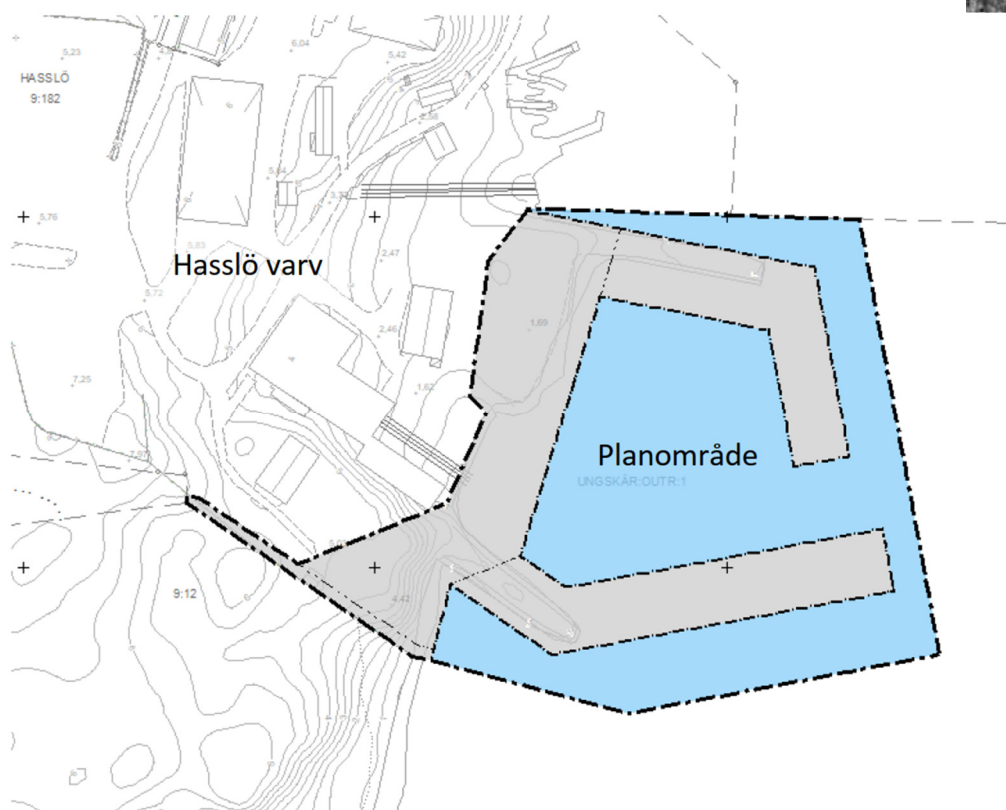


2026

breccia



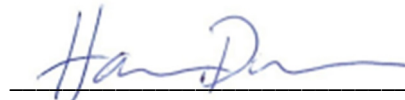
Riskbedömning sediment, Hasslö varv, Hasslö 9:182, Karlskrona kommun

Stockholm

Beställare: Karlskrona kommun
Uppdragsnummer: 2025237

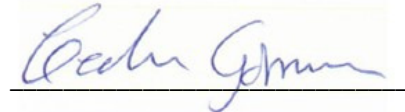
Uppdrag: Karlskrona Hasslö sediment
Rapporttitel: Riskbedömning sediment, Hasslö varv, Hasslö 9:12, Karlskrona kommun
Upprättat datum: 20260202
Reviderat datum: 20260218
20260309

Författad av



Hanna Dillner, Breccia konsult AB

Granskad av



Cecilia Göransson, Breccia Konsult AB

Uppdragsansvarig



Cecilia Göransson, Breccia konsult AB

Breccia Konsult AB

Adress:
Blekingsborgsgatan 18
214 63 Malmö

tfn: +46 (0) 709 44 11 27

mail: cecilia@breccia.se

org. nr: 559042-5988

Projektnr: 2025237

Uppdragsansvarig: Cecilia Göransson

Handläggare: Hanna Dillner, Cecilia Göransson

Granskad av: Cecilia Göransson

Bild på framsidan hämtad från Planbeskrivningen, Dnr: MSN.2023.2836

[https://breccia.sharepoint.com/Intranet/Gemensam/Projekt/2025/2025237 Karlskrona Hasslö 9182 sediment/Rapporter/Leverans 2026-03-09/u3_1_Rapport_Hasslö Riskbedömning sediment_2026-03-09.docx](https://breccia.sharepoint.com/Intranet/Gemensam/Projekt/2025/2025237%20Karlskrona%20Hassl%C3%B6%209182%20sediment/Rapporter/Leverans%202026-03-09/u3_1_Rapport_Hassl%C3%B6%20Riskbed%C3%B6mning%20sediment_2026-03-09.docx)

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1. BAKGRUND OCH SYFTE	3
2. OMRÅDESBESKRIVNING	3
2.1 Geologi, hydrogeologi och topografi	5
2.2 Bottenförhållanden	5
2.3 Miljö kvalitetsnormer	6
3. HISTORIK	6
3.1 Verksamhetshistorik	6
3.2 Ebh-stödet	6
3.3 Tidigare undersökningar	7
4. BEDÖMNINGSGRUNDER.....	10
4.1 Sediment	10
5. KVALITETSSÄKRING.....	11
6. SAMMANSTÄLLNING AV TIDIGARE RESULTAT	11
7. RISKBEDÖMNING	13
7.1 Bedömningsgrunder	13
7.2 Förslag till åtgärds mål	13
7.3 Miljöeffekter av grumling	14
7.4 Konceptuell modell:.....	15
7.5 Bedömda risker med olika ämnen.....	16
8. MÖJLIGA FELKÄLLOR	17
8.1 Skyddsobjekt.....	17
8.2 Botten och vattenrörelser	17
8.3 Kommande entreprenad	18
9. BEDÖMNING OCH SLUTSATS.....	18
9.1 Sammanfattning	19
10. REFERENSER.....	21

BILAGOR

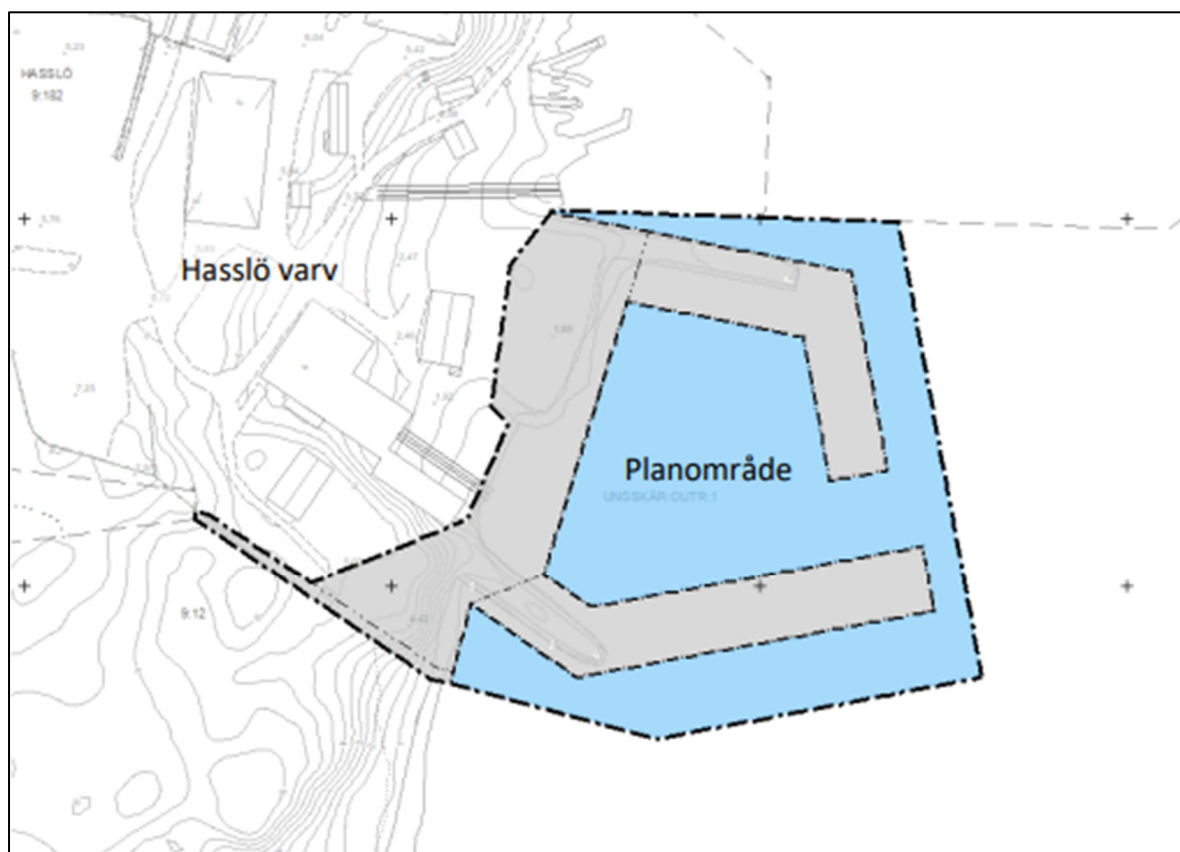
1. Sammanställning av analysresultat, sediment

1. Bakgrund och syfte

Miljö- och samhällsbyggnadsförvaltningen i Karlskrona kommun ska ta fram en ny detaljplan för fastigheten Hasslö 9:182, Hasslö varv, på Hasslö i Karlskrona kommun. Fastighetsägaren önskar utvidga verksamheten genom att bygga ut befintliga pirar längre ut i vattenområdet än vad gällande detaljplan tillåter, och därigenom möjliggöra en utveckling av befintlig verksamhet (Figur 1). Se vidare planbeskrivning från Karlskrona kommun (2025).

Miljö- och samhällsbyggnadsförvaltningen har gett Breccia i uppdrag att göra en lägre riskbedömning med plats-specifika värden efter tidigare genomförda översiktliga markundersökningar (av mark och sediment) för del av Hasslö 9:182, Hasslö varv, Hasslö, Karlskrona.

Man önskar svar på om risken för och konsekvenserna av spridning av sediment vid en entreprenad i hamnen är så omfattande att massor med förhöjda halter behöver avhjälpas. Enligt Karlskrona kommuns planförslag (2025) instämmer Länsstyrelsen i kommunens avsikt att utreda föroreningsituationen på platsen för att göra en riskbedömning om sanering behövs.

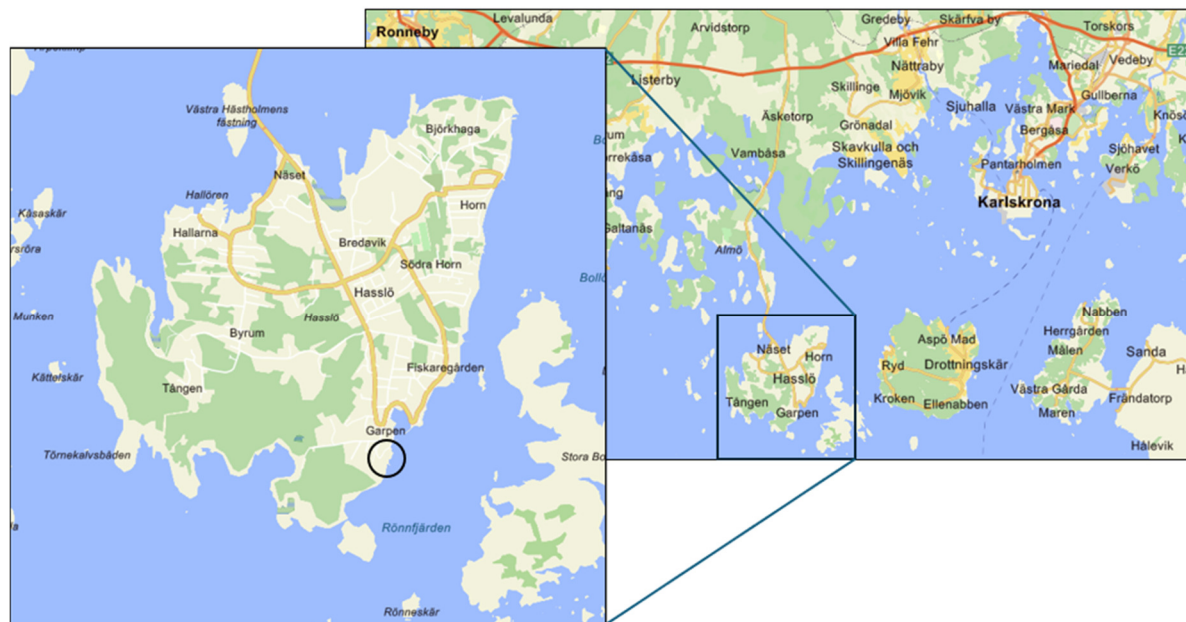


Figur 1. Planerade användningsytor för hamnverksamhet och vattenområde. Bild från planbeskrivningen (Karlskrona kommun, 2025).

2. Områdesbeskrivning

Det aktuella området (Fastigheten Hasslö 9:182) ligger på ön Hasslö i Karlskrona kommun. Verksamheten gränsar i väster åt ett bostadsområde (ca 100 västerut) och i öster åt Östersjön. Området består till största delen av berg i dagen, och har en stark lutning ned mot havet, se Figur 2 och Figur 3.

På fastigheten finns tre upptagningsplatser där man drar eller har dragit upp båtar via en slip. Två av dessa används fortfarande. 1986 lades den större slipen om. Då grävde man ned till berg och fyllde med fyllningsmassor (större fraktioner) för att slipen skulle klara tyngder på upp till 400 ton. 20-30 m av slipen är belagd med betong, och ca 10 m är ovan vattenytan och ca 20 m är under vattenytan. (DGE, 2010)



Figur 2. Översiktbild där undersökningsområdet är markerad i den vänstra kartan med en svart cirkel. Karta från Eniro.se.



Figur 3. Satellitfoto över undersökningsområdet med omgivning. I mitten på fotot syns Hasslö varv, och norr och söder om varvet syns berg i dagen.

2.1 Geologi, hydrogeologi och topografi

SGU:s digitala jordartskarta visar att områdets generella jordart är fyllning i nordöstra delen av fastigheten, sandig morän i den mellersta delen och berg i dagen i den sydvästra delen av fastigheten (SGU, 2026). Tidigare fältobservationer ger att området består av kalt berg med tunt eller osammanhängande jordtäckte (DGE, 2010; 2014). Enligt tidigare rapporter från DGE har området under åren fyllts ut med blandade fyllningsmassor (DGE, 2014). SGU:s berggrundskarta visar att berggrunden består av granodiorit-granit och Blekinge-Bornholmsorogenen.

Den del av fastigheten som ligger inom planområdet (Figur 1) består på land i norra delen av fyllning och i södra delen av sandig morän respektive berg i dagen. Större delen av planområdet ligger dock utanför pirarna. I tidigare sedimentundersökningar anges att botten generellt består av relativt fast material, mestadels av siltigt, sandigt sediment, där översta 2-4 cm generellt är något lösare (DGE, 2014). Enligt den geotekniska MUR som utfördes 2014 består sedimenten generellt av 0,2-7,5 m friktionsmaterial som vilar på berg. De översta 0-3,5 m av friktionsmaterialet består troligtvis av lösare sediment (troligtvis främst grusig finsand) och därunder lermorän. Bergdjupet ökar generellt österut (utåt havet) och söderut (WSP, 2014). I vattnet inom strandområdet finns även två sliprar, som går ut från strandlinjen. Dessa består av järnvägsräls. Den norra slipen går ut cirka 70 m och den södra cirka 50 m (DCE, 2014).

På fastigheten finns energibrunn, med totaldjup på 230 m i berg med rapporterad grundvattennivå på 10 m, enligt SGU:s digitala brunnsarkiv. Enligt DGE:s rapport från 2014 fanns då brunnar för hushåll, fritidshus eller lantbruk inom ca 300 m från fastigheten. När denna rapport skrivs (2026) finns inom samma radie fler energibrunnar men inte lägre några dricksvattenbrunnar rapporterade i brunnsarkivet.

Vid DGE:s undersökningar har inget grundvatten påträffats, men med avseende på fastighetens topografi görs bedömningen att både yt- och grundvatten har ett flöde österut mot havsviken (DGE, 2014).

Topografiskt består området till största delen av berg i dagen (Figur 3), med en stark lutning ned mot havet.

2.2 Bottenförhållanden

I samband med tidigare undersökningar har bottenförhållandena kartlagts med sonarundersökning och dykare (DGE, 2013). För en mer detaljerad redogörelse av denna hänvisas till DGE:s rapporter (DGE, 2013; DGE, 2014a). Mellan pirarna, utanför strandlinjen, ligger djupet på cirka 1,5-2 m (berg). Det finns en djupkant där djupet ökar från 3-4 m till en relativt plan botten med cirka 7-8 m djup utanför kanten. Inga direkta djuphålur eller högre formationer har noterats. Två sliprar går ut i vattnet från strandlinjen, 70 respektive 50 m ut i vattnet.

Botten har noterats bestå av ett siltigt sandigt material med mycket sten samt block. Botten är påverkad av vågor, vilket har förändrat och omfördelat moränen som antas finnas djupare ned, vilken förmodas vara lik den morän som återfinns även i omgivande miljöer.

Notera dock att dessa undersökningar utfördes för drygt tio år sedan, och bottenförhållandena har med stor sannolikhet ändrats sedan dess.

2.3 Miljö kvalitetsnormer

Området tillhör Östra Blekinge skärgårds kustvatten, Södra Östersjön; och har enligt den senaste bedömningen i VISS (2022-01-20) måttlig ekologisk vattenstatus (med avseende på ljusförhållanden och näringsämnen) och uppnår inte god kemisk status (med avseende på bromerad difenyleter, kvicksilver/kvicksilverföreningar och tributyltennföreningar (bl.a. TBT)), men har kvalitetskrav God ekologisk status 2027 och God kemisk ytvattenstatus.

Påverkanskällor (betydande påverkan) är Transport och infrastruktur (påverkan av båt- och fartygstrafik (tributyltennföreningar)), Atmosfärisk deposition (bromerad difenyleter, kvicksilver och kvicksilverföreningar), och Diffusa källor (näringsämnen) (VISS, 2026).

I planbeskrivningen (Karlskrona kommun, 2025) görs bedömningen att genomförandet av detaljplanen innebär en risk för ökad belastning på vattenförekomsten, och att genomförandet riskerar att rent principiellt motverka ett uppfyllande av miljö kvalitetsnormerna. Varvets påverkan på den stora vattenförekomsten Östra Blekinge skärgårds kustvatten är dock förhållandevis liten. Man bedömer att planförslaget sammantaget inte påverkar möjligheterna för ytvattenförekomsten att nå god status (Karlskrona kommun, 2025).

3. Historik

3.1 Verksamhetshistorik

Nedan följer ett kort sammandrag av den verksamhetshistorik som redovisas i DGE:s rapport från 2010.

Verksamheten vid Hasslö båtvarv startade 1927. Huvudverksamheten fram till mitten på 1960-talet var tillverkning av träbåtar (fisketrålare). Därefter övergick verksamheten mer och mer till att renovera och underhålla båtar. Under en kort period på 1950-talet testade man att tillverka plastbåtar och jaktkanoter, men den verksamheten lades ned pga dålig lönsamhet. Byggnader på fastigheten har uppförts och rivits genom åren allteftersom verksamheten har förändrats, och de byggnader som använts aktivt till varvsverksamhet har hårdgjorda golv av betong. På fastigheten har man även haft virkesförvaring. Den del av fastigheten som idag används för vinterförvaring av båtar (södra delen) består av fyllningsmassor. Fyllningsmassorna lades på platsen under 2009/2010 efter att man schaktat bort allt material över berget.

Potentiella föroreningskällor för verksamheten bedöms vara främst underhållsarbeten av båtar, såsom målning, blästring och slipning. Detta kan ha medfört att rester av båtbottnfärg (bly, zink, TBT) kan ha spridits till omgivningen. Ytterligare en potentiell föroreningskälla bedöms vara den dieselcistern som finns på fastigheten.

3.2 Ebh-stödet

Varvet finns med i Länsstyrelsen ebh-karta, med Primär bransch *Varv utan halogenerade lösningsmedel/giftiga båtbottnfärger*, status delåtgärd, riskklass saknas (Id 109191). Strax norr om fastigheten finns enligt ebh-stödet ett objekt med drivmedelshantering.

3.3 Tidigare undersökningar

Tidigare utförda miljötekniska markundersökningar som utförts på fastigheten och som Breccia har kännedom om:

3.3.1 DGE, 2010: Översiktlig miljöteknisk markundersökning av Hasslö båtvarv - Hasslö 9:133, Karlskrona kommun (2010-12-16)

2010 utförde DGE Mark och Miljö en miljöteknisk markundersökning på Hasslö 9:133, som inleddes med en historisk utredning för att bedöma var på fastigheten olika typer av verksamheter har skett och vilka typer av föroreningar som kan förekomma. Man gjorde även provtagning av jord och sediment. Undersökningen gav att det fanns förhöjda halter av metaller, tennorganiska föreningar och alifater i marken. Sedimenten visade förhöjda halter av främst tennorganiska föreningar (upp mot 5500 µg/kg TBT påvisades i sediment) men även metaller (arsenik, barium, koppar, krom, nickel, bly och zink). (Norska och holländska riktvärden användes.) En förenklad riskbedömning gjordes där havsmiljön bedömdes ha det största skyddsvärdet, och på land bedömdes risken för direktexponering för människor vara måttlig. Man bedömde att det behövdes kompletterande undersökning av TBT i sedimenten för att avgränsa och platsspecifikt bedöma föroreningen, för att sedan kunna bedöma ev åtgärdsbehov och möjliga åtgärdsalternativ. Se Figur 4 för placering av provpunkter för sedimentprov.

3.3.2 DGE, 2013a: Åtgärdstutredning avseende förorenade sediment, Hasslö Varv AB, Hasslö, Karlskrona (2013-09-05)

I rapporten går man igenom olika efterbehandlingsmetoder, såsom frysmuddring, sugmuddring, grävuddring och övertäckning; samt exempel på skyddsåtgärder och miljöpåverkan.

3.3.3 DGE 2013b: Riskvärdering avseende förorenade sediment, Hasslö båtvarv AB, Hasslö, Karlskrona (2013-10-07)

Rapporten går igenom och utvärderar olika åtgärdsalternativ, och förordar alternativet täckning med betongmadrasser.

3.3.4 DGE, 2014a: Fördjupad miljöteknisk markundersökning, Hasslö båtvarv AB, Hasslö, Karlskrona (2014-04-17)

En fördjupad undersökning av jord och sediment har gjorts, varefter en fördjupad riskbedömning har utförts, med avseende på TBT. Syftet med undersökningen var att komplettera tidigare undersökningar för att grovt avgränsa och kvantifiera tidigare påvisad förorening och sedan utföra en fördjupad riskbedömning. Provtagning med kolvprovtagare och Van Veen-skopa utfördes, och analys gjordes av 18 sedimentprov, som gav halter mellan 2,8 och 2700 µg/kg (medel 205 µg/kg; median 28,5 µg/kg). Noteringar om växtlighet och djurliv gjordes, bla olika sorters tång, alger, och musslor. Vid riskbedömningen bedömdes att miljöriskerna var överordnade hälsoriskerna på aktuell fastighet vid gällande förhållanden. Beräkning av hälsorisker gav att halter över 400 µg/kg inte bör tillåtas i sedimenten, och rimlig åtgärdsnivå avseende miljörisker bedömdes vara 100 µg/kg, med då aktuellt underlag. Nivån för miljörisker baserades på jämförelse med andra länders riktvärden samt värderingar i form av vad som är rimligt och skäligt enligt svensk rättspraxis, och i mindre grad på riskbedömning baserad på risker för miljön på platsen. Dock kan teknikval och kostnader göra att åtgärdsålet kan behöva justeras uppåt eller nedåt. Se Figur 4 för placering av provpunkter för sedimentprov.

DGE ansåg dock att en riskvärdering där miljönyttan vägdes mot kostnader och andra aspekter borde utföras på området.

Som övergripande åtgärds mål föreslås i rapporten följande, som har varit styrande i DGE:s fördjupade riskbedömning:

1. På området ska både barn och vuxna kunna bada och vistas tillfälligt.
2. Yrkesverksamma ska kunna vistas och arbeta på platsen.
3. Området ska ej utgöra en betydande punktkälla med omfattande spridning till omgivande opåverkade miljöer.
4. Vattenlevande organismer skall ej utsättas för föroreningshalter som i hög grad överstiger halter i andra hamnområden i Östersjön.

I den fördjupade miljö- och hälsoriskbedömningen gjordes en konceptuell modell, där man kartlade föroreningskälla, spridningsvägar och receptorer (skyddsobjekt). De exponeringsvägar som beaktades var oralt intag av jord/sediment, oralt intag av sediment vid bad ("kallsup"), hudupptag vid bad samt upptag i biota, se vidare under rubrik 7.2 Konceptuell modell.

Känsligheten, då det gäller människors hälsa, för aktuellt område bedömdes som liten till måttlig. Föroeningen (TBT) finns främst i sedimenten direkt utanför varvet, där de är relativt svårtillgängliga. Området är inhägnat och allmänheten har inte tillträde till fastigheten. Det kan inte uteslutas att badande människor ändå via land eller med båt når fastigheten för bad.

Vid beräkningar av nationella riktvärden för TBT är det ämnets miljöpåverkan som har varit avgörande och inte hälsoriskerna. Man går i DGE:s rapport igenom lokala och regionala förutsättningar, och jämför även med nationella och internationella förutsättningar. Regionala jämförvärden för TBT fanns inte (2014), men skriver att när det gäller effekter på ekosystemet eller enskilda arter så finns det risker redan vid mycket låga halter av tennorganiska föreningar i sedimentet. Påverkan på snäckor har observerats i halter i vatten på under 0,001 mg/l och fisklarver i halter runt 0,05 µg/l, och musslor har svårt att överleva i sediment med TBT-halter över 800 µg/kg TS. Man går igenom riktvärden från andra länder (Norge, Nederländerna, Belgien, Danmark och Finland). Riktvärdena finns både som effektbaserade och förvaltningsmässiga, då riktvärden av praktiska och ekonomiska måste höjas från de effektbaserade, till en praktiskt genomförbar gräns. De effektbaserade riktvärdena varierar mellan 0,002-0,26 µg/kg, medan ländernas riktvärden för maxhalter i material som ska dumpas i samband med muddring har ett spann mellan 7 och 500 µg/kg.

I rapporten gör man beräkningar som leder fram till bedömningen att för TBT i sediment är 400 µg/kg den högsta halt som kan accepteras på platsen, med aktuell markanvändning, för att ingen risk skall finnas för människors hälsa. Baserat på antaganden och värderingar för beräkningar av miljörisker på platsen samt värderingar i form av vad som är rimligt och skäligt, och jämfört med andra länders jämförvärden bedömer man att en nivå 100 µg /kg är en rimlig nivå TBT som kan accepteras i sedimenten. Denna nivå bygger på värdering av andra länders nivåer och svensk rättspraxis, och i mindre grad på konventionell riskbedömning baserad på risker för miljön på platsen.

DGE rekommenderade att, med avseende på TBT, en åtgärdsutredning samt riskvärdering görs över hela det konstaterat förorenade området. Man rekommenderade även att en ytterligare provtagning med avseende på TBT utförs, kanske även en ekotoxikologisk utredning, för att kunna avgränsa föroeningen ytterligare och ge ett bättre underlag för riskvärdering.

3.3.5 DGE 2014b: Miljökontroll vid avhjälpandeåtgärder på Hasslö 9:182, Hasslö båtvarv AB, Hasslö, Karlskrona (2014-03-01)

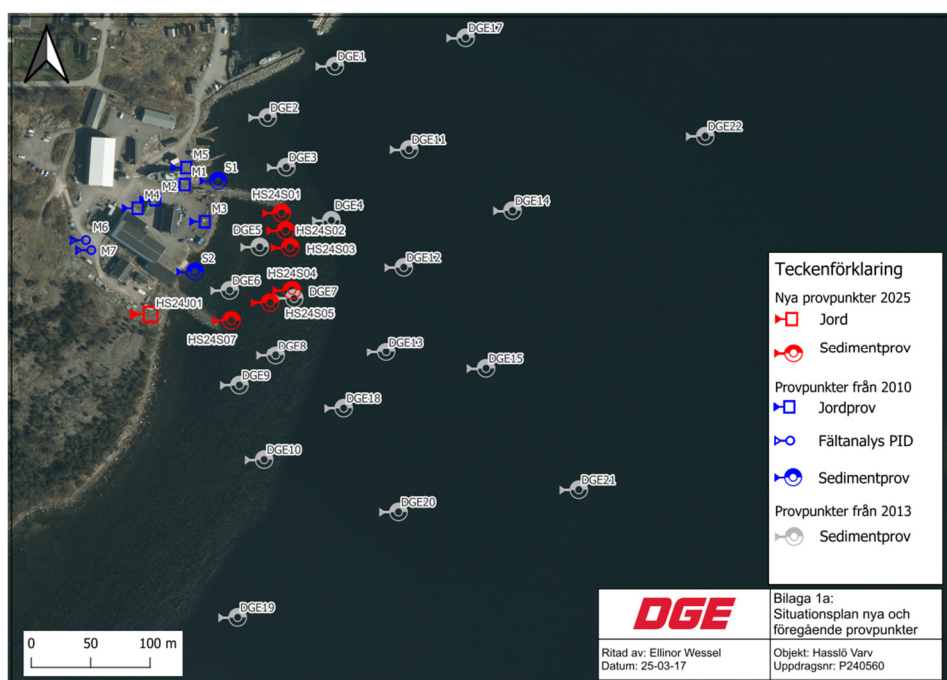
DGE utförde miljökontroll vid avhjälpandeåtgärd av fastigheten Hasslö 9:182, Karlskrona kommun. Efterbehandlingen gjordes pga höga halter av TBT och metaller, överstigande aktuella riktvärden. Avhjälpandeåtgärden utfördes genom övertäckning med makadam och 10x2,4 m betongelement/madrasser. Under avhjälpandeåtgärderna utfördes miljökontroll genom fältmätningar med avseende på grumling, vilken redovisades i en slutrapport. Visuell kontroll och fältmätningar av turbiditet/grumling visade att det inte förekom någon grumlighet utanför miljögardinen som användes vid avhjälpandeåtgärden, orsakad av pågående vattenverksamhet. Totalt efterbehandlades 467 m² av botten utanför Hasslö genom övertäckning.

3.3.6 DGE 2025: Miljöteknisk undersökning av sediment och jord, Hasslö varv (2025-03-17)

DGE utförde 2025 en kompletterande miljöteknisk undersökning av jord och sediment inför ombyggnation av pirar. Undersökning av sediment gjordes inom planens expansionsområde. Man gjorde även en inventering av båt- och fartygslämningar. Provtagning av sediment utfördes med Van Veen-skopa i sju provpunkter (även en provgröp i jord). Det var inte klarlagt om muddring skulle komma att behöva utföras vid utbyggnaden av pirarna.

Prover analyserades med avseende på alifater, aromater, PAH, tungmetaller, tennorganiska föreningar, PCB, diuron och iragol. Två prov analyserades även med avseende på PFAS.

Sedimentprover visade på halter av koppar, PAH, DBT, TBT och PCB överskridande Kust och Havs bedömningsgrunder klass 5 (mkt stor avvikelse från bakgrundshalterna). Den höga föroreningsgraden gjorde att man bedömde att eventuellt uppkomna muddermassor inte skulle vara lämpliga att dumpas till havs. Vid klassificering av muddermassor överskred även ett flertal ämnen MKM, vilket gör att dessa massor inte är lämpliga för återvinning på land, och gör att uppmuddrade sedimentmassor bör skickas till mottagningsanläggning med klassificeringen Icke Farligt Avfall (IFA). Se Figur 4 för placering av provpunkter för sedimentprov.



Figur 4. Situationsplan med provpunkter från DGE:s rapporter (2010, 2013 och 2025). Bild från DGE, 2025.

4. Bedömningsgrunder

4.1 Sediment

Vid utvärdering av analysresultaten för sediment har följande bedömningsgrunder använts:

- Havs- och vattenmyndighetens effektbaserade bedömningsgrunder (HVMFS 2019:25)
- Havs- och vattenmyndighetens effektbaserade indikativa värden för sediment
- SGU:s Klassning av halter av organiska föroreningar i sedimentrapport 2017:12 (SGU, 2017)
- SGI Vägledning 10 Bakgrundshalter i sediment

4.1.1 Havs- och vattenmyndighetens effektbaserade bedömningsgrunder (HVMFS 2019:25)

Dessa effektbaserade bedömningsgrunder anger en koncentration som med dagens kunskap betraktas som säker för sedimentlevande organismer. Bedömningsgrunderna har tagits fram i enlighet med ett europeiskt vägledningsdokument (CIS 27) och baseras på toxicitetsdata för sedimentlevande organismer.

4.1.2 Havs- och vattenmyndighetens indikativa värden för sediment

Dessa effektbaserade bedömningsgrunder gäller för sediment men är baserade på toxicitetsstudier på vattenlevande organismer. Osäkerheterna är därför större men riktvärdena kan ändå användas för att få en uppfattning kring om en förorening potentiellt utgör en risk för sedimentlevande organismer.

4.1.3 SGU:s Klassning av halter av organiska föroreningar i sedimentrapport 2017:12 (SGU, 2017)

Utifrån dessa tillståndsbaserade bedömningsgrunder klassificeras föroreningshalter i fem olika klasser, från klass 1/mycket låg halt till klass 5/mycket hög halt. Klassificeringen är baserad på en statistisk fördelning av uppmätta halter i finkornigt ytsediment från ackumulationsbottnar i svenska kust- och utsjöområden. Värdena kan användas för att bedöma om föroreningshalterna i ett sediment är låga eller höga i förhållande till uppmätta halter på andra platser i ett nationellt perspektiv. Klassificeringen säger däremot ingenting om potentiella risker för negativa effekter på hälsa och miljö.

4.1.4 SGI Vägledning 10 Bakgrundshalter i sediment

Avseende organiska ämnen innehåller rapporten samma bedömningsgrunder som redovisas i SGU:s rapport 2017:12. I rapporten redovisas även bakgrundshalter i olika miljöer samt avvikelseklasser för metaller i limniska respektive marina sediment (tidigare publicerat i Naturvårdsverkets rapport nr 4914 Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Kust och hav). Likt tillståndsklasserna i SGU:s rapport 2017:12 tar avvikelseklassificeringen för metaller inte hänsyn till ekotoxikologiska effekter. Avvikelseklasserna säger endast något om hur halterna avviker från nationell förindustriell bakgrundshalt (tillståndsbaserade riktvärden).

4.1.5 Utländska bedömningsgrunder för tennorganiska föreningar

Nederländska riktvärden från Ministerie van Volkshuisvesting (Crommentuijn et al., 2000): Dessa riktvärden från Nederländerna utgörs av två nivåer: "Target values" och "Intervention values". Target values (målnivåer) indikerar en nivå för hållbar markkvalitet, det vill säga en nivå som ska uppnås för

att helt återställa markens funktioner för människor samt växt- och djurliv. Intervention values (aktionsnivåer) indikerar en föroreningsnivå vid vilken markens funktioner för människor samt växt- och djurliv är allvarligt försvagad eller hotad. Värdena har beräknats utifrån aktionsnivåer för jord/sediment. För tennorganiska ämnen (summa tennorganiska ämnen) gäller target value: 0,001 mg/kg TS (1 µg/kg TS), och Intervention value: 2,5 mg/kg TS (2500 µg/kg TS).

RIVM (Nederländska nationella institutet för folkhälsa och miljö; 2012): Kvalitetsstandard (Quality standard) för sediment har härletts från kvalitetsstandarden för sött ytvatten med hjälp av K-värden. För holländsk standardjord: 0,01 µg/kg (10% TOC). För miljöriskgräns (Environmental risk limits) för TBT i sediment gäller: MPC_{eco} (Maximum Permissible Concentration, koncentration under vilken ingen negativ effekt förväntas i ekosystemet): 0,01 µg/kg_{dwt} (worst case estimate) och SRC_{eco} (Serious Risk Concentration): 27 µg/kg_{dwt}.

Danska miljö kvalitetskriterier följer EU:s vattendirektiv och OSPAR-konventionens riktlinjer för den marina miljön; TBT i sediment i marin miljö 1,3 µg/kg TS (Aarhus universitet, 2024).

5. Kvalitetssäkring

Breccias verksamhet bedrivs enligt ett internt ledningssystem som är motsvarande kvalitetssystem för SS-EN ISO 9001:2015 och miljöcertifieringssystem enligt SS-EN ISO 14001:2015.

6. Sammanställning av tidigare resultat

Tidigare utförda undersökningar och rapporter är vid dags datum (januari 2026) i flera fall över 10 år gamla, och vissa avhjälpandeåtgärder har utförts (DGE, 2014b). Även undersökningen utförd av DGE 2025 är nu relativt gammal för att kunna säga exakt hur föroreningssituationen ser ut idag. Sediment flyttar sig över tid.

De analysresultat från tidigare undersökningar som sammanställs i denna rapport, härrör från provtagning av sediment utförda av DGE 2010, 2014 och 2025, se bilaga 1. Det bör noteras att då sediment rör sig pga olika processer såsom vågor och vattenströmmar, går det inte att säga att de sediment som provtogs ett år ligger kvar på samma ställe nästa år eller ens en månad senare. Det betyder att en halt av en förorening som detekterats på en punkt i en viss halt, sannolikt inte är den samma på samma plats ett år senare. Dock ger provtagningarna en generell bild över föroreningssituationen i området.

Uppmätta halter av TBT i sedimenten utanför Hasslö varv är mellan 0,027 mg/kg och 0,751 mg/kg (DGE, 2025) och uppåt 5,59 mg/kg (DGE, 2010, 2014). Vid jämförelse med de tillståndsbaserade bedömningsgrunderna befinner sig dessa högsta halter i både klass 4 (stor avvikelse) och klass 5 (mycket stor avvikelse). Den effektbaserade bedömningsgrunden (QS sediment) är 0,0016 mg/kg (1,6 µg/kg), vilket uppmätta TBT-halter i dessa sediment överstiger.

Vid en jämförelse med utländska bedömningsgrunder, som är i nivå med de svenska effektbaserade bedömningsgrunderna, så överskrids även de. Exempelvis de nederländska riktvärdena för MPC_{eco} (0,01 µg/kg) och de nederländska targetvalues (1 µg/kg) överskrids, liksom de danska miljö kvalitetskriterierna för TBT i sediment i marin miljö (1,3 µg/kg).

Resultaten från DGE:s tidigare rapporter ger halter av MBT¹ i klass 3 (tydlig avvikelse) av SGI:s tillståndsbaserade bedömningsgrunder, samt DBT² och TBT³ i klass 4 (stor avvikelse) och klass 5

¹ Monobutyltenn

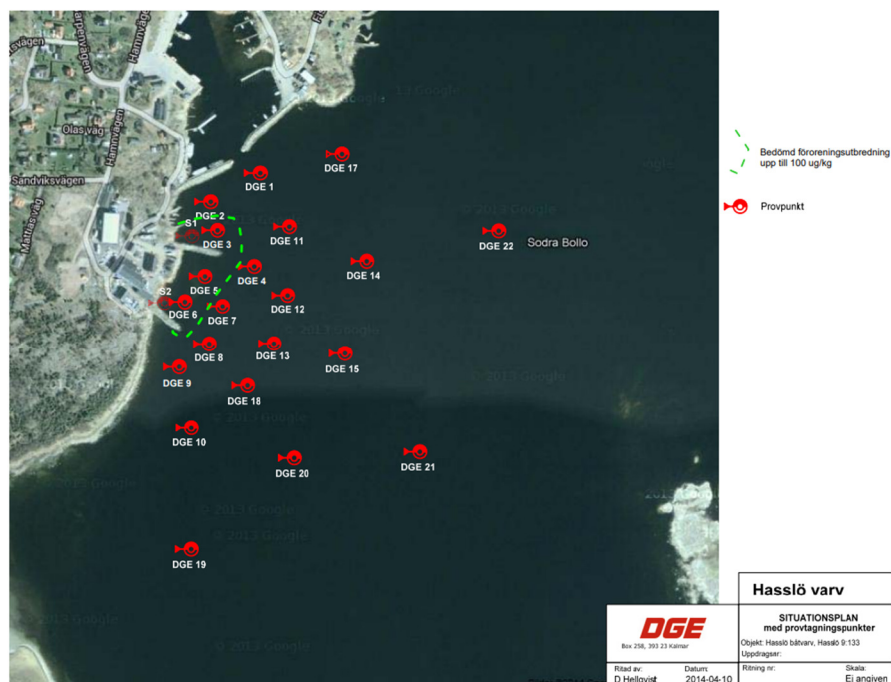
² Dibutyltenn

³ Tributyltenn

(mycket stor avvikelse) (tennorganiska föreningar). Halt av metaller, oljor, PAH och PCB undersöktes i DGE:s undersökning 2025, varvid metaller påvisades i relativt låga tillståndsklasser (Klass 1-2) med undantag för koppar som påvisades i klass 4 (stor avvikelse) (DGE, 2025). PAH och PCB påvisades i klass 4 och 5 enligt bedömningsgrunderna (stor, respektive mycket stor avvikelse). Oljor (fraktionerade alifater och aromater) påvisades generellt i halter under laboratoriets rapporteringsgräns, med några få undantag.

Sedimenten inom det område där DGE gjorde sin undersökning 2025, dvs inom det område som antas beröras av utbyggnaden av pirarna, är förorenade av koppar, PAH, PCB och tennorganiska föreningar (DBT, TBT). PAH och koppar klassas som ämnen med hög farlighet, och finns påvisade i bedömningsgrundernas klass 4 och 5 (stark påverkan respektive mycket stark påverkan). PCB och tennorganiska ämnen klassas som ämnen med mycket hög farlighet, och även de finns påvisade i klass 4 och 5. Metaller (utom koppar) i undersökningarna påvisas i de lägre klasserna (generellt i klass 1-3) i bedömningsgrunderna.

DGE har i sina undersökningar tagit sedimentprov inom ett avstånd från varvet av 0 till ca 400 m österut. Generellt förekommer de högsta halterna närmre land och nära varvet, och de lägre halterna förekommer längre österut, mot havet. I området som antas beröras av den planerade utbyggnaden av pirar förekommer de högsta halterna av TBT, där halt TBT och DBT påvisas i klass 4 eller 5 i Kust och Havs bedömningsgrunder för miljö kvalitet (halter mellan 0,014 och 2,7 µg/kg). I DGE:s fördjupade undersökning från 2014 uppskattas det område där sedimenten innehåller TBT-halt över 100 µg/kg grovt till 80 x 170 m, varav 467 m² åtgärdades 2013 (Figur 5). Utanför detta område kommer ett band med provpunkter där TBT-halter i klass 4 har påvisats. På cirka 250–400 m avstånd från hamnområdet påvisades halter i klass 3 (medelhög halt; 0,0028-0,012 mg/kg), dock fortfarande i halter överstigande de effektbaserade bedömningsgrunderna. De effektbaserade bedömningsgrunderna för TBT i sediment är 1,6 µg/kg TS (5% TOC), vilket hamnar i klass 3 i bedömningsgrunderna, och alltså överskrider i stora delar av de marina sedimenten i Sverige (HaV, 2018).



Figur 5. Bild från DGE (2025), där man gjort en uppskattning av utbredningsområde för sediment med TBT-halter överstigande 100 µg/kg (0,1 mg/kg). Området markeras med grönstreckad linje (DGE, 2025).

Området tillhör Östra Blekinge skärgårds kustvatten, vilket sedan tidigare inte uppnår god kemisk status med avseende på bland annat tributyltennföreningar (exempelvis TBT), men området har kvalitetskrav God kemisk ytvattenstatus 2027. De påverkanskällor som är mest betydande anges som transport och infrastruktur (påverkan av båt- och fartygstrafik (tributylföreningar)) (VISS, 2026). Tillskottet av tributylföreningar från aktuell verksamhet har sannolikt bidragit till förhöjda halter i sedimentet i närområdet.

7. Riskbedömning

7.1 Bedömningsgrunder

De övergripande åtgärds mål som föreslås i DGE:s fördjupade riskbedömning från 2014, bestod av fyra punkter, två hälsoriskbaserade och två miljöriskbaserade. Eftersom föroreningen finns i sedimenten utanför båtvarvet och därmed inte är särskilt tillgängligt för människor, bedömdes miljöriskerna som överordnade hälsoriskerna.

De två miljöriskbaserade punkterna var att "Området ska ej utgöra en betydande punktkälla med omfattande spridning till omgivande opåverkade miljöer"; och "Vattenlevande organismer skall ej utsättas för föroreningshalter som i hög grad överstiger halter i andra hamnområden i Östersjön".

Vid tiden för denna rapport finns inga regionala riktvärden, och de har räknat fram ett platsspecifikt riktvärde som nivå att sanera ned till, av miljörisker, för TBT-halter i sedimenten (100 µg/kg; 0,1 mg/kg). Denna gräns är framtagen i relation även till tillståndsbaserade bedömningsgrunder, andra länders gränsvärden och vad som var praxis i Sverige i liknande miljöer för vad som är/var praktiskt och ekonomiskt möjligt att genomföra. Idag (2025) finns svenska riktvärden för sediment, tillståndsbaserade bedömningsgrunder samt effektbaserade bedömningsgrunder (1,6 µg/kg (0,0016 mg/kg)).

Som jämförelse har även statusklasser på sediment använt som jämförelse, se Naturvårdsverkets bedömningsgrunder.

Dessa bedömningsgrunder är tillståndsbaserade och jämför områdets föroreningsnivå med andra sediment i Sverige. Statusklassen innebär en grov bedömning av föroreningsnivåerna.

7.2 Förslag till åtgärds mål

Åtgärds målen har uppdaterats sedan DGE gjorde sina. Detta utifrån ny fakta som t ex att riskerna för människors hälsa är lägre än för miljön.

Förslag till övergripande åtgärds mål;

1. Kommande entreprenad och verksamhet ska inte förvärra föroreningssituationen inom detaljplanerområdet
2. Föroreningsspridningen av kommande verksamheter ska inte öka utifrån dagens uppmätta halter utanför den befintliga hamnen.
3. Halterna av analyserade ämnen ska över tid sjunka.
4. Området ska ej utgöra en betydande punktkälla med omfattande spridning till omgivande opåverkade miljöer.

7.3 Miljöeffekter av grumling

De viktigaste typerna av miljöeffekter i och kring farleder är grumling, sedimentation, spridning av föroreningar och näringsämnen. Miljöeffekterna kan vara tillfälliga såsom grumling och orsaka tillfällig påverkan på exempelvis vattenkvaliteten. Biologiska effekter är ofta mer kortvariga även om graden av och tiden för återhämtning kan variera (HAV, 2018).

Grumling beror på en tillfällig ökad förekomst av partiklar i vattnet, partiklar som kan bestå av ler och silt, men även växtplankton och bakterier. Grumling kan vara ett resultat av naturliga processer så som vågor, vind, erosion från land och smältvatten vid flodmynningar, och kan variera över året. Grumling kan också vara resultatet av mänsklig påverkan så som exempelvis muddring och mekanisk påverkan/uppgrumling av fartyg. Hur miljön påverkas av förhöjd grumling varierar över året, där vissa perioder kan vara känsligare än andra. Miljöns känslighet för grumling styrs av förekomst och känslighet hos arter eller habitat på platsen, och varierar från plats till plats och varierar över året. Ekosystem är normalt anpassade för naturliga variationer i grumlighet. Risken för negativa effekter av grumling vid tex muddring är beroende av både grumlingens nivå (sedimentkoncentration) och hur långvarig grumlingen är i tid (HaV, 2018).

Huvuddelen av det grumlande sedimentet sjunker ofta till botten inom ett dygn, men det finaste materialet kan sedimentera över betydligt längre tid och ytor. Grumling kan ha negativ påverkan exempelvis fisk så som beteendeförändringar, födosök, vandring till lekstränder eller andra beteenden, med olika känslighet beroende på fiskens livsstadium. Enligt rapporten uppträder dödliga effekter hos fisk sällan vid grumlighet lägre än 100 mg/l om varaktigheten är mindre än 10 dygn, däremot har effekter på ägg och yngel observerats vid halt suspenderat material så låg som 10 mg/l. Grumling kan även ha negativ påverkan på ljuskrävande växter på botten och bottenlevande alger, samt påverka bottenlevande djur genom tilltäppning av membran eller ökad belastning hos filtrerande bottenfauna (HaV, 2018).

Sediment innehåller även naturligt metaller och närsalter, och sediment som avsatts de senaste 150 åren innehåller sannolikt även föroreningar av olika slag. Den grumling som uppstår vid passage av större båtar och fartyg kan leda till spridning av föroreningar från sedimenten. Finkorniga sediment som lera och gyttjeler innehåller normalt mer metaller och miljögifter än mer grovkorniga sediment såsom sand. Finare partiklar kan också spridas över större områden än grövre material. Grumlingen kan även öka biotillgängligheten av föroreningar (HaV, 2018). Under syrefria förhållanden frigörs sedimentbunden fosfor som fosfat till vattnet.

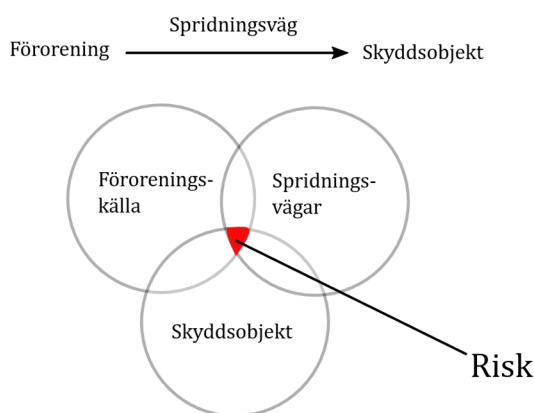
Om sedimentet, som grumlas upp, innehåller näringsämnen och föroreningar kan spridning av dessa ämnen ske, även om det är svårt att förutsäga vad miljöeffekterna blir vid uppgrumling av förorenat sediment. Dock sker en utspädning av föroreningen av vattenmassan.

Föroreningar i sediment kan delas upp i grupperna metaller, organiska föreningar och närsalter. Vid vissa typer av sediment kan även sulfid vara en viktig parameter. Metaller, närsalter och andra grundämnen kan förekomma naturligt, ofta med högre halter i mer finkornigt material. Metallhalterna varierar också beroende på sedimentens geologiska ursprung. Storskalig antropogen spridning av föroreningar har orsakat atmosfäriskt nedfall av tex Hg, Cd, dioxiner och PCB. För många metaller betyder det att den rådande bakgrundshalten i ytliga sediment är högre än den naturliga förekomsten. Föroreningsnivåer kan också vara påverkade av lokala faktorer som industriella utsläpp, användning av bekämpningsmedel, utfyllnader, dagvatten, hamnverksamhet, marinor och diffus spridning av båtbottnfärger (HaV, 2018).

De två etablerade metoder som framför allt används i Sverige för riskbedömning av sediment är effektbaserad bedömning samt bedömning utifrån avvikelse från naturliga och/eller rådande bakgrundshalter (tillståndsbaserad bedömningsgrund (SGI vägledning, 2024; HaV, 2018)). Tillståndsbaserade bedömningsgrunder uttrycker om en halt är att anse som hög eller låg i ett nationellt perspektiv och med utgångspunkt från de sedimentdata som har använts som underlag. De är dock inte relaterade till toxiska effekter för tex bottenlevande organismer, såsom de effektbaserade bedömningsgrunderna är. Effektbaserade bedömningsgrunder för TBT i sediment är 1,6 µg/kg TS (5% TOC). Detta värde hamnar i klass 3 enligt Naturvårdsverkets reviderade tillståndsbaserade bedömningsgrunder för marin miljö, dvs överskrids i stora delar av de marina sedimenten i Sverige (HaV, 2018). Sedimenten utanför Hasslö varv är förorenade av koppar, TBT, PAH och PCB, i halter i klass 4 och 5 i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Dessa halter överstiger kraftigt de effektbaserade bedömningsgrunderna (för TBT: 1,6 µg/kg, klass 3 i de tillståndsbaserade bedömningsgrunderna). Detta indikerar att effekter på känsliga sedimentlevande organismer sannolikt förekommer.

7.4 Konceptuell modell:

För att en förorening i vår omgivning ska bli en risk måste det finns en förorening överstigande en viss halt, ett skyddsobjekt (t ex människor, recipient, vattentäkt) samt en exponerings- och /eller spridningsväg mellan föroreningen och skyddsobjektet, se 6 nedan. Följaktligen innebär inte enbart förekomsten av en förorening automatiskt en risk för negativa effekter på hälsa och miljö. För att visa detta förhållande brukar man göra en konceptuell modell, där man visar på föroreningskälla, spridningsvägar och skyddsobjekt.



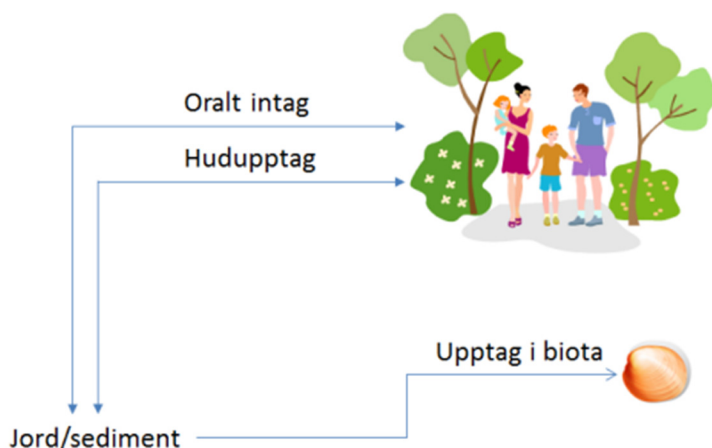
Figur 6. Figurerna visar vad som krävs för att en risk ska uppstå. Det måste finnas både spridningsvägar och skyddsobjekt för att en förorening ska utgöra en risk. Saknas ett av de tre objekten föreligger ingen risk.

Inför arbetet med denna rapport har inget platsbesök eller ytterligare undersökningar gjorts och platsspecifik information har sammanställts från bakgrundsrapporterna. Den tidigare konceptuella modellen som gjordes (DGE, 2014) har några år på nacken, och det går inte att ta för givet att bottenförhållandena är konstanta över tid. Vågor och vind gör att sediment kan flytta på sig. Det gör att den konceptuella modellen måste bli relativt enkel. DGE (2014) tog vid tidigare undersökningar fram en konceptuell modell, se 7. Föroreningskällan i detta fall är de förorenade sedimenten, där höga halter av TBT, PCB, PAH och koppar har påvisats. TBT och PCB är klassificerade att ha mycket hög farlighet och PAH och koppar har hög farlighet.

De exponeringsvägar som beaktades i den konceptuella modellen är:

1. Oralt intag av jord/sediment.
2. Oralt intag av sediment vid bad, "kallsup".
3. Hudupptag vid bad.
4. Upptag i biota.

DGE (2014) bedömde att exponeringsvägen hudupptag genom jord/sediment på land är underordnad hudupptag vid bad. Detta för att den totala kroppsytan som exponeras blir betydligt mindre vid hudkontakt på land, i Naturvårdsverkets modeller räknas med att barn är klädda i shorts och tröja. Vid exponering genom hudupptag vid bad antas att hela kroppsytan exponeras.



Figur 7. Figur över konceptuell modell för Hasslö varv. Bild från DGE (2014).

DGE bedömde även att sedimenten utgör en större risk för miljön än för människors hälsa. Detta då föroreningarna finns framför allt i sedimenten direkt utanför Hasslö varv, och risken för människor att exponeras för dessa är relativt liten. Föroreningarna i sedimenten innebär däremot en risk för bottenlevande djur och växter, då PCB, PAH, TBT och koppar anses vara farligt för vattenlevande djur och växter. Inför skrivandet av denna rapport har ingen inventering av bottenfauna gjorts, utan för ytterligare förklaring hänvisas till DGE:s rapporter. Vid DGE:s fördjupade undersökning (2014) noterades sågtång och blåstång. I de yttre punkterna noterades någon form av rödalga, troligen Rödslick. I flera punkter noterades även andra brunalger. Man noterade även skal av främst Östersjömussla och hjärtmussla, samt i några punkter även blåmussla. Observationerna var endast noteringar, då undersökningen inte var fördjupad mot växtlighet och djurliv på platsen.

7.5 Bedömda risker med olika ämnen

Precis som konstaterats i tidigare rapporter så är risken för negativa hälsoeffekter liten. Nedan görs översiktlig bedömning om hur uppmätta ämnen påverkar människors hälsa resp miljön.

PAHer rör sig generellt inte så mycket i vatten utan binder till partiklar. Inga uppmätta halter överskrider det hälsobaserade riktvärden. För PAH M är den styrande exponeringsvägen inandning av ångor och för PAH H intag av jord. Både för PAH L och PAH H styrs riktvärdet av skydd av grundvatten. För PAH M styrs hälsorisker med inandning av ångor.

PCB är svårlösliga i vatten och binder i första hand till partiklar i sedimentet, organiskt material och lerpartiklar snarare än att lösas i vattenfasen. Medelvärde av påvisade halter PCB7 i sedimenten understiger det hälsobaserade riktvärdet för långtidseffekter för MKM, även om det förekommer

högre halter som överstiger de hälsobaserade riktvärdena. De uppmätta halterna understiger dock de hälsobaserade riktvärdena för intag och hudkontakt av jord/damm. De uppmätta halterna av PCB7 understiger även riktvärdet för skydd av markmiljö för MKM.

För irgarol överskrider halterna riktvärdet för MKM men där den dominerande exponeringsvägen är intag av växter eller dricksvatten. Endast i en analys överskrider irgarol skydd av ytvatten, som är det skyddsobjekt som styr halten i riktvärdet och det hälsobaserade riktvärdet är mycket högre (SNV, 2016)

TBT har låg vattenlöslighet, binder främst till partiklar och ackumuleras i sediment, där de kan lagras i sedimentet på botten under lång tid. Nedbrytningsprodukterna DBT och MBT är mer lösliga än TBT. Uppmätta halter av TBT i sedimenten är mellan 0,0028 mg/kg (långt ut) och 5,59 mg/kg (nära land), med de högre halterna nära det område där man planerat utbyggnaden av pirarna. Uppmätta halter av TBT, DBT och MBT understiger de hälsobaserade riktvärdena för MKM, men det finns prover med uppmätta halter av TBT som överstiger riktvärden för skydd av ytvatten och markmiljö.

Tennorganiska föreningar (framför allt TBT) är ämnen som har använts framför allt i båtbottnfärger och finns ofta i höga halter i sediment från hamnar, marinor, skeppsvarv och utanför småbåtsvarv. TBT har bedömts vara en av de mest giftiga substanser som släppts ut i miljön, jämförbara med dioxiner. Redan mycket små doser av ämnesgruppen kan orsaka allvarliga skador på det marina livet. Andra vanliga föroreningar i sediment utanför hamnar och marinor är olja och PAH. PCB förekommer allmänt i sediment (HaV, 2018).

Tungmetaller tenderar att fastna på partiklar genom utfällning eller adsorption. Ska man generalisera mer så är det främst i sedimentet metallerna finns och mindre i det ovanliggande havsvattnet. Olika metaller är olika biotillgängliga liksom att olika former av en metall är olika biotillgängligt.

Samlad bedömning av ovanstående genomgång av förorenande ämnen, är att de binds till partiklar och är svårösliga i vatten. Detta innebär att det främst är genom uppgrumling de sprids i vattenvolymen.

8. Möjliga felkällor

8.1 Skyddsobjekt

Det har inte utförts någon naturvärdesinventering av området vilket innebär att det inte finns faktiska skyddsobjekt i form av arter av botten/frilevande växter/djur i vattnet. Utifrån detta går det inte att avgöra om det finns arter som är mer känsliga eller klassade som mer skyddsvärda i området. Riskbedömningen är därför relativt allmänt hållen och framtagande av platsspecifika riktvärden blir omöjlig.

8.2 Botten och vattenrörelser

För att fullständigt kunna bedöma eventuell spridning av föroreningar med sediment behöver bland annat bottenförhållanden, strömningsförhållanden och potentiell uppgrumling på grund av fartygsrörelser kännas till.

I djupare och mer vågexponerade kustmiljöer rörs sedimenten inte lika lätt upp och organismerna är mer anpassade till större vågrörelser och vattenomsättning, och effekter från båtlivet och propellerströmmar antas påverka mindre (Havsmiljöinstitutet, 2019). Generellt är de naturliga strömmarna svaga i hamnområdet enligt kommunen och de som uppstår är ett resultat av de fartyg som går in och ut i hamnen. Utformningen av hamnen idag gör att området är relativt bra skyddat

mot strömmar och vattenrörelser utanför. Viss rörelse kommer naturligt av förändringar i vattenstånd men just hamnen är inte en utsatt plats för just denna typ av påverkan på sedimenten.

I Havsmiljöinstitutets skrift från 2019 om fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem, menar man att svall, strömmar och turbulens som bildas av trafik med fritidsbåtar kan påverka grunda kustmiljöer, och överskrida de naturliga våg- och strömförhållandena i dessa områden. Detta kan leda till uppgrumling och påverkan på miljön. Då en motordriven båt eller fartyg passerar skapas propellerströmmar som genererar omblandning av vattenmassor och kan uppgrumla bottensediment, en uppgrumling som torde avta snabbt när båttrafiken minskar. Hur mycket som resuspenderas och hur länge grumligheten kvarstår beror på bottenstrukturer, dvs om botten består av mer finmaterial eller grövre material. Även vattendjup, båtstorlek samt båtens motorstyrka och hastighet påverkar. Det anges att grumling orsakad av fritidsbåtar främst uppkommer i områden grundare än 2,5 meter. De båtar som är aktuella kring Hasslö varv antas vara större än fritidsbåtar, men teorin borde efter uppskalning vara liknande, och nära hamnen och pirarna antas båtarnas hastighet vara låg, varvid den hydrodynamiska störningen torde bli mindre än vid högre hastigheter. (Havsmiljöinstitutet, 2019)

Vid det område som är aktuellt för utbyggnad av pirarna, bedöms sedimentbotten sedan länge vara påverkad av verksamheten vid varvet, både ur föroreningssynpunkt och ur hydrodynamisk synpunkt. Området antas redan vara påverkat av båtörelser och propellerströmmar. Enligt tidigare undersökningar (DGE, 2014a) består botten av ett siltigt och sandigt material med mycket sten och block. Vattendjupet ökar vid de befintliga pirarna från cirka 3-4 meter till cirka 7 meter. Utanför denna djupkant återfinns en relativt plan botten på ett djup som varierar mellan 7-8,5 meter (DGE, 2014a). Om uppgrumling av fritidsbåtar främst förekommer ned till cirka 2,5 meters djup, torde ett vattendjup av 7-8,5 meter räcka för att större båtar i låg hastighet ska kunna närma sig de nya pirarna utan uppgrumling av oacceptabelt mycket finmaterial. (Havsmiljöinstitutet, 2019)

Det är väldigt svårt att förutsäga exakt var risken för framtida transport av förorenade sediment kan ske, och det är också svårt att förutsäga vad miljöeffekterna blir vid uppgrumling av förorenade sediment. Dock sker en utspädning av eventuella föroreningar i vattenmassan.

8.3 Kommande entreprenad

Vid anläggning av pirarna planerar man att skruva ned pålar, vilket ger mindre grumling av ovanliggande vatten. Metoden syftar till att minimera grumling mm. Detta gör att det är svårt att dra slutsatser om hur en påverkan av detta arbete kommer att bli, i vilken omfattning och för vilket skyddsobjekt. Ingen muddring planeras vid anläggningen av pirarna.

9. Bedömning och slutsats

Föroreningshalten i en hamn ligger generellt inte under klass 5 enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder. Så är fallet även utanför Hasslö varv, där halter av framför allt tennorganiska föreningar, PCB och PAH, men även koppar, påvisats i halter i bedömningsgrunderna klass 4 (stor avvikelse) och klass 5 (mycket stor avvikelse) inom planområdet.

Dessa bedömningsgrunder är tillståndsbaserade och jämför områdets föroreningsnivå med andra sediment i Sverige.

Jämför man med effektbaserade bedömningsgrunder, som baseras på bland annat toxicitetsstudier, blir mönstret att halterna i sedimenten inom planområdet bedöms kraftigt påverka bottenlevande organismer.

Utanför det område som anges som planområde har endast TBT undersökts i bottensedimenten, och här visar DGE:s undersökning från 2025 på sjunkande halter ju längre ut från pirområdet man kommer. 250-400 m ut från land förekommer halter i bedömningsgrundernas klass 3 och 4.

Troligen beror de sjunkande halterna föroreningar ut från hamnen på utspädning.

Utanför hamnen går en farled vilket också innebär att förorenande ämnen kan komma från andra verksamheter än hamnens. Spridningsriskerna med avseende på båttrafiken bedöms enligt resonemanget under rubrik 8.2 vara liknande de som förekommer idag.

Vid tidigare undersökningar har höga halter hittats i sedimentet. Detta gör att sedimenten inte är lämpliga för återvinning på land och ska de tas upp krävs avvattning. Upptagna förorenade sediment är inte lämpliga att dumpa till havs, då TBT-halterna i sedimenten generellt är överstigande den effektbaserade bedömningsgrunden 1,6 µg/kg TS. (DGE 2025)

De ämnen som sticker ut är PAHer, PCB7, irgarol, TBT samt tungmetaller (framför allt koppar men även kvicksilver och zink).

9.1 Sammanfattning

Sammanfattningsvis av den data som varit tillgänglig, gör Breccia Konsult nedanstående bedömning av de föreslagna övergripande åtgärds målen;

1. Kommande entreprenad och verksamhet ska inte förvärra föroreningssituationen inom detaljplanerområdet
 - Som beskrivits tidigare så minskar föroreningsnivåerna snabbt desto längre ut från hamnen provet är taget. Troligen kommer en utbyggnad inte att ändra den totala föroreningssituationen utifrån bl a resonemanget under punkt 3 nedan. Med dagens BAT bör verksamheters påverkan på omgivningen minska jämfört med äldre hamnverksamheter. Sammantaget bör en utbyggnad inte förvärra föroreningssituationen.
2. Föroreningsspridningen av kommande verksamhet ska inte öka utifrån dagens uppmätta halter utanför den befintliga hamnen.
 - Då det finns ett tydligt samband mellan halterna och avståndet från hamnen visar det på relativt korta transportsträckor alternativt stor spädning. Med ökat antal fartyg som går in och ut ur hamnen bedöms en ökning av grumlingen av förorenade sediment kunna föreligga.

Enligt uppgift är förhållandena i vattnet relativt lugna, vilket bidrar till en liten spridning.

I en länge brukad hamn har de mesta små partiklarna, som lera och silt, redan grumlats upp och dragits med ut i vattnet från hamnen. Därför är det troligt att det är större fraktioner som t ex sand, sten och block som finns på botten idag, se vidare under kap 2.2. Det tycks som att utanför hamnens område sedimenteras materialet fort. Det minskar trycket på de närmaste ekosystemen utanför hamnen eftersom föroreningen inte når dit.

För härledning till ovanstående resonemang, se rubrik 8.2.

3. Halterna av nu analyserade ämnen ska över tid sjunka.
 - Då den styrande föroreningen i området är TBT och detta ämne är förbjudet i många länder (bl a Sverige), ska inte föroreningshalten öka utan snarare minska under tid. Detta för att när fler och fler båtar inte längre har färg med TBT och ämnet fasas ut från miljön bör erosionen av bottenfärg från båtarna minska. Med tiden kommer även andra sediment med längre föroreningshalter att sedimentera över de nuvarande sediment.
4. Området ska ej utgöra en betydande punktkälla med omfattande spridning till omgivande av denna verksamhet opåverkade miljöer.

Hamnen ligger i en farled med trafik som även den bidrar till områdets föroreningshalt. De föroreningar som tycks komma från hamnen (då halterna av funna ämnen sjunker med avståndet från verksamheten) stannar kvar i närområdet och tyckts inte sprida sig till omgivande miljöer. Hamnen ska därför inte ses som en betydande punktkälla, större än den från omkringliggande verksamheter (militär verksamhet, farled mm). För härledning till ovanstående resonemang, se rubrik 8.2.

Uppdraget innehöll förutom att göra en riskbedömning över halterna att ta fram platsspecifika riktvärden. För att ta fram platsspecifika riktvärden behövs mer information om platsen än vad som nu är tillgängligt, t ex skyddsobjekt i havet och strömningar/bottenförhållanden. I och med detta har inga platsspecifika riktvärden tagits fram. Riskbedömning har utgått från framtagna värden i tidigare rapporter samt med jämförelse med statusklasser och de allmänna riktvärdena för förorenad jord (vilka inte är helt jämförbara).

För att få en tydligare bedömning av hur påverkansområdet ser ut kan hydrografiska förhållanden på platsen utredas och för att veta vilka skyddsobjekt som finns som kan påverkas och vid vilka halter, kan en naturvärdesinventering göras.

Breccia Konsult AB bedömer att sedimenten kan ligga kvar även inför kommande entreprenad. Bedömningen är att det är bättre att låta sedimentet ligga kvar än att grumla upp det vid en eventuell åtgärd.

10. Referenser

- Aarhus universitet, 2024. Miljöfarliga forurenande stoffer 2023. Novana, Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt center for Miljø og Energi, nr 634, 2024.
- Avfall Sverige, 2019. Uppdaterade bedömningsgrunder för förorenade massor. Rapport 2019:01.
- Crommentuijn, T., Sijm, D., De Bruijn, J., Van Leeuwen, K., & Van de Plassche, E., 2000. Maximum permissible and negligible concentrations for some organic substances and pesticides. *Journal of Environmental Management*, 58(4), 297-312.
- DGE 2010: Översiktlig miljöteknisk markundersökning av Hasslö båtvarv - Hasslö 9:133, Karlskrona kommun. DGE Mark och Miljö AB. (2010-12-16)
- DGE 2013a: Åtgärdstutredning avseende förorenade sediment, Hasslö Varv AB, Hasslö, Karlskrona. DGE Mark och Miljö AB. (2013-09-05)
- DGE 2014a: Fördjupad miljöteknisk markundersökning, Hasslö båtvarv AB, Hasslö, Karlskrona. DGE Mark och Miljö AB. (2014-04-17)
- DGE 2014b: Miljökontroll vid avhjälpandeåtgärder på Hasslö 9:182, Hasslö båtvarv AB, Hasslö, Karlskrona. DGE Mark och Miljö AB. (2014-03-01)
- DGE 2025: Miljöteknisk undersökning av sediment och jord, Hasslö varv. DGE Mark och Miljö AB. (2025-03-17)
- Eniro, 2026. Kartor hämtade 2026-01-20.
- HaV, 2018. Muddring och hantering av muddermassor, vägledning och kunskapsunderlag för tillämpningen av 11 och 15 kap. Miljöbalken. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:19.
- Havsmiljöinstitutet, 2019. Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige. Rapport nr 2019:3.
- Karlskrona kommun, 2025. Planbeskrivning, Karlskrona Kommun Detaljplan för del av Hasslö 9:182, Hasslö varv. 2025-02-24.
- Kemakta, 2017. Datablad för PAH
- Länsstyrelsen, 2026. EBH-Stödet <https://www.lansstyrelsen.se/stockholm/miljo-och-vatten/forenadede-omraden/kartor-over-forenadede-omraden.html>. Hämtad 2026-01-20.
- Naturvårdsverket, 2009b. Riktvärden för förorenad mark. Rapport 5976.
- Naturvårdsverket, 2009c. Riskbedömning av förorenade områden. Rapport 5977.
- Naturvårdsverket, 2016, datablad för Irgarol
- Naturvårdsverket, 2025. Naturvårdsverkets generella riktvärden för förorenad mark, version 2.3. <https://www.naturvardsverket.se/4a3dbd/globalassets/vagledning/forenadede-omraden/riktvarden/generella-riktvarden-for-forenadede-mark-2025.pdf> Uppdaterad 2025.
- RIVM 2012. Environmental risk limits for organotin compounds. RIVM report 607711009/2012 (National Institute for Public health and the Environment). <https://www.rivm.nl/bibliotheek/rapporten/607711009.pdf>
- SGF, 2022. Marksanering - Om hälsa och säkerhet vid arbete i förorenade områden. Svenska Geotekniska Föreningens Rapport 1:2022
- SGU, 2026. Kartvisaren, <https://apps.sgu.se/kartvisare/> Sveriges geologiska undersökning. Hämtad 2026-01-20.
- SGU, 2022. Sedimentundersökningar i Svenska kustområden 2021, rapport inom regeringsuppdraget RUF5. SGU-rapport 2022:16. <https://resource.sgu.se/dokument/publikation/sgurapport/sgurapport202216rapport/s2216-rapport.pdf>

VISS, 2026. VISS Vatteninformationssystem Sverige, vattenkartan. Hämtad 2026-01-20.

WSP, 2014. Hasslövarvet Ny slip, kaj och vågbrytare, Geoteknisk undersökning, Markteknisk undersökningsrapport/Geoteknik – MUR/Geoteknik. WSP 2014-04-10.

Analysresultat från tidigare undersökningar, Hasslö 9:182.

Bilaga 1

Sammanställning av analysresultat från rapporter av DGE Mark och Miljö. Enhet i tabellen är mg/kg, utom för PCB där enheten är µg/kg. Jämförelser sker mot Kust och Havs effektbaserade bedömningsgrunder (HVMFS 2019:25), bedömningsgrunder från SGI (2024), och Naturvårdsverkets generella riktvärden (se rapporten för mer information).

Parameter	SGI 2024	Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Kust och Hav					HVMFS 2019	NV generella riktvärden (mark)		DGE, 2025						DGE, 2010	
	SGI 2024	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5	HVMFS 2019	NVKM	NVMKM	HS24S01	HS24S02	HS24S03	HS24S04	HS24S05	HS24S07	S1	S2
As, arsenik	10	≤10	10-17	17-28	28-45	>45			-	6,81	5,01	2,81	2,27	3,98	4,23	18	70
Ba, barium	-	-	-	-	-	-			-	128	62,6	36,5	26,3	29,3	290	1400	310
Cd, kadmium	0,2	≤0,2	0,2-0,5	0,5-1,2	1,2-3	>3			-	0,241	0,74	0,548	0,461	0,492	0,364	<0,25	<0,23
Co, kobolt	12	≤12	12-20	20-35	35-60	>60			-	10,9	5,04	2,85	2,21	3,15	14,1	62	200
Cr, krom	40	≤40	40-48	48-60	60-72	>72			-	18,6	13,1	9,7	5,46	7,75	38,1	400	130
Cu, koppar	15	≤15	15-30	30-50	50-80	>80			-	102	37,9	18,6	12	23,4	376	6100	1100
Hg, kvicksilver	0,04	≤0,04	0,04-0,12	0,12-0,4	0,4-1	>1			-	0,451	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2	<0,2		
Ni, nickel	30	≤30	30-45	45-66	66-99	>99			-	10,9	13,6	5,58	5,2	8,84	23	51	410
Pb, bly	25	≤25	25-40	40-65	65-110	>110			-	30,3	17,1	27,8	7,17	10,7	28	240	6900
V, vanadin	-	-	-	-	-	-			-	15,8	14,2	11,2	10,1	10,6	19,9		
Zn, zink	85	≤85	85-130	130-200	200-360	>360			-	108	83,9	52,9	40,7	53,3	247	4100	2300
naftalen	0,005	-	<0,0049	0,0049-0,019	0,019-0,063	≥0,063	-		-	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10		
acenaftylen	0,004	-	-	-	-	-	-		-	0,1	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10		
acenaften	0,006	-	-	<0,0055	0,0055-0,033	≥0,033	-		-	0,24	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10		
fluoren	0,017	-	<0,002	0,002-0,0094	0,0094-0,035	≥0,035	-		-	0,24	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10	<0,10		
fenantren	0,017	<0,007	0,007-0,017	0,017-0,05	0,05-0,15	≥0,15	-		-	1,84	0,54	0,11	0,15	0,14	0,59		
antracen	0,003	<0,001	0,001-0,0031	0,0031-0,011	0,011-0,045	≥0,045	-		-	0,4	0,15	<0,10	<0,10	<0,10	0,16		
fluoranten	0,02	<0,018	0,018-0,045	0,045-0,14	0,14-0,39	≥0,39	-		-	2,71	1,36	0,29	0,36	0,34	1,16		
pyren	0,013	<0,012	0,012-0,03	0,03-0,1	0,1-0,38	≥0,38	-		-	2,1	1,14	0,24	0,33	0,3	0,91		
bens(a)antracen	0,009	<0,0075	0,0075-0,019	0,019-0,062	0,062-0,18	≥0,18	-		-	1,33	0,69	0,16	0,17	0,19	0,56		
krysen	0,011	<0,011	0,011-0,026	0,026-0,067	0,067-0,2	≥0,2	-		-	1,39	0,74	0,14	0,17	0,17	0,61		
bens(b)fluoranten	0,458	<0,032	0,032-0,069	0,069-0,2	0,2-0,44	≥0,44	-		-	1,68	0,79	0,2	0,26	0,26	0,64		
bens(k)fluoranten	0,458	<0,011	0,011-0,028	0,028-0,079	0,079-0,19	≥0,19	-		-	0,67	0,39	<0,08	0,11	0,09	0,29		
bens(a)pyren	0,015	<0,012	0,012-0,031	0,031-0,099	0,099-0,24	≥0,24	-		-	1,39	0,73	0,17	0,22	0,16	0,56		
dibens(a,h)antracen	30	<0,0044	0,0044-0,0089	0,0089-0,027	0,027-0,079	≥0,079	-		-	0,23	0,11	<0,08	<0,08	<0,08	0,1		
bens(g,h,i)perylen	0,045	<0,022	0,022-0,062	0,062-0,18	0,18-0,4	≥0,4	-		-	0,88	0,47	0,11	0,14	0,14	0,37		
indeno(1,2,3,cd)pyren	0,05	<0,024	0,024-0,076	0,076-0,22	0,22-0,53	≥0,53	-		-	0,67	0,4	0,08	0,11	0,1	0,31		
summa PAH L	-	-	-	-	-	-	-		3	0,34	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	<0,15	-	<0,3
summa PAH M	-	<0,057	0,057-0,11	0,11-0,32	0,32-1,7	≥1,7	-		3,5	7,29	3,19	0,64	0,84	0,78	2,82	-	2,1
summa PAH H	-	<0,18	0,18-0,32	0,32-0,94	0,94-2,6	≥2,6	-		1	8,24	4,32	0,86	1,18	1,11	3,44	-	1,6

Analysresultat från tidigare undersökningar, Hasslö 9:182.

Bilaga 1

Sammanställning av analysresultat från rapporter av DGE Mark och Miljö. Enhet i tabellen är mg/kg, utom för PCB där enheten är µg/kg. Jämförelser sker mot Kust och Havs effektbaserade bedömningsgrunder (HVMFS 2019:25), bedömningsgrunder från SGI (2024), och Naturvårdsverkets generella riktvärden (se rapporten för mer information).

Parameter	SGI 2024	Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Kust och Hav					HVMFS 2019	NV generella riktvärden (mark)		DGE, 2025						DGE, 2010	
	SGI 2024	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5	HVMFS 2019	NVKM	NVMKM	HS24S01	HS24S02	HS24S03	HS24S04	HS24S05	HS24S07	S1	S2
MBT, monobutyltenn	-	-	<0,001	0,001-0,01	0,01-0,02	≥0,020	-	-	-	0,00941	0,00566	<0,001	<0,001	<0,001	0,0021	1,25	0,019
DBT, dibutyltenn	-	-	<0,001	0,001-0,01	0,01-0,026	≥0,026	-	-	-	0,2	0,128	0,0144	0,0381	0,027	0,0589	4,66	0,36
TBT, tributyltenn	-	-	<0,001	0,001-0,019	0,019-0,055	≥0,055	0,0016	-	-	0,751	0,336	0,0274	0,0938	0,0314	0,471	5,59	0,575
TTBT, tetrabutyltenn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00479	0,00152	<0,001	0,00104	<0,001	0,00173		
MOT, monooktyltenn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001		
DOT, dioktyltenn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,00143		
TCyT, tricyklohexyltenn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001		
MPhT, monofenyltenn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00256	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,068	0,032
DPhT, difenyltenn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00196	<0,001	<0,001	<0,001	<0,001	0,00113	0,025	0,018
TPhT, trifenyltenn	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00756	0,00124	0,00187	0,00469	0,00519	0,0207	0,0025	0,014
PCB 28 (µg/kg)	-	-	<0,066	0,066-0,30	0,30-1,3	>1,3	-	-	-	<2	<2	<2	<2	<2	<2		
PCB 52 (µg/kg)	-	-	<0,12	0,12-0,40	0,40-1,9	>1,9	-	-	-	<2	<2	<2	<2	<2	3,6		
PCB 101 (µg/kg)	-	<0,10	0,10-0,34	0,34-1,1	1,1-5,5	>5,5	-	-	-	44,8	10,2	4,2	<2	6,8	26,5		
PCB 118 (µg/kg)	-	<0,084	0,084-0,31	0,31-0,84	0,84-3,6	>3,6	-	-	-	26,3	7	2,6	<2	<2	15,8		
PCB 138 (µg/kg)	-	<0,21	0,21-0,67	0,67-2,0	2,0-9,1	>9,1	-	-	-	138	29,9	10	2,2	15,5	60,5		
PCB 153 (µg/kg)	-	<0,20	0,20-0,61	0,61-2,0	2,0-7,9	>7,9	-	-	-	117	25,5	8,8	<2	13,8	46,9		
PCB 180 (µg/kg)	-	<0,081	0,081-0,29	0,29-0,90	0,90-4,9	>4,9	-	-	-	104	20,2	6,3	<2	8,9	30,6		
Summa PCB 7 (µg/kg)	-	<0,81	0,81-2,5	2,5-7,6	7,6-34	>34	-	-	-	430	92,8	31,9	2,2	45	184		
diuron								0,025	0,08	0,014	<0,010	<0,010	<0,010	<0,010	0,087		
irgarol (cybutryn)								0,004	0,015	0,0879	0,0253	0,0198	0,0086	0,0177	1,1		

DGE, 2014 (enhet mg/kg)			
Provpunkt	TOC	TS	TBT
DGE 1	0,91	74,6	0,033
DGE 2	0,91	70,7	0,0093
DGE 3	2,9	57,6	0,52
DGE 4	2,1	60,6	0,072
DGE 5	2,2	57,6	0,092
DGE 6	1,8	54,2	2,7
S 1 (fas 2)	-	71	5,59
DGE 7	2,2	56,1	0,055
DGE 8	15	14,1	0,0034
DGE 9	3	53,3	0,056
DGE 10	3	50,6	0,01
DGE 11	1,5	65,2	0,029
DGE 12	0,86	71,6	0,011
S 2 (fas 2)	-	79,6	0,575
DGE 13	1,4	71,8	0,031
DGE 14	1,1	72,4	0,012
DGE 18	0,97	73,7	0,028
DGE 19	1,6	62,3	0,012
Samling 1	1,9	55,9	0,0069
Samling 2	0,86	71,7	0,0028