Rapport inom regeringsuppdraget RUFS

Sedimentundersökningar i svenska kustområden 2021

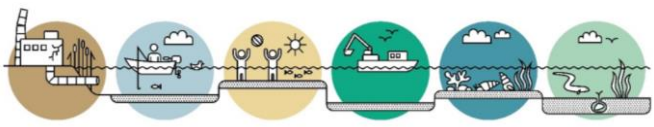
Johan Norrlin, Håkan Johansson, Olof Larsson, Anna Wemming, Clara Neuschütz, Lars Rosenqvist & Lena Holm

november 2022

SGU-rapport 2022:16

Diarie-nr: 316-2479/2019





SGU Sveriges geologiska undersökning

NATUR VÅRDS VERKET

Länsstyrelserna

STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT

Havs och Vatten myndigheten

Omslagsbild: Sedimentprovtagning ombord på forskningsfartyget
R/V Skagerak från Göteborgs universitet.
Fotograf: Lena Holm

Författare: Johan Norrlin, Håkan Johansson och Olof Larsson (SGU),
Anna Wemming (Länsstyrelsen i Dalarnas län), Clara Neuschütz
(Naturvårdsverket), Lars Rosenqvist (SGU) och Lena Holm (Tyréns AB)

Ansvarig enhetschef: Lijana Gottby
Granskad av: Sarah Josefsson och Kristina Sjödin
Redaktör: Johan Sporrong

Sveriges geologiska undersökning
Box 670, 751 28 Uppsala
tel: 018-17 90 00
e-post: sgu@sgu.se

www.sgu.se

INNEHÅLL

Förord 7
Sammanfattning 8
Summary 10
Inledning 12
Bakgrund 12
Projektbeskrivning och projektmål 12
Metoder 13
Urval av undersökningsområden 13
Tidigare, pågående och planerade undersökningar 14
Utvalda branscher 14
Förutsättningar för uppkomst av förorenade sediment 15
Områdets geologiska och hydrografiska förutsättningar 16
Geografiska förutsättningar 16
Tillgänglighet för fältundersökning med båt 17
Prioriteringar av marina undersökningsområden 17
Urval av ämnen och ämnesgrupper för miljökemisk analys 19
Urval av antal provlokaler, provnivåer och provtagningsutrustning 21
Antal provlokaler per undersökningsområde 21
Sedimentnivåer för uttag av prov för analys 21
Provtagningsutrustning vid provtagning för miljökemisk analys 22
Genomförande av fältundersökningar 22
Hydroakustiska mätningar 22
Hydroakustisk information som underlag för provplanering 23
Tekniska specifikationer för hydroakustiska mätningar och bearbetningar 27
Provplanering 28
Sedimentprovtagning 28
Provhantering 30
Miljökemiska analyser 32
Bedömningsgrunder 34
Havs- och vattenmyndighetens effektbaserade bedömningsgrunder 34
Bedömningsgrunder uttryckta som statistiska tillstånd 35
Övriga bedömningsgrunder 37
Ämnen utan bedömningsgrunder 37
Dateringsmetoder 37

Resultat....37
Spridningstillstånd....39
Övergripande resultat....39
Sedimentkemiska grundparametrar i ytsediment....40
Organiska föreningar i ytsediment....46
Metaller i ytsediment....68
Ekotoxikologiska metoder i ytsediment....78
Duplikatprovtagning....81
Dateringar....81
Redovisning av undersökta områden....82
Informationen på områdeskartorna....82
Område a, Mannöfjärden....83
Bakgrundshistoria....83
Geologiska förhållanden....83
Miljökemisk redovisning....86
Område c, Ursviksfjärden....87
Bakgrundshistoria....88
Geologiska förhållanden....90
Miljökemisk redovisning....90
Område g, Svartviksfjärden....93
Bakgrundshistoria....93
Geologiska förhållanden....95
Miljökemisk redovisning....96
Område h, Inre fjärden och Avan....98
Bakgrundshistoria....98
Geologiska förhållanden....100
Miljökemisk redovisning....100
Område i, Skutskär....103
Bakgrundshistoria....104
Geologiska förhållanden....105
Miljökemisk redovisning....106
Område j, Östhammarsfjärden....109
Bakgrundshistoria....109
Geologiska förhållanden....111
Miljökemisk redovisning....111

Område l, Skurusundet 114
Bakgrundshistoria 114
Geologiska förhållanden 116
Miljökemisk redovisning 116
Område m, Stadsfjärden och Mellanfjärden 119
Bakgrundshistoria 119
Geologiska förhållanden 121
Miljökemisk redovisning 121
Område n, Loddbyviken och Pampusfjärden 123
Bakgrundshistoria 123
Geologiska förhållanden 125
Miljökemisk redovisning 126
Område p, Visby 129
Bakgrundshistoria 129
Geologiska förhållanden 132
Miljökemisk redovisning 132
Område q, Gåsfjärden 135
Bakgrundshistoria 135
Geologiska förhållanden 137
Miljökemisk redovisning 137
Område s, Pukaviksbukten 140
Bakgrundshistoria 140
Geologiska förhållanden 143
Miljökemisk redovisning 144
Område u, Landskrona 145
Bakgrundshistoria 145
Geologiska förhållanden 147
Miljökemisk redovisning 147
Område x, Kungsbackafjorden 150
Bakgrundshistoria 150
Geologiska förhållanden 152
Miljökemisk redovisning 152
Område y, Göteborg 154
Bakgrundshistoria 155
Geologiska förhållanden 156
Miljökemisk redovisning 156

Område z, Saltkällefjorden 159
Bakgrundshistoria 159
Geologiska förhållanden 161
Miljökemisk redovisning 161
Diskussion och slutsatser 163
Erfarenheter av provplanering 163
Provtagningsmetodik 164
Miljökemin i undersökta sediment 165
Referenslista 166
Bilaga 1. Duplikatprovtagning
Bilaga 2. Dateringar
Bilaga 3. Provlokaler
Bilaga 4. Antal analyser, rapporteringsgräns, medelvärde, median, min- och maxhalter samt kvantifieringsgränser
Bilaga 5. Flödesschema för beskrivning och provtagning av sediment ombord undersökningsbåten Ugglan
Bilaga 6. Provprotokoll
Bilaga 7. Analysprotokoll, läkemedelsanalyser. Umeå universitets analysprotokoll med SGU:s inledande förklaring av provnumreringen
Bilaga 8. Analysprotokoll, CALUX toxicitetstester. Bio Detection Systems analysprotokoll med SGU:s inledande förklaring av provnumreringen
Bilaga 9. Analysprotokoll original, ALS Scandinavias och GBA:s analyser av alla övriga ämnen och parametrar. Kan hämtas separat via GeoLagret (www.sgu.se)

FÖRORD

Regeringen tilldelade i juli 2019 Naturvårdsverket (NV), Sveriges geologiska undersökning (SGU), Statens geotekniska institut (SGI), Havs- och vattenmyndigheten (HaV) samt länsstyrelserna (Lst) ett regeringsuppdrag om förbättrad kunskap för hantering av förorenade sediment (2019-07-04 M2019/01427/Ke), även kallat RUFS (Regeringsuppdrag om Förorenade Sediment). Uppdraget är uppdelat på olika delprojekt och innefattar bland annat insatser för att få bättre kunskap om förorenade sedimentområdens förekomst, sammanställa data och information samt ta fram vägledning för inventering och bedömning av förorenade sediment.

Regeringsuppdraget är ett resultat av miljömålsrådsåtgärden ”Förorenade sediment – samverkan för kunskap och prioritering av åtgärder”. Syftet med åtgärden är att beskriva nuläget, identifiera kunskapsluckor och behov för att uppnå en bättre vattenmiljö genom ett samordnat nationellt arbete med förorenade sediment, se SGU-rapport 2018:21 ”Förorenade sediment – behov och färdplan för en renare vattenmiljö” (Severin 2018). Miljömålsrådsåtgärden var ett samarbete mellan SGU, HaV, NV, SGI och Lst; samma myndigheter som nu arbetar vidare tillsammans i regeringsuppdraget om förorenade sediment.

Föreliggande rapport redovisar resultat från fältundersökningar av områden längs Sveriges kust vilka genomförts inom regeringsuppdraget för att få en bättre nationell överblick över olika slags förorenade sediment.

Rapporten kommer att ligga till grund för en syntesrapport, som publiceras av Havs- och vattenmyndigheten under 2023, med en samlad utvärdering och analys av undersökningar i sediment från både kust- och insjövatten samt bidra med information till övriga delprojekt inom RUFS. Den kommer även att bidra till det fortsatta arbetet med prioritering, inventering och utredning av förorenade sediment, efter regeringsuppdragets slut i januari 2023.

De miljökemiska analysresultaten kommer att rapporteras till ”Datavärdskap för miljögifter” (SGU 2022).

Inom ramen för regeringsuppdraget är en webbaserad samlingsnod för förorenade sediment, ”Rena sediment” (2022), under uppbyggnad.

En övergripande slutredovisning av regeringsuppdraget kommer att publiceras av Naturvårdsverket i början av 2023.

Utöver rapportförfattarna har även Gudrun Robinson, Alexander Bäckström och Sarah Josefsson vid SGU samt Oscar Ohlsson vid Vattenmyndigheten i Bottenhavets distrikt och Ann-Sofie Wernersson vid SGI bidragit till arbetet.

SAMMANFATTNING

Regeringen gav 2019 i uppdrag till ett antal myndigheter, under ledning av Naturvårdsverket, att förbättra kunskapen om förorenade sediment. Denna rapport redovisar fältundersökningar utförda av Sveriges geologiska undersökning utmed Sveriges kust, ett delprojekt inom uppdraget där även Naturvårdsverket, Havs- och vattenmyndigheten och länsstyrelserna har medverkat. Resultaten bidrar till en förbättrad nationell överblick och kunskapsgrund för prioriteringar av kommande inventeringar och åtgärder av förorenade sediment. De kan också tjäna som underlag för fortsatt utveckling av inventeringsmetodik.

Inledningsvis valdes vattenområden ut utifrån bedömd påverkansbild från pågående miljöfarlig verksamhet och förorenade områden från tidigare verksamheter. Urvalet förfinades i dialog med berörda länsstyrelser. Efter en genomgång av befintlig information, till exempel tidigare undersökningar, sjökort och geologiska kartor, utformades mer detaljerade undersöknings-områden. Utformningen gjordes så att bottnar belägna såväl nära intill som på något längre avstånd från potentiella föroreningskällor kom att ingå. Detta gjordes för att försöka få en uppfattning om hur långt från källorna föroreningar spridits till sediment. Efter prioriteringar kom 16 sådana områden, ett i varje kustlän, att bli undersökta.

Fältarbetet utfördes under 2021. Det inleddes i varje område med hydroakustiska undersökningar, det vill säga mätningar med olika slags ekolod. Resultaten av dessa indikerar var på bottnarna det kan finnas sediment avsatta under industrialismen och som kan vara påverkade av mänskliga aktiviteter. Med detta som underlag planerades sedimentprovtagningen. Totalt hämtades sediment från 70 provlokaler upp för geologisk beskrivning. Vid fältbesiktningen visade sig 66 av dessa bestå av sediment med förutsättningar att kunna innehålla föroreningar. Från dessa togs delprov för miljökemisk analys ut från ytligt sediment och i de flesta fall även från en nivå något djupare ner.

De analyser som utförts visar enligt etablerade bedömningsgrunder att föroreningsgraden av ett eller flera ämnen är hög inom varje undersökningsområde. En jämförelse mellan områdena visar att föroreningshalterna oftast, men inte alltid, är högre i områden med komplex potentiell påverkansbild från långvariga industriella verksamheter i kombination med närhet till större städer.

I 68 % av 123 sedimentprover uppmättes vid analys ”mycket höga halter”, det vill säga tillståndsklass 5 enligt svenska statistiska bedömningsgrunder, av minst ett ämne. Ofta påträffades metallerna koppar, zink, bly och kvicksilver samt de organiska ämnena PAH_{11}, PCB_7, ∑DDT och TBT med dess nedbrytningsprodukter MBT och DBT i mycket höga halter. När det gäller dioxiner och furaner (PCDD/F), så uppmättes som högst halter i tillståndsklass 4, det vill säga ”Dårlig”, enligt de norska bedömningsgrunder som använts.

För koppar, bly, kadmium, antracen, fluoranten, TBT och siloxanen D5, vilkas uppmätta halter kan bedömas utifrån Havs- och vattenmyndighetens effektbaserade bedömningsgrunder, över-skreds minst ett ämnes bedömningsgrund i 87 % av proverna. Antracen och TBT är de ämnen som oftast överskred sina respektive bedömningsgrunder.

Därutöver har ett stort antal ämnen som saknar etablerad bedömningsgrund påträffats i mycket varierande halter.

I undersökningsområden som tar emot renat vatten från avloppsreningsverk utfördes analys av läkemedel. Sju av 41 läkemedelssubstanser påträffades i mätbara halter. Det antidepressiva läkemedlet citalopram påvisades i tolv av proven vilket var mest frekvent. Därutöver påträffades även ciprofloxacin, diklofenak, klaritromycin, alfuzosin, orphenadrin och trimetoprim.

För att uppskatta effekten på levande organismer i vattenmiljön utfördes även så kallade toxicitetstester enligt CALUX-metoden avseende dioxinlika ämnen, PAH:er och östrogenlika ämnen. Resultaten från dessa analyser uppvisar över lag stor samvariation med kemiskt uppmätta halter av respektive ämnesgrupp. Responsen på dioxinlika ämnen indikerar dessutom att det finns fler föreningar än PCDD/F och DL-PCB som ger upphov till dioxinlika effekter. Toxicitetstester kan på detta sätt utgöra ett viktigt komplement till kemiska analyser.

En erfarenhet från denna och liknande undersökningar är att sammanställningar av tillgänglig information om påverkanskällor och sedimentgeologiska förhållanden i vattenområden är mycket viktiga underlag för att prioritera vilka områden som bör undersökas. Träffsäkerheten i detta förfarande kan förväntas öka varefter fler områden undersöks i framtiden och kunskapen ökar om föroreningars koppling till olika källor. Kommande fältundersökningar bör utföras med så jämförbara metoder som möjligt, och erfarenheterna från fältmetoderna som tillämpats under regeringsuppdraget kan bidra med viktig kunskap. Fler metodstudier, förslagsvis i samverkan med andra aktörer som undersöker förorenade sediment, skulle ytterligare kunna balansera omfattning och noggrannhet i såväl inledande ekolodsmätningar (hydroakustik) som provtagningsteknik. Detta skulle bidra till att uppnå undersökningsresultat med tillräcklig kvalitet så kostnadseffektivt som möjligt. Fler undersökningar skulle även bidra med underlag till bedömningsgrunder för miljöföroreningar som hittills saknar sådana.

Behoven av fortsatt arbete och åtgärder för att komma till rätta med förorenade sediment kommer att redovisas i Naturvårdsverkets slutredovisning av regeringsuppdraget i början av 2023.

SUMMARY

In 2019, the Swedish government gave several government agencies, led by the Swedish Environmental Protection Agency (SwEPA), the assignment to improve knowledge about contaminated sediments. This report describes field investigations carried out by the Geological Survey of Sweden (SGU) along the coast of Sweden, a sub-project within the assignment in which the SwEPA, the Swedish Agency for Marine and Water Management, and the County Administrative Boards have also participated. The results contribute to an improved national overview and knowledge base for prioritizing future inventories and remediation of contaminated sediments. They can also serve as a basis for continued development of methodology to conduct inventories.

Initially, water bodies were selected based on the assessed impact picture from ongoing environmentally hazardous activities and from areas contaminated from previous activities. The selection was refined in dialogue with the relevant County Administrative Boards. After a review of existing information, such as previous surveys, nautical charts and geological maps, the survey areas were planned in more detail. The survey areas included seabeds close to as well as further away from potential pollution sources. This was done to try to get an idea of how far pollution has dispersed from the sources to the sediment. Following further prioritization, 16 such areas, one in each coastal county, were investigated.

The fieldwork was carried out in 2021. In each survey area, it started with hydroacoustic measurements, i.e., measurements with different types of sonars. The results indicate where there may be sediments that have been deposited after the industrial revolution and which thus may be affected by human activities. Based on this, the sediment sampling was planned. In total, sediments from 70 locations were sampled for geological description. Out of these, 66 were found to consist of sediment that could potentially be contaminated. At these locations, sub-samples for chemical analysis of various pollutants were taken from surface sediment and in most cases also from a deeper level in the sediment.

The analyses carried out show that, compared to established assessment criteria, the degree of contamination of one or more substances is high within each investigated area. A comparison between the areas shows that pollution levels are usually, but not always, higher in areas with a complex potential impact picture from long-term industrial activities in combination with proximity to larger cities.

In 68% of 123 sediment samples, ”very high levels”, i.e. class 5 according to Swedish national assessment criteria from Swepa and SGU, of at least one substance were found. The metals copper, zinc, lead and mercury as well as the organic substances PAH_{11}, PCB_7, ∑DDT and TBT with its degradation products MBT and DBT were often found at very high levels. Regarding dioxins and furans (PCDD/F), the highest levels measured were found to correspond to class 4, i.e. ”Poor”, according to Norwegian assessment criteria.

For copper, lead, cadmium, anthracene, fluoranthene, TBT and the siloxane D5, whose measured levels can be compared to effect-based environmental quality standards for sediments published by the Swedish Agency for Marine and Water Management, one or more of the quality standards were exceeded in 87% of the samples. Anthracene and TBT are the substances that most often exceeded their respective environmental quality standard.

In addition, many substances that lack established assessment criteria have been found in widely varying concentrations.

In survey areas that receive water discharge from sewage treatment plants, analysis of pharmaceuticals was carried out. Seven out of 41 analysed pharmaceutical substances were found

in measurable concentrations. The antidepressant citalopram was detected in twelve of the samples, which was the most frequently detected pharmaceutical. In addition, ciprofloxacin, diclofenac, clarithromycin, alfuzosin, orphenadrine and trimethoprim were also found.

To estimate the effect on aquatic organisms, toxicity tests using the CALUX method were performed for dioxin-like substances, PAH:s and estrogen-like substances. The results from these tests generally show large co-variation with the chemically measured concentrations of the respective substance group. The CALUX response for dioxin-like substances indicates that there are more compounds than the measured PCDD/F and DL-PCBs that give rise to dioxin-like effects. Toxicity tests can thus be an important complement to chemical analyses.

One experience from this and similar investigations is that compilations of available information on potential pollution sources and sediment geology in the water bodies are very important for prioritizing which areas should be investigated. The suitability of this approach can be expected to increase as more areas are investigated in the future and knowledge on the connection between pollutants and different sources increases. Future field investigations should be carried out with as comparable methods as possible, and the experiences from the field methods applied during this government assignment on contaminated sediments can contribute with important knowledge. More methodological studies, for example in collaboration with others investigating contaminated sediments, could further balance scope and detail in both initial sonar measurements (hydroacoustics) and sampling. This would contribute to achieving survey results of sufficient quality as cost-effectively as possible. More investigations would also contribute with more data that could be used to establish assessment criteria for substances that are lacking this at present.

The need for continued work and measures to deal with contaminated sediments will be addressed in the Swedish Environmental Protection Agency's final report for the government assignment in early 2023.

INLEDNING

Bakgrund

Många industrier och andra potentiellt förorenande verksamheter i Sverige har legat eller ligger vid vatten, vilket gör att det på ett stort antal platser finns sediment med förhöjda halter av miljögifter. Beroende på hur föroreningarna sprids till vattenmiljön och föroreningarnas egenskaper kan de ansamlas i sedimenten, tas upp av bottenlevande organismer, spridas vidare upp i näringsväven och riskera att påverka djur och människors hälsa negativt.

I Sverige har det uppmärksammats att det finns behov av att noggrannare kartlägga, undersöka och åtgärda kända och misstänkt förorenade sedimentområden (Severin m.fl. 2018). Genom detta kan det skapas en nationell överblick över sjöar, vattendrag och kustvatten med förorenade sediment. En sådan överblick skulle förbättra möjligheterna att göra relevanta prioriteringar av det fortsatta arbetet med att välja och genomföra åtgärder som kan komma att bli nödvändiga för förorenade sedimentområden.

Sedan 1990-talet tillämpas en etablerad arbetsgång för inventering av förorenade områden, vilken främst har använts för områden på land. Inom ramen för regeringsuppdraget om förorenade sediment (RUFS) utvecklas den befintliga inventeringsmetodiken även för områden med förorenade sediment (i ett delprojekt benämnt 2a) samtidigt som fältundersökningar genomförs för att öka kunskapen om förorenade sediment i Sveriges sjöar, vattendrag och kustområden (delprojekt 2b). Eftersom delprojekten löper parallellt kan den inventeringsmetodik som utvecklas komma att skilja sig från den metodik som använts för att välja ut undersökningsområden inom fältundersökningarna.

Projektbeskrivning och projektmål

Målsättningen med fältundersökningarna är att:

- bidra till en förbättrad nationell överblick över förekomsten av förorenade sedimentområden.
- utgöra en kunskapsgrund om förekomst av föroreningar i sediment kopplat till olika typer av recipienter (vattenområde som tar emot utsläpp) och påverkanskällor.
- ge underlag till en vidare utveckling av metodik för inventering och prioritering av förorenade sediment.
- bidra till det fortsatta arbetet med kartläggning, riskklassning och åtgärdsarbete med förorenade sediment i Sverige.

Delprojektet projektleds av Havs- och vattenmyndigheten och därutöver deltar Sveriges geologiska undersökning (SGU), Länsstyrelsen i Dalarnas län, och Naturvårdsverket. Förberedelserna inför fältarbetet, det vill säga urval av undersökningsområden, val av miljökemiska analyser och övergripande fältmetodik har utformats inom denna projektorganisation. Fältarbetet med att undersöka och ta prover av sediment har därefter utförts som två separata fältarbetskampanjer. Fältundersökningarna längs Sveriges kust, det vill säga hydroakustiska mätningar och sedimentprovtagning i marina områden har utförts av SGU. Fältundersökningarna i sjöar och vattendrag, det vill säga i limniska områden, har på uppdrag av SGU utförts av konsultfirman NIRAS Sweden AB som genomförde sedimentprovtagningarna, med Clinton Mätkonsult AB som underkonsult för hydroakustiska mätningar i ett urval av undersökningsområdena.

Denna rapport redovisar resultat från SGU:s undersökning av sediment i marina områden längs Sveriges kust. Den utgör en av fyra rapporter som beskriver resultat och slutsatser från delprojekt 2b. Resultaten från sjöar och vattendrag redovisas av NIRAS Sweden AB och kommer att publiceras

av SGU i början av 2023. Därtill kommer resultat från sedimentundersökningar i Vänern som SGU redovisade i en rapport av Larsson m.fl. (2021). Slutligen kommer en samlad utvärdering och analys av information från de tre fältarbetsrapporterna att sammanställas i en syntesrapport som publiceras av Havs- och vattenmyndigheten under 2023.

Givet undersökningens övergripande syfte och omfattning har målsättningen inte varit att avgränsa rumslig utbredning av påträffade fibersediment och dumpade muddermassor, så som SGU har gjort i flera tidigare undersökningar (Apler m.fl. 2014, Norrlin m.fl. 2016, Larsson m.fl. 2017, Larsson m.fl. 2021). Där fibersediment och muddermassor har påträffats vid provlokaler i de nu aktuella undersökningsområdena beskrivs de i stället som punktförekomster. Dessa kan tjäna som ett lämpligt initialt underlag för eventuella framtida avgränsande undersökningar, vilka kommer att kräva utökade hydroakustiska mätningar och fler sedimentprovtagningar än de nu utförda.

METODER

Nedan redovisas hur de olika momenten i projektet utförts. Redovisningen ges i den tidsordning momenten utfördes med reservation för att flera moment pågått parallellt. Först beskrivs urvalsprocessen för undersökningsområden och analyspaket, därefter följer en beskrivning av fältarbetsmetoder, analysmetoder och bedömningsgrunder för utvärdering av analysresultat.

Urval av undersökningsområden

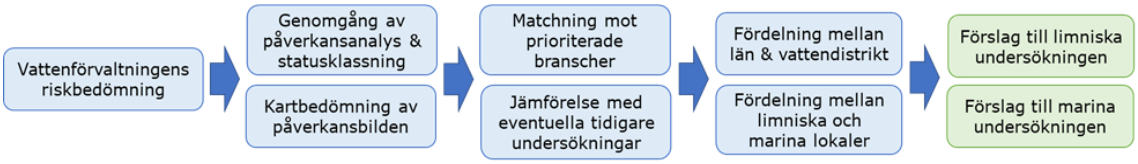
Undersökningarna i kustvatten, sjöar och vattendrag syftar till att samla in bred kunskap för en nationell överblick över olika slags förorenade sedimentområden. Urvalet av undersökningsområden har därför inte fokuserat enbart på att hitta de mest förorenade områdena, eller områden med störst risk för spridning av föroreningar. Urvalet utgörs i stället av ett antal undersökningsområden som bedömdes kunna ge en bred och relevant information om förekomst av föroreningar i sediment vid olika typer av belastning av föroreningar och på olika avstånd från potentiella utsläppskällor på land. Eftersom undersökningarna inom RUFS genomförts utifrån detta mer övergripande syfte har vissa undersökningsområden valts ut även om de redan har undersökts eller kommer att undersökas i andra sammanhang. Detta kan motiveras med att undersökningens frågeställningar så långt som möjligt bör besvaras utifrån en likartad undersökningsmetodik.

Under 2020 genomfördes urvalet av undersökningsområden, det vill säga vattenförekomster eller delar av vattenförekomst där förorenade sediment förmodades förekomma. Urvalet genomfördes av arbetsgruppen för delprojekt 2b i form av en skrivbordsinventering, i samarbete och dialog med vattenförvaltningshandläggare och handläggare för efterbehandling av förorenade områden (EBH) vid länsstyrelserna. Vid urvalet fanns även en avsikt att fördela undersökningsområdena över landets samtliga län samt vattendistrikt.

Målsättningen med urvalet var att hitta områden med olika typer av potentiell belastning från olika branscher och olika typer av vattenområden (sjö, vattendrag, damm, instängd vik, fjärd, hamnområde etcetera). Urvalet utgick initialt från vattenförvaltningens riskbedömning för miljögifter, förvaltningscykel 3 2016-2021 (VISS 2020), och förfinades successivt genom en översiktlig genomgång av tillgänglig information om områdets:

- Tidigare, pågående eller planerade sedimentundersökningar
- Kända och potentiella belastningar av föroreningar från utvalda branscher
- Geologi, hydrografi och sedimentdynamik
- Geografiska förutsättningar
- Tillgänglighet för fältundersökning med båt

De olika momenten i urvalsprocessen beskrivs översiktligt i figur 1.



Figur 1. Processen för urvalet av undersökningsområden till den limniska, respektive marina fältundersökningen av potentiellt förorenade sediment inom regeringsuppdraget. Källa: Wemming 2020.

Potentiellt intressanta vattenförekomster listades i en prioritetsordning och kommunicerades med handläggare hos respektive länsstyrelse som fick kommentera och vid behov prioritera om urvalet. Detta följdes upp med digitala möten eller e-postkontakt med samtliga länsstyrelser, där information utbyttes och områdenas lämplighet som undersökningsområden diskuterades. Länsstyrelsernas åsikter vägde i många fall tungt, tack vare deras lokalkännedom om olika vattenområdens potentiella belastning, undersökningsbehov och förutsättningar för provtagning.

Urvalet av marina vattenområden resulterade i en lista med totalt 25 undersökningsområden med länsvis inbördes prioritering. Områdena fördelades till antalet någorlunda jämnt över Sveriges kustlän och vattendistrikt. För de utvalda vattenområdena definierades därpå i detalj ett bottenområde som skulle undersökas i fält. Totalt kom 16 marina områden, minst ett i varje kustlän som tilldelats högsta prioritet att undersökas, se avsnittet *Prioriteringar av marina undersökningsområden.*

Nedan följer en stegvis beskrivning av hur urvalet av undersökningsområden genomfördes. För ytterligare fördjupning av metodiken för urval av såväl marina som limniska undersökningsområden finns en sammanställning i ett fristående PM (Wemming 2020).

Tidigare, pågående och planerade undersökningar

Inhämtning av befintlig information skedde från SGU (SGU 2020a, 2020b och 2020c), från olika handläggarstöd för länsstyrelserna (EBH-stödet 2020, VISS 2020, NikITa 2020, SMP 2020) och genom dialog med respektive länsstyrelse. Även lättillgänglig information om pågående eller planerade undersökningar såsom kontrollprogram eller undersökningar i samband med pågående tillståndsprocesser, samlades in. Detta för att ta del av bakgrundsinformation om områdena och för att undvika att oavsiktligt upprepa moment i redan utförda undersökningar eller, i vissa fall, för att komplettera planerade eller genomförda undersökningar.

Utvalda branscher

Under urvalsprocessen pågick även en tät dialog med det delprojekt inom RUFS som arbetade med att utveckla metodik för prioritering, inventering och utredning av förorenade sediment (delprojekt 2a). Det delprojektets målsättning är att ta fram metoder för att identifiera och prioritera förorenade sedimentområden för fortsatt undersökning. En del i delprojektet är även att sammanställa branscher och verksamheter som riskerar att leda till att föroreningar ansamlas i sediment. Dialogen med delprojekt 2a i kombination med ovan nämnda samarbete med länsstyrelsernas EBH- och vattenförvaltningshandläggare, resulterade i att totalt 19 branscher, se tabell 1, prioriterades för att undersöka deras påverkan på sediment i närbelägna vattenområden. I PM:et om urvalsmetoden för undersökningsområden redovisas de branscher som delprojekt 2a initialt prioriterade (Wemming 2020, tabell 1). Förekomst av tidigare eller nuvarande verksamheter inom dessa branscher i anslutning till vattenområden var även en viktig parameter vid urvalet av undersökningsområden.

Tabell 1. Tabellen visar de 19 branscher som studerats i undersökningen av potentiellt förorenade sediment i såväl limniska som marina undersökningsområden. Tolv av dessa berör de slutligt prioriterade marina områdena, se tabell 2.

Branscher			
Avfallshantering och deponi	Gruvor	Stålindustrier	Tätort
Avloppsreningsverk	Hamn och småbåtshamn	Sågverk med doppning	Varv*
Garveri	Kemisk industri	Sågverk utan doppning	Verkstadsindustri
Gasverk	Kloratindustri	Textilindustri	Ytbehandling
Glasbruk	Massa- och pappersbruk	Träimpregnering	

*Branschen ”Varv” används ej i utvalda marina undersökningsområden. De varv som är belägna i dessa områden inräknas i branschen ”Hamn och småbåtshamn”.

Förutsättningar för uppkomst av förorenade sediment

Förorenade sediment består av material som har ansamlats på botten av sjöar, vattendrag och hav och som har förorenats direkt eller indirekt av mänskliga aktiviteter. Föroreningarna kan komma från exempelvis utsläpp till vatten från industrier eller reningsverk, dumpning av förorenade massor eller utsläpp av restprodukter såsom fibermassor, eller läckage från förorenade områden på land. I vissa fall påträffas de förorenade sedimenten intill den plats på bottnen där de från början släpptes ut, det vill säga som antropogena ackumulationer (av människan skapade ansamlingar). För att det ska kunna ske krävs lugna vattenförhållanden, med ingen eller mycket liten påverkan från vågor och strömmar. Antropogena ackumulationer är ofta omblandade och heterogena med varierande egenskaper.

I andra fall, när utsläppen sker i vatten som påverkas av strömmar och vågor och på bottnar med lutning, kan de förorenade partiklarna som släpps ut förflyttas av vattenrörelser. Då återfinns allt eller delar av de utsläppta föroreningarna i sediment längre från utsläppspunkten, inom områden där lugnare vattenförhållande råder, och sedimenten har tillåtits att ackumulera. Föroreningarna återfinns i dessa fall på naturliga ackumulationsbottnar, i sediment som bildats under industrialismen. Hur höga föroreningshalterna är beror bland annat på avstånd från utsläppspunkten, mängden utsläppta föroreningar och mängden oförorenat material som sedimenterat samtidigt med föroreningarna.

Förindustriella sediment på ackumulationsbottnar (till exempel äldre leror) och naturliga sediment från transport och erosionsbottnar förväntas normalt sett inte vara förorenade. Dock kan även sediment på sådana bottnar uppvisa förhöjda halter av föroreningar, till exempel om de har förorenats med grövre förorenat material, eller av oljeutsläpp som adsorberat (vidhäftat) även på grövre fraktioner.

Erosions- och transportbottnar, antropogena ackumulationer och naturliga ackumulationsbottnar kan förekomma i anslutning till varandra. Våra kuster och hamnområden är ofta även påverkade av muddring, utfyllnader och andra vattenverksamheter som orsakat störningar i de naturliga sedimentprocesserna.

Det är av stor vikt att känna till områdets geologiska och hydrografiska förutsättningar för att bedöma hur förorenade sedimentpartiklar kan ha rört sig och på vilka bottnar de kan ha ansamlats. För att identifiera förorenade sedimentområden och antropogena ackumulationer är kännedom om ett vattenområdes belastningshistoria också viktig, det vill säga var, när och hur föroreningar har släppts ut. Dock är kunskapen kring den historiska eller nuvarande belastningen ofta begränsad.

Sediment från antropogena ackumulationer och naturliga ackumulationsbottnar är ofta sedimentologiskt olikartade. I denna undersökning har båda dessa typer av sedimentområden inkluderats.

Områdets geologiska och hydrografiska förutsättningar

De geologiska och hydrografiska förutsättningarna, det vill säga bottnens beskaffenhet och uppbyggnad samt batymetri (bottentopografi) och exponering för vågor och strömmar, varierar mellan utvalda undersökningsområden. Områden med ackumulationsförhållanden är vanligtvis djupa bottnar med ringa eller inga vattenrörelser. Detta innebär att sedimentpartiklar faller till botten och ackumuleras på bottenytan. I ett vattendrag kan det till exempel vara på botten av ett naturligt lugnvatten eller en damm längre nedströms. I sjöar är omsättningstiden en viktig faktor; om vattnet uppehåller sig länge i en sjö ökar förutsättningarna för ackumulation och därmed även för ansamling av eventuella föroreningar. Vid kusten kan ackumulation föreligga i skyddade lägen eller i djuphålor. Rörelser i vattenmassan kan däremot orsaka erosion och transport av sedimentpartiklar; exempelvis i ett strömmande vattendrag, i vind- och vågexponerade vikar med långgrunda stränder eller på bottnar med stor lutning där massrörelser,
till exempel skred under vissa förutsättningar kan utlösas. I dessa fall kommer partikelbundna föroreningar att föras bort med rådande strömmar tills de når ett område med förutsättningar för ackumulation.

De geologiska, hydrografiska och sedimentdynamiska förhållandena längs Sveriges kust uppvisar mycket stor variation, och regionala skillnader gör att det i vissa delar av Sverige är lättare att hitta lämpliga undersökningsområden än i andra. Exempelvis är kusten i Skåne, södra Halland och Gotland präglad av långgrunda bottnar, där vattenrörelser från vågor och strömmar förhindrar ackumulation av finmaterial i vilka föroreningar i större omfattning kan fastläggas. I dessa områden sker ansamling av eventuella föroreningar långt ut till havs där det finns bättre förutsättningar för ackumulation av finkorniga sediment. Möjligheten att koppla föroreningar i sediment till en potentiell utsläppskälla beror bland annat på avståndet mellan utsläppspunkten och lämpliga ackumulationsbottnar. Med ett ökande sådant avstånd ökar också sannolikheten för att föroreningar från flera olika källor blandas i sedimenten, och att halterna av enskilda föroreningar sjunker på grund av utspädning. I Skåne och Gotlands län var detta ett viktigt skäl för att välja hamnbassänger som undersökningsområden. I dessa skapar konstruerade vågbrytare skyddade områden med artificiella ackumulationsbottnar. Andra delar av Sverige, såsom Bohuskusten och många sträckor längs ostkusten präglas i stället av en flikig kust med skärgårdar, vilket skapar förutsättningar för fjärdar och vikar med goda förutsättningar för ackumulation av finsediment.

För att inför fältundersökningarna skapa en bild av de geologiska och hydrografiska förhållandena användes i planeringsskedet sjökort (Sjöfartsverket 2021), SGU:s geologiska information i form av kartor med beskrivningar (2020a, 2020b och 2020c), kartor som visar insjövattnens botten- och djupförhållanden (SMHI 2020, Navionics 2020, Genesis Maps 2020, Sjöfartsverket 2020) samt kartor, flygbilder och historiska ortofoton (Lantmäteriet 2020). Detta källmaterials förekomst, tillgänglighet och upplösning varierar stort mellan olika undersökningsområden.

För att inför sedimentprovtagningen förstå ett undersökningsområdes bottenförhållanden i tillräcklig grad behövs normalt även hydroakustiska undersökningar, det vill säga mätning av bottenegenskaper med olika slags ekolod. Fältarbetet inleddes därför i alla undersökningsområden med avancerad hydroakustik, se vidare avsnittet *Hydroakustiska mätningar*.

Geografiska förutsättningar

Det primära urvalet utgjordes, som beskrivits ovan, av ett antal vattenförekomster. Därefter bestämdes områden inom dessa vattenförekomster som skulle undersökas i fält. Genom att hänsyn togs till faktorer såsom miljögiftsbelastning och geologiska och hydrografiska förutsättningar täckte vissa undersökningsområden in en hel vattenförekomst medan andra endast utgjorde en mindre del av en vattenförekomst.

En del undersökningsområden valdes även ut utifrån ett avrinningsområdesperspektiv, det vill säga att områden valdes såväl längs vattnets väg genom sjöar och vattendrag, som där vattnet slutligen når havet. Exempel på detta är Mörrumsån som mynnar i Pukaviksbukten (Blekinge län), vattnet från Motala ström som via sjön Glan mynnar ut i Loddbyviken och Pampusfjärden (Östergötlands län) samt i Gävleborgs län där vatten från Storsjön via Gavleån mynnar i Inre fjärden i centrala Gävle. Detta gjordes för att ge bättre möjligheter att utvärdera olika ämnens belastning, fastläggning, spridning och utspädning längs vattenvägen inom ett avrinningsområde.

Tillgänglighet för fältundersökning med båt

En parameter av praktisk betydelse vid urvalet var att undersökningsområdet behöver vara nåbart för provtagning med rimlig insats och tidsåtgång. Vissa områden i väglöst land, områden som var alltför grunda för att nå med båt, områden där sjösättning inte bedömdes vara genomförbar eller områden med olika typer av tillträdesförbud valdes därför bort.

Prioriteringar av marina undersökningsområden

De valda undersökningsområdena rangordnades i prioritetsordning 1–3, där undersökningsområden med prioritet 1 var de som ansågs mest representativa för helheten att undersöka. Rangordningen grundade sig framför allt i den geografiska fördelningen mellan Sveriges kustlän, en bred representation av utvalda branscher och områdenas geologiska förutsättningar. Fördelningen baserades även på att urvalet skulle representera olika typer av potentiell belastning från de prioriterade branscherna längs med kusten. I prioriteringen värderades också geografiska förutsättningar på ett sådant sätt att perifera områden som bedömdes som svårare och mer tidskrävande att nå i vissa fall fick en lägre prioritet.

Sedimentundersökningar till havs är starkt beroende av rådande väderlek, och det är därför alltid svårt att på förhand säga med säkerhet hur lång tid en sådan undersökning kommer att ta. Prioriteringen av undersökningsområdena gjordes i första hand för att maximalt kunna utnyttja de medel som tilldelats delprojektet, vilka direkt kan omsättas i dagar i fält. Om fältarbetet löper på som planerat är det möjligt att undersöka fler områden, men om det tillstöter problem är det möjligt att på ett genomtänkt sätt i fält avstå undersökningsområden med lägre prioritet, och ändå få ett tillfredställande resultat av hela undersökningen. Till en början planerades undersökningarna att genomföras under våren och sommaren 2021, men på grund av försenat arbete på varv för SGU:s undersökningsfartyg Ocean Surveyor samt införande av striktare sekretessrutiner ombord på SGU:s undersökningsbåt Ugglan, försenades undersökningen och kunde genomföras först under sensommaren och hösten 2021. För att kunna färdigställa fältarbetet inom utsatt tid blev det nödvändigt att koncentrera undersökningen till de 16 marina undersökningsområden som tilldelats prioritet 1. Dessa områden samt deras koppling till branscher framgår av tabell 2 och figur 2. Den omsorgsfulla genomgången av förutsättningar och prioriteringar i planeringsstadiet medförde att det slutliga urvalet av områden ändå kunde representera ett brett spektrum av påverkansbilder, geologiska förutsättningar och även ha en representativ geografisk fördelning.

Tabell 2. Utvalda marina undersökningsområden med tillhörighet till vattendistrikt och de tolv av utvalda branscher som potentiellt påverkar sediment inom respektive område.

Områdets bokstavskod, namn och, inom parentes, länsbeteckning		Vattendistrikt	Avfallshantering & deponi	Avloppsreningsverk	Gasverk	Gruvor	Hamn & småbåtshamn	Massa- & pappersbruk	Sågverk med doppning	Textilindustri	Träimpregnering	Tätort	Verkstadsindustri	Ytbehandling
a	Mannöfjärden (BD)	Bottenviken									X			
c	Ursviksfjärden (AC)	Bottenviken		X		X	X	X	X			X		
g	Svartviksfjärden (Y)	Bottenhavet					X	X	X					
h	Inre fjärden och Avan (X)	Bottenhavet	X	X	X		X	X		X		X	X	X
i	Skutskär (X och C)	Bottenhavet					X	X						
j	Östhammarsfjärden (C)	Norra Östersjön	X	X			X		X				X	X
l	Skurusundet (A)	Norra Östersjön					X	X				X		
m	Stadsfjärden och Mellanfjärden (D)	Norra Östersjön	X	X			X			X		X	X	X
n	Loddbyviken och Pampusfjärden (E)	Södra Östersjön		X	X		X	X	X	X		X	X	X
p	Visby (I)	Södra Östersjön			X		X					X		
q	Gåsfjärden (H)	Södra Östersjön				X	X		X					
s	Pukaviksbukten (K)	Södra Östersjön	X				X	X		X			X	X
u	Landskrona (M)	Södra Östersjön	X	X	X		X					X	X	X
x	Kungsbackafjorden (N)	Västerhavet	X	X			X			X		X	X	X
y	Göteborg (VG)	Västerhavet	X	X	X		X	X	X	X		X	X	X
z	Saltkällefjorden (VG)	Västerhavet					X	X						

Inför fältarbetet, när urvalet av områden var genomfört, gjordes en fördjupad skrivbordstudie av de 16 prioriterade marina undersökningsområdena. Resultatet av denna skrivbordsstudie ligger till grund för de slutgiltiga geografiska avgränsningarna av respektive undersökningsområde och var även ett stöd vid utplaceringen av provlokaler, se avsnittet *Redovisning av undersökta områden*.



Figur 2. Geografisk översikt över de 16 marina undersökningsområdena. Källa för sjökort: Sjöfartsverket (2021).

Urval av ämnen och ämnesgrupper för miljökemisk analys

För att utifrån insamlade sedimentprover kunna bedöma belastningen av föroreningar i sediment från de utvalda branscherna, valdes ett antal branschtypiska ämnen och ämnesgrupper ut för miljökemisk analys. Urvalet utgick från Naturvårdsverkets branschlista (Naturvårdsverket 2020)

och var generellt bredare än vad som traditionellt analyseras i potentiellt förorenade sediment. Några ämnesgrupper bedömdes kunna förekomma vid samtliga branscher som ingår i undersökningen, och för vidare bedömningar av sedimentens karaktär och föroreningssituation valdes även några stödparametrar ut till samtliga prover. Detta resulterade i följande grundpaket för samtliga sedimentprover:

- Vattenhalt
- TOC (totalinnehåll av organiskt kol)
- LOI (glödgningsförlust)
- Metaller (inklusive metylkvicksilver)
- PAH-16 (polycykliska aromatiska kolväten)
- PCB-7 (polyklorerade bifenyler, de sju vanligast förekommande i miljöprover)
- Tennorganiska föreningar
- Alifater, aromater och BTEX (bensen, toluen, etylbensen, xylener).

Därutöver valdes 16 tilläggspaket (T1–T16) ut för analyser av ämnen eller ämnesgrupper vilka utifrån påverkansbild och potentiell belastning av branschtypiska ämnen kan associeras till olika branscher. På samma urvalsgrund valdes tre toxicitetstester (tillägg T17–T19) ut för att uppskatta den biologiska responsen på tre ämnesgrupper, nämligen dioxinlika ämnen, PAH:er och östrogenlika ämnen. Tilläggspaketen och deras koppling till branscher framgår av tabell 3.

Tabell 3. Tilläggsanalyspaketen (T1–T19) för olika ämnen och ämnesgrupper samt deras koppling till respektive bransch. Toxicitetstesterna är in vitro-tester enligt CALUX-metoder som mäter biologisk respons på cellulär nivå av dioxinlika ämnen (DR), polycykliska aromatiska kolväten (PAH) eller östrogenlika ämnen (ER).

																	Toxicitets-tester		
Bransch	**Alkylfenoler (T1)**	**Bromerade flamskyddsmedel (T2)**	**Sexvärt krom (Cr^{6+}) (T3)**	**Cyanid (T4)**	**Dioxiner & dioxinlika föreningar (T5)**	**Ftalater (T6)**	**Klorerade bekämpningsmedel (T7)**	**Klorfenoler (T8)**	**Klorparaffiner (T9)**	**Oljeindex (T10)**	**Organofosfater (T11)**	**PFAS (T12)**	**Siloxaner (T13)**	**Pesticider i jord och hamnsediment (T14)**	**Alkylerade PAH:er (T15)**	**Läkemedel (T16)**	**DR-CALUX (T17)**	**PAH-CALUX (T18)**	**ER-CALUX (T19)**
Avfallshantering och deponi	X	X			X	X	X		X		X	X					X	X	
Avloppsreningsverk	X	X			X	X			X		X	X	X			X	X	X	X
Gasverk				X						X								X	
Gruvor				X						X									
Hamn och småbåtshamn										X				X	X			X	
Massa- och pappersbruk					X		X	X				X					X		
Sågverk med doppning					X		X	X									X		
Textilindustri	X	X		X	X		X			X		X					X	X	
Träimpregnering					X		X	X									X	X	
Tätort					X		X			X							X	X	
Verkstadsindustri	X				X	X			X	X	X	X							
Ytbehandling	X		X	X						X		X							

För alla marina undersökningsområden planerades därutöver ytterligare två tilläggsanalyser. Dels att med prover från en sedimentkärna uppskatta sedimentackumulationshastigheten och åldern på sedimentnivåerna för de miljökemiska analyserna med hjälp av radiometrisk datering, dels togs sedimentprov för bred screening (så kallad Non Target Screening, NTS) av miljögifter inom Helcom projektet Pre-EMPT (Pre-empting pollution by screening for possible risks). För en utförligare information om vilka ämnen som ingår i de olika tilläggspaketen, se avsnitten *Miljökemiska analyser* samt *Övergripande resultat*.

Urval av antal provlokaler, provnivåer och provtagningsutrustning

Antal provlokaler per undersökningsområde

Arbetsgruppen för delprojekt 2b gjorde under planeringsskedet en prognos på hur många analysprov som kunde samlas in och antalet provlokaler i varje undersökningsområde. Denna grundade sig på undersökningsområdets storlek, befintlig information om påverkansbilden och potentiella eller kända föroreningar på land och i sediment, samt budgeten för miljökemiska analyser.

Sedimentnivåer för uttag av prov för analys

Föroreningar i sediment har till väsentlig del sitt ursprung från verksamheter från industrialismens genombrott och framåt. På en ackumulationsbotten ger föroreningsinnehållet i de ytligaste sedimenten information om hur belastningen sett ut under den senaste tiden. Hur lång tid ett djupintervall i sedimentet representerar beror på hur snabbt sedimentet växer till. Detta mått, sedimentackumulationshastigheten, varierar såväl över tid som från plats till plats.

Halterna av många ämnen i miljön har på senare år minskat, mycket tack vare den miljölagstiftning som sedan de senaste femtio åren skärpt kraven på utsläpp till recipienter. Detta gör att de högsta halterna av dessa föroreningar i ackumulationsbottnar ofta påträffas djupare ner i sedimenten. Andra ämnen, som har tillförts miljön på senare år, återfinns i stället i ytliga sediment. Analys av miljögifter i olika skikt av sedimenten är därför av intresse för att få en bild av vilka föroreningar som förekommer och hur belastningen varierat över tid. Föroreningar i de ytligaste sedimenten utgör störst risk för exponering av och upptag i bottenlevande djur samt spridning vidare upp i näringsväven. Om sedimenten rörs upp kan föroreningar spridas och exponera vattenlevande organismer, och även spridas vidare nedströms i vattensystemet. Men även djupare liggande föroreningar kan om sedimenten störs genom exempelvis våg- och strömpåverkan, muddring eller bioturbation (omrörning orsakad av djur) spridas till den akvatiska näringsväven.

Analys av tunna sedimentskikt ger en mer exakt bild av hur föroreningsbelastningen ser ut för en avgränsad tidsperiod än om tjockare skikt analyseras. Inom miljöövervakningen tas därför vanligen prov på det översta 1–2 cm-skiktet av sedimenten. Det omfattande analysprogrammet i denna undersökning kräver relativt stor mängd provmaterial för laboratorieanalyserna, varvid det bedömdes att ytskiktet 0–5 cm kunde samlas in och samtidigt uppfylla undersökningens syften och vara möjligt att genomföra inom budget- och tidsramarna. För att även få en indikation om föroreningssituationen över tid valdes även skiktet 15–20 cm ut för provtagning längre ned i sedimenten. Dessa val gjordes gemensamt för den limniska och marina fältundersökningen. På grund av att sedimentackumulationshastigheten varierar både mellan och inom olika undersökningsområden representerar nivåerna 0–5 och 15–20 cm olika tidsperioder vid olika provlokaler. Standardiserade nivåer valdes ändå eftersom de bedömdes kunna bidra med viktig övergripande information om föroreningssituationen i samtliga undersökta områden och för att förbättra de praktiska förutsättningarna att kunna genomföra den relativt omfattande provtagningen.

Provtagningsutrustning vid provtagning för miljökemisk analys

För att komma åt att ta sedimentprover i de trånga och grunda farvattnena planerades en merpart av provtagningen att utföras från en mindre arbetsbåt. Det innebär att endast handhållen provtagningsutrustning, eller utrustning som kräver en liten vinsch eller lindragare, kan användas. Med dessa förutsättningar kan endast enpipiga rörprovtagare med liten rördiameter användas. På grund av att stora mängder sediment krävdes för denna undersöknings omfattande laboratorieanalyser skulle detta innebära upptag av ett stort antal replikat där provtagaren varje gång sänks ner i sedimentet för ett nytt hugg. Båten måste dessutom flyttas någon till några meter mellan varje nytt hugg för att inte riskera att komma för nära ett föregående hugg, där sedimentet blivit omrört. Detta stora antal flyttningar inom samma provlokal ökar risken att det insamlade materialet härrör från en så stor geografisk yta att den inte utgör en sammanhängande sedimentationsmiljö. Därför planerades det att i huvudsak använda olika typer av lådprovtagare då de över lag ger större provmängd per hugg än de mindre rörprovtagare som var alternativet. Noggrannheten som kan uppnås med lådprovtagare vid uttag av prov från fem centimeters vertikala sedimentintervall bedömdes dessutom som tillräcklig för att uppfylla undersökningens syften. Se vidare under avsnittet *Sedimentprovtagning* för mer detaljerad information om vilken provtagningsutrustning som kom att användas på respektive lokal.

Genomförande av fältundersökningar

Fältundersökningarna genomfördes huvudsakligen från SGU:s undersökningsbåt Ugglan. I denna undersökning förflyttades hon mellan undersökningsområdena med kranbil. För sedimentprovtagning på flera av de mer väderutsatta lokalerna, längre från land, användes Göteborgs universitets undersökningsfartyg R/V Skagerak, som är betydligt större än Ugglan.

Hydroakustiska mätningar

Inför sedimentprovtagningar har SGU som rutin att utföra hydroakustiska undersökningar, det vill säga genomföra mätningar med olika slags ekolod. Mätningarna ger indikationer på var inom respektive undersökningsområde det kan finnas potentiellt förorenade sediment lämpliga för miljöprovtagning, se avsnittet *Förutsättningar för uppkomst av förorenade sediment*. Exempel på sådana mätresultat och indikationer ges i det följande avsnittet *Hydroakustisk information som underlag för provplanering*.

Fältundersökningarna i denna rapport inleddes med hydroakustiska mätningar med instrumenten flerstråleekolod och sedimentekolod. Eftersom utförandet och syftet med mätningarna är identiskt med det som var fallet i SGU:s undersökningar av förorenade sediment i Vänern (Larsson m.fl. 2021) återges här ordagrant följande två stycken från den rapporten:

”Flerstråleekolodet (multibeamekolod) ger en detaljerad bild av bottnens djupförhållanden, i form av en djupmodell över bottnen. Flerstråleekolodet ger också en backscatterbild som visar bottenytans akustiska reflektionsförmåga som sen används för att tolka bottens struktur och textur. Sedimentekolodet ger en vertikal sektion som visar bottens uppbyggnad längs en profil rakt under båten, från bottenytan och ner genom sedimentlagren tills signalen släcks ut mot en hård yta som exempelvis morän eller berggrund. Penetrationsdjupet varierar beroende på geologin men kan uppgå till drygt 100 m i leriga sediment. Penetrationsdjupet påverkas även om sedimentet innehåller mycket gas, skapad vid nedbrytning av organiskt material. Detta kan orsaka en total utsläckning av ljudsignalen vid gasrika sediment.

De tre hydroakustiska underlagen, batymetri, backscatter och sedimentekolod, ger stöd och kunskap om bottnens uppbyggnad och sammansättning, något som är viktigt vid själva provplaneringen. För att de prov som senare ska tas och analyseras ska ge rättvisande och användbara resultat är det viktigt att de placeras på lämpliga bottnar. Detta är bottnar där det

råder kontinuerlig sedimentation, så kallade ackumulationsbottnar, men även antropogena ackumulationer som exempelvis tippmassor och fibersediment."

De hydroakustiska mätningarna genomfördes huvudsakligen inom en yta nära de förmodat förorenande verksamheterna, eller vid utloppet av ett tillflöde med verksamheter uppströms. I några av områdena gjordes även mätningar i transekter (mätkorridorer) längre ut för att få en uppfattning om huruvida föroreningar spridits på ökande avstånd från förmodat förorenande verksamheter.

Mätområdenas storlek planerades utifrån respektive områdes förutsättningar, och utformades på ett sådant sätt att tiden för mätning beräknades ta cirka 1–2 dagar per område. Hur lång tid det tar att mäta heltäckande i ett område är starkt beroende av djupet, där ett djupare område i allmänhet går fortare än ett grundare. På grund av förhållanden som ej går att förutsäga vid skrivbordet är planerade mätområden alltid preliminära. De områden som slutligen uppmättes hydroakustiskt utgör de undersökningsområden som redovisas i denna rapport. Arealen på dessa varierar mellan cirka 0,3 km^2 och 3,3 km^2, se vidare i tabell 9 under avsnittet *Resultat*.

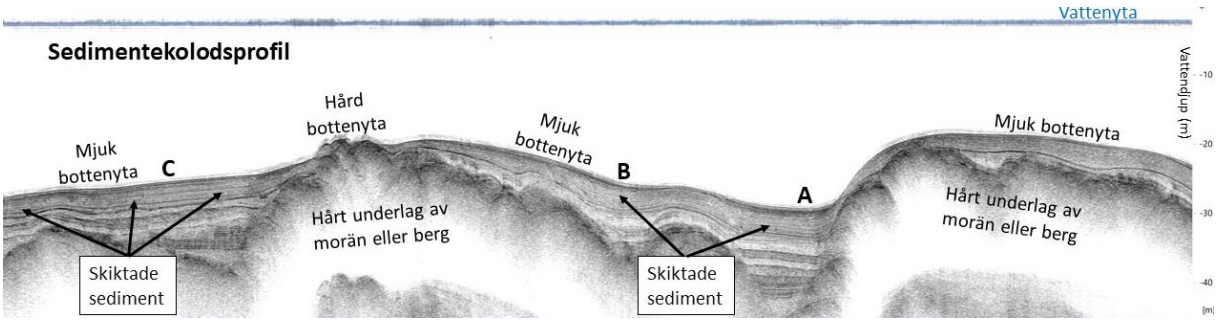
Hydroakustisk information som underlag för provplanering

Vid alla slags undersökningar av sediment är det viktigt att ha kunskap om sedimentens rörelsemönster, den så kallade sedimentdynamiken, och om bottnens uppbyggnad och sammansättning från bottenytan och nedåt. Detta behövs för att få en ändamålsenlig placering av provlokaler, det vill säga att de placeras ut på platser som bedöms vara lämpliga för undersökningens syfte. De ekolodsbilder som genereras av hydroakustiska instrument är ofta ett mycket användbart hjälpmedel för att göra sådana bedömningar. De ger indikationer om var lämpliga bottnar är belägna. För denna undersökning bör provtagning ske i lösa sediment vid eller nära bottenytan som bedöms vara recenta (nutida), eller åtminstone från industriell tid. Sedimentet ska helst vara under uppbyggnad genom pågående ackumulation av nedfallande partiklar. Hårdare bottnar med sand, grus, sten eller äldre avlagringar med morän eller istidsleror har däremot normalt inga förutsättningar att innehålla föroreningar. Hydroakustisk information om var hårda bottnar är belägna sparar därför många, för förorenade sediment, irrelevanta prov och miljökemiska analyser.

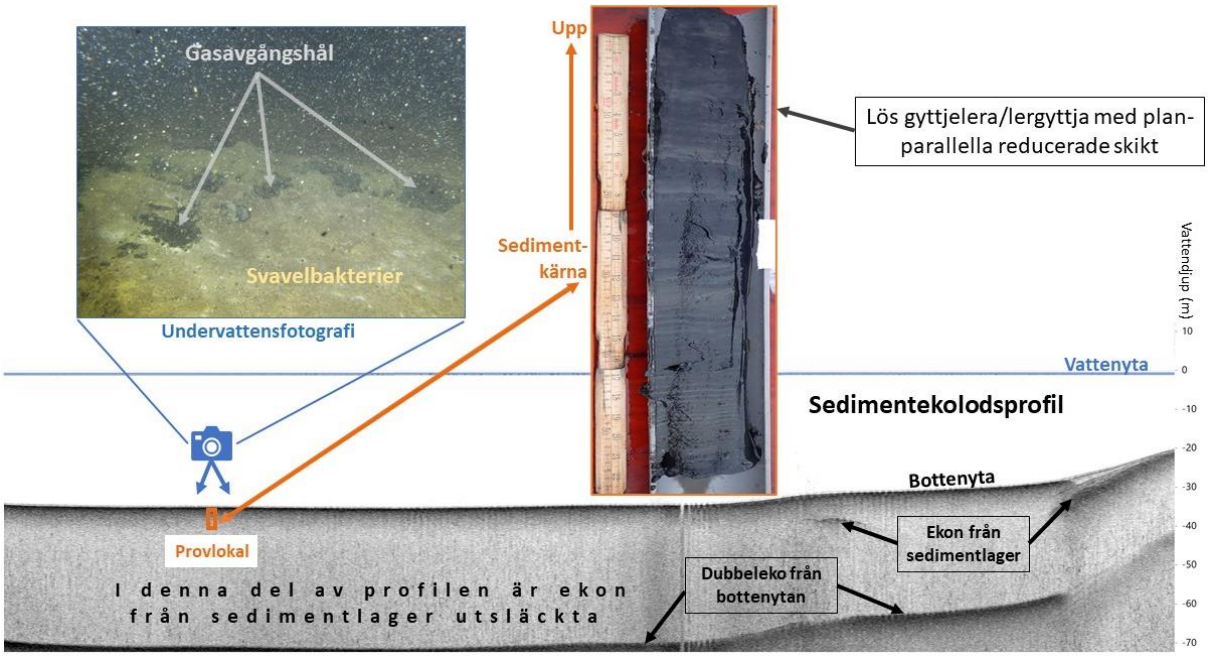
Det är viktigt att understryka att hydroakustisk information är indirekt. Den är ofta ett utmärkt redskap för att göra välgrundade bedömningar vid provplanering. Dock måste dessa bedömningar alltid prövas mot den direkta kunskap som ges vid okulär besiktning av ett sedimentprov i fält och de analyser som därefter utförs. En omfattande exempelsamling på tillämpningar av hydroakustiska mätningar för provplanering, med därpå följande provtagning vid undersökningar av förorenade sediment finns i följande SGU-rapporter med bilagor: Apler och Nyberg 2011, Apler m.fl. 2014, Norrlin m.fl. 2016, Norrlin och Josefsson 2017, Larsson m.fl. 2017 och Larsson m.fl. 2021. De exempel som följer nedan ger en översiktlig inblick.

För att lokalisera bottnar med eventuellt förorenade sediment är det unga avlagringar som ska eftersökas, helst med pågående ackumulation av sedimentpartiklar, det vill säga recent ackumulation. Tecken på recent ackumulationsbotten är att de hydroakustiska mätningarna indikerar en bassäng med en mjuk och plan, eller mycket flackt lutande, botten med så kallad planparallell skiktning i de översta sedimentlagren, se figur 3.

En ackumulationsbotten innehåller ofta naturligt organiskt material som bildas vid nedbrytning av döda växter och djur. Sediment med hög halt organiskt material i kombination med innehåll av gas kan, som i figur 4, orsaka så kallad hydroakustisk utsläckning. Detta fenomen är i sig en indikation på möjligt förorenat sediment då många föroreningar, särskilt organiska ämnen, gärna binder till naturligt organiskt material.

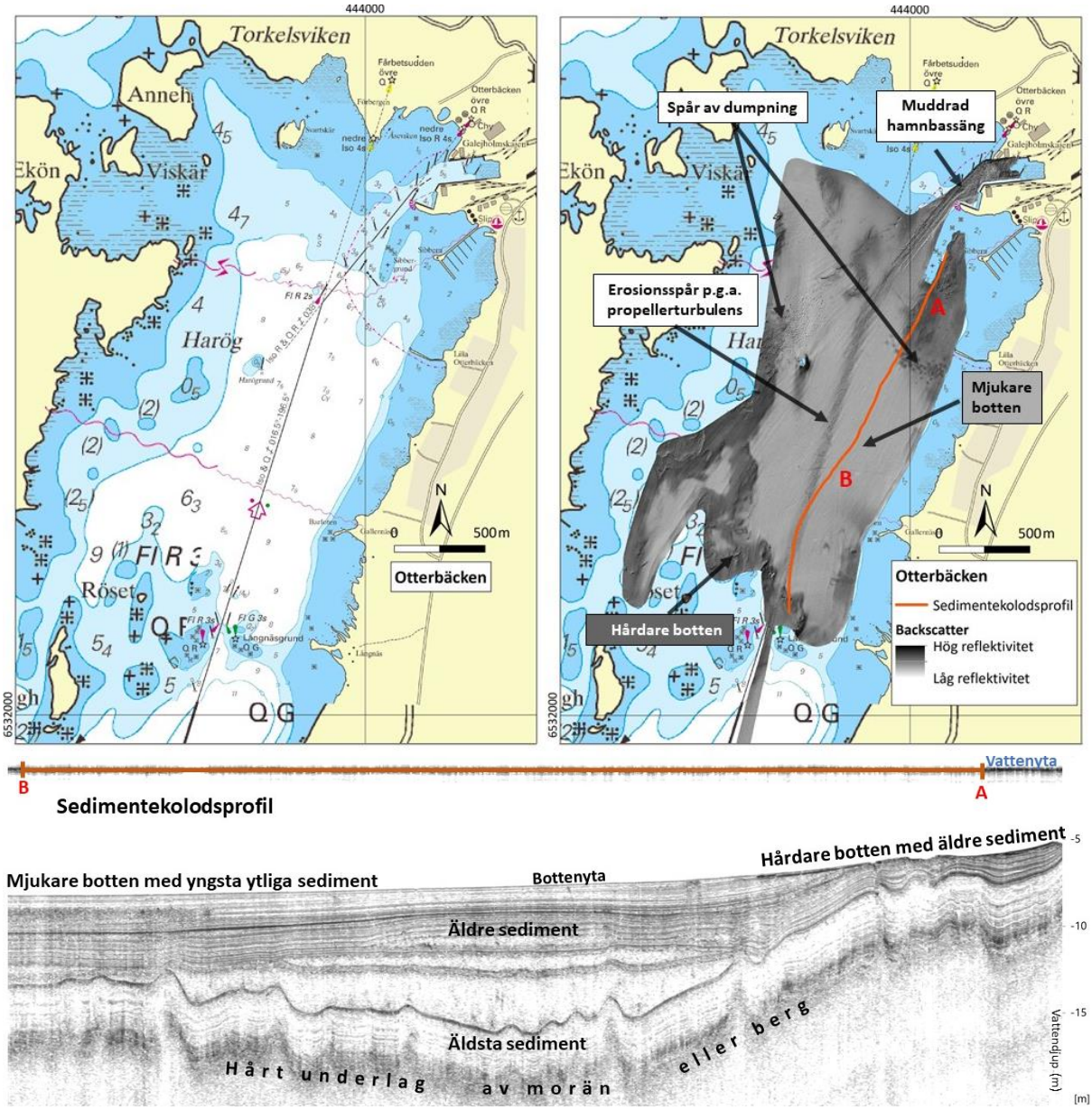


Figur 3. Figuren visar en cirka 1 100m lång sedimentekolodsprofil som återger för svenska förhållanden vanliga geologiska företeelser. När ett sedimentekolod förmår återge lagerföljden så här detaljerat och djupt ner under bottenytan, är det en indikation på att halten organiskt material eller innehållet av gas är måttligt eller ringa (se figur 4 för ett exempel på motsatsen). Detta innebär att mer påtagliga indikationer på potentiellt kraftigt förorenade sediment inte föreligger i figur 3. Däremot indikerar den planparallella skiktningen nära under ytan på de mjuka bottnarna att där pågår recent (nutida) sedimentation. Det innebär att de översta sedimentlagren sannolikt är avsatta under industrialismen varför det inte går att helt utesluta att de innehåller föroreningar. Med ledning av endast denna profil kan lämpliga provlokaler föreslås vid konkava delar som vid A och B eller mer utbredda flacka områden som vid C. De något mörkare skikten direkt under bottenytan vid A och B indikerar sannolikt en något högre organisk halt än i övrigt. Men de mörkare skikten kan även orsakas av sand, vilket indikerar sedimenttransport vilket skulle göra A och B mindre lämpliga. Detta klargörs genom att ta upp ett första beskrivande sedimentprov.

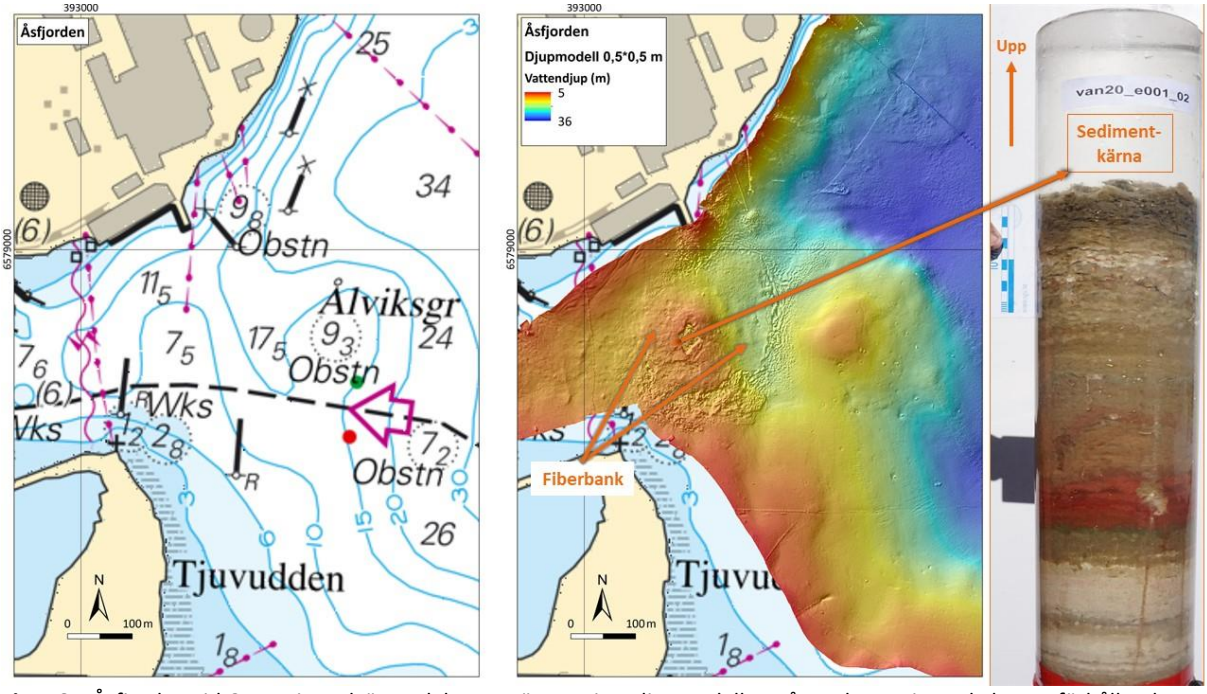


Figur 4. Nederst visas ett exempel på en sedimentekolodsprofil, cirka 700 m lång, där ekolodets ljudpulser inte förmått tränga ned och reflektera ekon från sedimentlager under bottenytan, utom längst till höger i bild. Detta fenomen kallas hydroakustisk utsläckning vilket ger ett falskt intryck av att sedimenten under bottenytan är helt homogena. Det enda som syns mot djupet är ett falskt så kallat dubbeleko av bottenytan. I verkligheten föreligger även här geologiska variationer av liknande slag som de i figur 3, men de nås inte av ljudpulser och ger därför inga ekon. Den hydroakustiska utsläckningen beror i detta fall på gasinnehåll i de ytliga sedimenten vilket i sin tur orsakas av hög halt organiskt material, vilket i sin tur indikerar möjligt föroreningsinnehåll. Även träfibrer, så som i förorenade fibersediment, kan under vissa omständigheter orsaka sådan utsläckning. På den provlokal som återges ovan visar ett undervattensfotografi av bottnen en ljust gulbeige yta av svavelbakterier, ett tecken på syrebrist orsakad av hög organisk halt i de ytliga sedimenten. De mörka groparna är gasavgångshål ur vilka gas från sedimentet stundom bubblar upp. Hålen avslöjar också att sedimentet under det ljusa ytskiktet är svart, vilket är ytterligare en effekt av syrebristen. Slutligen visar en knappt 5,5 dm djup sedimentkärna från lokalen en horisontellt skiktad och i översta delen mycket lös lergyttja, en vanlig karaktäristik hos mycket unga sediment. En samlad bedömning av informationen från denna provlokal är att det sannolikt föreligger recent (nutida) sedimentation. Detta innebär att sedimenten ner till ett visst djup under bottenytan är avsatta under industrialismen och att de därmed kan vara förorenade och meningsfulla att ta prov på för miljökemisk analys.

Antropogena ackumulationer kan även misstänkas när det i den hydroakustiska informationen förekommer konvexa eller kaotiska ansamlingar utanför industriområden, där avloppsrör mynnar, eller, som i figur 5, där ”backscattern” i den övre högra kartan visar tydliga spår av dumpning. Den visar även att hamnbassängen är muddrad, vilket är viktig information. I ett nyligen muddrat område är de allra yngsta potentiellt förorenade sedimenten borttagna och finns i stället på dumpningsplatserna. Muddringar utförda före modern miljölagstiftning kan ha bristfällig dokumentation; hydroakustik ger då en möjlighet att hitta dumpningsplatser. Figurtexten till figur 5 ger ytterligare exempel på hur förutsättningarna för en ändamålsenlig provplanering förbättras med hjälp av hydroakustisk information, jämfört med om endast sjökortet finns till hands.



Figur 5. Bottnarna kring farleden in mot hamnen i Otterbäcken i östra Vänern (Larsson m.fl. 2021). I backscatterbilden uppe till höger indikerar ljusare gråskalenyanser mjukare bottenytor och mörkare nyanser hårdare bottenytor. Av reliefen i backscatterbildens höjdskuggning går det också att se att hamnen är muddrad. Sannolikt är det muddermassor därifrån som dumpats där kraterliknande märken syns, angivna som ”Spår av dumpning” i figuren. Söderut från hamnen har det naturliga vattendjupet så småningom varit tillräckligt för fartygen. Men deras propellrar har rört upp det översta lösa och mjuka sedimentskiktet och eroderat fram underliggande äldre och hårdare sediment vilka framträder som ett mörkt spår mitt under farleden. Bottnens hårdhet och mjukhet återspeglas även genom den variation i gråskalan som bottenytan avtecknar sig i längs den cirka 1 km långa sedimentekolodsprofilen A–B. Den visar också tydligt hur äldre, normalt djupare liggande sediment i norra delen, vid A, går upp i bottenytan. Sannolikheten att hitta recenta (nutida) sediment, eller åtminstone sediment yngre än industrialismens inträde, är i detta område störst på de flacka mjuka bottnarna.

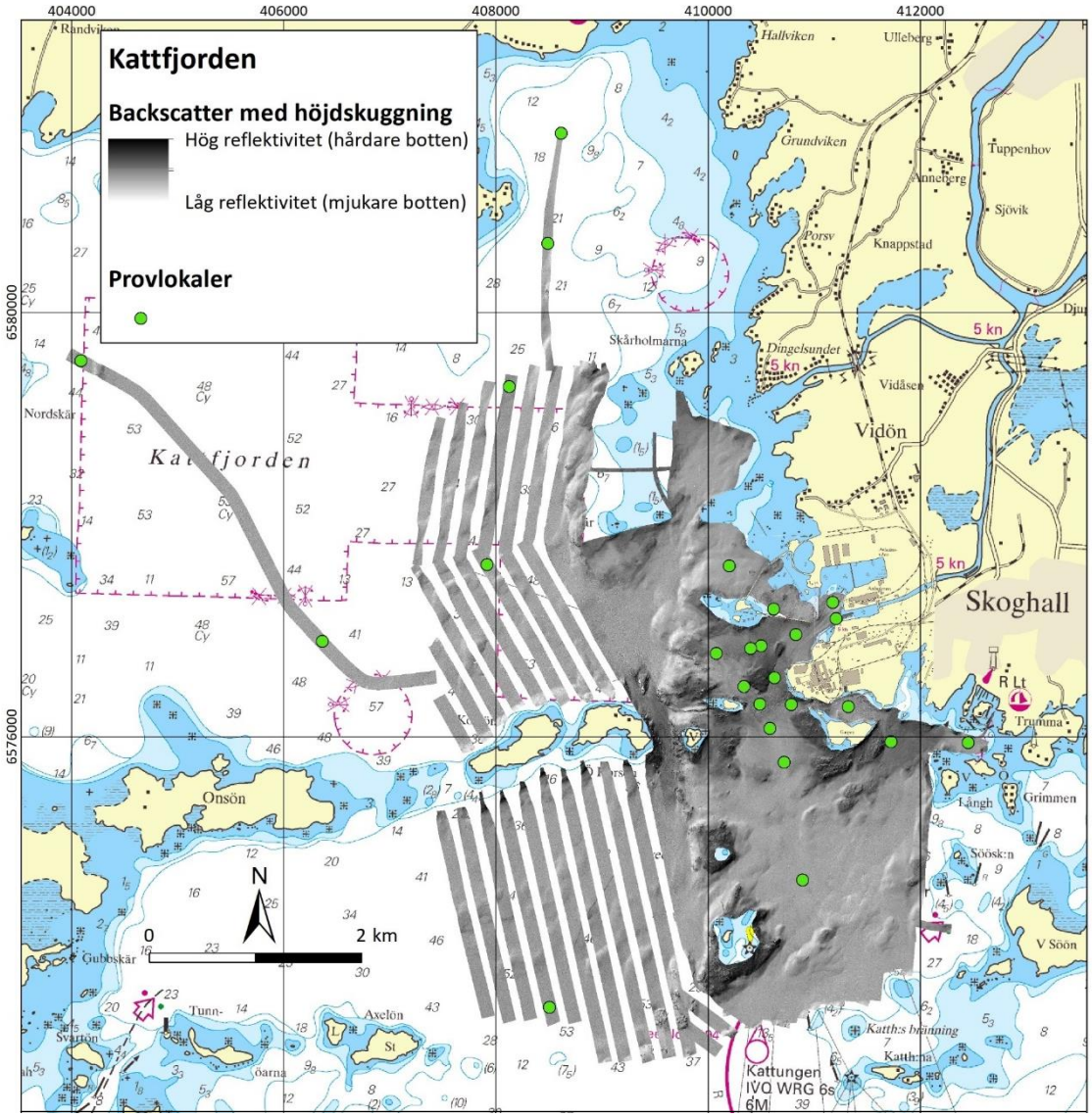


Figur 6. I Åsfjorden vid Grums i nordvästra delen av Vänern visar djupmodellen på mycket varierande bottenförhållanden. De uppstickande partierna vid Ålviksgrund och sydost därom utgörs av mjuka kullar så som de normalt kan se ut där finare sediment draperar underliggande morän och berggrund. Vid området väster om Ålviksgrund med djupangivelse 7,5 m visar djupmodellen däremot ett område, upp till 400 m i diameter, med en oroligt valkig och knottrig överyta. Vid sediment-provtagning nära formens mitt erhölls en sedimentkärna med flera decimeter av uteslutande lösa och mjuka tussar av massafibrer med varierande färg. Detta runda bottenområde är en fiberbank vilken kartlagts och beskrivits av Larsson m.fl. (2021). Den uppvisar formelement och strukturer som är vanliga på fiberbankar, för fler exempel se Apler och Nyberg (2011) samt Norrlin och Josefsson (2017) med referenser.

En antropogen ackumulation som kan ha stor utbredning och flera meters mäktighet är så kallade fibersediment, det vill säga fiberbankar eller fiberrika sediment, vilka orsakats genom utsläpp av trä- och massafibrer. Dessa företeelser syns ofta i hydroakustiska bilder som exempelvis i flerstråleekolodets djupmodell i figur 6.

I exemplen som visas i figur 5 och figur 6 har mätningen med flerstråleekolod utförts med överlappande mätlinjer så att en heltäckande djupmodell och ”backscatter” erhållits. Detta ger en detaljerad och sammanhängande bild av bottnen vilket är viktigt för att upptäcka antropogena spår, avlagringar och föremål i närheten av en potentiell utsläppskälla. Dessa förekommer dessutom ofta i områden med ringa till måttliga vattendjup där den naturliga variationen i sedimentens utbredning är större och mer mosaikartad. Heltäckande mätning är i sådana områden därför relevant för att uppnå en ändamålsenlig placering av provlokaler för miljökemisk analys av sediment.

Därutöver vill man ibland få en uppfattning om föroreningssituationen och eventuell spridning till sediment på längre avstånd från källan. Då är det i regel djupare belägna ackumulationsbottnar som eftersöks. Dessa är ofta, men inte alltid, mer homogent utbredda i en bassäng. I dessa fall kan det vara tillräckligt att mäta det utvalda bottenområdet som transekter, mätkorridorer, i stället för heltäckande. Exempel på hur detta kan utföras på ökande avstånd från potentiella utsläppskällor visas i figur 7.



Figur 7. I det strandnära området invid Skoghall och Vidön utfördes heltäckande mätning för att ge ett sammanhängande underlag för placering av ett större antal provlokaler på en botten med påtaglig variation av såväl naturliga som antropogena sediment, i detta fall förekom även fibersediment. I det djupare området väster därom visar mätningen i åtskilda transekter på en relativt homogen botten. Underlaget bedömdes som tillräckligt för utplacering av några provlokaler med syfte att spåra eventuell spridning av föroreningar västerut i fjorden. Slutligen mättes två enskilda transekter åt norr och nordväst med syfte att hitta lämpliga bottnar för några få provlokaler som stickprovsmässigt kan spegla föroreningssituationen i hela Kattfjordens sediment. Även sedimentekolod används längs transekterna för att få en uppfattning om olika sedimentlagers vertikala utbredning under bottenytan, men resultaten visas inte i figuren. För mer information om detta exempel, se Larsson m.fl. (2021).

Det är önskvärt att en preliminär utvärdering av den hydroakustiska informationen, särskilt i de delvis uppmätta områdena, kan utvärderas i realtid ombord på mätfarkosten. Detta för att vid behov justera planerad mätning beroende på den information och variation som bottnarna uppvisar, detta med avseende på såväl täckningsgrad som mättekniska inställningar.

Tekniska specifikationer för hydroakustiska mätningar och bearbetningar

Alla mätningar inom projektet gjordes från SGU:s undersökningsbåt Ugglan. Multistrålekolodsmätningarna utfördes med ett Kongsberg 2040-lod, med frekvens 340 kHz och short puls eller, vid vattendjup över cirka 20 m, medium puls. Sedimentekolodsprofiler uppmättes med hjälp av ett Topas 120 sedimentekolod där en Rickerpuls med 8 kHz centrumfrekvens användes ner till cirka 30 m vattendjup och vid större djup en Chirppuls med 5–24 kHz frekvensomfång. All

råmätdata har positionerats med RTK-korrigerad satellit-GPS och projicerats till koordinatsystem SWEREF99 TM. Djupdata har refererats till Geoidmodell SWEN17_RH2000.

För processering, kvalitetskontroll och skapande av batymetriska modeller användes mjukvaran Qimera version 2.1.1 och för backscattermodeller mjukvaran FMGT version 7.9.3, båda från QPS maritime software solutions. Sedimentekolodsprofilerna lästes in, bearbetades och kvalitetskontrollerades i mjukvaran MDPS version 5.2 från Meridata Oy.

Provplanering

När de hydroakustiska mätningarna hade utförts genomfördes provplaneringen, det vill säga att planera platser för sedimentprovtagning, här benämnda provlokaler.

För detta användes följande hydroakustiska underlag:

- Sedimentekolodsprofiler
- Backscattermosaiker i 0,5*0,5 m upplösning
- Djupmodeller (batymetri) i 0,5*0,5 m upplösning

De hydroakustiska underlagen som samlats in har inte publicerats i denna rapport på grund av sekretess, se avsnittet *Spridningstillstånd*. I stället ges i avsnittet *Hydroakustisk information som underlag för provplanering* exempel på hur sådana underlag kan se ut, förstås och användas.

Därutöver har vid provplaneringen samma befintliga underlag använts som vid urvalet av undersökningsområden:

- Geologiska kartor (SGU 2020a & 2020b)
- Sjökort (Sjöfartsverket 2021)
- Flygbilder (Lantmäteriet 2020)
- Historiska ortofoton, referensår 1960 +- 5 år (Lantmäteriet 2020)
- Information om utsläppskällor (EBH-stödet 2020, NikITa 2020)

För mer detaljer om befintliga underlag, se separat PM (Wemming (2020).

Med hjälp av dessa underlag avgjordes den faktiska placeringen av provlokaler på lämplig botten nära potentiella föroreningskällor på land. Provlokaler placerades dessutom ut på lämpliga bottnar på ökande avstånd från land.

Placering av provlokaler har gjorts manuellt i mjukvaran MDPS (Meridata Oy) med kompletterande stöd av ArcGIS (ESRI). I MDPS kan bottentäckande information från exempelvis flerstråleekolod, ortofoton och sjökort studeras och värderas tillsammans med vertikala sedimentekolodsprofiler. För de områden som beskrivs i denna rapport blev det faktiska utfallet totalt 70 provlokaler, med en variation på två till åtta lokaler per område, beroende på områdenas skiftande karaktärer och förutsättningar vilka beskrivs i avsnittet *Redovisning av undersökta områden*. Information om varje planerad provlokal sparades i Marin KoPA, SGU:s digitala system för administration av sedimentprovtagning. Detta kompletterades sedan med information under provtagningen i fält. De områdesvisa tabellerna i avsnittet *Redovisning av undersökta områden* samt bilaga 3 redovisar ett urval av denna information. I bilaga 6 återfinns de fältprotokoll som upprättades under provtagningen.

Sedimentprovtagning

Beskrivning och provtagning av sediment för miljökemisk analys i de 16 marina undersökningsområdena genomfördes av SGU under sensommaren och hösten 2021. Sedimentprovtagningen genomfördes som certifierad provtagning enligt certifieringsordningen, se NT

ENVIR 008 (2015). Certifierad provtagning ska säkerställa att provtagningspersonalen har rätt utbildning och erfarenhet och att själva provtagningen utförs och kvalitetssäkras i enlighet med kraven i certifieringsordningen. Delar av innehållet i föreliggande rapport utgör den ”fältrapport” och ”provtagningsrapport” som stipuleras av certifieringsordningen.

Uttag av sedimentprov för okulär bedömning och beskrivning gjordes med rörprovtagare.

Uttag av sedimentprov för miljökemisk analys gjordes huvudsakligen med olika typer av lådprovtagare, vilket redan omnämnts under avsnittet *Provtagningsutrustning vid provtagning för miljökemisk analys*. Eftersom analys av metaller kräver en betydligt mindre mängd sediment valdes dock under fältarbetet att från det större fartyget R/V Skagerak ta dessa analysprov med en rörprovtagare av typen Gemax. Denna kan hanteras från en större plattform och kan med sin utrustning för skivning av sedimentkärnan ge högre noggrannhet i djupled.

Uttag av sedimentprov i 1 centimeter mäktiga skikt för radiometrisk datering gjordes med rörprovtagare försedd med utrustning för skivning av sedimentkärnor. Radiometrisk datering görs för bestämning av sedimentets ålder på olika nivåer och sedimentackumulationshastigheten på provlokalen, se avsnittet *Dateringsmetoder*.

De olika slags låd- och rörprovtagare som använts framgår av punktlistan nedan. Vilka provtagare som användes på respektive provlokal framgår av bilaga 3.

- **Stötlod**. En 1 m lång rörprovtagare som tar sedimentkärnor med 58 mm diameter. Den användes på R/V Skagerak, främst för att verifiera bottnens beskaffenhet innan vidare provtagning för miljökemiska analyser och för att få en sedimentkärna att fotografera och beskriva.
- **Gemax**. En dubbelpipig rörprovtagare som tar upp till 0,7 m långa, ostörda sedimentkärnor med 90 mm diameter. Provtagaren användes ibland på R/V Skagerak för att samla in material till metallanalyser samt till radiometrisk datering.
- **Kajakprovtagare**. En mindre rörprovtagare med utbytbara rör, 0,5 eller 1,0 m långa. Den användes på Ugglan för att verifiera bottnens beskaffenhet innan vidare provtagning för miljökemiska analyser och för att få en sedimentkärna att fotografera och beskriva. På Ugglan användes denna provtagare för att samla in material till radiometrisk datering.
- **Liten boxcorer**. En lådprovtagare (18 x 18 cm) som används till mjuka sediment. Den användes på R/V Skagerak för att samla in material till miljökemisk analys av organiska ämnen.
- **Stor Ekmanhämtare**. En lådprovtagare (20 x 20 cm, höjd 45 cm) som används till mjuka sediment. Den är större och tyngre än den mindre Ekmanhuggaren och kan därför bara hanteras med vinsch. Den användes ombord på Ugglan för att samla in material till miljökemisk analys.
- **Liten Ekmanhämtare**. En lådprovtagare (15 x 15 cm, höjd 20 cm) som används till mjuka sediment. Den är mindre och lättare än de två ovan nämnda lådprovtagarna och kan hanteras för hand. Den är ett likvärdigt alternativ, dock behövs något eller några extra hugg inom samma provlokal för att med Liten Ekmanhämtare få upp samma mängd provmaterial jämfört med den större Ekmanhämtaren. Den användes ombord på Ugglan för att samla in material till miljökemisk analys.

På varje provlokal som provtogs från Ugglan inleddes arbetet med en bottenobservation från en undervattenskamera (UV-observation). Denna användes för att verifiera bedömningen från provplaneringen, det vill säga för att avgöra om lokalen var fortsatt lämplig som provlokal eller om vidare provtagning skulle avbrytas. Om bedömningen efter UV-observationen ombord Ugglan blev att provtagningen skulle fortsätta var nästa steg att ta en längre kärna med en rör-

provtagare. På R/V Skagerak fanns inte tillgång till en undervattenskamera. Det första sedimentprovet på varje lokal togs därför upp med ett stötlod, vilket är en relativt oöm provtagare som genererar en sedimentkärna med vars hjälp sedimentet kan beskrivas och karaktäriseras. Utifrån detta gjordes också bedömningen om det var lämpligt att fortsätta provtagningen på lokalen.

När sedimentkärnan fotograferats och beskrivits avgjordes slutligen på vilka nivåer i sedimentet som de fem centimeter mäktiga djupintervallen för miljökemiska analysprov skulle tas ut. Utgångspunkten innan provtagningen var att ta prov på 0–5 respektive 15–20 cm djup, men det är alltid först efter den okulära besiktningen i fält som lämpliga sedimentnivåer för analys slutligen kan väljas. På alla provlokaler togs prov från ytsediment, normalt från det i förväg valda intervallet 0–5 cm. På alla lokaler där underliggande sediment bedömdes kunna vara förorenat togs även prov för analys från ett, eller i vissa fall flera, djupare intervall, oftast från det i förväg valda intervallet 15–20 cm sedimentdjup. Urvalet av intervall anpassades dock vid behov efter de geologiska förhållandena, till exempel förekomsten av skikt som bedömdes olämpliga att provta. De djupintervall som slutligen valdes för uttag av sediment för miljökemisk analys framgår av de områdesvisa tabellerna under avsnittet *Resultat* och av bilaga 3.

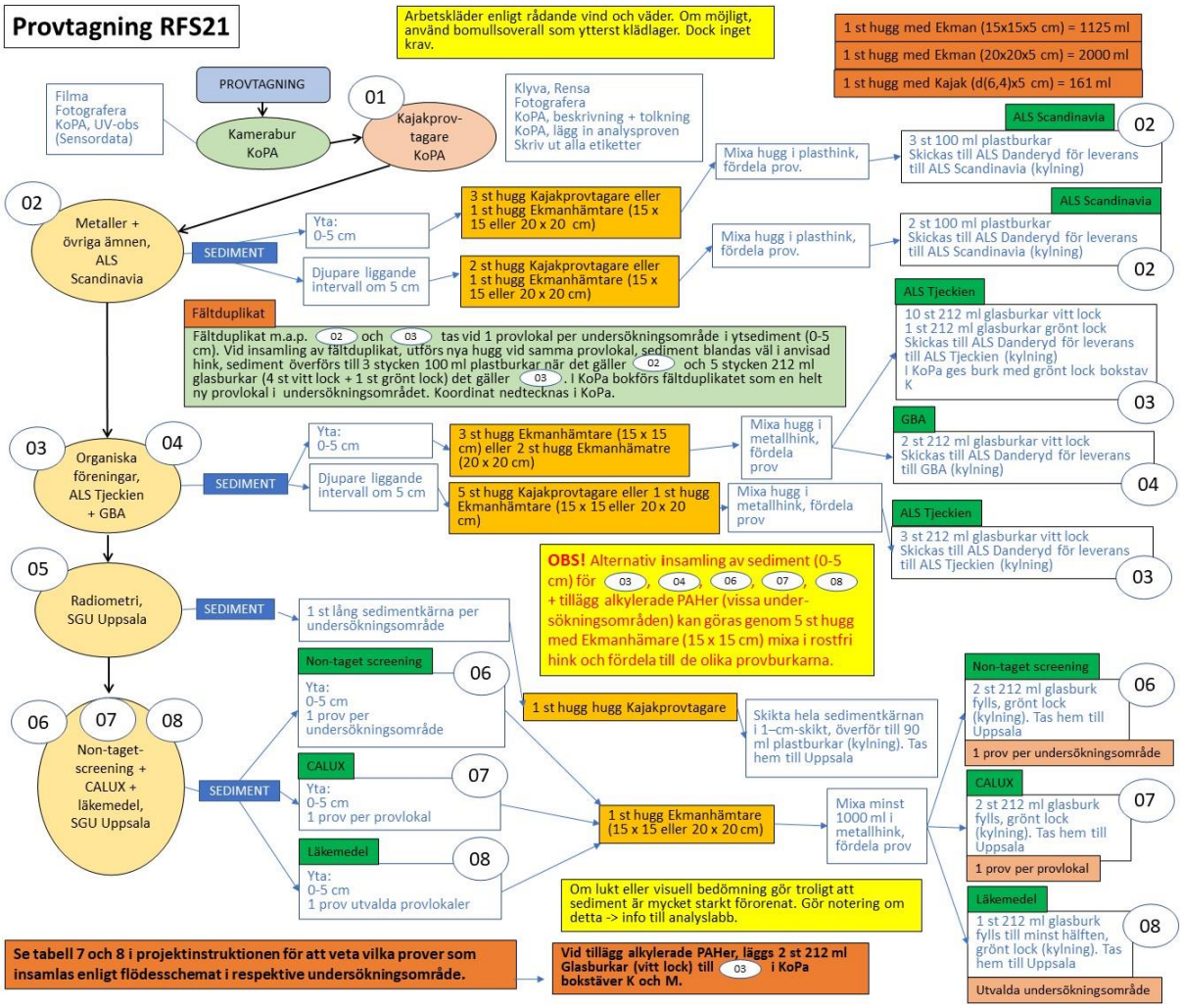
När någon av de tre lådprovtagarna användes för att ta ut sediment för miljökemisk analys togs det översta intervallet 0–5 cm ut först och lades i kärl för homogenisering. Efter det avlägsnades sediment från det mellanliggande oönskade intervallet. Med en måttstock kontrollerades att rätt nivå hade nåtts, därefter finjusterades den framgrävda ytan och sediment från det djupare intervallet, oftast 15–20 cm, togs ut och lades i ett annat kärl för homogenisering. På de nivåer där sediment för analys togs ut gjordes detta med en sked eller mindre slev uppifrån i provtagarens öppna låda utan att sediment närmast provtagarens sidor kom med. Sidorna undveks för att inte få med sediment som rörts om när provtagaren sjönk ner i sedimentet. Därefter flyttades provtagningsläget något för att inte ta prov på samma ställe i stört sediment, och provtagaren sänktes ned för att med ett nytt hugg få upp mer sediment till samlingsprovet. Det krävdes flera hugg för att erhålla tillräcklig mängd sediment från nivån 0–5 cm. Från den djupare nivån krävdes det en mindre mängd sediment, ofta från endast ett hugg, eftersom färre analyser planerades för sediment från denna nivå. Sediment från de önskade nivåerna togs från varje hugg ut på samma sätt som beskrivs ovan, och lades i respektive homogeniseringskärl. För att undvika kontaminering användes kärl och skedar av rostfritt stål för sediment till analys av organiska ämnen, för sediment till metallanalyser och övrigt användes utrustning av plast. När tillräckligt mycket sediment samlats i respektive kärl homogeniserades det och fylldes skyndsamt i provburkar. Dessa packades därefter i kylväskor där frysklampar upprätthöll kylskåpstemperatur.

I varje undersökningsområde togs med rörprovtagare även en längre kärna som skivades i en centimeter tunna skivor med avsikt att använda till radiometrisk datering. Detta för bestämning av sedimentets ålder på olika nivåer och sedimentackumulationshastigheten på provlokalen, se avsnittet *Dateringsmetoder*.

Som ett led i den certifierade provtagningen uttogs vidare ett fältduplikat (0–5 cm) vid en, i något fall två, av provlokalerna i respektive undersökningsområde. Syftet med kontrollprovet var att utvärdera mätprecision samt mätosäkerhet för analysresultaten, se bilaga 1.

Provhantering

Under sedimentprovtagningen användes flödesschemat i figur 8 vilket i detalj beskriver provtagningsflödet vid varje provlokal och vilka prover som skulle tas för olika syften. Detta för att säkerställa att, beroende på vald provtagningsutrustning, tillräcklig mängd sediment togs upp, överfördes till rätt uppsättning provburkar samt packades, förvarades och transporterades korrekt. Det flödesschema som visas i figur 8 tillämpades ombord på undersökningsbåten Ugglan. Flödesschemat som användes ombord på R/V Skagerak är identiskt med avseende på



Figur 8. Flödesschema för beskrivning och provtagning av sediment ombord undersökningsbåten Ugglan. Löpnumreringen 01–08 följer ordningen på de olika aktiviteterna och används ombord som checklista för detaljer i provtagningsförfarandet. Alla volymer avser våta sediment. Schemat återges i större format i bilaga 5.

löpnummer och provmängder, men avviker beträffande använd provtagningsutrustning vilket framgår av punktlistan ovan.

Löpnumreringen 01–08 avser i denna undersökning följande:

- **01 Beskrivande fotografering och provtagning**: en inledande beskrivning av bottenyta och sediment på provlokalen vilken återges i provprotokoll, se bilaga 6. Ett urval av informationen återfinns även i områdesvisa tabeller i avsnittet *Redovisning av undersökta områden* samt i bilaga 3.
- **02 Metaller och övriga ämnen**: provtagning för analyser av metaller inom analysföretaget ALS Scandinavias grundpaket inklusive metylkvicksilver, se tabell 4. Dessa prover togs i ytsediment på samtliga lokaler samt på djupare nivåer på ett urval av lokalerna. Urvalet framgår av områdesvisa tabeller i avsnittet *Redovisning av undersökta områden* och i bilaga 3. Total provmängd var 0,3 l ytsediment och 0,2 l sediment från djupare intervall som efter homogenisering i plastkärl fördelades i 3 respektive 2 plastburkar á 100 ml.
- **03 & 04 Organiska föreningar m.m.**: provtagning för bestämning av vattenhalt, TOC, LOI och för analys av de organiska föreningarna inom ALS grundpaket och tilläggspaketen T1–T15 enligt tabell 4. Dessa prover togs i ytsediment på samtliga lokaler, samt på djupare nivåer på ett urval av lokalerna. Urvalet framgår av områdesvisa tabeller i avsnittet *Redovisning av undersökta områden* och i bilaga 3. Total provmängd var 2,8 l från ytsediment som efter

homogenisering i rostfri skål fördelades för 03 (analys av ALS) i 11 glasburkar á 212 ml varav en burk med grönt lock avsett för PFAS-analys och för 04 (analys av GBA) i 2 glasburkar á 212 ml. Från djupare intervall var provmängden 0,65 l som efter homogenisering i rostfri skål fördelades för 03 i 3 glasburkar á 212 ml.

- **05 Radiometri**: provtagning vid en utvald lokal per område för att med radiometrisk analys med isotopen ^{210}Pb försöka bestämma sedimentackumulationshastigheten vid lokalen. Urvalet framgår av områdesvisa tabeller i avsnittet *Redovisning av undersökta områden* och i bilaga 3. För dessa analyser skivades en sedimentkärna i en centimeter tunna skivor. Proven lades i 90 ml plastburkar.
- **06 NTS (Non-Target Screening)**: provtagning för HELCOM-projektet Pre-EMPT (Pre-empting pollution by screening for possible risks). Dessa prover togs från enbart ytsediment och från en lokal per undersökningsområde. Urvalet framgår av områdesvisa tabeller i avsnittet *Redovisning av undersökta områden* och i bilaga 3. Provmängden var totalt 0,43 l fördelat i 2 glasburkar á 212 ml med grönt lock.
- **07 CALUX**: provtagning för effektanalys med toxikologiska tester motsvarande de tre tilläggspaketen T17–T19 i tabell 4. Prover togs enbart på ytsediment, i regel från varje lokal inom undersökningsområdena. Urvalet framgår av områdesvisa tabeller i avsnittet *Redovisning av undersökta områden* och i bilaga 3. Provmängden var totalt 0,43 l fördelat i 2 glasburkar á 212 ml med grönt lock.
- **08 Läkemedel**: provtagning för analys av läkemedelsrester, motsvarande tilläggspaket T16 i tabell 4, gjordes på ett urval undersökningsområden. Urvalet framgår av områdesvisa tabeller i avsnittet *Redovisning av undersökta områden* och i bilaga 3. Provmängden var totalt 0,43 l fördelat i 2 glasburkar á 212 ml med grönt lock.

Fältduplikatprov tilldelades ett eget provlokalnummer så att det inte skulle framgå för analyslaboratoriet att det var ett duplikat. Dessa prover analyserades för ämnena i ALS grundpaket samt för PFAS (tilläggspaket 12 i tabell 4).

Prover avsedda för ALS (02 Metaller och övriga ämnen samt 03 och 04 Organiska föreningar m.m.) levererades i kylväskor med frysklampar till ALS lokaler i Danderyd eller Luleå via bud eller som direkttransport utförd av SGU:s personal. Alla leveranser dokumenterades enligt principerna för ”Chain of Custody” i NT ENVIR 008 (2015). Leveranser som gick med externa bud förseglades i för det ändamålet särskilda förpackningar med sigill. Syftet med detta är att försvåra oupptäckt obehörig åtkomst till provburkarna och att kunna spåra deras transportkedja från försändelse, transport samt leverans till ALS. Provburkar enligt 05, 06, 07 och 08 ovan, transporterades i kylväskor med frysklampar av egen personal till kylrum på SGU i Uppsala för senare leverans till övriga laboratorier.

Miljökemiska analyser

I alla undersökningsområden som redovisas i denna rapport analyserades samtliga sedimentprover enligt analyserna i ett grundpaket. Beroende på påverkansbilden för respektive undersökningsområde, identifierade i avsnittet *Urval av ämnen och ämnesgrupper för miljökemisk analys,* utfördes på sedimentprov även analyser enligt olika tilläggspaket.

Analyser enligt grundpaketen, G, samt tilläggspaketen T1–T15 i tabell 4 har utförts av ALS olika analyslaboratorier i Prag, Danderyd och Luleå samt det av ALS anlitade analyslaboratoriet GBA.

Organiska föroreningar analyserades med gaskromatografi och masspektrometer (GC-MS) och ultraeffektiv vätskekromatografi. Metaller löstes upp med salpetersyra följt av analys med induktivt kopplad plasma och sektor masspektrometri (ICP-SFMS). För sexvärt krom lakades först proven med en lösning av natriumkarbonat och natriumhydroxid följt av analys med

ICP-SMFS. För utförligare information om vilka analysmetoder ALS och GBA använt sig av, se analysprotokollen i original som återfinns i bilaga 9.

Läkemedelsanalyserna, tilläggspaket T16, utfördes av Kemiska institutionen vid Umeå universitet. Prover analyserades med hjälp av en trippel kvadropol masspektrometer (Quantum Ultra EMR kopplat med vätskekromatografi efter sekventiell extraktion av proven med: 1,5 ml metanol och vatten (7:3) med 0,1 % myrsyra; 1,5 ml acetonitril och 1,5 ml 5 % prov-etylamin i metanol/vatten (1/3).

Toxicitetstesterna, tilläggspaket T17–T19, som har utförts är olika typer av CALUX (Chemical Activated LUciferase gene eXpression), vilket är en in vitro-metod med genmodifierade celler som utsöndrar ljus när olika ämnen eller ämnesgrupper binder till specifika receptorer. Testerna utgör ett komplement till de kemiska analyserna. De tre CALUX-tester som använts i denna undersökning mäter responsen av dioxinlika ämnen, DR-CALUX (Aarts m.fl. 1995), poly-aromatiska kolväten, PAH-CALUX (Pieterse m.fl. 2013) och östrogenlika ämnen, ER-CALUX (Legler m.fl. 1999). Dessa analyser utfördes av Biodetection systems i Holland.

Bestämning av ^{210}Pb, tilläggspaket T20, utförs genom att mäta dess alfa-emitterande dotternuklid ^{210}Po enligt metoden beskriven av Sanchez-Cabeza m.fl. (1998). Det är Universitat Autònoma de Barcelona i Spanien som utför denna bestämning. En intern standard, ^{209}Po, tillsattes det insamlade sedimentet. Sedimentet löstes därefter upp i 1 M HCl. Strålningen från ^{210}Po bestämdes med hjälp av en α-spektrometer.

De sedimentprov som samlades in för HELCOM-projektet pre-EMPT, tilläggspaket T21, skickades för analys till National and Kapodistrian University of Athens i Grekland. Dessa analyser ingick inte ursprungligen i det program som sattes ihop för regeringsuppdraget förorenade sediment. Analysresultaten kommer av den anledningen inte presenteras i denna rapport. Analys-resultaten från HELCOM-projektet kan dock, i ett senare skede, komma att ge mycket värdefull kompletterande information beträffande belastning av olika miljöstörande ämnen vilka inte undersöks i denna rapport. För mer information om projektet, besök DSFP:s webbplats (dsfp.norman-data.eu) och sök på helcom pre-empt.

Tabell 4. Analyspaket för sedimentproverna i undersökningen av potentiellt förorenade sediment. I sedimentprover från samtliga undersökningsområde analyseras ämnesgrupperna som ingår i grundpaketet, G, medan ämnesgrupperna i de olika tilläggspaketen, T1–T16 analyseras beroende på påverkansbilden. För tilläggen T17–T19, har med CALUX-metoden biologisk respons uppmätts för dioxinlika ämnen (DR), polyaromatiska kolväten (PAH) och östrogenlika ämnen (ER). Tillägget T20 avser radiometrisk datering, se avsnittet *Dateringsmetoder*. Tillägget T21 avser prover tagna för HELCOM projektet Pre-EMPT (Pre-empting pollution by screening for possible risks), resultaten av analyserna kommer att redovisas av det projektet.

Analyspaket			**Analyslaboratorium**
Vattenhalt	Grundpaket	G	ALS Prag/GBA
TOC	Grundpaket	G	ALS Prag
LOI (Glödgningsförlust)	Grundpaket	G	ALS Prag
Metaller, inklusive metyl-Hg	Grundpaket	G	ALS Luleå
PAH_{16}	Grundpaket	G	ALS Prag
PCB_7	Grundpaket	G	ALS Prag
Tennorganiska föreningar	Grundpaket	G	ALS Luleå
Alifater, Aromater, BTEX	Grundpaket	G	ALS Prag
Alkylfenoler	Tilläggspaket	T1	GBA
Bromerade flamskyddsmedel	Tilläggspaket	T2	GBA
Sexvärt krom (Cr^{6+})	Tilläggspaket	T3	ALS Prag
Cyanid	Tilläggspaket	T4	ALS Prag
Dioxiner och dioxinlika föreningar	Tilläggspaket	T5	ALS Prag
Ftalater	Tilläggspaket	T6	GBA

Analyspaket			Analyslaboratorium
Klorerade bekämpningsmedel	Tilläggspaket	T7	ALS Prag
Klorfenoler	Tilläggspaket	T8	GBA
Klorparaffiner	Tilläggspaket	T9	GBA
Oljeindex	Tilläggspaket	T10	ALS Prag
Organofosfater	Tilläggspaket	T11	GBA
PFAS	Tilläggspaket	T12	ALS Prag
Siloxaner	Tilläggspaket	T13	GBA
Pesticider i jord och hamnsediment	Tilläggspaket	T14	ALS Prag
Alkylerade PAH:er + PAH 16	Tilläggspaket	T15	GBA
Läkemedel	Tilläggspaket	T16	Kemiska institutionen, Umeå universitet
Toxicitetstest (DR-CALUX)	Tilläggspaket	T17	BDS (BioDetectionSystems)
Toxicitetstest (PAH-CALUX)	Tilläggspaket	T18	BDS (BioDetectionSystems)
Toxicitetstest (ER-CALUX)	Tilläggspaket	T19	BDS (BioDetectionSystems)
Pb-210 radiometri för datering	Tilläggspaket	T20	Universitat Autònoma de Barcelona
Non Target Screening	Tilläggspaket	T21	National and Kapodistrian University of Athens

Bedömningsgrunder

Uppmätta halter av ämnen jämförs mot fastställda bedömningsgrunderna för sediment enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter 2019:25 om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (Havs- och vattenmyndigheten 2019). Dessa bedömningsgrunder är effektbaserade och bygger på en uppskattning av för sedimentlevande organismer oskadliga haltnivåer.

För metaller görs även en jämförelse mot Naturvårdsverkets bedömningsgrunder uttryckta som tillståndsklasser (Naturvårdsverket 1999b) och för organiska miljögifter mot SGU:s uppdaterade tillståndsklasser för organiska miljögifter (Josefsson 2017).

För några av ämnena finns både effektbaserade bedömningsgrunder och tillståndsklasser, i dessa fall utförs en jämförelse mot båda. Flera av de undersökta ämnena i denna undersökning saknar dock etablerade svenska bedömningsgrunder, då har i några fall andra länders bedömningsgrunder använts. För övriga ämnen utan bedömningsgrund har ett urval av dem jämförts med deras haltvariation inom denna undersökning.

Havs- och vattenmyndighetens effektbaserade bedömningsgrunder

De effektbaserade bedömningsgrunderna i tabell 5 från HVMFS 2019:25 (Havs- och vattenmyndigheten 2019) bygger på underlag från studier av toxicitet för bottenlevande organismer (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Det är bedömningsgrunder som används vid klassificering av kemisk och ekologisk status i landets vattenförekomster (sjöar, vattendrag och utsjövatten) och av dessa ämnens miljöstatus i Sveriges havsområden. Om en vattenförekomst inte uppnår god status kan åtgärder behöva vidtas för att minska riskerna förknippade med föroreningarna. Om sedimentet har en total kolhalt (TOC) som avviker från 5 % ska ämnets uppmätta halt normaliseras till 5 % TOC-halt med undantag för bly och kadmium. En TOC-normaliserad halt räknas fram genom att multiplicera halt med [5/aktuell TOC i %]. Därefter jämförs den TOC-normaliserade halten med bedömningsgrunden. För koppar ska dessutom naturlig bakgrundshalt subtraheras från uppmätt halt innan klassificeringen av status görs.

Platsspecifika bakgrundshalter för koppar saknas dock för de i rapporten undersökta områdena. I avsaknad av sådana har subtraktionen gentemot framtagna bakgrundshalter för Stockholmsregionen (35 000 µg/kg torrsubstans) av Jonsson (2018) och för Egentliga Östersjön (43 000 µg/kg torrsubstans) av Borg och Jonsson (1996) utförts för att få en indikation om uppmätt halt överskrider eller underskrider bedömningsgrunden.

För att kunna klassificera statusen för vattenförekomster behöver provlokalerna, där halter mäts, vara representativa för respektive vattenförekomst. Tills en sådan bedömning har kunnat utföras för provlokalerna i denna rapport, kan uppmätta halter enbart används för att bedöma om bedömningsgrunderna i HVMFS 2019:25 överskrids eller inte. Ett överskridande av bedömningsgrunden för ett ämne ska inte per automatik tolkas som att vattenförekomsten inte uppnår god status av det ämnet.

Tabell 5. Ämnen med bedömningsgrunder i µg/kg torrsubstans för sediment i kust- och övergångsvatten enligt HVMFS 2019:25 (Havs- och vattenmyndigheten 2019). TOC = totalt organiskt kol.

Ämne	Bedömningsgrund	Kommentar
Koppar och kopparföreningar	52 000	Avser 5 % TOC, naturlig bakgrundshalt subtraheras från uppmätt halt innan jämförelsen
Bly och blyföreningar	120 000	
Kadmium och kadmiumföreningar	2 300	
Antracen	24	Avser 5 % TOC
Fluoranten	2 000	Avser 5 % TOC
Dekametylcyklopentasiloxan, D5	2 200	Avser 5 % TOC
Tributyltennföreningar, TBT	1,6	Avser 5 % TOC

Bedömningsgrunder uttryckta som statistiska tillstånd

Indelningen i olika tillståndsklasser för metaller och organiska miljögifter gjordes utifrån uppmätta halter i finkornigt ytsediment i svenska kust- och utsjöområden. I Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för metaller, uttryckta som tillståndsklasser (Naturvårdsverket 1999b), och SGU:s uppdaterade tillståndsklasser för organiska miljögifter (Josefsson 2017) delas föroreningshalterna in i fem klasser utifrån fördelningen av halter i dataunderlaget. Dessa klasser är inte relaterade till ekotoxikologiska effekter utan beskriver hur halten i provet förhåller sig till halter i andra prover tagna i svenska kust- och utsjöområden. Klass 1 innebär ingen eller obetydlig avvikelse från jämförvärdet (ofta den nationella förindustriella halten, det vill säga med ingen eller begränsad mänsklig påverkan), medan klass 5 innebär mycket stor avvikelse från jämförvärdet. För vissa av de organiska föroreningarna anges inga värden i klass 1 eftersom de till övervägande del har antropogent ursprung och det därmed saknas förindustriella halter. För metallers olika tillståndsklasser enligt Naturvårdsverket (1999b), se tabell 6 med tillhörande faktaruta. För organiska miljögifters olika tillståndsklasser enligt Josefsson (2017), se tabell 7 med tillhörande faktaruta.

Tabell 6. Svenska bedömningsgrunder för metaller i mg/kg torrsubstans (analys enligt svensk standard SIS efter uppslutning med 7 M HNO_3) i kust- och havssediment (Naturvårdsverket 1999b).

Ämne	Klass 1 Ingen avvikelse	Klass 2 Liten avvikelse	Klass 3 Tydlig avvikelse	Klass 4 Stor avvikelse	Klass 5 Mycket stor avvikelse
Koppar, Cu	< 15	15–30	30–50	50–80	> 80
Zink, Zn	< 85	85–128	128–204	204–357	> 357
Kadmium, Cd	< 0,2	0,2–0,5	0,5–1,2	1,2–3	> 3
Kobolt, Co	< 12	12–20	20–35	35–60	> 60
Bly, Pb	< 25	25–40	40–65	65–110	> 110
Kvicksilver, Hg	< 0,04	0,04–0,12	0,12–0,4	0,4–1	> 1
Krom, Cr	< 40	40–48	48–60	60–72	> 72
Nickel, Ni	< 30	30–45	45–66	66–99	> 99
Arsenik, As	< 10	10–17	17–28	28–45	> 45

Beräkningsgrunder för tillståndsklasser för metaller

Gränsen mellan klass 1 och 2 utgörs av jämförvärdet för en metall och motsvaras av 50-percentilen av förindustriella värden (från referensprover tagna på cirka 55 cm sedimentdjup). Gränsen mellan klass 4 och 5 utgörs av 95-percentilen av insamlade data förutom för nickel där 99-percentilen används. Övriga klassgränser har satts genom att varje klassgränsvärde har multiplicerats med en faktor. Denna faktor utgörs av tredje roten ur kvoten mellan 95-percentilen och jämförvärdet.

Tabell 7. Svenska bedömningsgrunder för organiska miljögifter i µg/kg torrsubstans i marina sediment (Josefsson 2017). Ett urval av ämnen.

Ämne	Klass 1 Mycket låg halt	Klass 2 Låg halt	Klass 3 Medelhög halt	Klass 4 Hög halt	Klass 5 Mycket hög halt
PAH_{11}*	< 170	170–440	440–1200	1200–2 800	> 2 800
Hexaklorbensen (HCB)	< 0,020	0,020–0,15	0,15–0,45	0,45–1,6	> 1,6
PCB_7 **	< 0,81	0,81–2,5	2,5–7,6	7,6–34	> 34
∑HCH***	< 0,025	0,025–0,21	0,21–0,87	0,87–2,0	> 2,0
∑DDT****	< 0,32	0,32–0,89	0,89–3,5	3,5–10	> 10
Monobutyltenn, MBT		< 1	1–10	10–20	> 20
Dibutyltenn, DBT		< 1	1–10	10–26	> 26
Tributyltenn, TBT		< 1	1–19	19–55	> 55

*PAH_{11}; summa fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benso(a)antracen, krysen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, benso(ghi)perylene, indeno(1,2,3cd)pyren

**PCB_7; summa PCB-28, -52, -101, -118, -138, -153, -180

*** ∑HCH; summa α-HCH, β-HCH, γ-HCH

**** ∑DDT; summa p,p'-DDT, p,p'-DDD, p,p'-DDE

Beräkningsgrunder för tillståndsklasser för organiska föreningar

Gränsen mellan klass 1 och klass 2 har satts vid 5-percentilen av alla data, gränsen mellan klass 2 och klass 3 vid 25-percentilen, gränsen mellan klass 3 och klass 4 vid 75-percentilen, och gränsen mellan klass 4 och klass 5 vid 95-percentilen. Undantaget är tennorganiska föreningar där percentilen för gränsen mellan klass 3 och klass 4 har satts vid 50-percentilen i stället för 75-percentilen, och gränsen mellan klass 2 och klass 3 har satts vid 15-percentilen i stället för 25-percentilen för att kompensera för att underlagsmaterialet för tennorganiska föreningar domineras av prover från hamnar och marinor med en större andel av högre halter i dataunderlaget jämfört med övriga ämnen.

Övriga bedömningsgrunder

För några av de intressantare organiska miljögifterna i denna undersökning, gruppen dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er, finns varken statistiska eller effektbaserade svenska bedömningsgrunder uttryckta för sediment. I rapporten har i stället de norska bedömningsgrunderna (Miljødirektoratet 2020) tills vidare använts som jämförelse, se tabell 8. Noteras bör att bedömningsgrunder som tagits fram internationellt för dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er kan variera med flera tiopotenser beroende på hur de har tagits fram.

Tabell 8. Norska bedömningsgrunder för dioxiner och furaner (PCDD/F) i µg TEQ /kg torrsubstans i marina sediment (Miljødirektoratet 2020).

Ämne	Klasse I Bakgrunn	Klasse II God	Klasse III Moderat	Klasse IV Dårlig	Klasse V Svaert dårlig
Dioksiner		0–0,00086	0,00086–0,0036	0,0036–0,5	> 0,5

Ämnen utan bedömningsgrunder

Ämnen där en etablerad bedömningsgrund saknas kan jämföras med ämnets haltvariation inom denna undersökning. Det innebär att halten beskrivs som låg eller hög jämförd med alla övriga i undersökningen uppmätta halter av ämnet, exempelvis att halten av ämnet är den femte högsta av de som uppmätts inom hela undersökningen.

Dateringsmetoder

Kända händelser som har lämnat spår i sedimentet kan användas för att bestämma en provlokals sedimentackumulationshastighet med vars hjälp en provlokals historiska belastning av ämnen kan beskrivas med absoluta tidsmått.

Exempel på sådana händelser är nedfallet av radioaktiva isotoper från Tjernobylolyckan 1986 eller kända tidpunkter då utsläppet av ett ämne minskat eller ökat kraftigt. Ett exempel på det senare är tidpunkten för minskningen av tillåten halt av bly i bensin 1973, vilket resulterade i en minskning av nedfallet av atmosfäriskt bly vilket i sin tur resulterade i att en mindre mängd bly deponerades i sedimentet.

Genom att fastställa vid vilken sedimentnivå den förväntade haltförändringen inträffar, kan nivån dateras och provlokalens genomsnittliga sedimentationsackumulationshastighet bestämmas.

Ett annat sätt att bestämma sedimentationsackumulationshastigheten är genom så kallad radiometrisk datering. Vid radiometrisk datering mäts strålningsaktiviteten av naturligt förekommande radioaktiva ämnen vid olika sedimentnivåer och utifrån modeller uppskattas sedan åldern av de olika nivåerna i sedimentprovet. I denna undersökning används den radioaktiva blyisotopen ^{210}Pb, som bildas när radon sönderfaller. ^{210}Pb har en halveringstid på 22 år. Strålningsaktiviteten för dotternukliden ^{210}Po bestäms i en centimeter tunna skivor från ytan och nedåt. Sedimentackumulationshastigheten uppskattas sedan med hjälp av en modell vilken antar att ^{210}Pb sedimenterade med samma hastighet över tid, se Sanchez-Cabeza m.fl. (1998).

RESULTAT

Alla 16 marina undersökningsområden som tilldelats prioritet 1 undersöktes och provtogs under sensommaren och hösten 2021 (tabell 9, figur 2). I detta kapitel redovisas resultaten från undersökningarna i en generell övergripande del och därefter område för område. De hydroakustiska mätningarna inleddes på västkusten i april. Mätningarna i övriga områden utfördes i augusti och september och sedimentprovtagning i samtliga områden i september och oktober. Den miljökemiska redovisningen som utförs i denna rapport är i första hand en resultatredovisning av

uppmätta halter i de 16 undersökningsområdena. I några fall, när det har varit möjligt att enkelt identifiera en koppling mellan uppmätta halter gentemot en eller flera påverkanskällor, har en sådan utförts.

Antalet provlokaler som undersöktes i undersökningsområdena var totalt 70. Vid 66 av provlokalerna samlades 123 sedimentprov in, varav 66 från ytsediment och 57 från djupare sedimentnivåer. Därutöver togs duplikatprov ut nära intill 17 av ytsedimentproven, (duplikat-provtagningen redovisas separat i bilaga 1). Det totala antalet analyserade prov är således 140.

Antalet analyserade ämnen eller parametrar i ytsediment är så många (över 300) att det är ohanterbart att redovisa alla uppmätta halter inne i rapporten. Därför redovisas enbart ett urval av de mest intressanta ämnenas uppmätta halter i de kommande avsnitten *Sedimentkemiska grundparametrar i ytsediment*, *Organiska föreningar i ytsediment* och *Metaller i ytsediment*. För att se alla ämnens uppmätta halter hänvisas till bilaga 7–9. I de djupare sedimentskikten analyserades ett grundpaket av ämnen. Ett undantag är Ursviksfjärden, där Länsstyrelsen i Västerbottens län finansierade analys av några av tilläggspaketen i djupare liggande sedimentskikt.) Från 9 av de 16 undersökningsområdena insamlades även sedimentkärnor för radiometrisk datering med ^{210}Pb.

Tabell 9. Lista med de 16 undersökta marina undersökningsområdena.

	Områdets bokstavskod och namn	Län	Kommun	Hydroakustik uppmätt datum 2021	Uppmätt area (km²)	Vattenförekomstnamn, ID
a	Mannöfjärden	Norrbotten	Luleå	12 sep	1,59	Mannöfjärden, WA35138592
c	Ursviksfjärden	Västerbotten	Skellefteå	10 sep	0,67	Ursviksfjärden, WA87173008
g	Svartviksfjärden	Västernorrland	Sundsvall	3–4 sep	2,69	Svartviksfjärden, WA67738940
h	Inre fjärden och Avan	Gävleborg	Gävle	1–2 sep	0,58	Inre fjärden, WA62477349 och Avan, WA58700358
i	Skutskär	Gävleborg och Uppsala	Gävle och Älvkarleby	26 sep	1,67	Skutskärsfjärden, WA80387062
j	Östhammarsfjärden	Uppsala	Östhammar	29 aug	1,02	Östhammarsfjärden, WA86519692
l	Skurusundet	Stockholm	Nacka	28 aug	0,95	Skurusundet, WA36243146
m	Stadsfjärden och Mellanfjärden	Södermanland	Nyköping	27 aug	0,34	Stadsfjärden, WA69508123, och Mellanfjärden, WA88676813
n	Loddbyviken och Pampusfjärden	Östergötland	Norrköping	24–26 aug	2,99	Loddbyviken, WA55191728, och Pampusfjärden, WA91671746
p	Visby	Gotland	Gotland	22 sep	1,02	Gotlands nv kustvatten, WA18867043
q	Gåsfjärden	Kalmar	Västervik och Oskarshamn	21–23 aug	2,06	Gåsfjärden, WA40891666
s	Pukaviksbukten	Blekinge	Karlshamn	20 aug	1,28	Mellersta Pukaviksbukten, WA69903366, och Yttre Pukaviksbukten, WA66777439
u	Landskrona	Skåne	Landskrona	19 aug	0,81	N m Öresunds kustvatten, WA61585185, och Lundåkrabukten, WA78276968
x	Kungsbackafjorden	Halland	Kungsbacka	17–18 aug	3,22	Inre Kungsbackafjorden, WA21723833
y	Göteborg	Västra Götaland	Göteborg	20–21 april	1,80	Rivö fjord nord, WA83017720, och Rivö fjord syd, WA44303966
z	Saltkällefjorden	Västra Götaland	Munkedal och Uddevalla	27–28 april	3,25	Saltkällefjorden, WA16249473

För mer information om provlokaler, provtagna sedimentnivåer, använd provtagningsutrustning, och eventuella anpassningar på varje provlokal, se avsnittet *Redovisning av undersökta områden* samt bilaga 3 och bilaga 6. I avsnittet *Redovisning av undersökta områden* finns även en samlad miljökemisk bedömning av uppmätta halter av de olika ämnena för vart och ett av de 16 undersökningsområdena.

Spridningstillstånd

Det krävs tillstånd för att sprida kartmaterial eller andra sammanstallningar av landskaps-information, bland annat från Sveriges kustvatten i enlighet med lag (2016:319) och förordning (2016:320) om skydd för geografisk information.

Informationen om provlokalerna som återfinns i denna rapport publiceras med stöd av två spridningstillstånd, det ena med Sjöfartsverkets beteckning 18–00358 och SGU diarienummer 316–118–2018, det andra med Sjöfartsverkets beteckning 22–01678 och SGU diarienummer 316–601–2022.

SGU beviljades i slutet av oktober 2022 (Sjöfartsverkets beteckning 22–02360, SGU diarienummer: 316–842–2022) tillstånd av Sjöfartsverket att under vissa villkor även sprida den hydroakustiska information som samlats in i denna undersökning. Villkoren innebär att högupplösta data får spridas för vattendjup ner till sex meter. Denna information kommer inte att hinna publiceras i denna rapport men kan beställas via SGU:s kundtjänst (www.sgu.se). Informationen har i sin helhet använts internt under arbetet med regeringsuppdraget och kommit till god nytta vid bedömning av sedimentdynamik, för provplanering med mera.

Övergripande resultat

Hur många gånger ett ämne eller en summaparameter av ämnen har detekterats över sin kvantifieringsgräns och hur stor variationen i uppmätta halter är redovisas i tabell 10 och bilaga 4. Tabell 10 redovisar ämnen och summaparametrar av ämnen som listas i avsnittet *Bedömnings-grunder* (tabell 5–8), med tillägg av dioxinlika PCB:er, PFAS (som en summaparameter av 35 stycken PFAS-ämnen) och PFOS. Bilaga 4 redovisar detta för alla ämnen analyserade i denna undersökning. I bilaga 4 redovisas även utlovade rapporteringsgränser för de olika ämnena samt de av analyslaboratoriet utrapporterade kvantifieringsgränserna. Vid summaberäkningarna av ämnesgrupper har så kallat ”lower-bound” tillämpats, det vill säga ämnen som utrapporterats som ”mindre-än-värden” av ett analyslaboratorium har antagits ha nollkoncentration.

Detektionsfrekvenserna är höga för det stora flertalet av ämnena (tabell 10). Lägst detektions-frekvens bland metallerna är 92 % för kvicksilver. För de organiska ämnena är detektions-frekvensen över 87 % för hälften av ämnena. Ämnen eller summaparametrar med detektions-frekvens under 50 % utgörs av ΣHCH, dioxinlika PCB:er och Dekametylcyklopentasiloxan, D5.

Tabell 10. Antal analyser och uppmätta min- och maxhalter över detektionsgräns för ett urval av metaller och organiska ämnen. Detektionsfrekvens = antal tillfällen uppmätt halt utrapporterats över kvantifieringsgränsen/totalt antal analyser.

Ämne	Antal	Min	Max	Enhet	Detektionsfrekvens (%)
Torrsubstans, TS	140	7,22	70,9	%	100
Total organiskt kol, TOC	140	0,61	46,1	%	100
PAH_{11} (1)	140	0,0458	49,4	mg/kg TS	99
Hexaklorbensen, HCB	66	0,00012	0,0411	mg/kg TS	55
∑HCH (2)	66	0	0,01098	mg/kg TS	49

Ämne	Antal	Min	Max	Enhet	Detektionsfrekvens (%)
∑DDT (3)	66	0	1,1674	mg/kg TS	93
PCB_7 (4)	140	0,00077	0,24400	mg/kg TS	88
Monobutyltenn, MBT	140	1,04	314	µg/kg TS	87
Dibutyltenn, DBT	140	1,14	506	µg/kg TS	84
Tributyltenn, TBT	140	0,215	4180	µg/kg TS	93
Perfluoroktansulfonsyra, PFOS	83	0,053	2,01	µg/kg TS	90
∑PFAS (5)	83	0	5,29	mg/kg TS	95
PCDD/F (6)	66	0	48	ng TEQ/kg TS	58
DL-PCB (7)	66	0	13	ng TEQ/kg TS	28
Dekametylcyklopentasiloxan, D5	34	0,94	38	mg/kg TS	12
Koppar, Cu	140	0,311	619	mg/kg TS	100
Zink, Zn	140	27,4	1610	mg/kg TS	99
Kadmium, Cd	140	0,03	180	mg/kg TS	100
Kobolt, Co	140	0,056	166	mg/kg TS	100
Bly, Pb	140	0,121	271	mg/kg TS	100
Kvicksilver, Hg	140	0,0444	8,12	mg/kg TS	92
Krom, Cr	140	0,108	170	mg/kg TS	100
Nickel, Ni	140	2,51	178	mg/kg TS	99
Arsenik, As	140	1,11	183	mg/kg TS	100
Metylkvicksilver, MetHg	140	0,0585	28,7	ng/g TS	96

(1) PAH_{11}: fenantren, antracen, fluoranten, pyren, bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, bens(ghi)perylene, indeno(1,2,3-cd)pyren
(2) ∑HCH: α-HCH, β-HCH, γ-HCH
(3) ∑DDT: p,p´-DDT, p,p´-DDD, p,p´-DDE.
(4) PCB_7: PCB-28, -52, -101, -118, -138, -153, -180.
(5) ∑PFAS: PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA, PFTrDA, PFTeDA, PFHxDA, PFOcDA, PFBS PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFDoDS, 4:2 FTS, 6:2 FTS, 8:2 FTS, 10:2 FTS, FOSA, MeFOSA, EtFOSA, MeFOSE, EtFOSE, HPFHpA, PF37DMOA, FOSAA, MeFOSAA, EtFOSAA.
(6) PCDD/F; summa 2,3,7,8-TCDD, 1,2,3,7,8-PCDD, 1,2,3,4,7,8-HCDD, 1,2,3,6,7,8-HCDD, 1,2,3,7,8,9-HCDD, 1,2,3,4,6,7,8-HCDD, 1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD, 2,3,7,8-TCDF, 1,2,3,7,8-PCDF, 2,3,4,7,8-PCDF, 1,2,3,4,7,8-HCDF, 1,2,3,6,7,8-HCDF, 1,2,3,7,8,9-HCDF, 2,3,4,6,7,8-HCDF, 1,2,3,4,6,7,8-HCDF, 1,2,3,4,7,8,9-HCDF, 1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF.
(7) DL-PCB; summa PCB-77, -81, -105, -114, -118, -123, -126, -156, -157, -167, -169, -189.

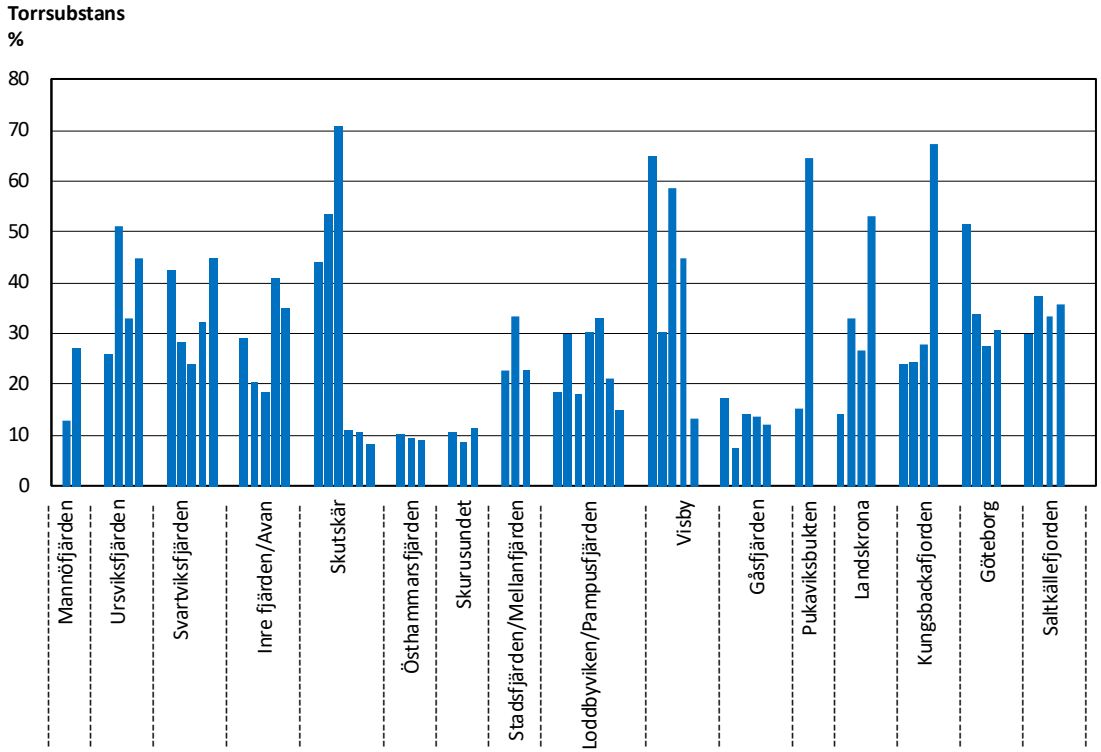
Laboratoriernas kompletta analysprotokoll återfinns i bilaga 7–9.

Sedimentkemiska grundparametrar i ytsediment

Figur 9–15 redovisar hur några parametrar, i denna rapport omnämnda som ”Sedimentkemiska grundparametrar”, varierar i ytsediment inom och mellan undersökningsområdena. Alla uppmätta värden på dessa parametrar återfinns i bilaga 9.

Sedimentkemiska grundparametrar är ämnen eller parametrar som på olika sätt kan användas för att göra uppmätta halter av ett ämne vid olika provlokaler mer jämförbara, samt ge en ökad kunskap om den sedimentologiska miljön vid provlokalerna där sediment insamlats.

En tumregel för naturliga ackumulationsbottnar, där partiklar mindre än 63 µm kontinuerligt avsätts, är att torrsubstanshalten (TS) i ytsediment 0–1 cm bör vara < 25 % för att sedimentet ska kunna karaktäriseras komma ifrån en naturlig ackumulationsbotten (Håkanson & Jansson 1983). I denna undersökning har TS-halten i ytsediment bestämts på skiktet 0–5 cm vilket generellt kan förväntas ha en högre TS-halt på grund av att sediment vanligtvis kompakteras med ökat sedimentdjup. Tumregeln är dessutom framtagen för sedimentundersökningar i sjöar medan värdena i denna undersökning kommer från marina sediment runt Sveriges kust. Uppmätta halter torrsubstans är vid några av provlokalerna höga, i vissa fall mycket höga, se figur 9. Detta gör att det, trots att tumregeln inte är helt applicerbar på denna undersökning, finns indikation på att insamlat provmaterial vid dessa lokaler inte är insamlade från naturliga ackumulationsbottnar.



Figur 9. Uppmätt halt av torrsubstans (TS) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Antal prover: 66.

En annan tumregel är att glödgningsförlusten (LOI), ett mått på andelen organiskt material i ett prov, ska överstiga 10 % för att det med säkerhet ska röra sig om en naturlig ackumulationsbotten (Håkanson & Jansson 1983).

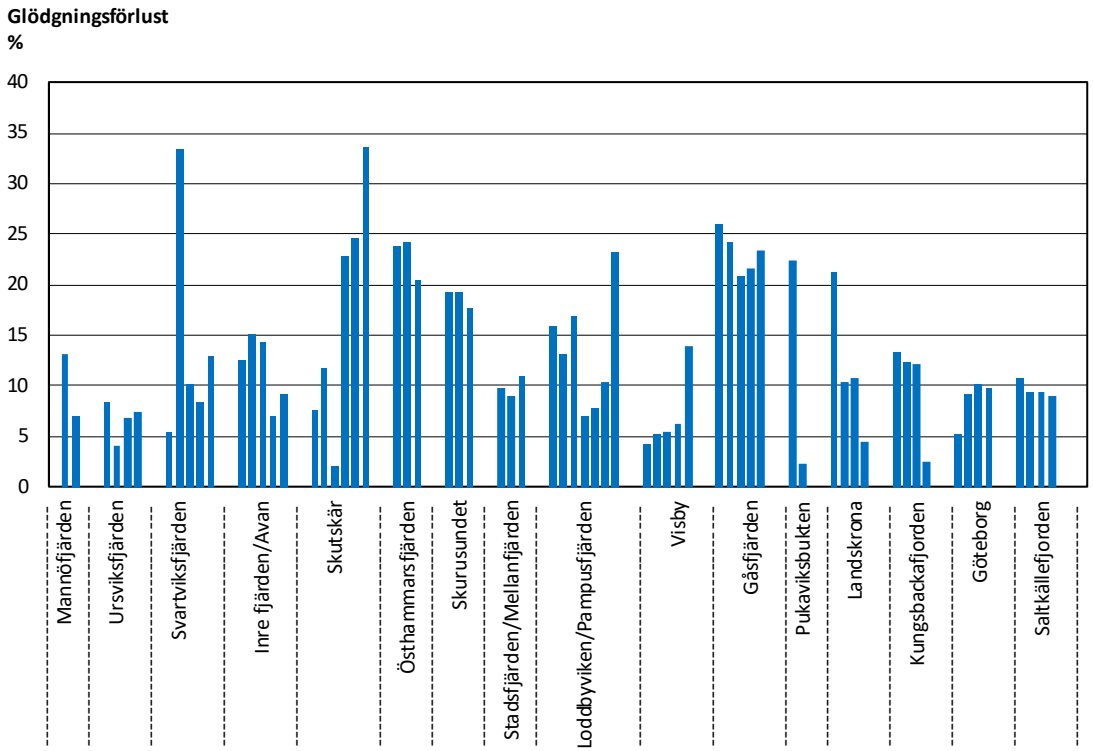
Av de redovisade glödgningsförlusterna i figur 10 överskrider bara lite mer än hälften 10 %. Detta skulle kunna tolkas som att flera av proverna inte är insamlade från traditionella ackumulationsbottnar. Även denna tumregel är framtagen för sediment i sjöar och är även baserad på sedimentskiktet 0–1 cm, vilket gör att tumregeln inte är helt användbar för kustvatten. Flera av de uppmätta glödgningsförlusterna är riktigt höga, vilket skulle kunna tolkas som en verifiering av att en provlokal utgörs av en ackumulationsbotten. De är i några fall så höga att de skulle kunna utgöra en indikation på ett lokalt utsläpp av organiskt material, till exempel fibersediment.

Syftet med den hydroakustiska kartläggningen och provsättningen har i denna undersökning varit att hitta och samla in prov från såväl naturliga ackumulationsbottnar som från antropogena ackumulationer med förväntat förhöjda halter av föroreningar. Prov i004, med en hög TS-halt på

70,9 % (fig. 9), är ett bra exempel på ett prov från en lokal med antropogen ackumulation, i fältprotokollet beskriven som ”recenta sandigt lerigt siltiga tippmassor”. I detta prov uppmättes den högsta halten av koppar och näst högst halten av zink i denna undersökning.

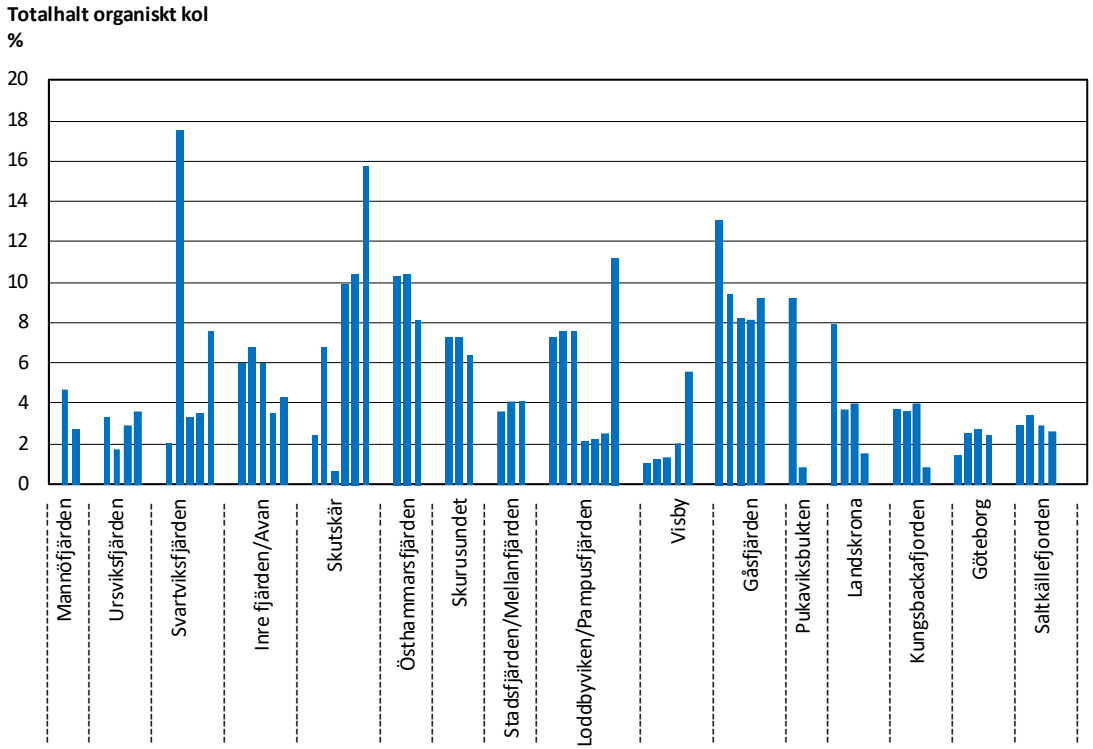
Att insamlade prover representerar olika typer av sedimentologiska miljöer kan göra det svårare att tolka och försöka förklara uppmätta haltnivåer utifrån ett belastningsperspektiv inom och mellan undersökningsområden, jämfört om alla prover skulle ha varit insamlade enbart från naturliga ackumulationsbottnar. Detta beror på att de högsta uppmätta halterna av föroreningar i sedimentet vanligtvis hittas på naturliga ackumulationsbottnar. De består av en hög andel silt, lera och organiskt material, med en större kapacitet att binda större mängder av ämnen på grund av sin större specifika yta jämfört med andra bottentyper. Dessutom har lera och silt även hög jonkapacitet, som lätt attraherar joner (Mil-Homens m.fl. 2007, Pourabadehei & Mulligan 2016).

För beskrivning av den sedimentologiska depositionsmiljön inom vart och ett av de 16 undersökningsområdena, se avsnittet *Redovisning av undersökta områden*.



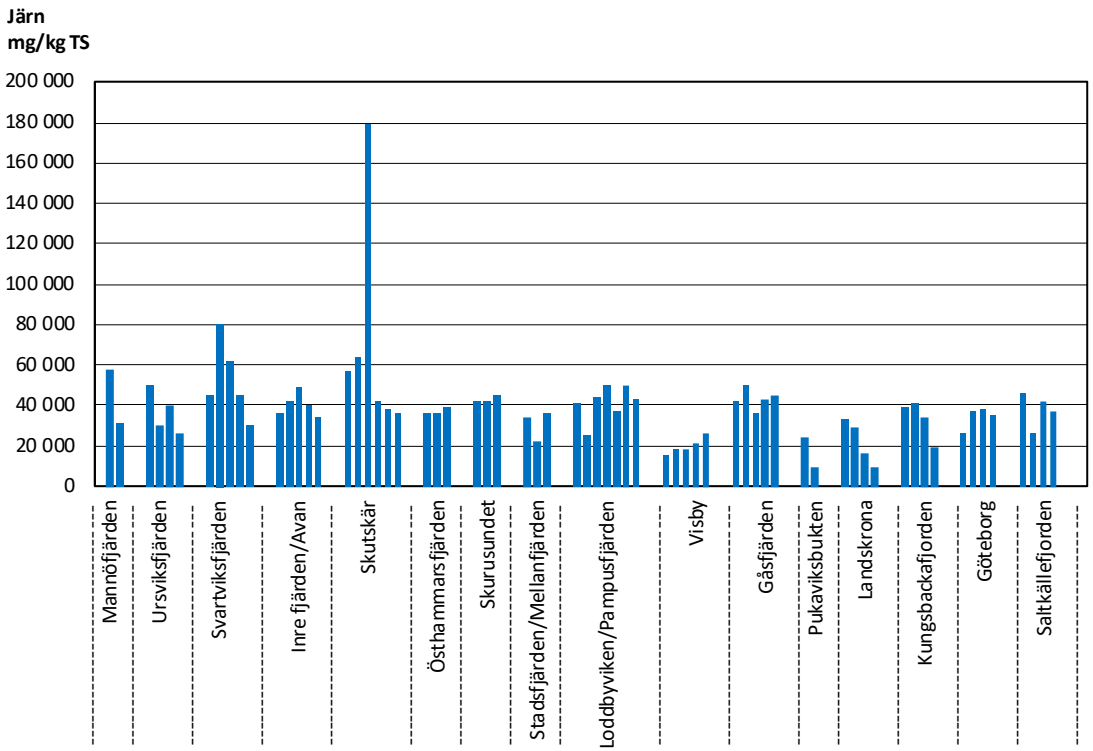
Figur 10. Uppmätt glödgningsförlust (LOI) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Antal prover: 66.

Ett sätt att öka förståelsen för uppmätta halter, och göra dem mer jämförbara, är att normalisera dem. Bedömningsgrunderna i HVMFS 2019:25, vilka används för att avgöra om en bedömningsgrund överskrids eller inte, kräver för några av ämnena, att uppmätt halt normaliseras till 5 % TOC. Att uppmätta TOC-halter (fig. 11), varierar mycket såväl inom som mellan undersökningsområden, från 0,6 till 17,5 %, kan resultera i att de normaliserade ämnenas halter skiljer sig åt mycket jämfört med ursprungliga icke-normaliserade halter. Vid en TOC-halt på 1 % räknas den uppmätta halten upp med en faktor 5. Den resulterande upp- eller nedräkningen av en uppmätt halt, om uppmätt TOC-halt avviker mycket från 5 %, kan därför bli den avgörande faktorn vid bedömningen om en bedömningsgrund överskrids eller inte.



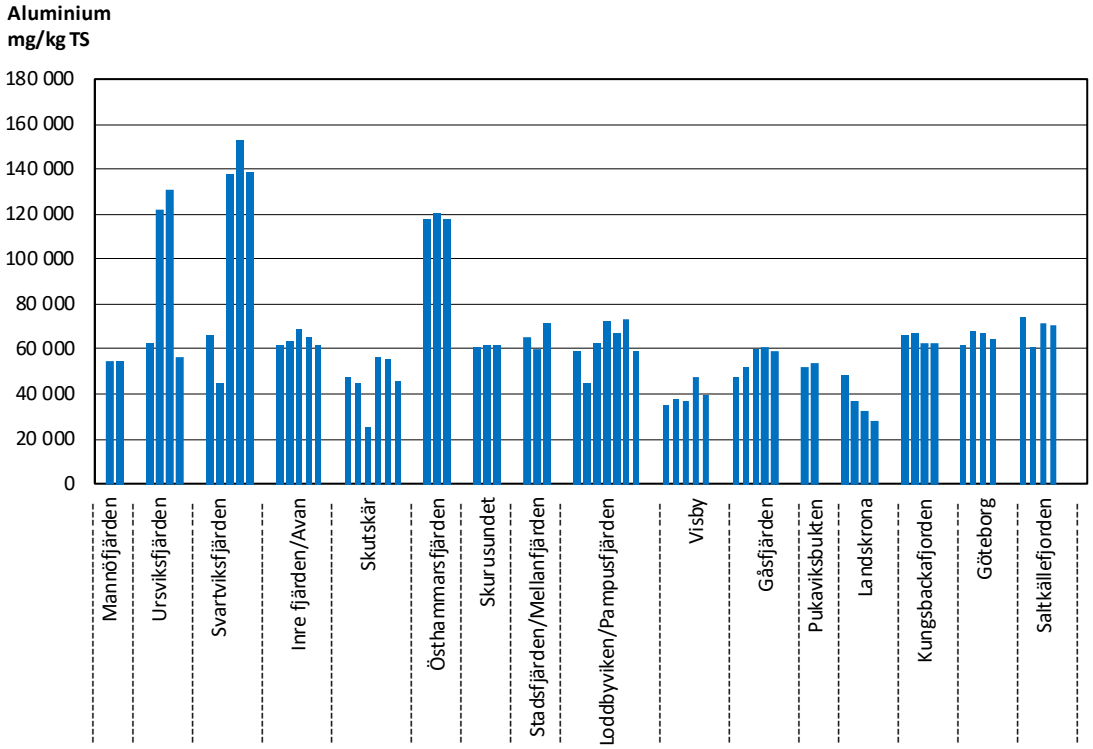
Figur 11. Uppmätt totalhalt organiskt kol (TOC) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Antal prover: 66.

Andra ämnen som kan användas vid en normalisering av uppmätta halter är järn, aluminium, litium och skandium. Halterna av dessa ämnen är vanligtvis inte ett resultat av antropogen påverkan, utan återspeglar i regel mer den naturliga förekomsten av dessa ämnen i finkorniga sediment i undersökningsområdet (Mil-Homens m.fl. 2007). Resulterande normaliserade halter kan därför användas för att särskilja antropogen belastning från naturliga tillskott av ämnen (Loring 1991). Eftersom uppmätta halter av järn, aluminium, litium och skandium (fig. 12–15) varierar rätt mycket, skulle en normalisering av övriga uppmätta metallhalter möjligen kunna ge ett underlag för att avgöra om dessa är ett resultat av antropogen belastning eller inte.

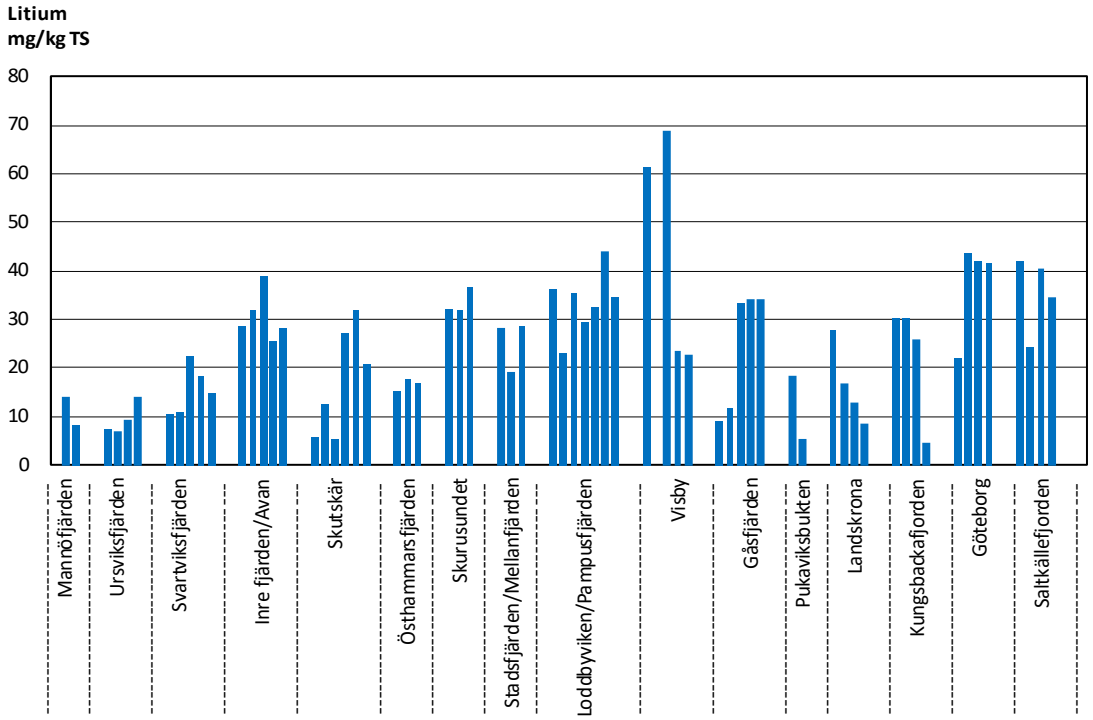


Figur 12. Uppmätt halt av järn (Fe) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Antal prover: 66.

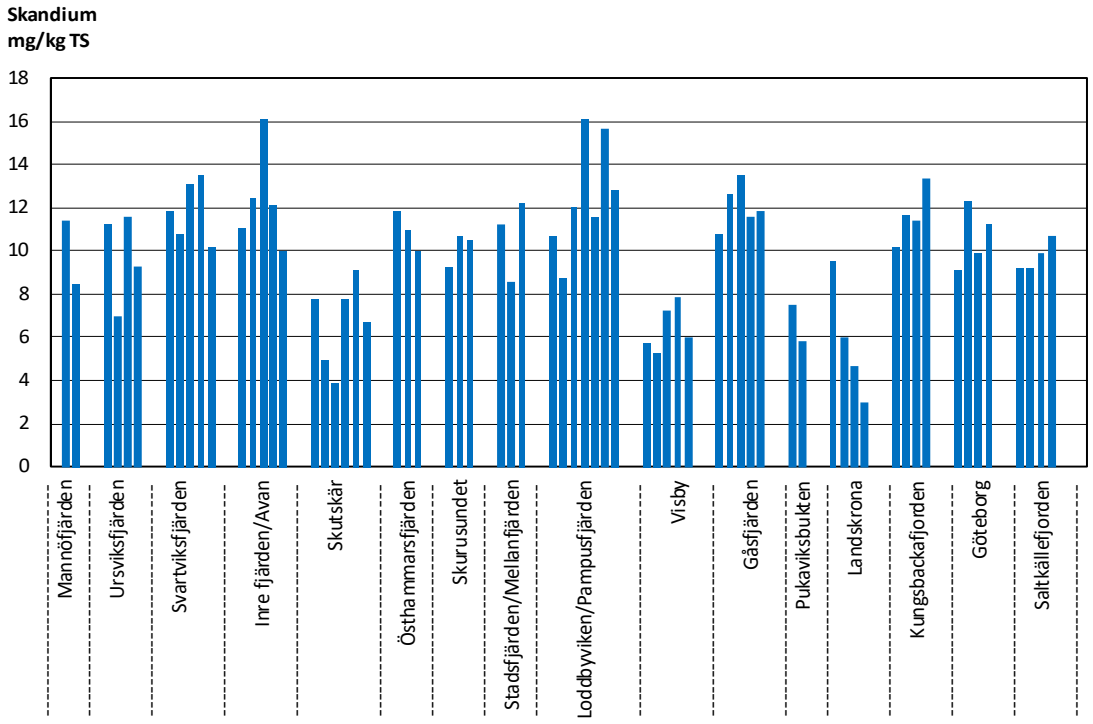
Det enda provet som avviker mycket kraftigt i järnhalt är i004. En möjlig förklaring är att järn tillförts den provlokalen. Det provet beskrivs som ”Tippmassor” se avsnittet *Område i, Skutskär*.



Figur 13. Uppmätt halt av aluminium (Al) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Antal prover: 66.



Figur 14. Uppmätt av halt litium (Li) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Antal prover: 66.



Figur 15. Uppmätt halt av skandium (Sc) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Antal prover: 66.

Att halterna av aluminium, litium av skandium (fig. 13–15) varierar så lite inom framför allt undersökningsområdena Östhammarsfjärden och Skurusundet indikerar att dessa prover är insamlade från en homogen sedimentologisk miljö. Att det finns en lite större variation i halterna av dessa ämnen i övriga områden indikerar det motsatta, det vill säga att insamlade sedimentprov från ett och samma område i en större omfattning representerar något olikartade sedimentologiska miljöer.

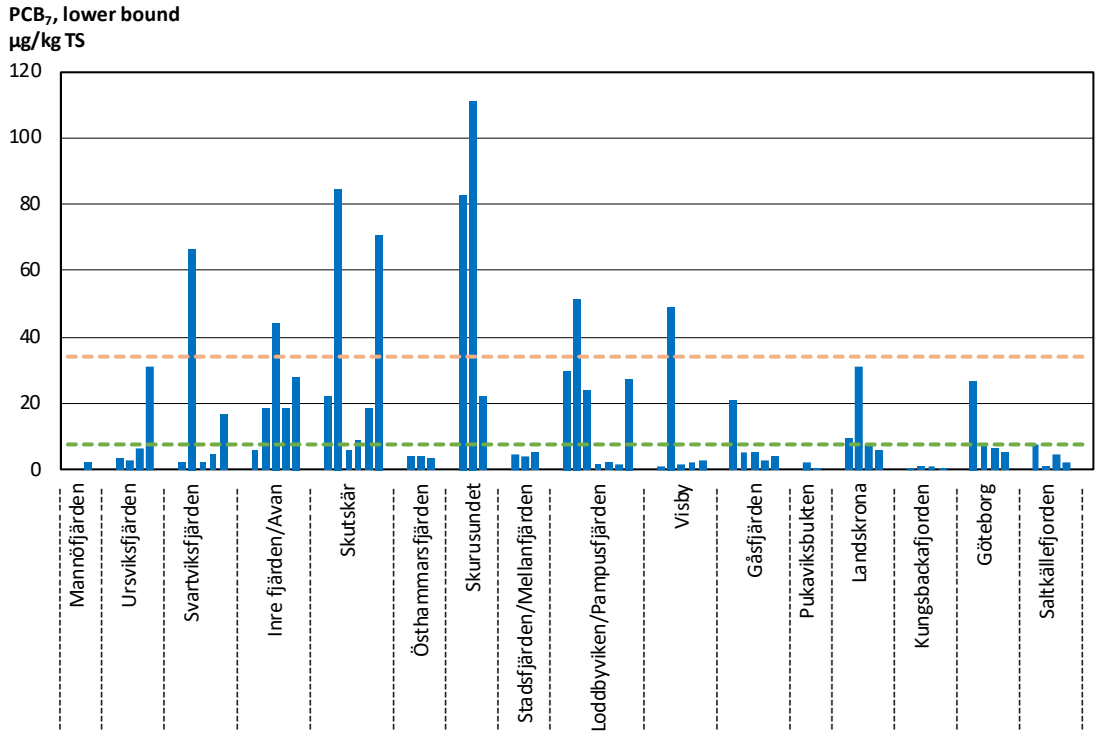
Organiska föreningar i ytsediment

Variationen inom och mellan undersökningsområdena av uppmätta halter av organiska föroreningar i ytsediment redovisas i figur 16–46. Detta i form av stapeldiagram för antingen enskilda ämnen, eller summahalter av ämnesgrupper eller grupperingar av ämnen utifrån analyserade analyspaket eller delar av analyspaket. Halter rapporterade som ”mindre-än-värden” sätts till noll vid summeringen vilket anges som *lower bound*. För att se vilka ämnen som ingår i en summahalt, se tabell 7 och 10.

Uppmätta eller normaliserade halter jämförs med bedömningsgrunder i form av tillståndsklass 4 (hög halt/dårlig) och 5 (mycket hög halt/svaert dårlig) för svenska bedömningsgrunder för organiska miljögifter (tabell 7) respektive norska bedömningsgrunder för dioxiner (tabell 8), och effektbaserade bedömningsgrunder (tabell 5) om sådan finns.

För en fullständig redovisning av alla uppmätta halter av de organiska föreningar som ingår i analysprogrammet, se bilaga 7 och bilaga 9.

Polyklorerade bifenyler, PCB_7

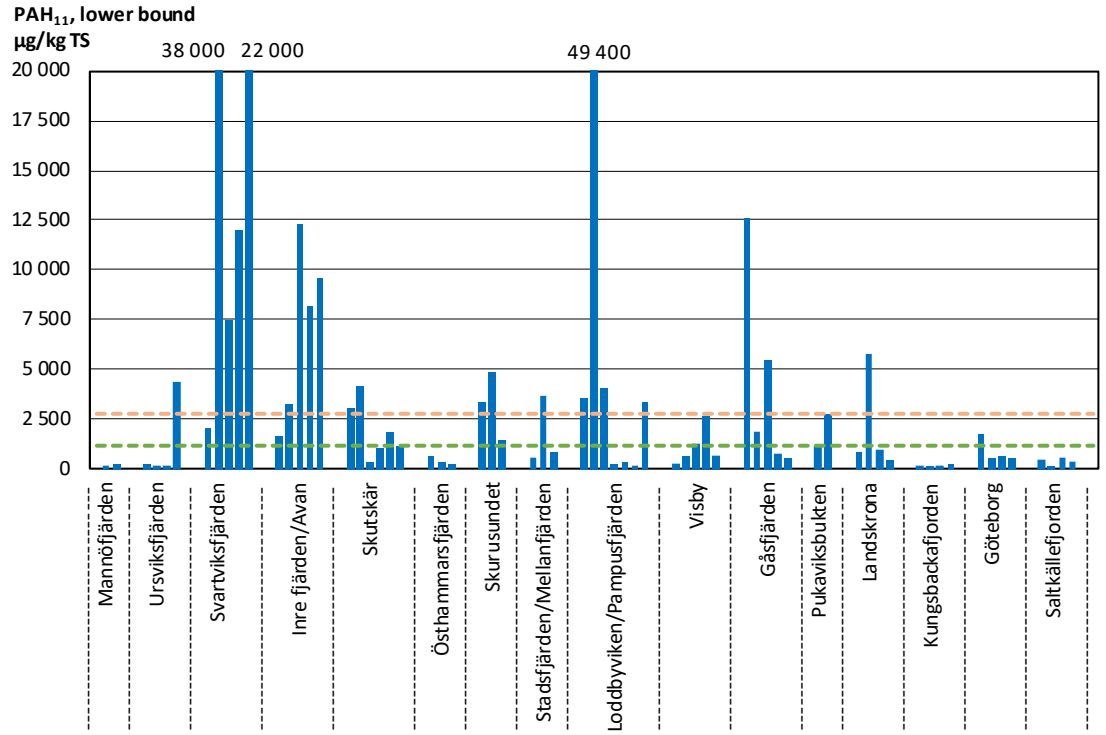


Figur 16. Uppmätt halt av polyklorerade bifenyler (PCB_7) i ytsediment i de 16 undersökta områdena. Streckad grön och orange linje visar nedre gräns för tillståndsklass 4 (7,6 µg/kg TS) respektive 5 (34 µg/kg TS). Antal prover: 66.

Polyklorerade bifenyler, PCB_7, haltbestämdes i alla undersökningsområden, se figur 16. Mycket höga halter (tillståndsklass 5; > 34 µg/kg TS) påträffades i flera av undersökningsområdena. De enda områden där höga halter eller mycket höga halter inte uppmättes var i Mannöfjärden, Östhammarsfjärden, Stadsfjärden och Mellanfjärden, Pukaviksfjärden, Kungsbackafjärden och Saltkällefjorden.

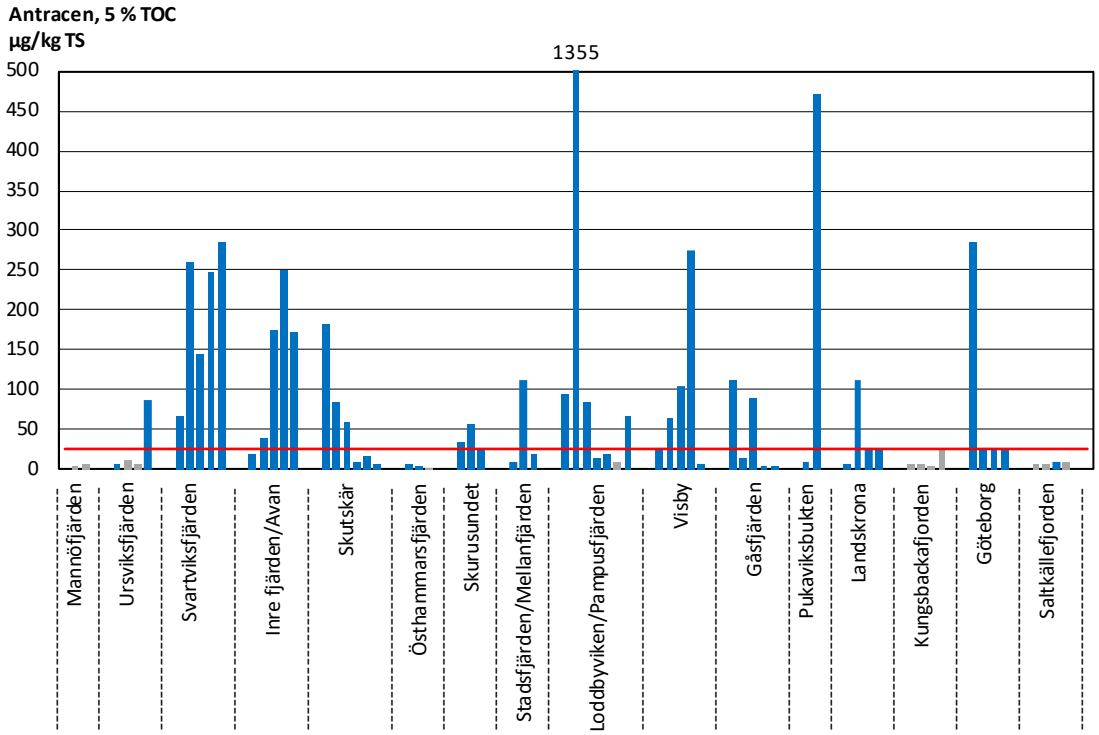
Polyaromatiska kolväten, PAH_{11}

Analys av polyaromatiska kolväten, PAH_{11}, utfördes i alla undersökningsområden. I figur 17 redovisas hur PAH_{11} varierar mellan och inom dessa. Mycket höga halter (tillståndsklass 5; > 2 800 µg/kg TS) uppmättes i mer än hälften av de insamlade proverna från Svartviksfjärden, Inre fjärden och Avan samt Loddbyviken och Pampusfjärden. Mycket höga halter uppmättes även i två av fem prover från Gåsfjärden, i ett av fyra prover från Landskrona, i ett av tre prover från Stadsfjärden och Mellanfjärden, i två av tre prover från Skurusundet, i ett av fyra prover från Ursviksfjärden, och i två av sex prover från Skutskär. Områden där höga halter eller mycket höga halter inte påträffades utgjordes av Mannöfjärden, Östhammarsfjärden, Kungsbackafjorden och Saltkällefjorden.

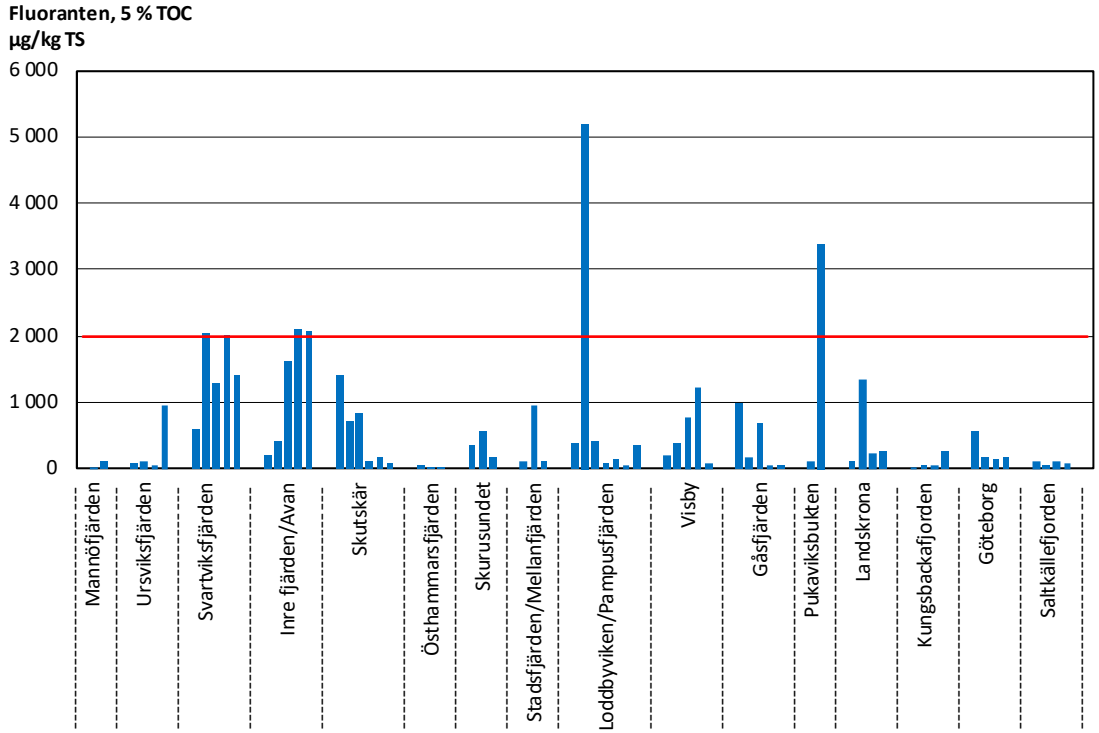


Figur 17. Uppmätt halt av polyaromatiska kolväten (PAH_{11}) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Streckad grön och orange linje visar nedre gräns för tillståndsklass 4 (1 200 µg/kg TS) respektive 5 (2 800 µg/kg TS). Antal prover: 66.

För två PAH:er, antracen och fluoranten, finns även effektbaserade bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25. Från figur 18 och figur 19 kan konstateras att bedömningsgrunden för antracen (24 µg/kg TS) överskrids i 34 av de 67 provlokalerna medan bedömningsgrunden för fluoranten (2 000 µg/kg TS) överskrids i sex av provlokalerna. Det är endast i Mannöfjärden, Östhammarsfjärden, Kungsbackafjorden och Saltkällefjorden som bedömningsgrunden för antracen inte överskrids. Bedömningsgrunden för fluoranten överskrids inte i Svartviksfjärden, Inre fjärden och Avan och Pukaviksbukten



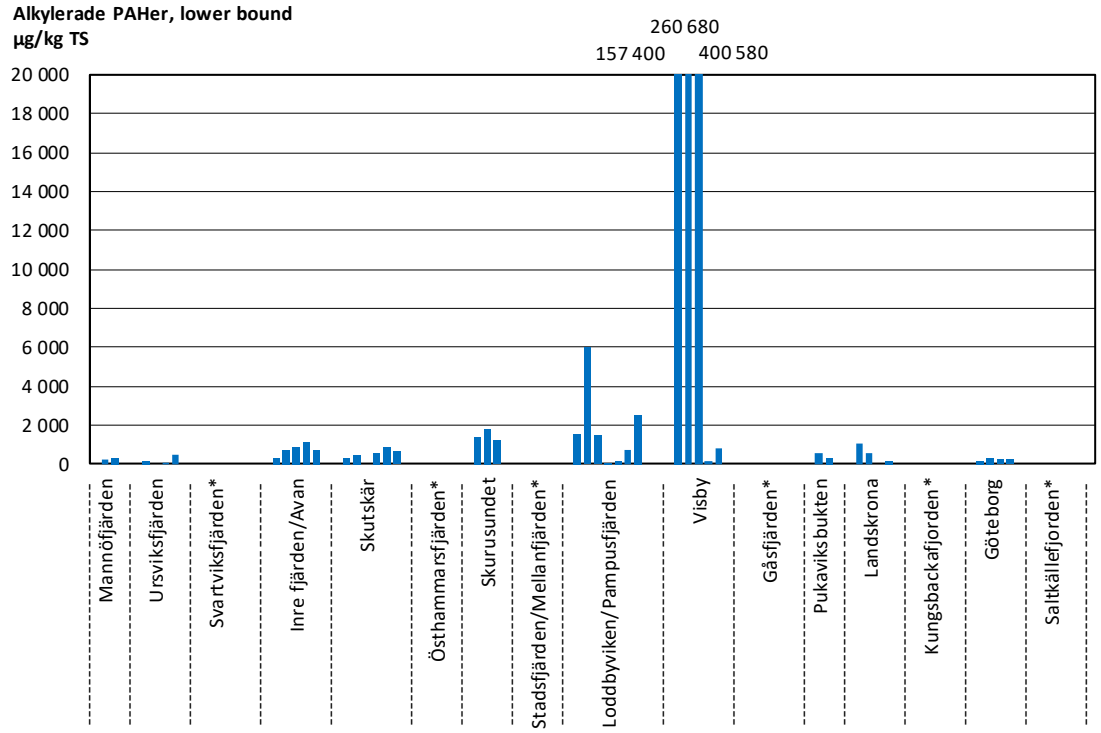
Figur 18. Uppmätt halt av antracen normaliserad till 5 % TOC i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Blå stapel = uppmätt halt. Grå stapel = utrapporterad ”mindre-än-halt av analyslaboratoriet. Röd linje visar bedömningsgrunden (24 µg/kg torrsubstans) för god kemisk status för antracen. Antal prover: 66.



Figur 19. Uppmätt halt av fluoranten normaliserad till 5 % TOC i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Röd linje visar bedömningsgrunden (2 000 µg/kg torrsubstans) för god kemisk status för fluoranten. Antal prover: 66.

Alkylerade PAH:er

Alkylerade polyaromatiska kolväten undersöktes i 11 av undersökningsområdena, se figur 20. Uppmätta totalhalter av alkylerade PAH:er uppvisar stor variation, med förhållandevis låga halter i det stora flertalet av undersökningsområdena. Dock uppmättes mycket höga halter i tre av fem prover i Visby. De alkylerade PAH:er som bidrar mest till halterna i Visby är: naftalen (C2-alkyl) cirka 37 %, fenantren/antracen (C2-alkyl) cirka 24 % och fenantren/antracen (C1-alkyl,) cirka 19 %. Jämförs dessa tre provers uppmätta totalhalter med deras halter av PAH_{11} (fig. 17), konstateras att halterna av alkylerade PAH:er överstiger de för PAH_{11} med en faktor 370. Motsvarande kvoter för övriga områden ligger runt 1. Detta skulle kunna indikera att stora utsläpp av råolja eller diesel har skett i Visby. Enligt Colavecchia m.fl. (2004) och Hawthorne m.fl. (2006) kan alkylerade PAH:er utgöra mer än 93 % av den totala mängden av PAH i dessa bränslen.

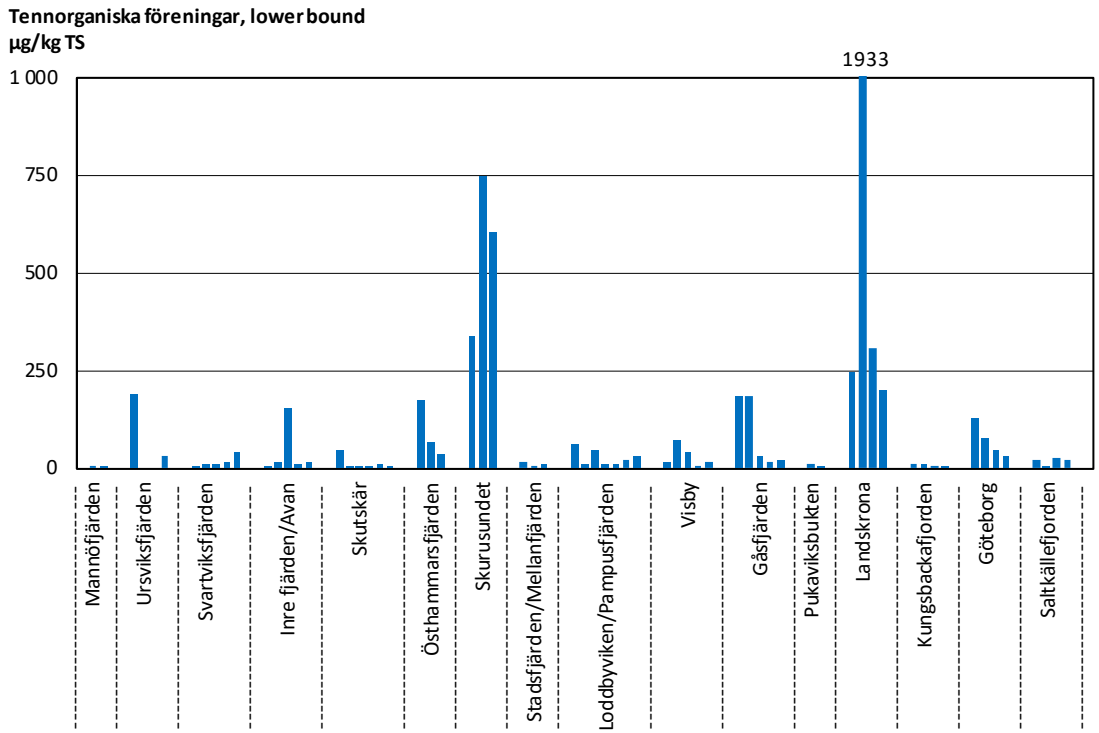


Figur 20. Uppmätt halt av alkylerade PAH:er i ytsediment (0–5 cm) i 11 av 16 undersökta områdena. Områden markerade med * saknar haltmätningar. Antal prover: 41.

Tennorganiska föreningar

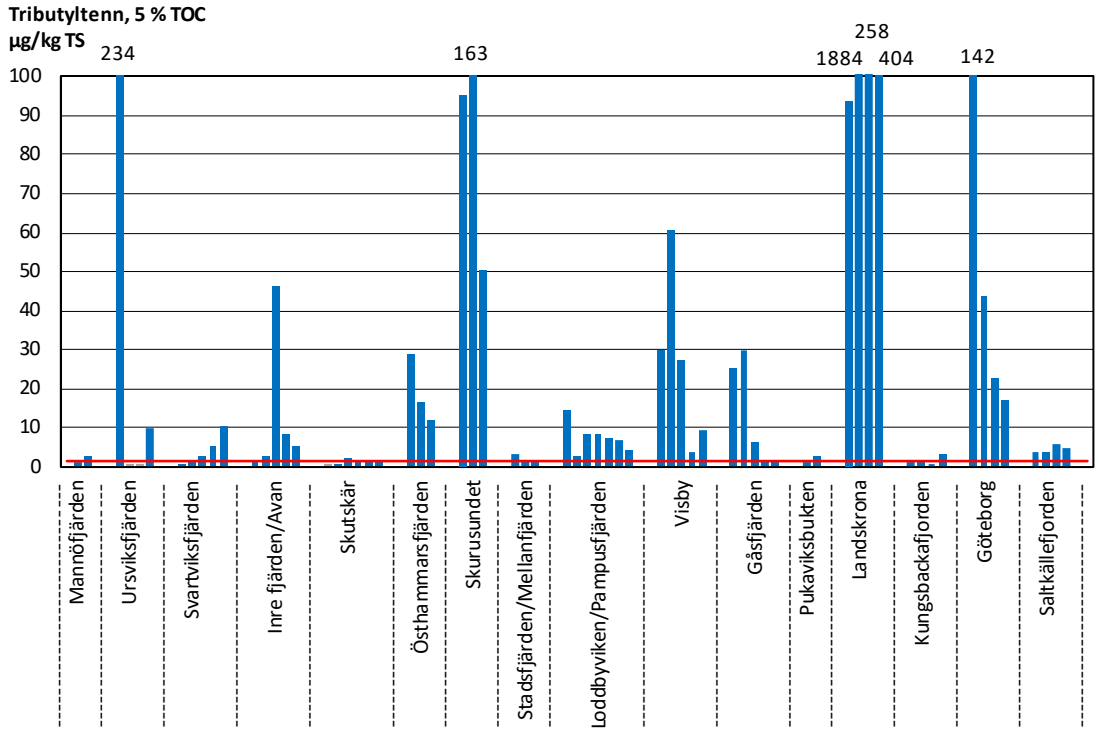
Analys av tennorganiska föreningar utfördes i alla undersökningsområden (fig. 21). Högst totalhalt av de tennorganiska föreningarna uppmättes i Landskrona och Skurusundet. Mycket höga halter uppmättes i Ursviksfjärden, Inre fjärden och Avan, Östhammarsfjärden, Loddbyviken och Pampusfjärden, Visby, Gåsfjärden och Göteborg. Uppmätt totalhalt utgjordes huvudsakligen av de tennorganiska föreningarna MBT, DBT och TBT. Höga halter av dessa ämnen i sediment, är ofta ett resultat av användande av TBT som biocid i båtbottenfärg. TBT bryts ner till DBT, respektive MBT.

TBT uppmättes i mycket höga halter (tillståndsklass 5; > 55 µg/kg TS) i flera prover i Skurusundet, Gåsfjärden och Landskrona, och i enstaka prover i Ursviksfjärden och Östhammarsfjärden. Högst halt, 1 390 µg/kg TS, uppmättes i Landskrona.



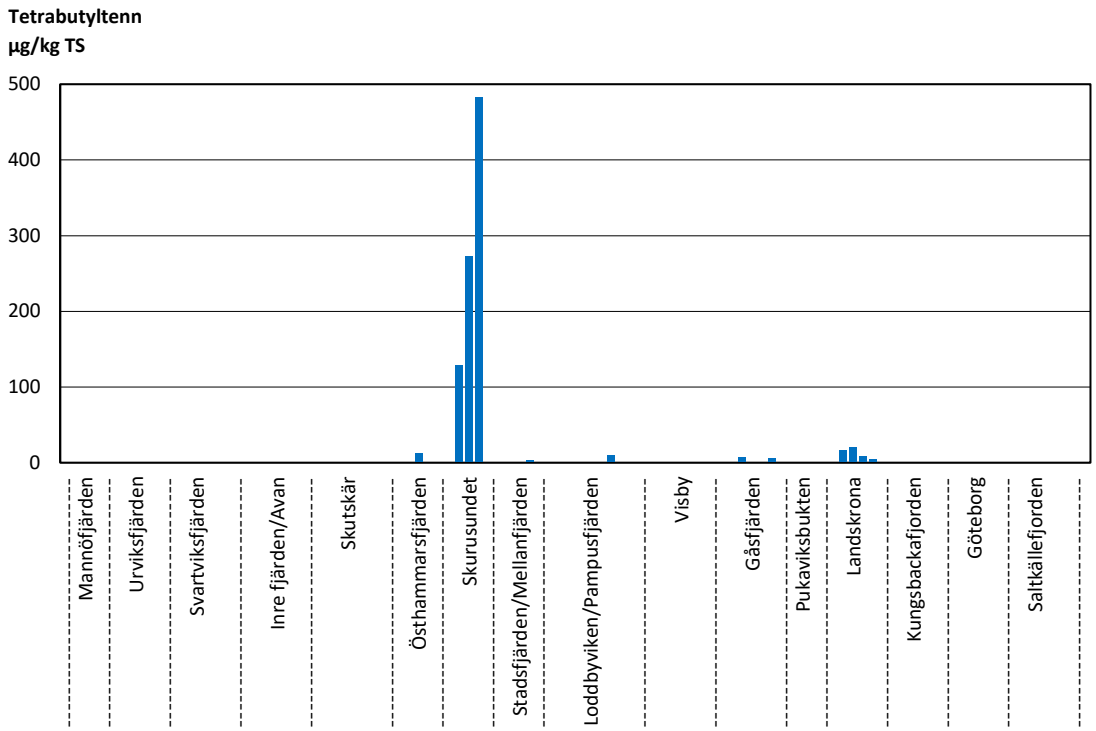
Figur 21. Uppmätt halt av tennorganiska föreningar i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Antal prover: 66.

För tributyltenn (TBT) finns även en effektbaserad bedömningsgrund i HVMFS 2019:25, som används för bedömning av vattenförekomsters kemiska status. För jämförelse mot bedömningsgrunden normaliseras den uppmätta TBT-halten till 5 % TOC-halt. TOC-normaliserade halter överskrider bedömningsgrunden för TBT (1,6 µg/kg TS) vid 52 av de 67 provlokalerna, se figur 22.



Figur 22. Uppmätt halt av tributyltenn (TBT) normaliserad till 5 % TOC i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Röd linje visar bedömningsgrunden (1,6 µg/kg TS) för kemisk status. Antal prover: 66.

En annan tennorganisk förening som påträffades i mycket höga halter i denna undersökning var tetrabutyltenn (fig. 23). Den har använts som polymerisationskatalysator eller stabilisator i plast.

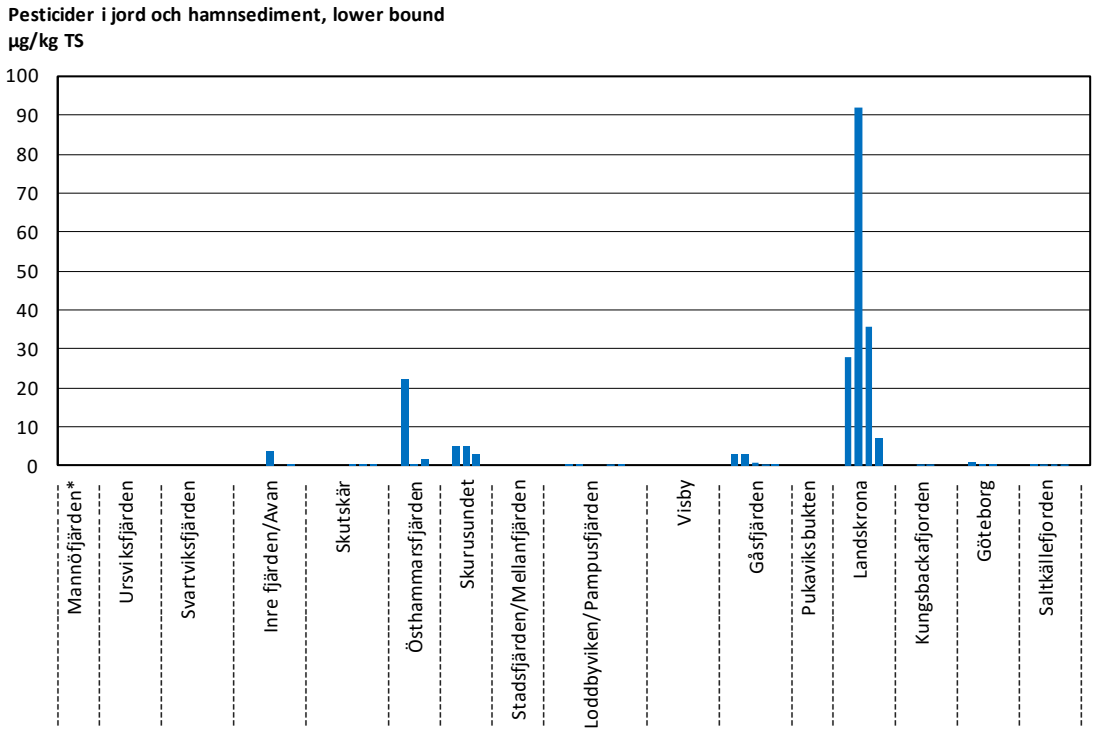


Figur 23. Uppmätt halt av tetrabutyltenn i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Antal prover: 66.

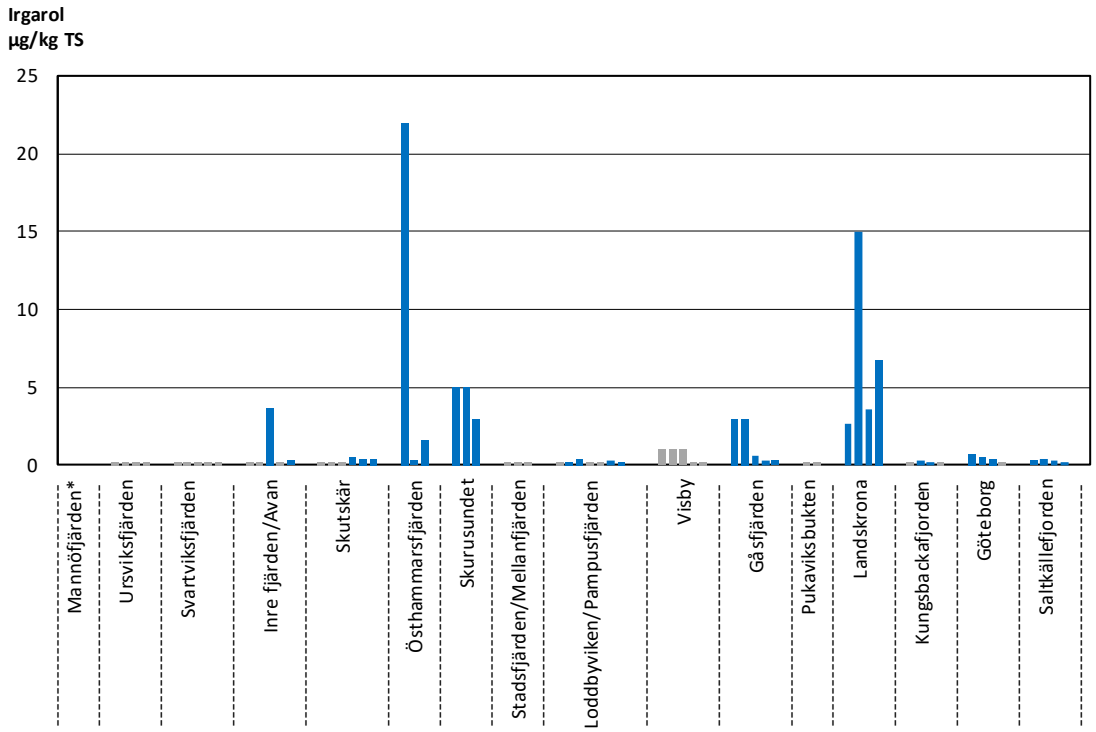
Andra tennorganiska föreningar som påträffades var oktyl- och fenyltennföreningar. Uppmätta halter av mono- och dioktyltenn varierade mellan 1,0 och 120 µg/kg TS. Den högsta halten, 120 µg/kg TS, uppmättes i Skurusundet. Uppmätta halter av mono-, di- och trifenyltenn varierade mellan 1,3 och 10,3 µg/kg TS, där högsta halten uppmättes i Inre fjärden och Avan.

Pesticider i jord och hamnsediment

Denna grupp av pesticider som, med undantag av triklosan, består av ersättare för TBT som biocid i båtbottenfärg (”TBT-ersättare”), analyserades i alla undersökningsområden utom Mannöfjärden. I figur 24 redovisas hur totalhalten pesticider varierar mellan och inom dessa undersökningsområden. Området med de högsta uppmätta halterna var Landskrona. Av uppmätt totalhalt utgjordes där 82 % av Diuron, resterande del utgjordes av Irgarol. Vid övriga provlokaler bestod uppmätt halt biocider enbart av Irgarol, se figur 25.



Figur 24. Uppmätt totalhalt av pesticider jord och hamnsediment i ytsediment (0–5 cm) i de 15 undersökta områdena. Område markerat med * saknar haltmätningar. Antal prover: 64.

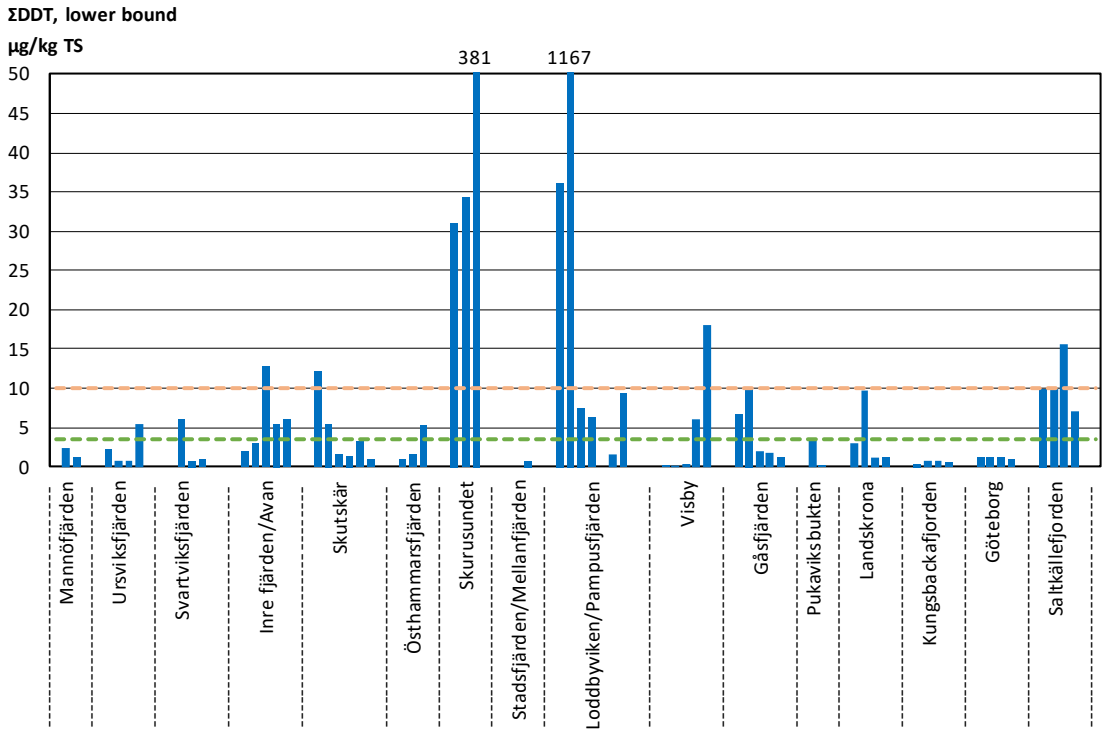


Figur 25. Uppmätt halt av Irgarol (cybutryn) i ytsediment (0–5 cm) i de 15 undersökta områdena. Område markerat med * saknar haltmätningar. Blå stapel = uppmätt halt. Grå stapel = utrapporterad mindre-än-halt av analyslaboratoriet. Antal prover: 64.

Klorerade bekämpningsmedel

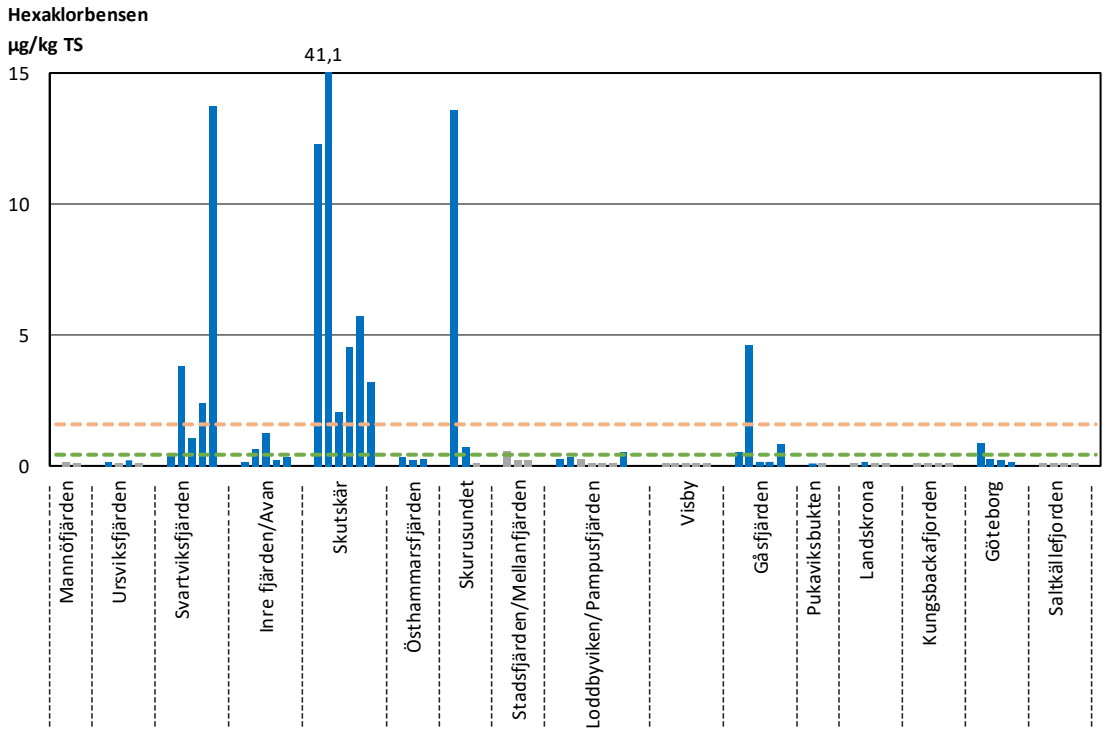
Analys av klorerade bekämpningsmedel utfördes i alla undersökningsområden. Mycket höga halter (tillståndsklass 5) uppmättes av ΣDDT (fig. 26), hexaklorbensen (fig. 27) och ΣHCH (fig. 28) i flera av de undersökta områdena.

ΣDDT påträffades i mycket höga halter (tillståndsklass 5; 10 µg/kg TS) i Inre fjärden och Avan, Skutskär, Skurusundet, Loddbyviken och Pampusfjärden, Visby och Saltkällefjorden. Högst uppmätt halt, 1 167 µg/kg TS, uppmättes i Loddbyviken och Pampusfjärden och näst högst halt, 381 µg/kg TS, uppmättes i Skurusundet.

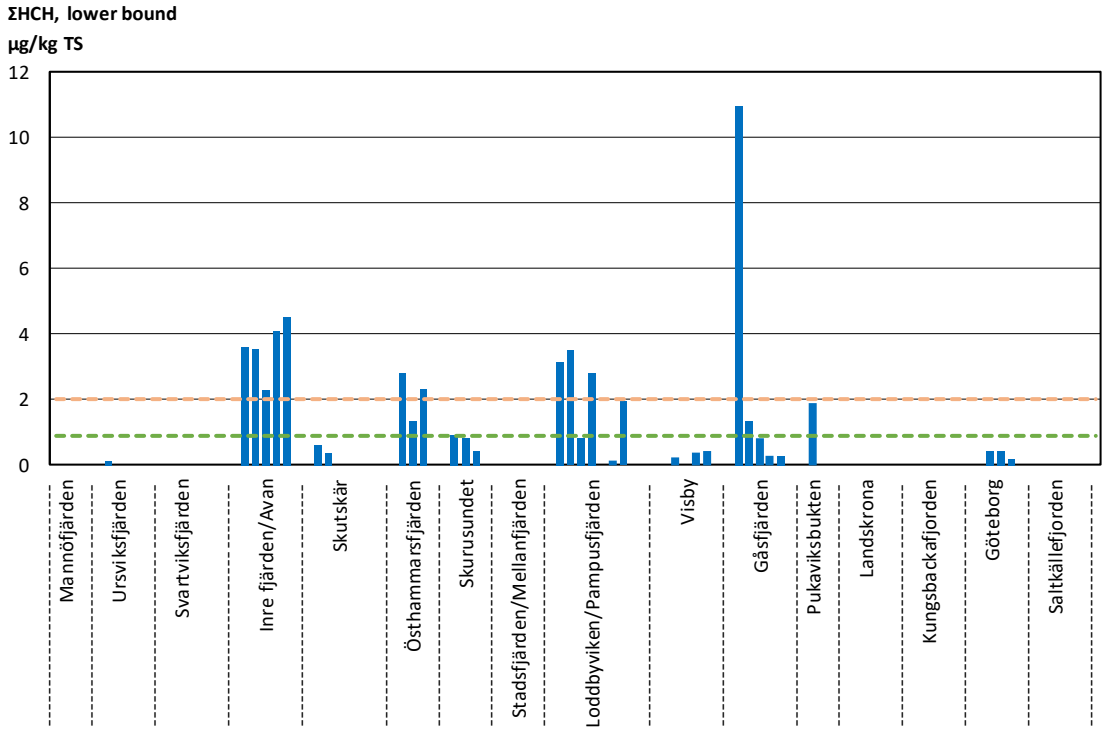


Figur 26. Uppmätt totalhalt av ΣDDT (*p,p'*-DDT, *p,p'*-DDD, *p,p'*-DDE) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Streckad grön och orange linje visar nedre gräns för tillståndsklass 4 (3,5 µg/kg TS) respektive 5 (10 µg/kg TS). Antal prover: 66.

Hexaklorbensen uppmättes i mycket höga halter (tillståndsklass 5; 1,6 µg/kg TS) i Svartviksfjärden, Skutskär, Skurusundet och Gåsfjärden, medan ΣHCH uppmättes i mycket höga halter (tillståndsklass 5; 2,0 µg/kg TS) i Inre fjärden och Avan, Östhammarsfjärden, Loddbyviken och Pampusfjärden samt Gåsfjärden. I Skutskär uppmättes även en mycket hög halt av hexakloretan, 108 µg/kg TS.



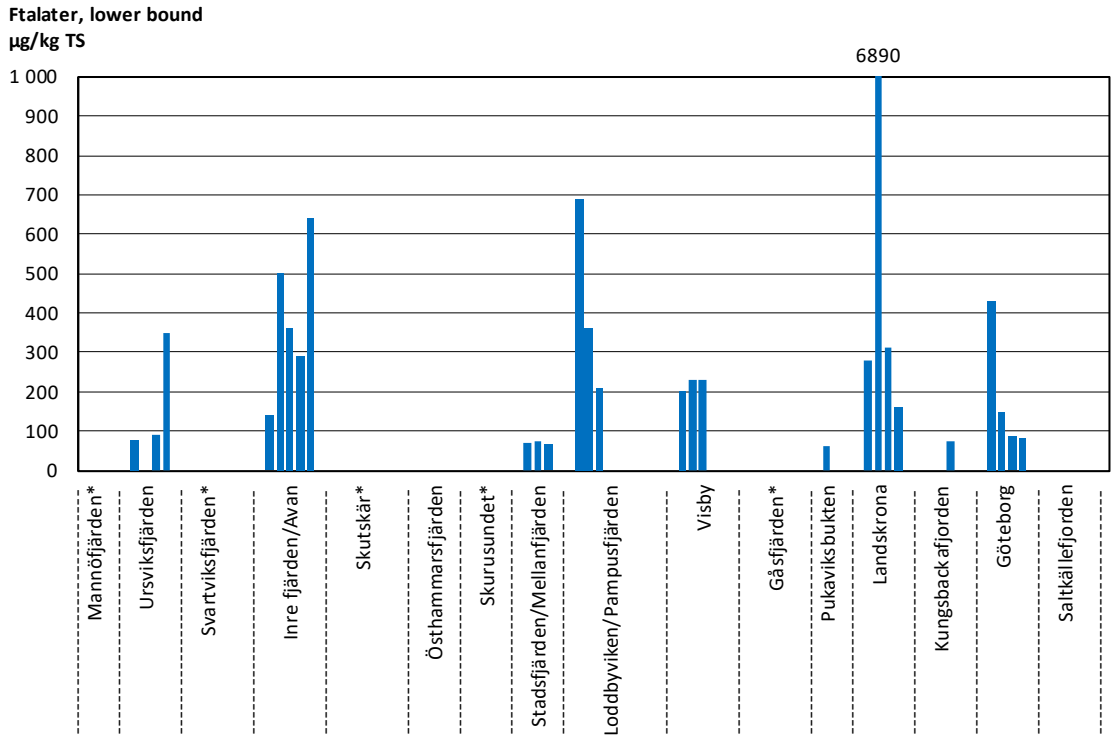
Figur 27. Uppmätt halt av hexaklorbensen (HCB) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Blå stapel = uppmätt halt. Grå stapel = utrapporterad mindre-än-halt av analyslaboratoriet. Streckad grön och orange linje visar nedre gräns för tillståndsklass 4 (0,45 µg/kg TS) respektive 5 (1,6 µg/kg TS). Antal prover: 66.



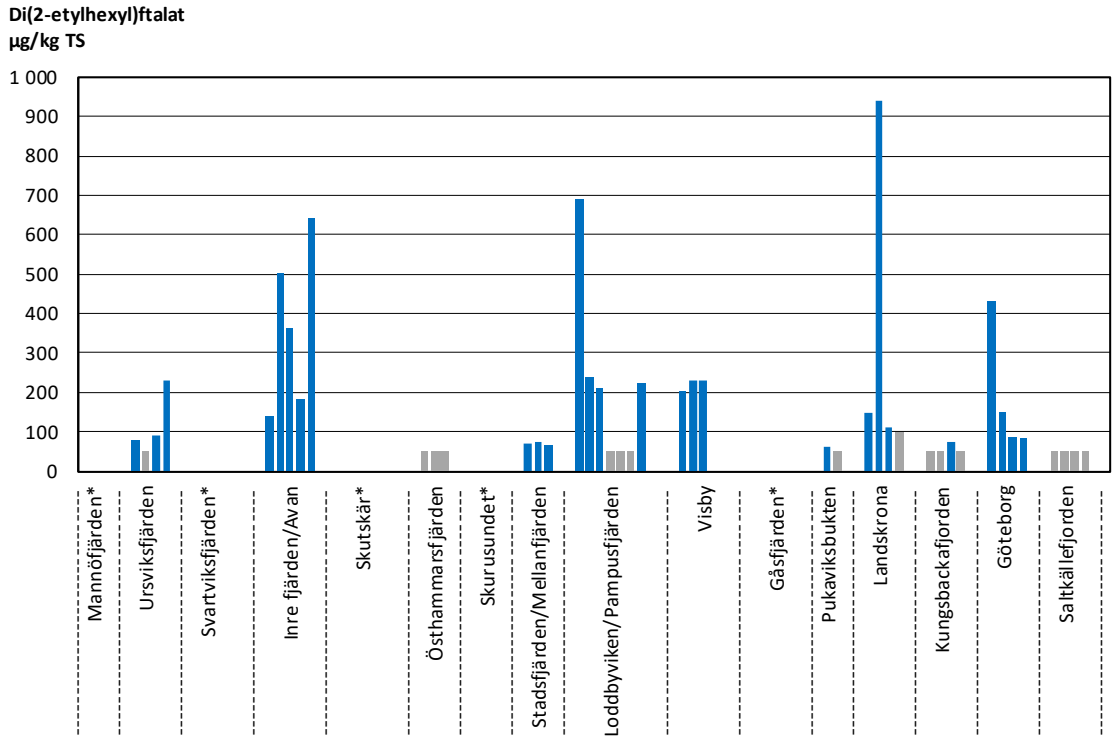
Figur 28. Uppmätt halt av hexaklorcyklohexaner (ΣHCH) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Streckad grön och orange linje visar nedre gräns för tillståndsklass 4 (0,87 µg/kg TS) respektive 5 (2,0 µg/kg TS). Antal prover: 66.

Ftalater

Ftalater har analyserats i 11 av de 16 undersökningsområdena. Hur totalhalterna varierar inom och mellan undersökningsområden redovisas i figur 29. Högsta totalhalt ftalater, 6 890 µg/kg TS, uppmättes i ett av proven från Landskrona. Med undantag av proverna i Landskrona, och något enstaka prov i Ursviksfjärden, Inrefjärden och Avan samt Loddbyviken och Pampusfjärden utgjordes den uppmätta halten ftalater helt och hållet av di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP), se figur 30. I Landskrona, ett av undantagen, utgjordes uppmätt halt ftalater i stället till 60 % av di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP) och 40 % av butylbensylftalat och di-iso-nonylftalat.



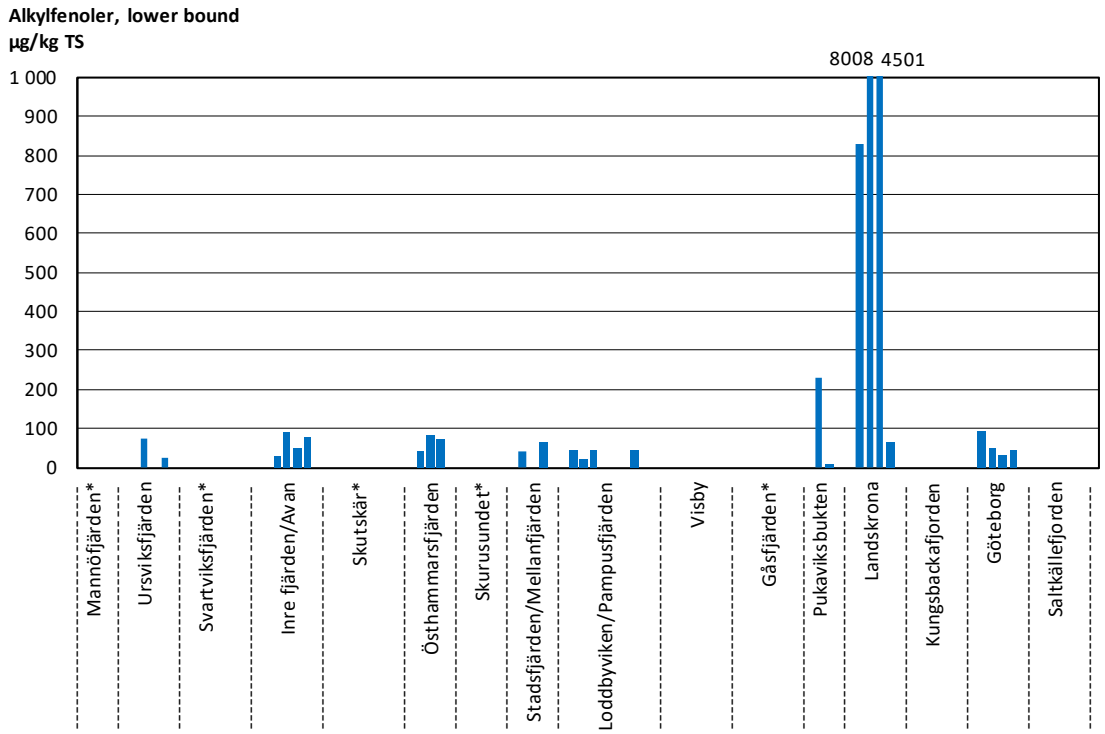
Figur 29. Uppmätt totalhalt av ftalater i ytsediment (0–5 cm) i de elva undersökta områdena. Områden markerade med * saknar haltmätningar. Antal prover: 43.



Figur 30. Uppmätt halt av di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP) i ytsediment (0–5 cm) i de elva undersökta områdena. Områden markerade med * saknar haltmätningar. Blå stapel = Uppmätt halt. Grå stapel = utrapporterad mindre-än-halt av analyslaboratoriet. Antal prover: 43.

Alkylfenoler

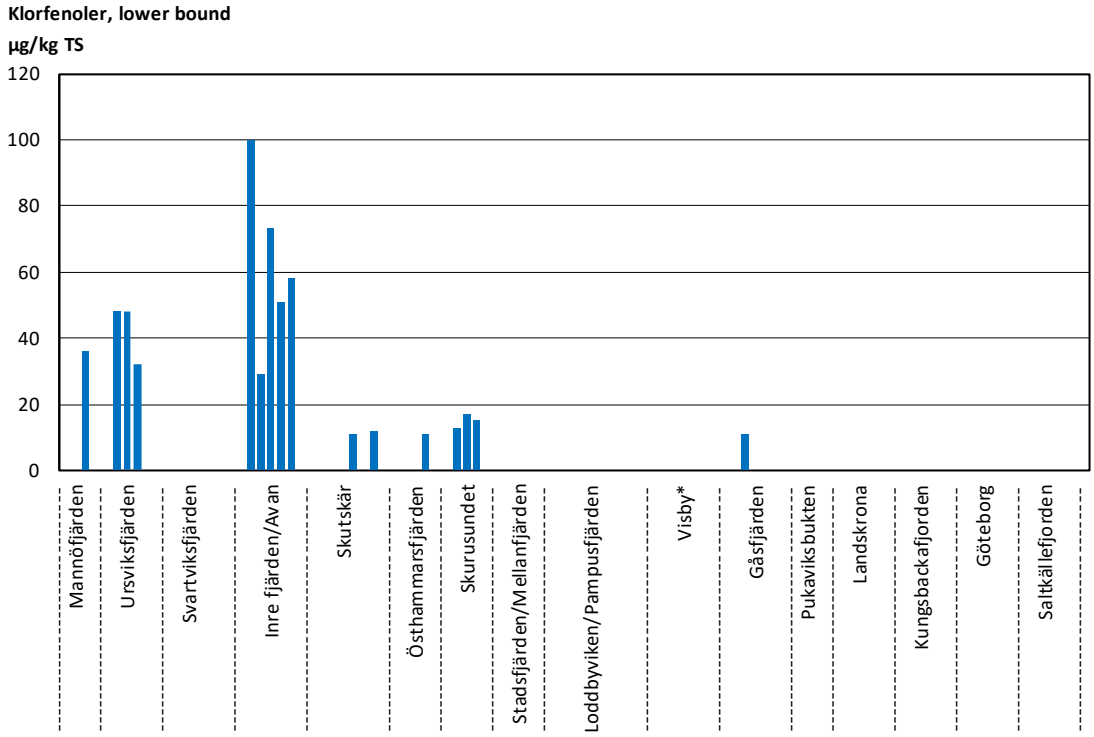
Alkylfenoler analyserades i 11 av de 16 undersökningsområdena. I figur 31 redovisas hur totalhalten alkylfenoler varierar inom och mellan undersökningsområdena. Uppmätt totalhalt utgörs huvudsakligen av 4-t-butylfenol med olika små bidrag av 4-tert-oktylfenol. Undantaget utgörs av Loddbyviken och Pampusfjärden där totalhalten till 100 % utgörs av 4-tert-pentylfenol. Mycket höga totalhalter, jämfört med övriga provlokaler, uppmättes i Landskrona.



Figur 31. Uppmätt totalhalt av alkylfenoler i ytsediment (0–5 cm) i elva av de undersökta områdena. Områden markerade med * saknar haltmätningar. Antal prover: 40.

Klorfenoler

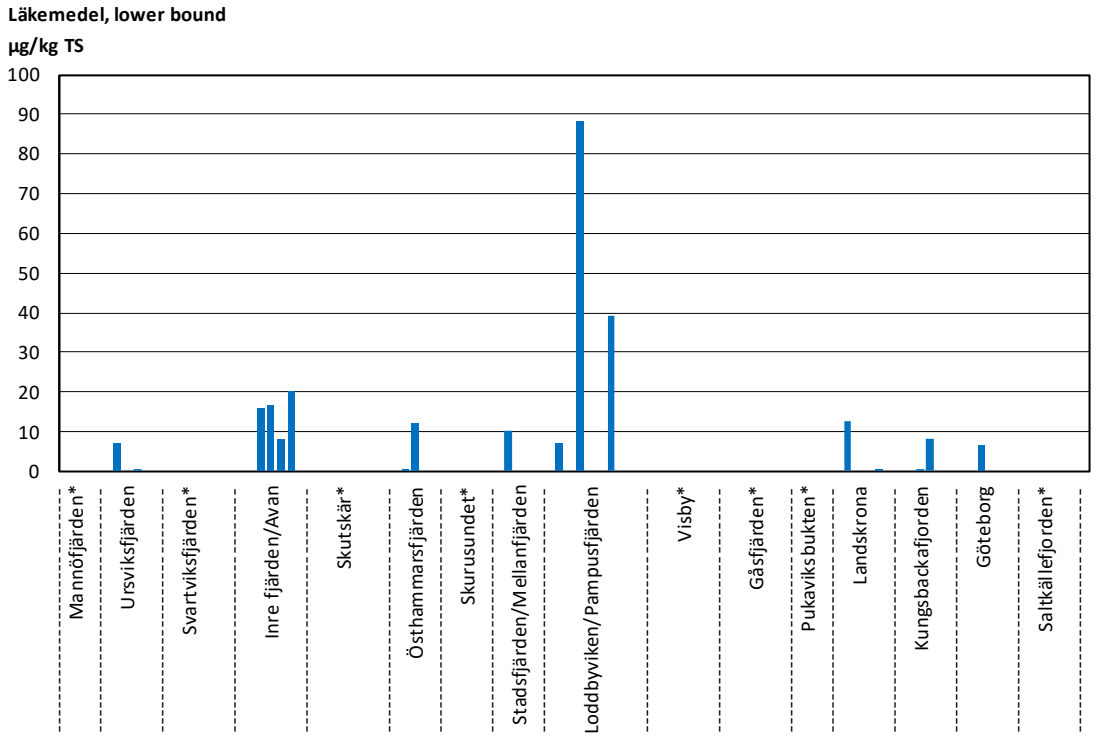
Klorfenoler analyserades i alla områden utom i Visby. Hur variationen inom och mellan undersökningsområdena varierar redovisas i figur 32. Halter över kvantifieringsgränser uppmättes av 4-monoklorfenol och 2,3,4-triklorfenol, och det i sju av elva områden. Högst totalhalter av klorfenoler uppmättes i Inre fjärden och Avan, följt av Ursviksfjärden. I Ursviksfjärden utgjordes de uppmätta halterna till 88 % av 4-monoklorfenol och 12 % av 2,3,4-triklorfenol.medan de i Inre fjärden och Avan till 70 % utgjordes av 4-monoklorfenol och till 30 % av 2,3,4-triklorfenol.



Figur 32. Uppmätt totalhalt av klorfenoler i ytsediment (0–5 cm) i 15 av de undersökta områdena. Område markerat med * saknar haltmätningar. Antal prover: 61.

Läkemedel

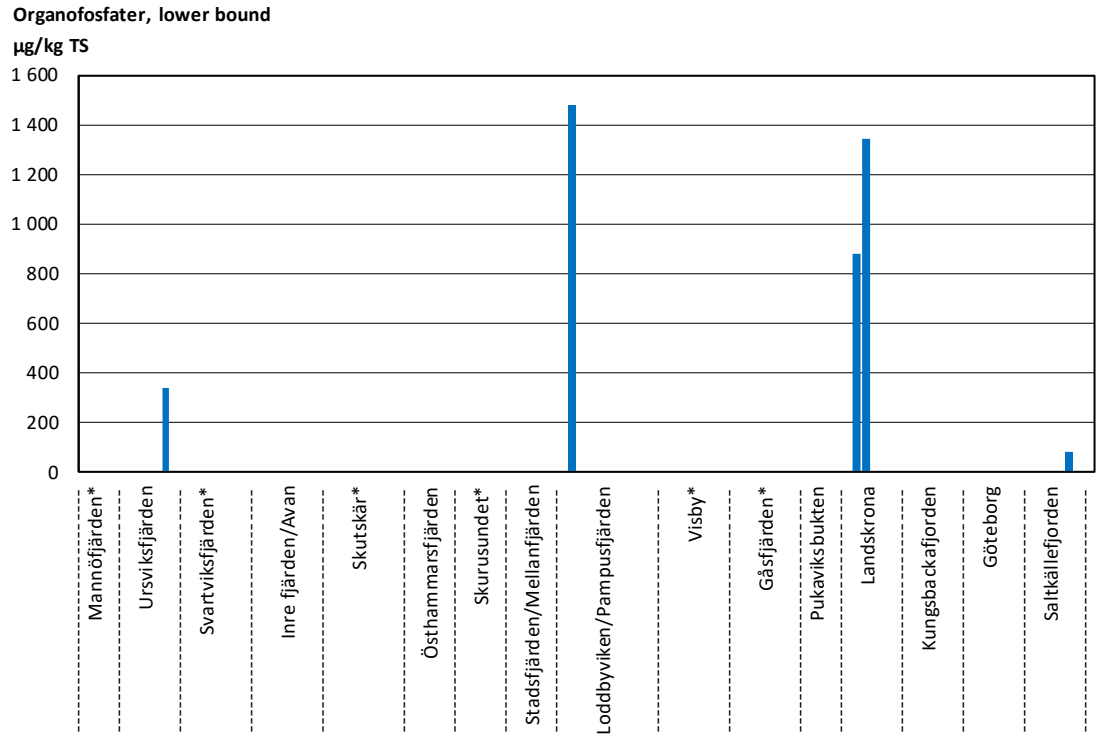
Läkemedel har analyserats i 8 av 16 områden i denna undersökning. 41 olika läkemedel analyserades. Halter över rapporteringsgränser uppmättes i åtta av undersökningsområdena. Hur totalhalten läkemedel varierar inom och mellan områden redovisas i figur 33. Högst totalhalt läkemedel, 88,6 µg/kg TS, uppmättes i Loddbyviken och Pampusfjärden. Det provet, n003, innehöll 58 µg diklofenak/kg TS och 30,6 µg citalopram/kg TS. Övriga läkemedel som uppmätts i ett eller flera av de insamlade proven var alfuzosin, ciprofloxacin, klaritromycin, orphenadrin och trimetoprim. Av dessa var citalopram, det läkemedel uppmättes flest gånger i något av de analyserade proven.



Figur 33. Uppmätt totalhalt av läkemedel i ytsediment (0–5 cm) i åtta av de undersökta områdena. Områden markerade med * saknar haltmätningar. Antal prover: 30.

Organofosfater

Organofosfater analyserades i 10 av de 16 undersökningsområdena. Variationen inom och mellan undersökningsområdena av totalhalten organofosfater redovisas i figur 34. Halter över kvantifieringsgränsen uppmättes enbart i tre av tio områden. I Ursviksfjärden utgjordes uppmätt totalhalt organofosfater helt och hållet av tris(2-etylhexyl)fosfat medan de i Loddbyviken och Pampusfjärden samt Landskrona till största delen utgjordes av tris(klorpropyl)fosfat.

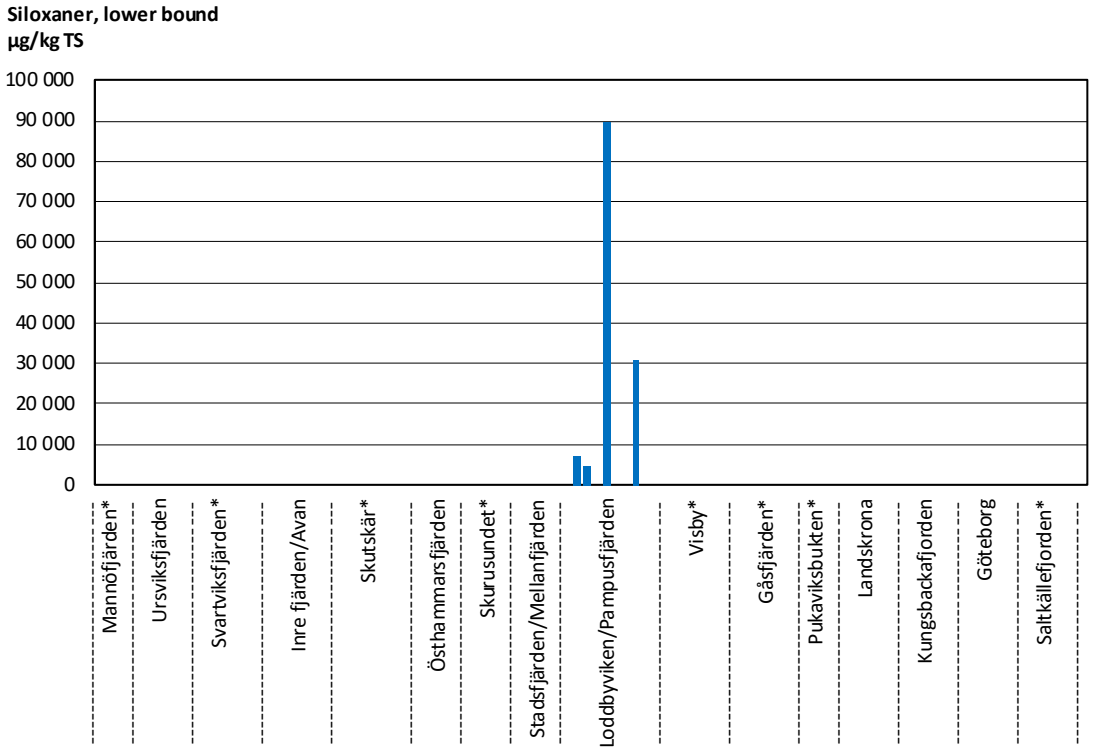


Figur 34. Uppmätt totalhalt av organofosfater i ytsediment (0–5 cm) i tio av de undersökta områdena. Områden markerade med * saknar haltmätningar. Antal prover: 40.

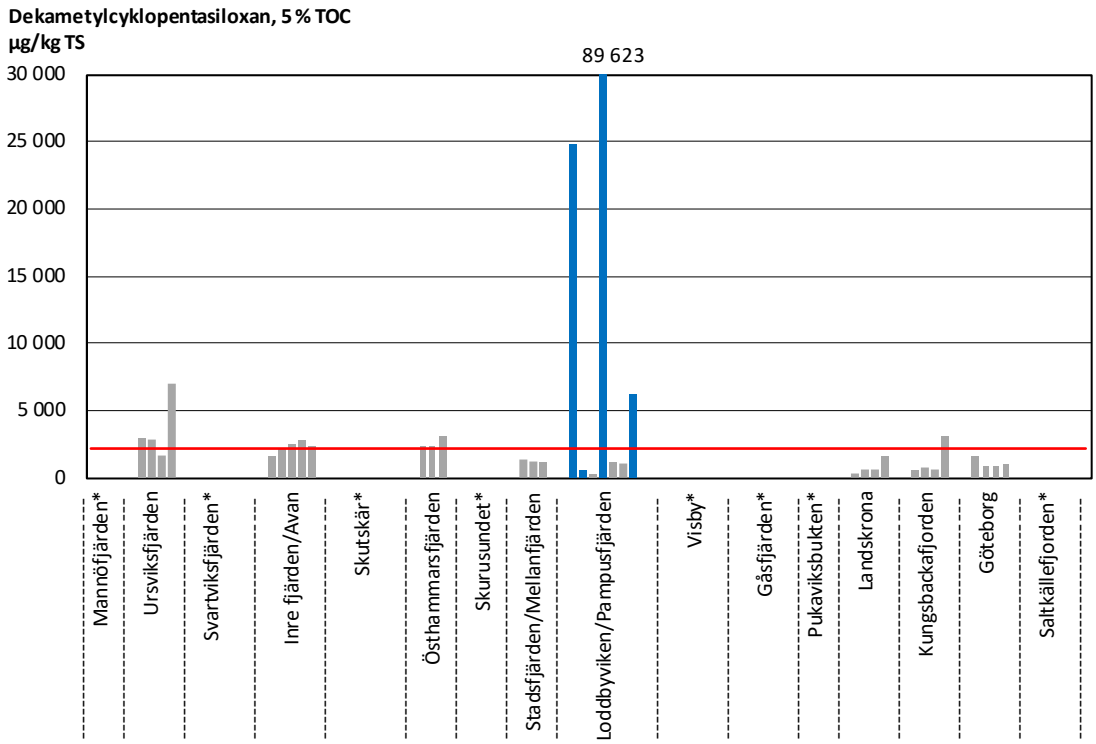
Siloxaner

Siloxaner analyserades i 8 av de 16 undersökningsområdena. Det enda område där siloxaner uppmättes i halter över kvantifieringsgränsen var i Loddbyviken och Pampusfjärden (fig. 35). Högst uppmätt totalhalt, 89 650 µg/kg TS, uppmättes vid provlokal n004, och utgjordes till 26 % av oktametylcyklotetrasiloxan (D4), 31 % av dodecamethylcyclohexasiloxan (D6) och 42 % av dekametylcyklopentasiloxan (D5)

För dekametylcyklopentasiloxan finns en effektbaserad bedömningsgrund i HVMFS 2019:25 att bedöma ekologisk status med. De till 5 % TOC normaliserade uppmätta halterna överskrider bedömningsgrunden (2 200 µg/kg TS) i tre av sju insamlade prover i Loddbyviken och Pampusfjärden, se figur 36. (I tabeller som följer omnämns dekametylcyklopentasiloxan som Siloxan D5).



Figur 35. Uppmätt totalhalt av siloxaner i ytsediment (0–5 cm) i åtta av de undersökta områdena. Områden markerade med * saknar haltmätningar. Antal prover: 34.



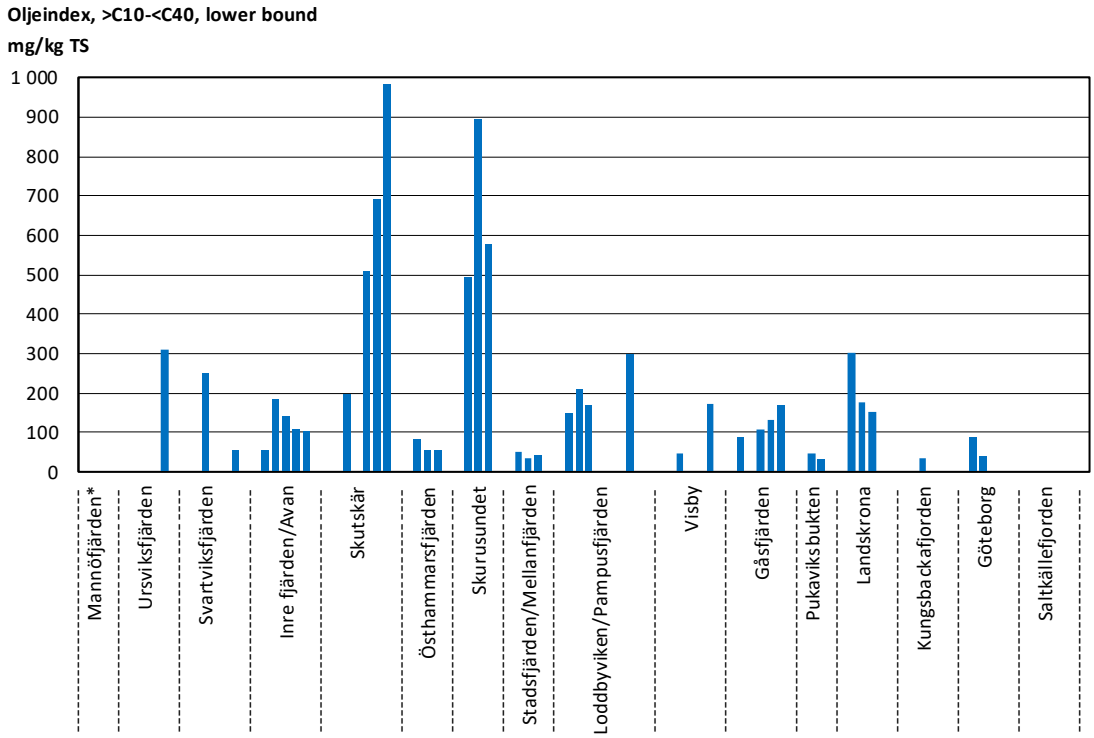
Figur 36. Uppmätt halt av dekametylcyklopentasiloxan (D5) normaliserad till 5 % TOC-halt i ytsediment (0–5 cm) i åtta av de undersökta områdena. Områden markerade med * saknar haltmätningar. Blå stapel = Uppmätt halt. Grå stapel = utrapporterad mindre-än-halt av analyslaboratoriet. Röd linje visar bedömningsgrunden 2 200 µg/kg TS för bedömning av ekologisk status. Antal prover: 34.

Klorparaffiner

Klorparaffiner analyserades i 10 av de 16 undersökningsområdena, men påträffades inte i halter över kvantifieringsgränsen.

Oljeindex

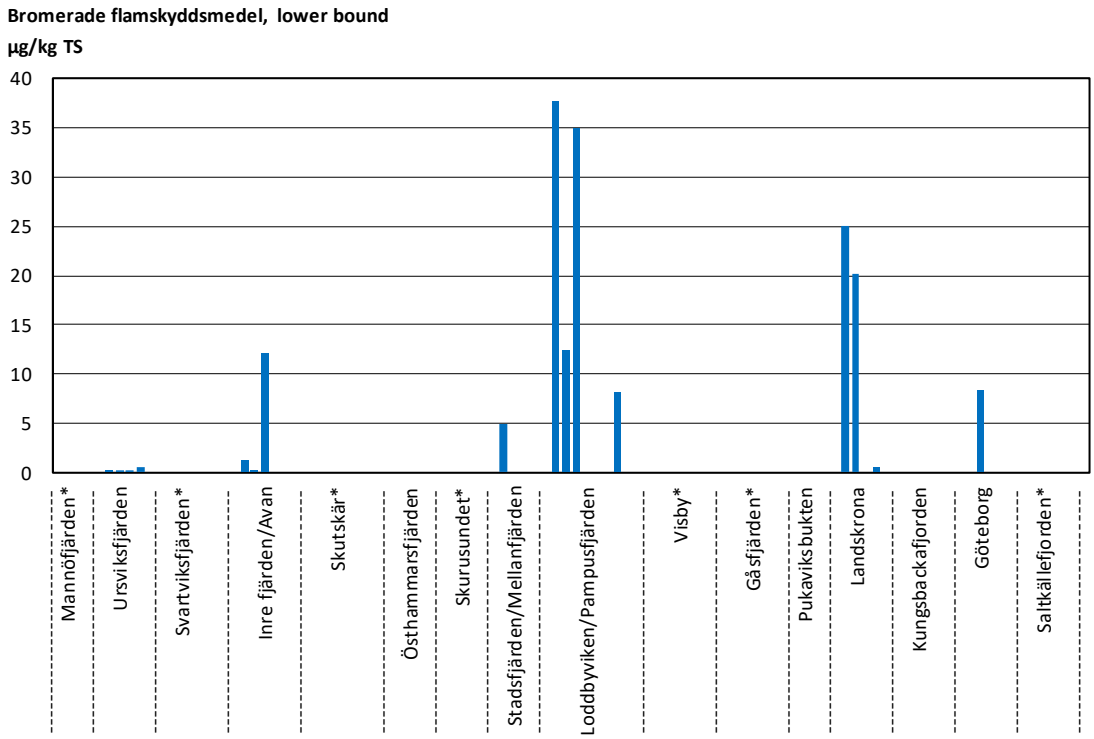
Oljeindex, ett mått på innehållet av olja där kolkedjorna innehåller 10–40 kolatomer, analyserades i alla undersökningslokaler förutom Mannöfjärden. Uppmätta halter och hur totalhalten varierar mellan och inom områdena redovisas i figur 37. Högst halter uppmättes i Skutskär och Skurusundet.



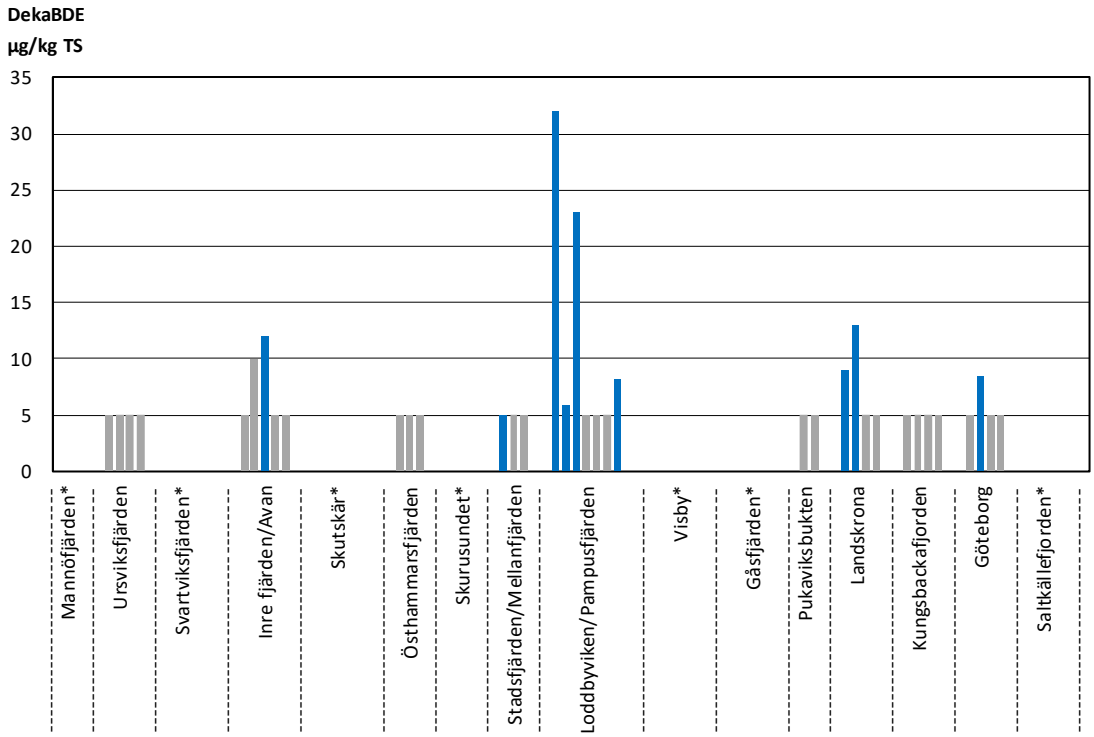
Figur 37. Uppmätta oljeindex i ytsediment (0–5 cm) i 15 av de undersökta områdena. Område markerat med * saknar haltmätningar. Antal prover: 65.

Bromerade flamskyddsmedel

Bromerade flamskyddsmedel analyserades i nio områden. I figur 38 redovisas hur totalhalten varierar mellan och inom dessa. I sex av de nio områdena uppmättes halter över kvantifieringsgränserna. De högsta halterna uppmättes i Loddbyviken och Pampusfjärden samt i Landskrona. Uppmätt totalhalt utgjordes till 36–100 % av DekaBDE, se figur 39. Andra ämnen som bidrog till de uppmätta totalhalterna utgjordes av hexabromcyklododekan, tetrabrombisfenol, oktaBDE och nonaBDE.



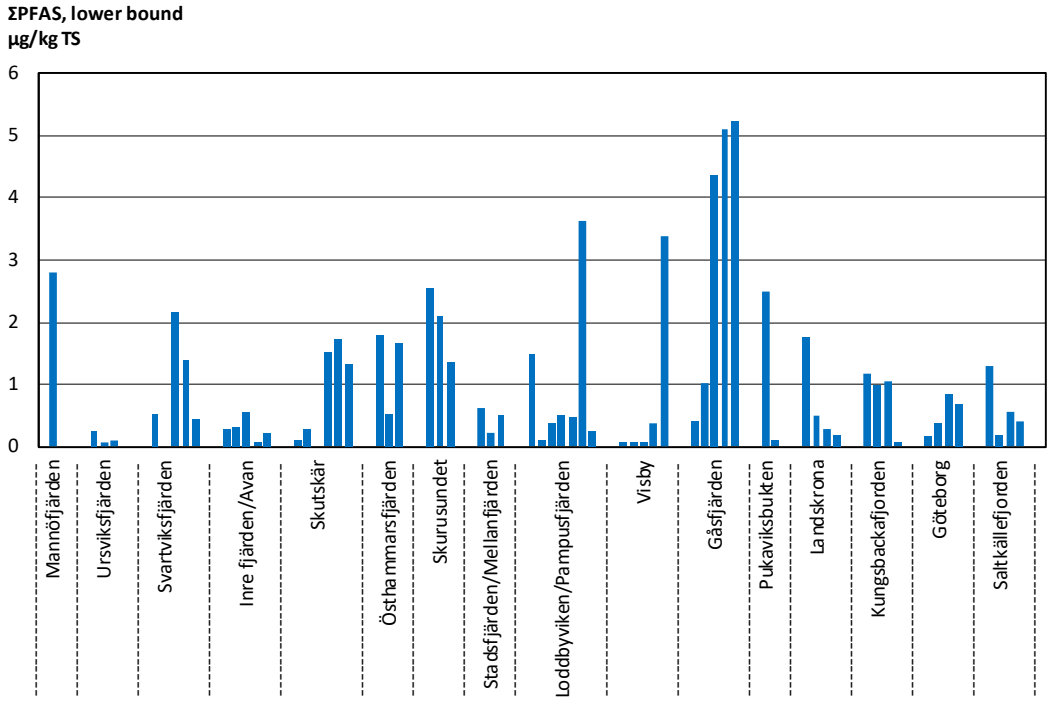
Figur 38. Uppmätt totalhalt av bromerade flamskyddsmedel i ytsediment (0–5 cm) i nio av de undersökta områdena. Områden markerade med * saknar haltmätningar. Antal prov: 36.



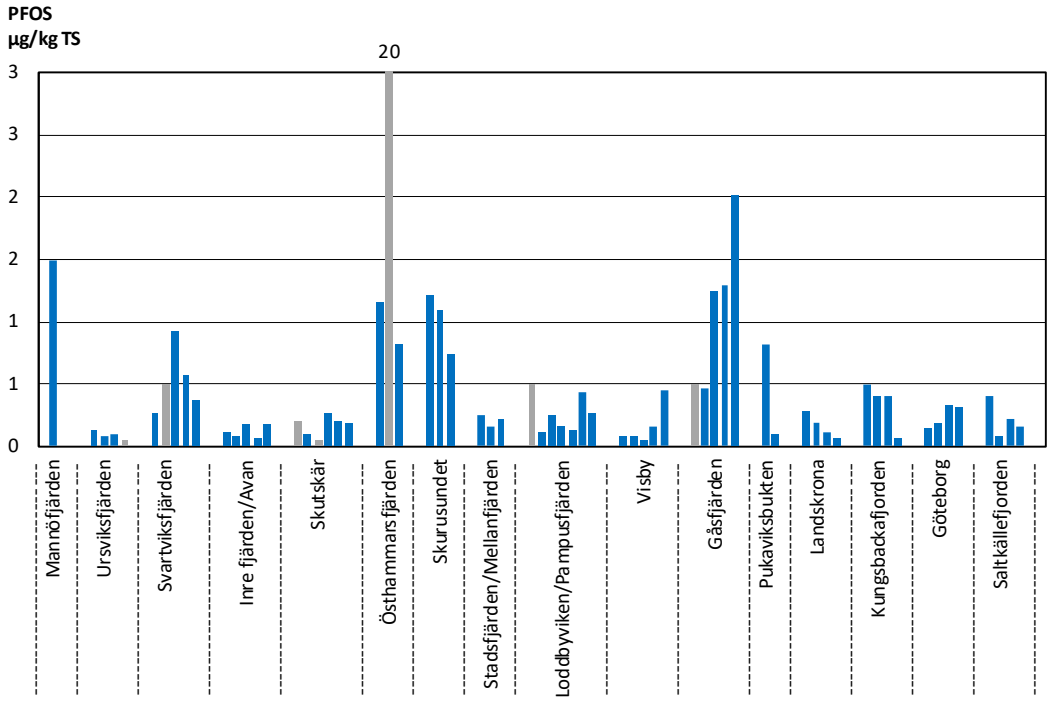
Figur 39. Uppmätt halt av DekaBDE i ytsediment (0–5 cm) i nio av de undersökta områdena. Områden markerade med * saknar haltmätningar. Blå stapel = uppmätt halt. Grå stapel = utrapporterad mindre-än-halt från analyslaboratoriet. Antal prov: 36.

Per- och polyfluorerade ämnen, PFAS

Per- och polyfluorerade ämnen analyserades i alla 16 områden. I figur 40 redovisas hur totalhalten av 35 olika PFAS varierar mellan och inom dessa undersökningsområden. Högst halt uppmättes i Gåsfjärden. Av alla enskilda PFAS bidrog PFOS (fig. 41) enskilt mest till den uppmätta totalhalten av PFAS. Undantag fanns, men var få till antalet. I Skutskär utgjorde N-etylperfluoroktansulfonamidetanol den största andelen av uppmätt totalhalt.



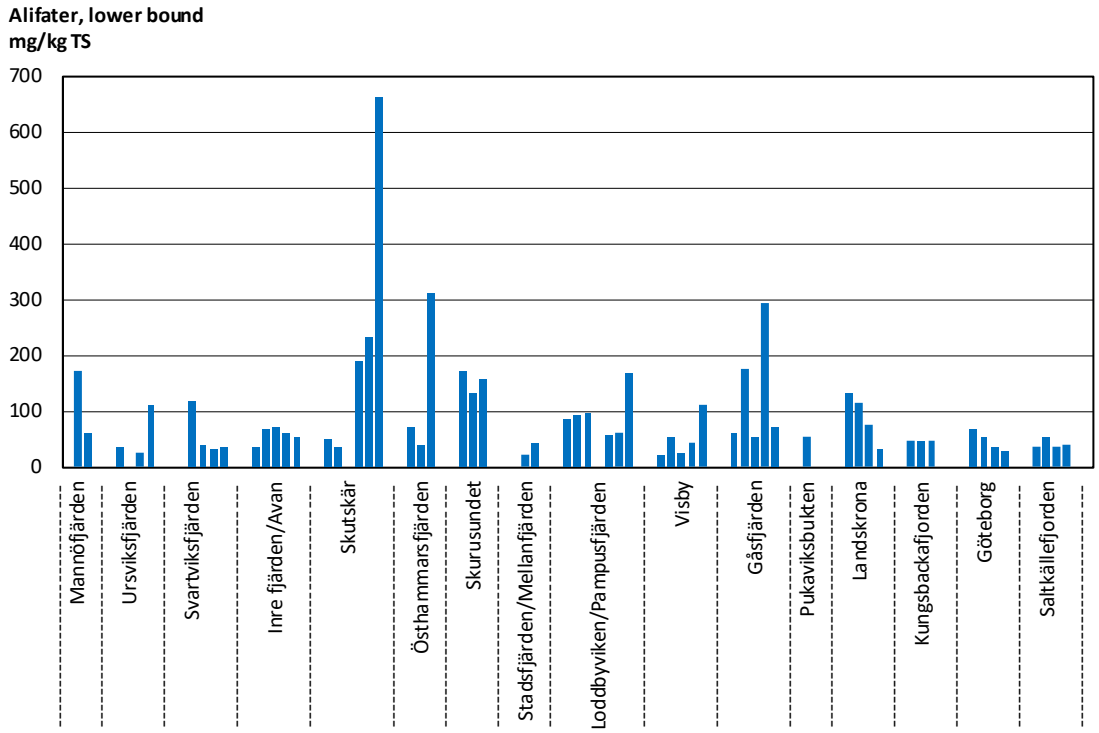
Figur 40. Uppmätt halt av ΣPFAS i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Antal prov: 65.



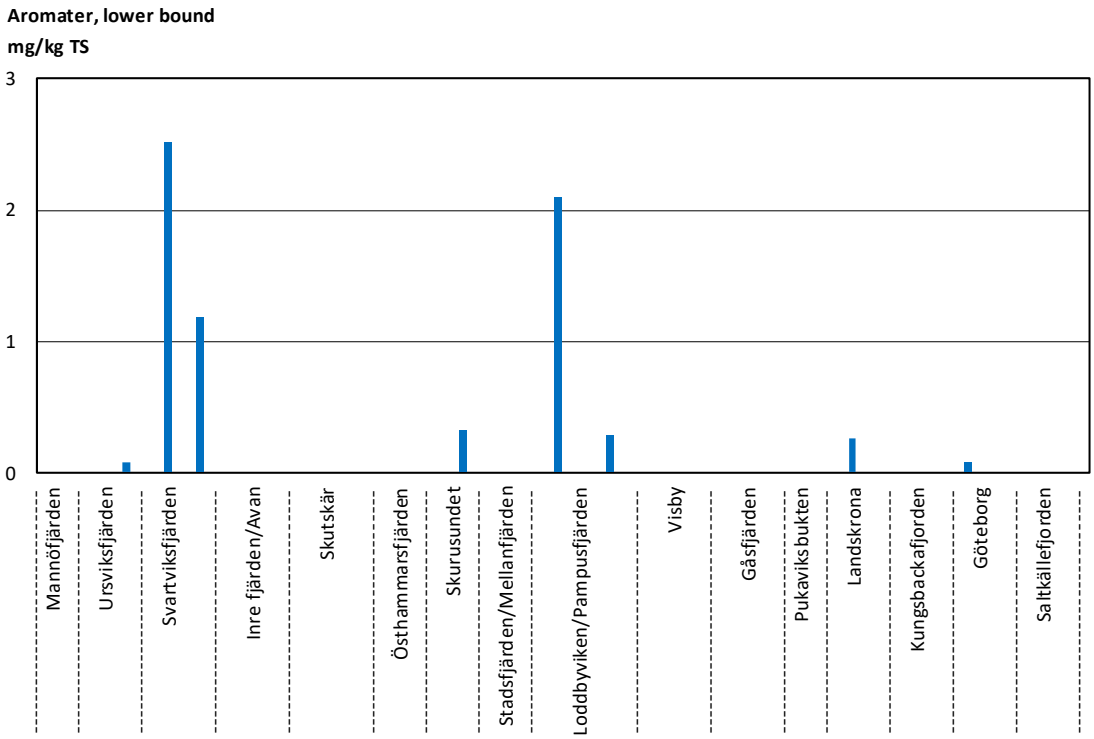
Figur 41. Uppmätt halt av PFOS i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Blå stapel = uppmätt halt. Grå stapel = utrapporterad mindre-än-halt av analyslaboratoriet. Antal prov: 65.

Alifater, aromater och BTEX

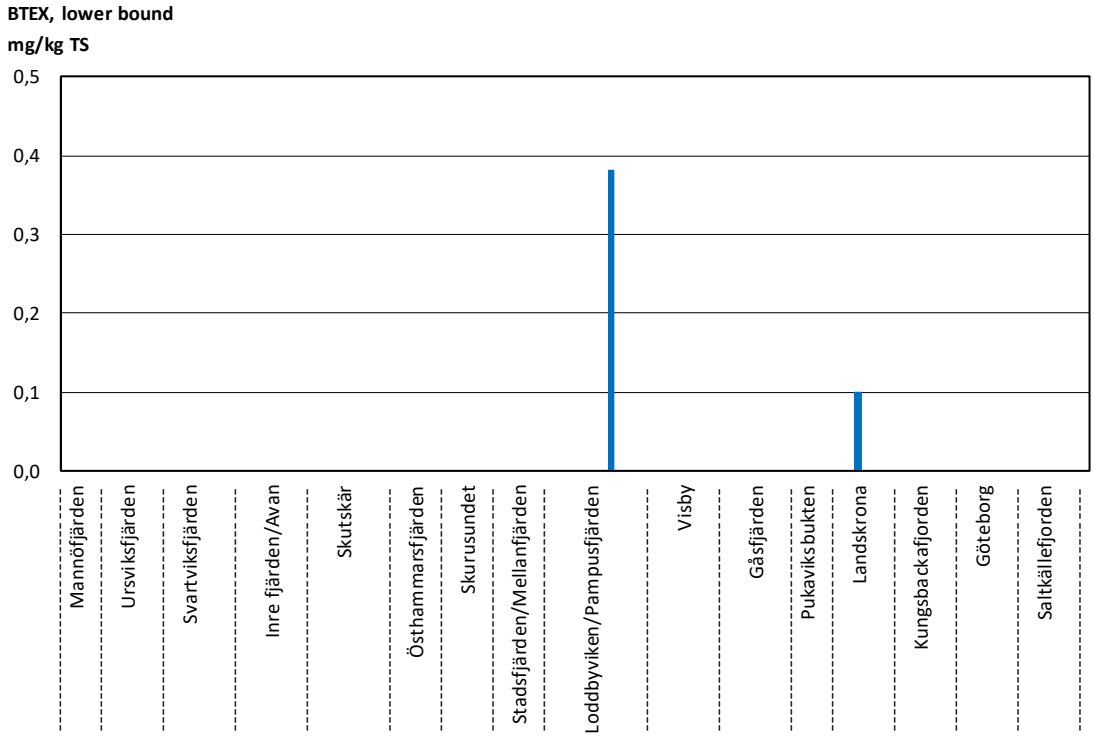
Ämnesgrupperna alifater (kolvätekedjor med 5 till 35 kolatomer), aromater (kolväten i ringstruktur) och BTEX (bensen, toluen, etylbensen och xylen) analyserades i alla 16 undersökningsområden. Figur 42, 43 och 44 redovisar hur respektive totalhalt av dessa varierar mellan och inom områdena. Alifater uppmättes över kvantifieringsgränserna i alla områden, med högst uppmätt totalhalt i Skutskär. Aromater och BTEX uppmättes över kvantifieringsgränserna i sex respektive två områden, och då enbart i något enstaka prov per område. Högsta halter av aromater uppmättes i Svartviksfjärden samt Loddbyviken och Pampusfjärden. I Loddbyviken och Pampusfjärden uppmättes även den högsta halten av BTEX.



Figur 42. Uppmätt halt av alifater (C5–C35) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Antal prov: 66.



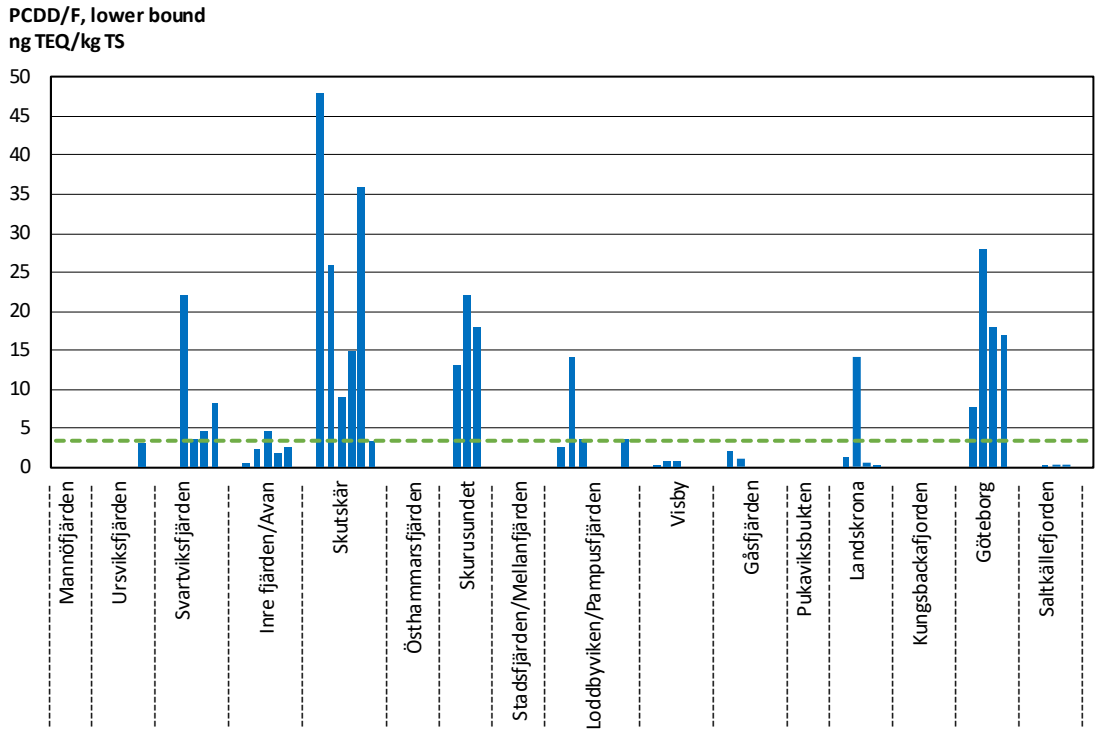
Figur 43. Uppmätt halt av aromater i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Antal prov: 66.



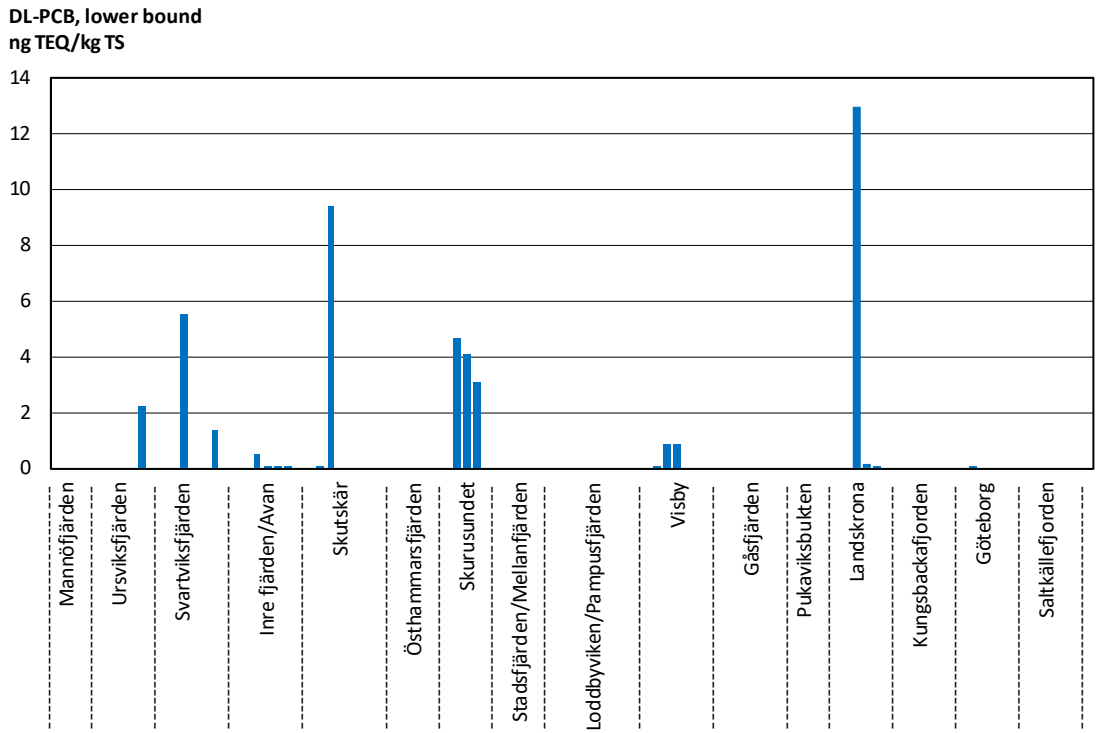
Figur 44. Uppmätt halt av BTEX i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Antal prov: 66.

Dioxiner, furaner och dioxinlika PCB:er

Ämnesgrupperna dioxiner/furaner (PCDD/F) och dioxinlika PCB:er (DL-PCB), bestående av 17 dioxiner och furaner respektive 12 dioxinlika PCB:er, analyserades i alla 16 undersöknings-områden. Figur 45 och 46 redovisar hur respektive ämnesgrupp varierar mellan och inom områdena. PCDD/F och DL-PCB uppmättes över kvantifieringsgränserna i nio respektive åtta områden. De högsta halterna av PCDD/F uppmättes i Skutskär, Skurusundet och Göteborg, följt av nästan lika höga uppmätta halter i Svartviksfjärden samt Loddbyviken och Pampus-fjärden. Uppmätta halter överskrider i alla dessa områden gränsen för ”Dårlig” men inte ”Svaert dårlig” enligt tabell 8. Högsta halter av DL-PCB uppmättes i Landskrona, Svartviksfjärden, Skutskär och Skurusundet.



Figur 45. Uppmätt halt av dioxiner och furaner (PCDD/F) uttryckta som toxiska ekvivalenter TEQ (enligt WHO 2005) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Streckad grön visar nedre gräns för tillståndsklass 4 (3,5 µg/kg TS). Antal prov: 66.



Figur 46. Uppmätt halt av dioxinlika PCB:er (DL-PCB) uttryckta som toxiska ekvivalenter TEQ (enligt WHO 2005) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Antal prov: 66.

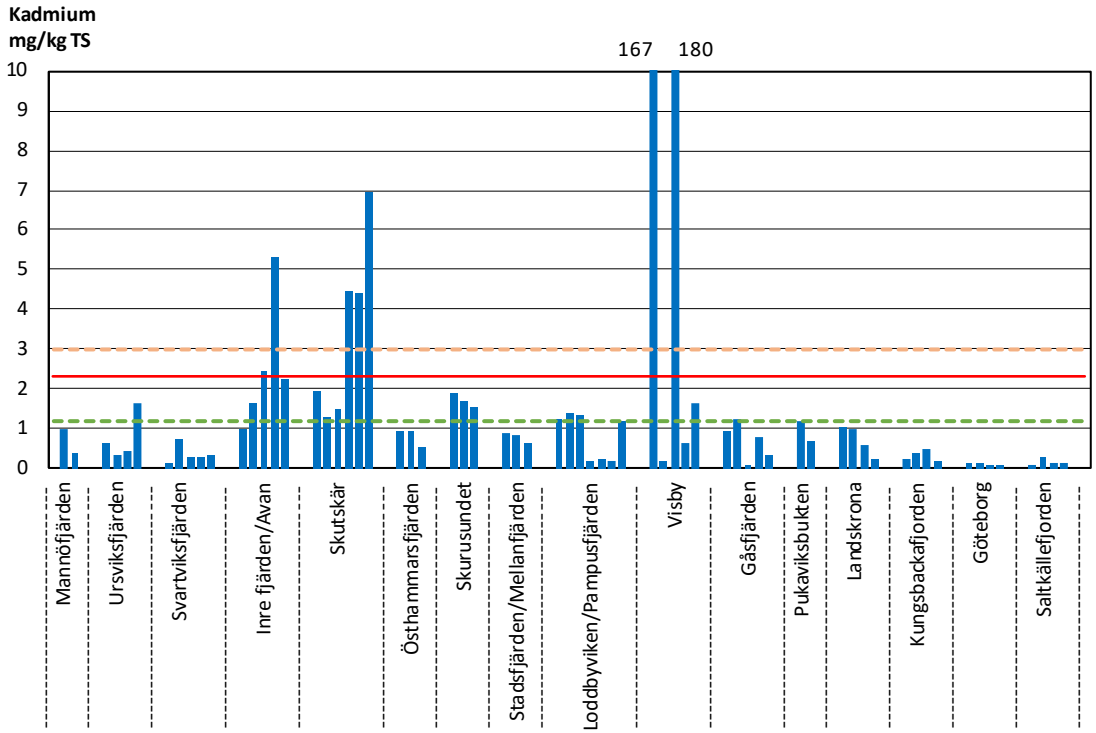
Metaller i ytsediment

Uppmätta eller normaliserade halter av metaller inklusive metylkvicksilver och hur dessa varierar inom och mellan undersökningsområdena redovisas i figur 47–60.

Halterna jämförs med bedömningsgrunder i form av tillståndsklass 4 (stor avvikelse från jämförvärdet) och 5 (mycket stor avvikelse från jämförvärdet) för svenska bedömningsgrunder för metaller (tabell 6), och effektbaserade bedömningsgrunder (tabell 5) om sådana finns.

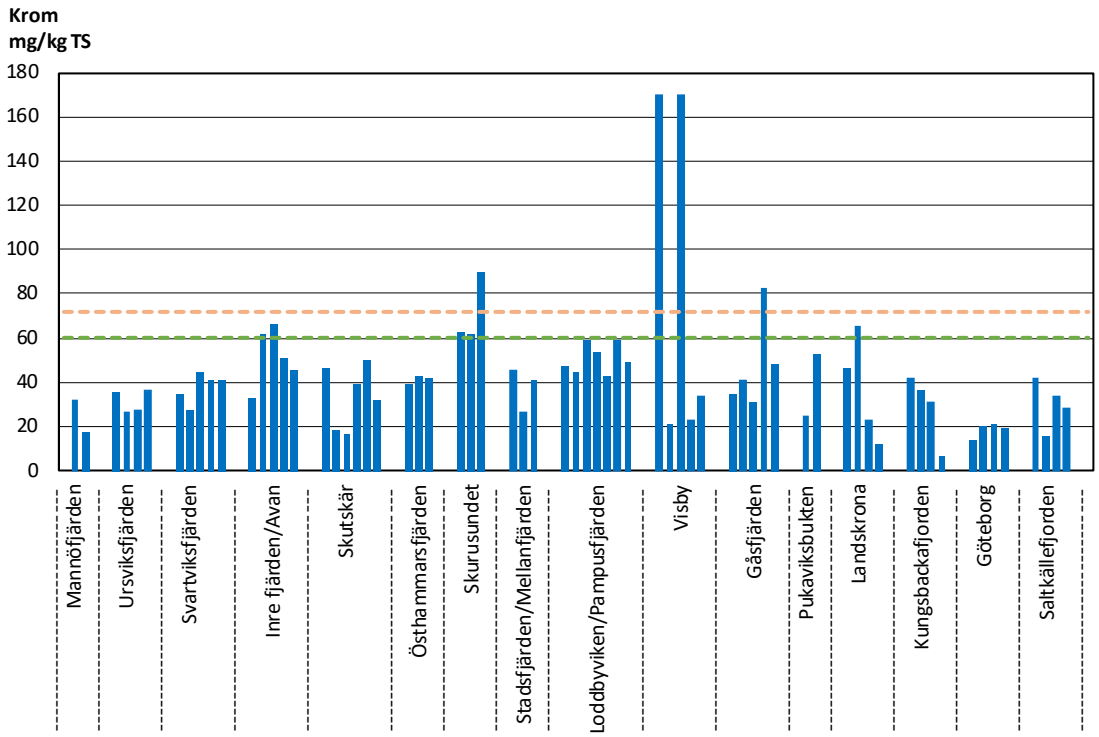
För en fullständig redovisning av uppmätta halter av metaller, halvmetaller och ickemetaller som ingår i analysprogrammet, se bilaga 9.

Mycket höga halter av kadmium, i tillståndsklass 5 (> 3 mg/kg TS), uppmättes i Inre fjärden och Avan, Skutskär och Visby, se figur 47. Bedömningsgrunden som används för att klassificera kadmiums kemiska status i vattenförekomster överskreds i ett av fem prover i Inre fjärden och Avan, i tre av sex prover i Skutskär och i två av fem prover i Visby. I ett av proven i Visby överskreds bedömningsgrunden (2,3 mg/kg TS) med en faktor 78, vilket måste betraktas som ett exceptionellt högt överskridande. Samtidigt underskreds bedömningsgrunden i tre av fem prover i Visby.



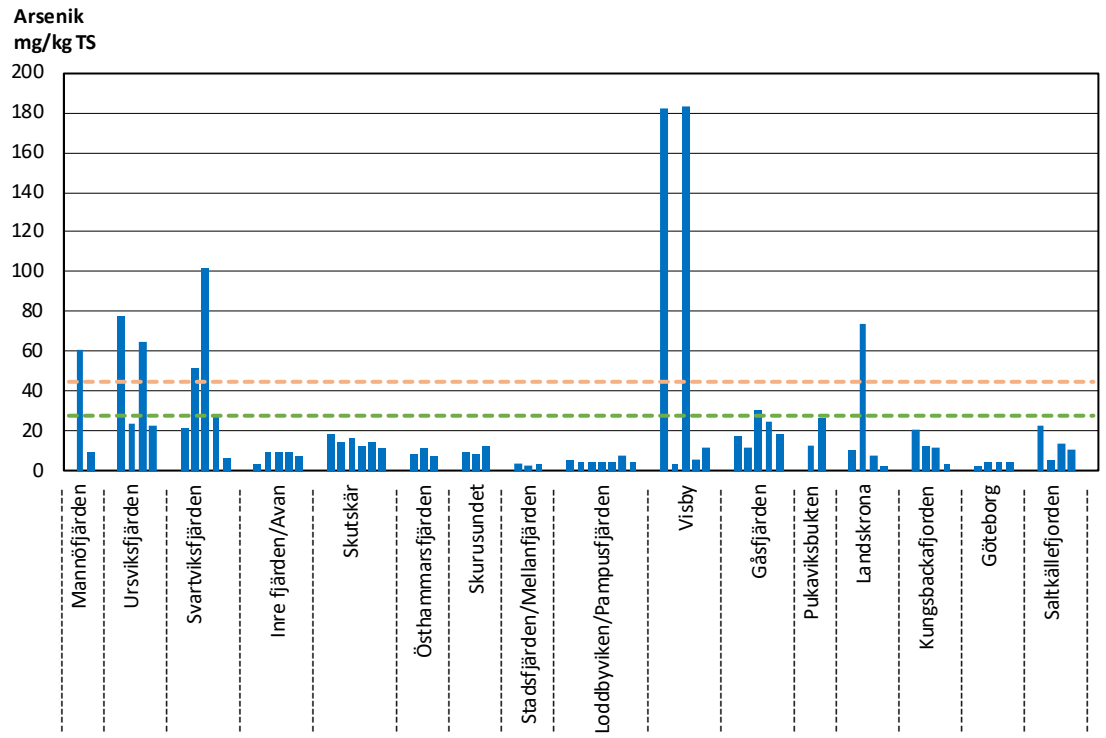
Figur 47. Uppmätt halt av kadmium (Cd) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Röd linje visar bedömningsgrunden (2,3 mg/kg TS) för god kemisk status för kadmium. Streckad grön och orange linje visar nedre gräns för tillståndsklass 4 (1,2 mg/kg TS) respektive 5 (3,0 mg/kg TS). Antal prover: 66.

Mycket höga halter (tillståndklass 5; > 72 mg/kg TS) av krom uppmättes i Skursundet, Visby och Gåsfjärden, se figur 48.



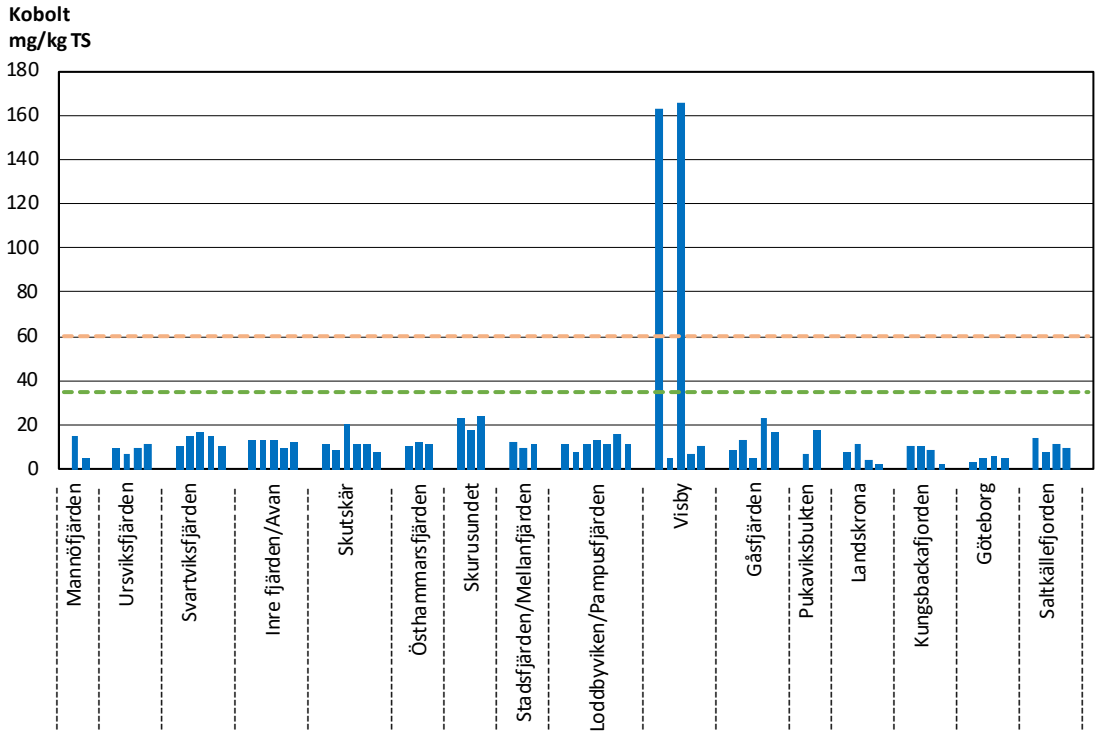
Figur 48. Uppmätt halt av krom (Cr) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Streckad grön och orange linje visar nedre gräns för tillståndsklass 4 (60 mg/kg TS) respektive 5 (72 mg/kg TS). Antal prover: 66.

Mycket höga halter (tillståndklass 5; > 45 mg/kg TS) av arsenik uppmättes i Mannöfjärden, Ursviksfjärden, Svartviksfjärden, Visby och Landskrona, se figur 49.



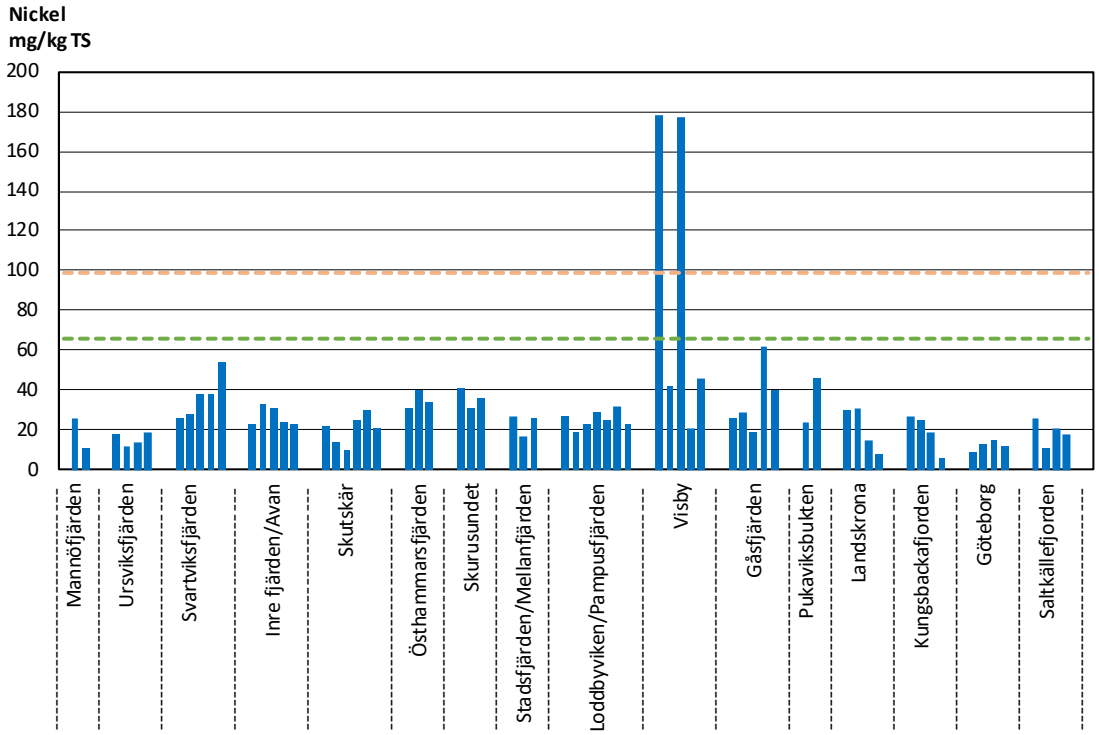
Figur 49. Uppmätt halt av arsenik (As) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Streckad grön och orange linje visar nedre gräns för tillståndsklass 4 (28 mg/kg TS) respektive 5 (45 mg/kg TS). Antal prover: 66.

Mycket höga halter (tillståndklass 5; > 60 mg/kg TS) av kobolt uppmättes i Visby, se figur 50. Jämfört med övriga provlokaler var uppmätta halter vid två av provlokalerna i Visby väldigt höga.



Figur 50. Uppmätt halt av kobolt (Co) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Streckad grön och orange linje visar nedre gräns för tillståndsklass 4 (35 mg/kg TS) respektive 5 (60 mg/kg TS). Antal prover: 66.

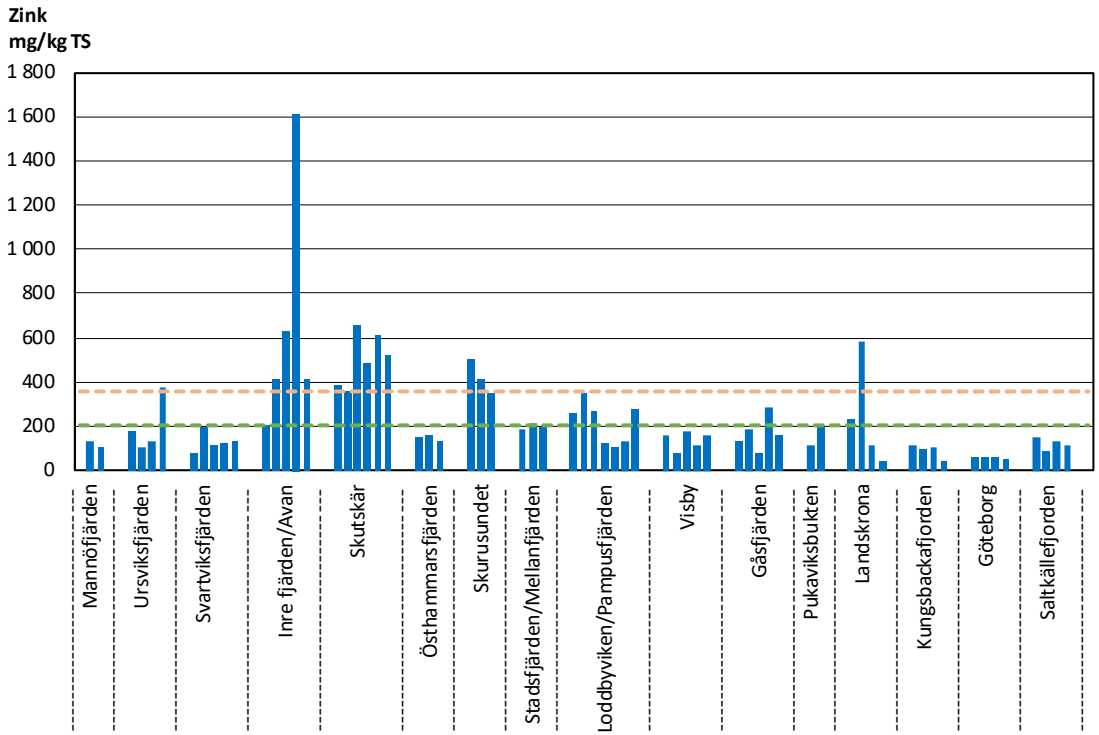
Mycket höga halter (tillståndklass 5; > 99 mg/kg TS) av nickel uppmättes i Visby, se figur 51.



Figur 51 Uppmätt halt av nickel (Ni) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Streckad grön och orange linje visar nedre gräns för tillståndsklass 4 (66 mg/kg TS) respektive 5 (99 mg/kg TS). Antal prover: 66.

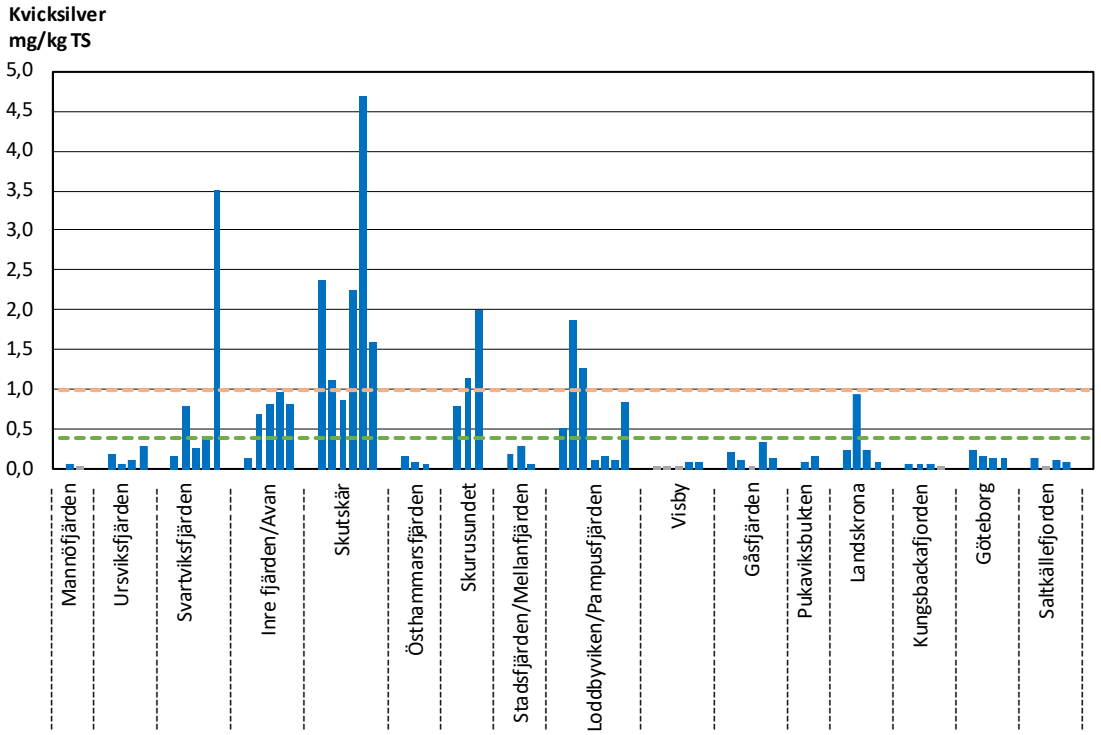
När det gäller uppmätta halter av zink uppmättes mycket höga halter (tillståndsklass 5; > 357 mg/kg TS) i områdena Ursviksfjärden, Inre fjärden och Avan, Skutskär, Skurusundet,

Loddbyviken och Pampusfjärden, Gåsfjärden och Landskrona, se figur 52. Högst uppmätt halt (1 610 mg/kg TS) av zink uppmättes i Skutskär.

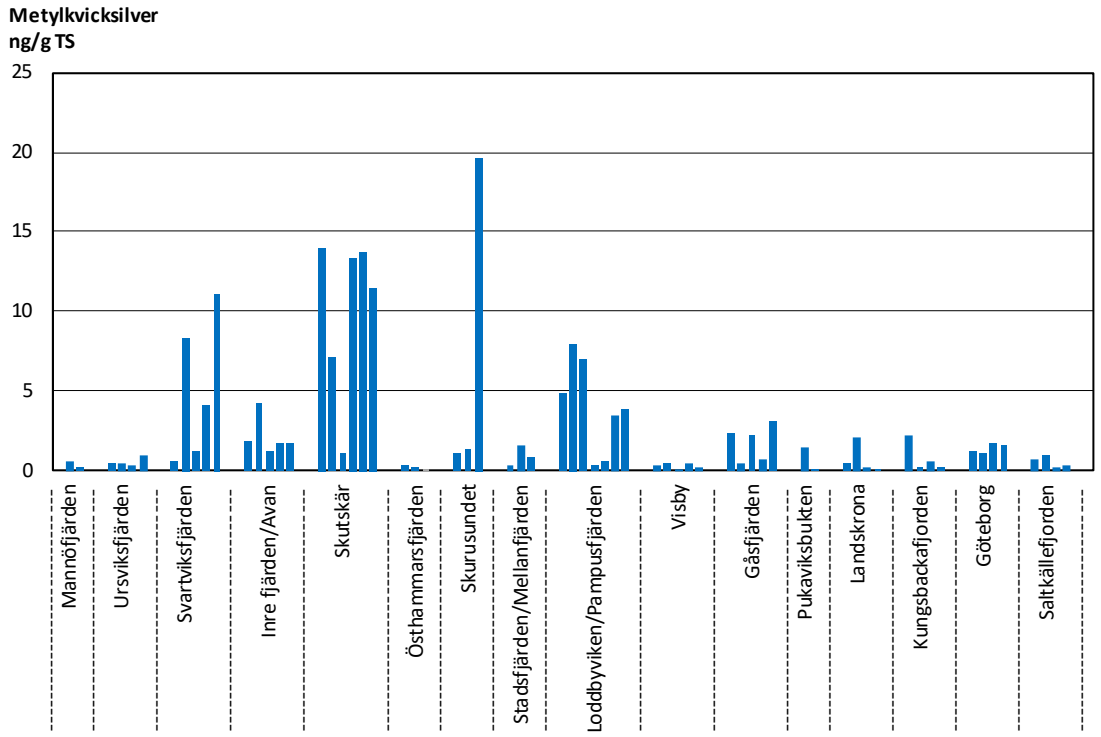


Figur 52. Uppmätt halt av zink (Zn) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Streckad grön och orange linje visar nedre gräns för tillståndsklass 4 (204 mg/kg TS) respektive 5 (357 mg/kg TS). Antal prover: 66.

Uppmätta halter av kvicksilver påträffas i mycket höga halter (tillståndsklass 5; > 1 mg/kg TS) i områdena Skurusundet, Skutskär, Inre Fjärden och Avan, Loddbyviken och Pampusfjärden samt Svartviksfjärden, med högst halt (4,7 mg/kg TS) och medelhalt (2,15 mg/kg TS) i Skutskär, se figur 53. Det är även i dessa områden som höga halter av metylkvicksilver uppmätts, se figur 54.

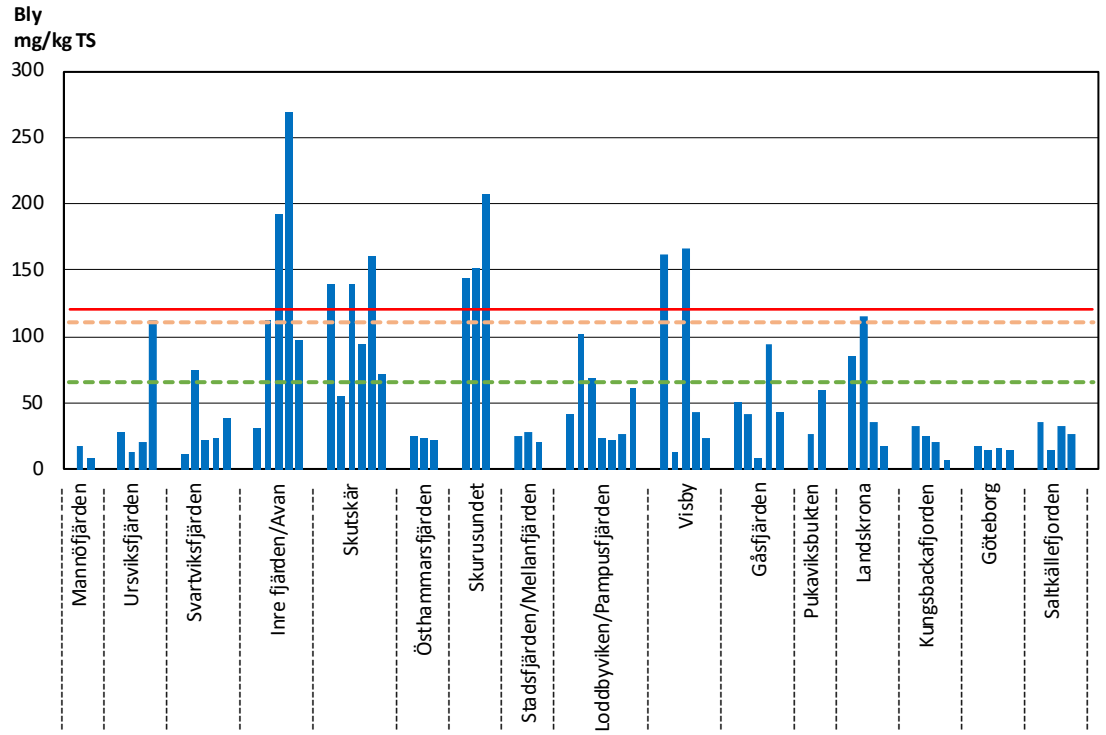


Figur 53. Uppmätt halt av kvicksilver (Hg) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Blå stapel = uppmätt halt. Grå stapel = utrapporterad mindre-än-halt av analyslaboratoriet. Streckad grön och orange linje visar nedre gräns för tillståndsklass 4 (0,4 mg/kg TS) respektive 5 (1,0 mg/kg TS). Antal prover: 66



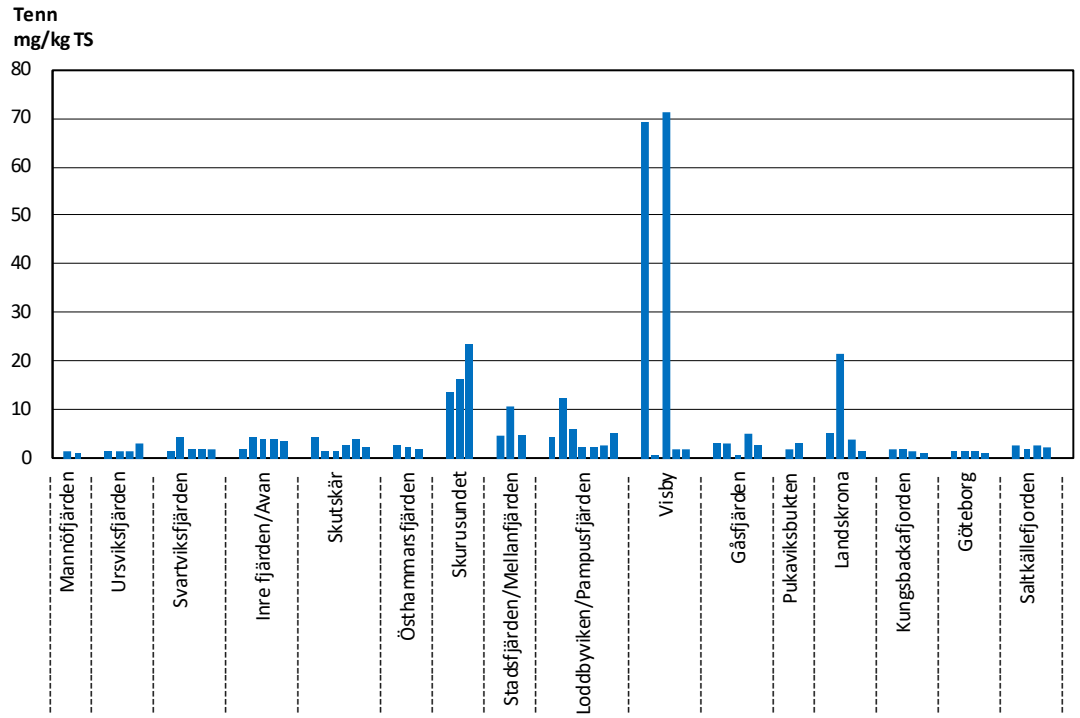
Figur 54. Uppmätt halt av metylkvicksilver (MetHg) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Antal prover: 66.

När det gäller bedömningsgrunden för bly, 120 mg/kg TS, som används för statusklassificering av kemisk status för bly inom vattenförvaltningsarbetet, överskreds den i två av fem insamlade prover i Inre fjärden och Avan, i tre av sex prover i Skutskär, i tre av tre prover i Skurusundet och två av fem av de insamlade proverna i Visby, se figur 55. Mycket höga halter, överskridande tillståndsklass 5 (> 110 mg/kg TS) enligt de statistiska bedömningsgrunderna påträffades i områdena Skutskär, Inre fjärden och Avan, Skurusundet och Ursviksfjärden.



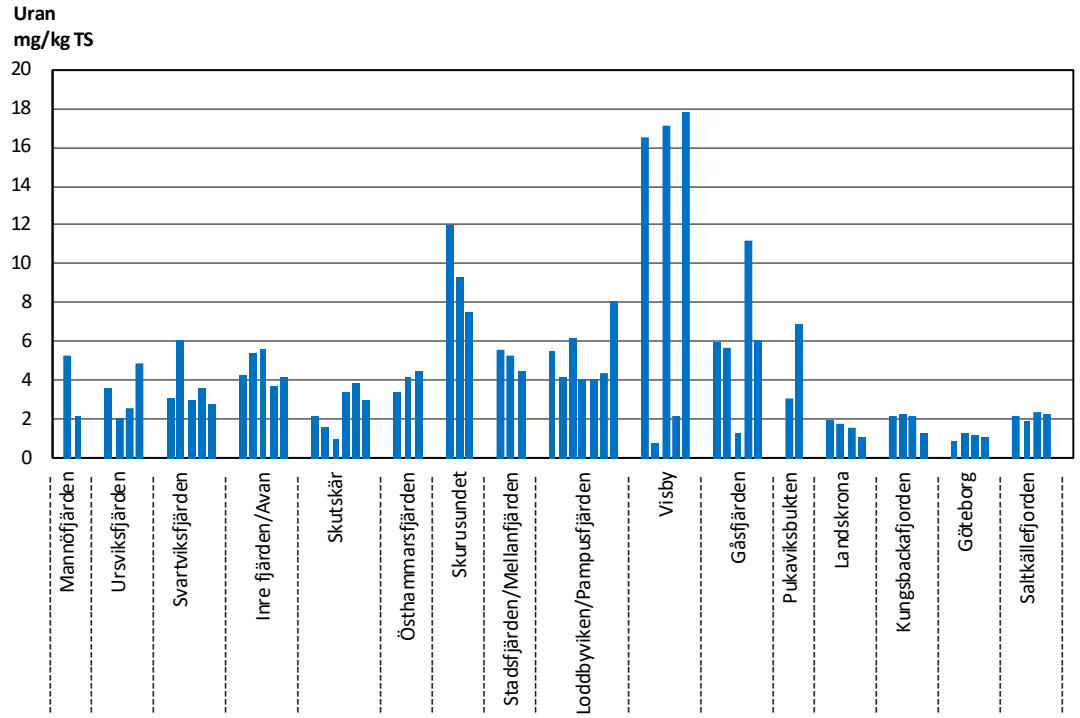
Figur 55. Uppmätt halt av bly (Pb) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Streckad grön och orange linje visar nedre gräns för tillståndsklass 4 (65 mg/kg TS) respektive 5 (110 mg/kg TS). Röd linje visar bedömningsgrunden (120 mg/kg TS) för god kemisk status för bly. Antal prover: 66.

När det gäller uppmätta halter av tenn är de kraftigt förhöjda i två av fem prover i Visby, se figur 56. Det andra området som halterna är förhöjda i utgörs av Skursundet. Uppmätta halter i Skurusundet återfinns alla bland de 9 % högsta halterna i hela undersökningen medan två av fem uppmätta halter i Visby återfinns bland de 2 % högsta i hela undersökningen.



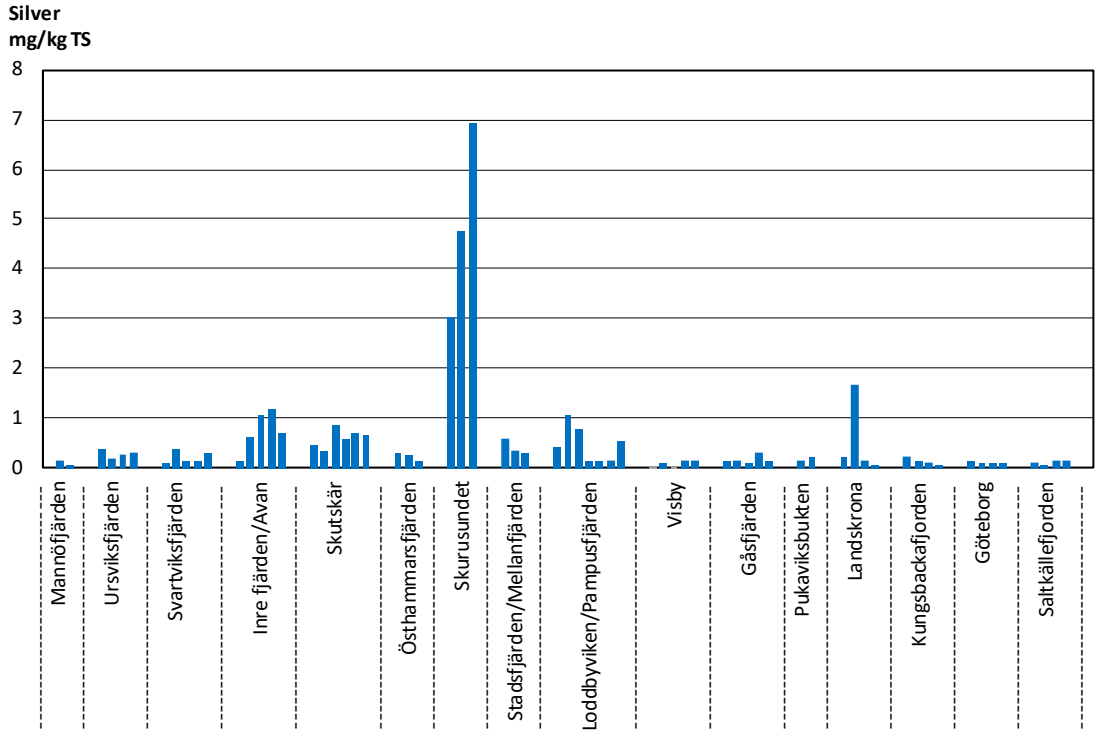
Figur 56. Uppmätt halt av tenn (Sn) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Antal prover: 66.

Uppmätta halter av uran är framför allt förhöjda i områdena Skurusundet och Visby, se figur 57. I Skurusundet återfinns alla uppmätta halter bland de 11 % högsta i hela undersökningen medan tre av fem uppmätta halter i Visby återfinns bland de 3 % högsta.



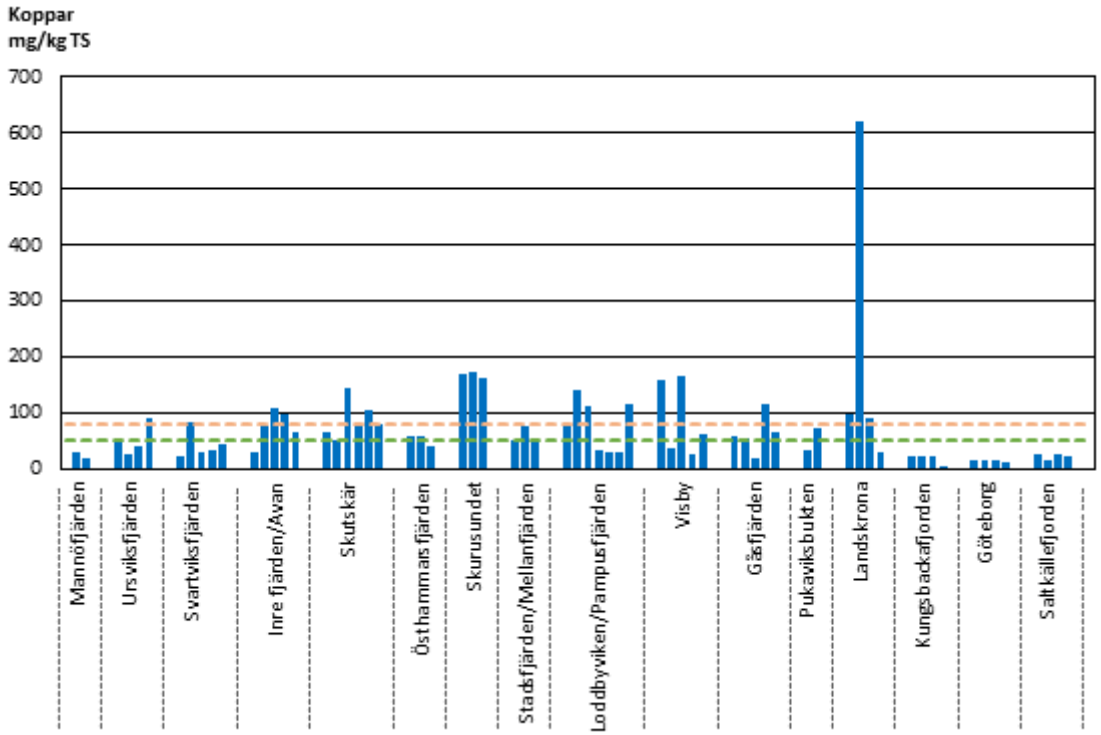
Figur 57. Uppmätt halt av uran (U) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Antal prover: 66.

Uppmätta halter av silver är kraftigt förhöjda, och det tydligt i Skurusundet, se figur 58. Halterna är även förhöjda i Skutskär och Inre fjärden och Avan. Uppmätta halter i Skurusundet återfinns alla bland de 5 % högsta uppmätta halterna i hela undersökningen.



Figur 58. Uppmätt halt av silver (Ag) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Antal prover: 66.

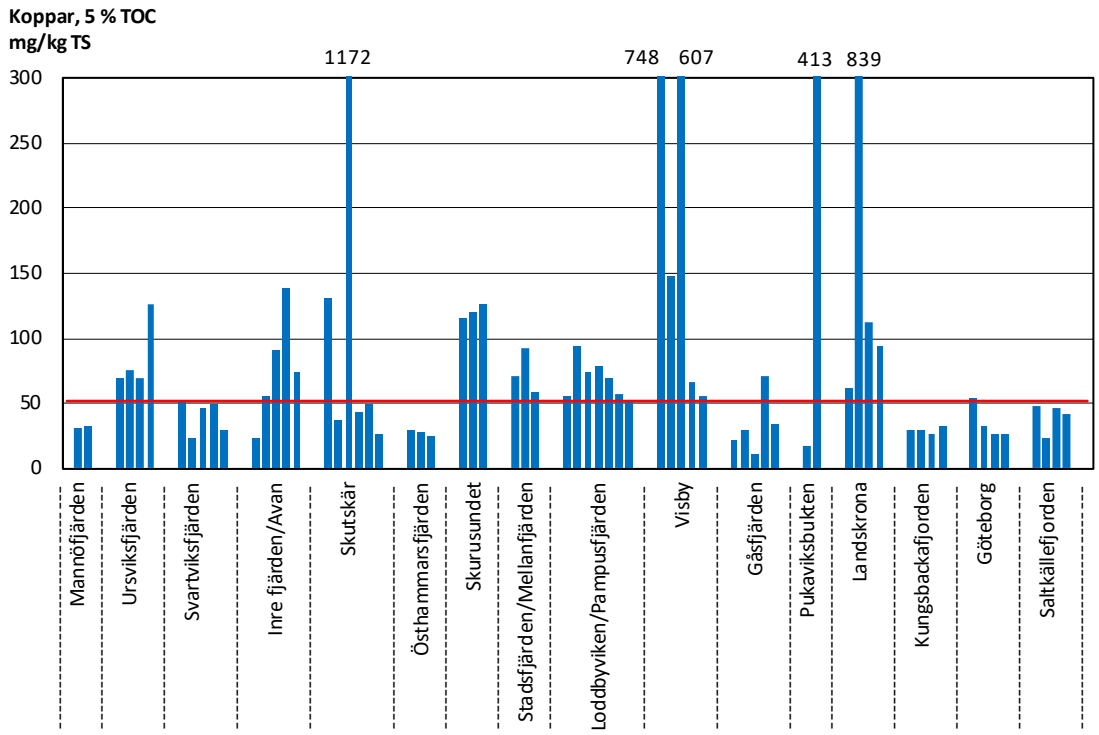
Mycket höga halter av koppar, i tillståndsklass 5 (> 80 mg/kg TS), uppmättes i Skurusundet, Skutskär, Visby, Inre fjärden och Avan, Landskrona, Svartviksfjärden, Ursviksfjärden, Loddbyviken och Pampusfjärden samt Gåsfjärden, se figur 59.



Figur 59. Uppmätt halt av koppar (Cu) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Streckad grön och orange linje visar nedre gräns för tillståndsklass 4 (50 mg/kg TS) respektive 5 (80 mg/kg TS). Antal prover: 66.

Jämförs bedömningsgrunden 52 mg/kg TS med de för 5 % TOC normaliserade kopparhalterna, överskrids bedömningsgrunden i fyra prover i Ursviksfjärden, fyra prover i Inrefjärden/Avan, två prover i Skutskär, tre prover i Skurusundet, tre prover i Stadsfjärden och Mellanfjärden, sju prover i Loddbyviken och Pampusfjärden, fem prover i Visby, ett prov i Gåsfjärden, ett prov i Pukaviksfjärden, fyra prover i Landskrona och ett prov i Göteborg, se figur 60.

Halterna som redovisas i figur 60 har inte kompenserats för bakgrundshalt av koppar, vilket är tillåtet innan bedömningen utförs om koppar överskrids eller inte. Om subtraktion av bakgrundshalt, i avsaknad av områdesspecifika bakgrundhalter, först utförs med bakgrundshalter framtagna för Stockholmsregionen (35 mg/kg TS) överskrids inte längre bedömningsgrunden i områdena Gåsfjärden och Göteborg. Om subtraktion i stället utförs med den lite högre bakgrundshalten för Egentliga Östersjön (43 mg/kg TS), överskrids inte heller bedömningsgrunden i Stadsfjärden och Mellanfjärden samt Loddbyviken och Pampusfjärden. Detta visar på den svårighet som kan uppstå med att vid vissa haltnivåer, utvärdera om bedömningsgrunden för koppar överskrids eller inte.

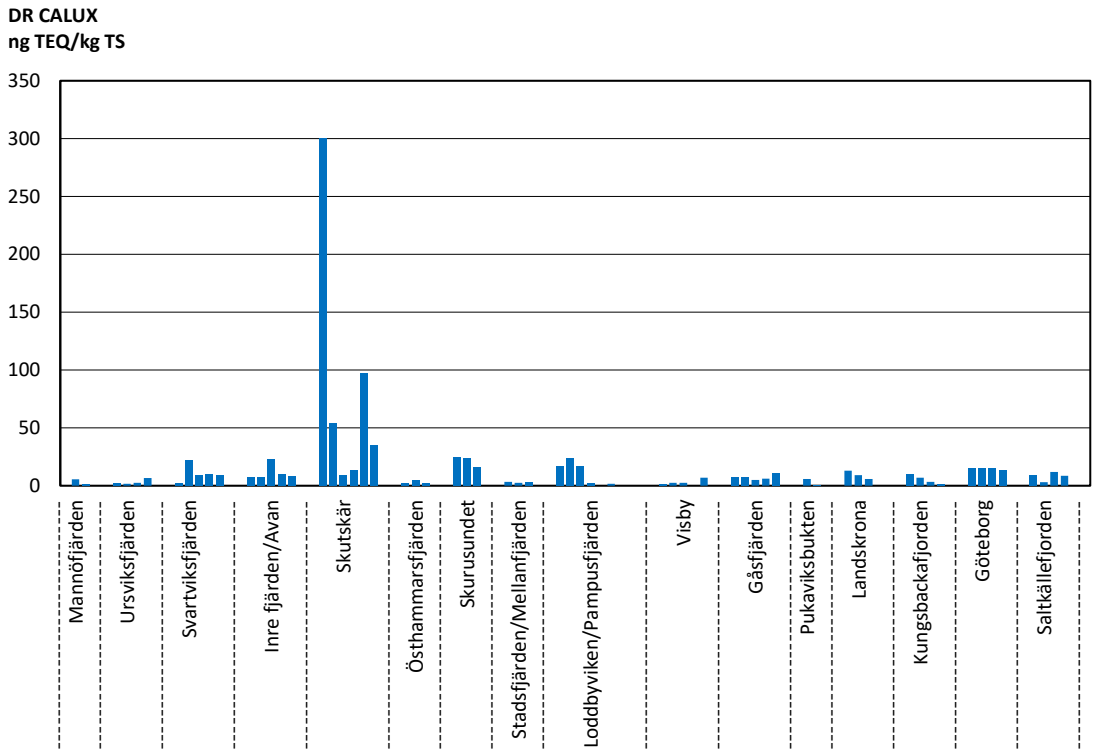


Figur 60. Uppmätt halt av koppar (Cu) i ytsediment (0–5 cm) normaliserade till 5 % TOC i de 16 undersökta områdena. Röd linje visar bedömningsgrunden (52 mg/kg TS) för god ekologisk status för koppar. Halterna är ej kompenserade för bakgrundshalt. Antal prover: 66.

Ekotoxikologiska metoder i ytsediment

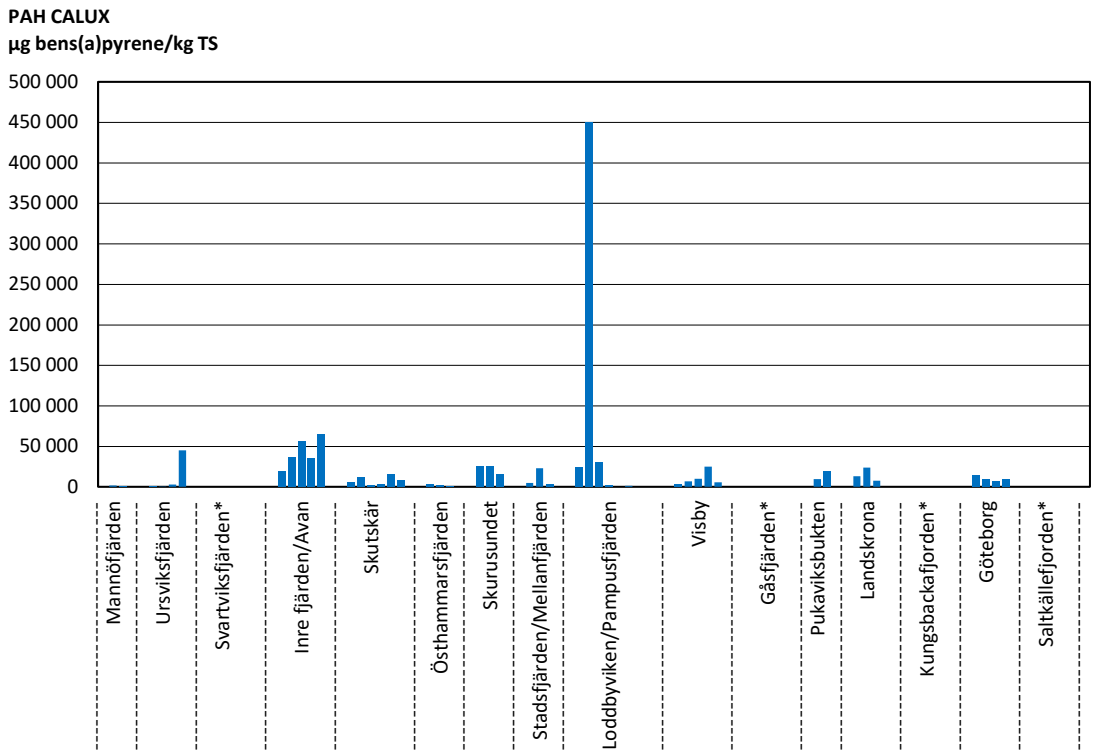
Som ett komplement till kemiska analyser utfördes även cellbaserade toxicitetstester, så kallade in-vitro-tester. Toxicitetstesterna som utfördes var DR CALUX som mäter responsen av dioxinlika ämnen med ekvivalenter för dioxinkongenen 2,3,7,8-TCCD (fig. 61), PAH CALUX PAH CALUX som mäter responsen av polycykliska aromatiska kolväten med ekvivalenter för benso(a) (fig. 62), och ER CALUX som mäter responsen av östrogenlika ämnen med ekvivalenter för 17-β-östradiol (fig. 63). Urvalet av vilka CALUX som slutligen kom att analyseras i varje undersökningsområde är något förändrat jämfört med ursprunglig plan. Det innebär, utom i något fall, att fler CALUX-analyser utfördes. Det faktiska utfallet framgår av figur 61–figur 63 och i områdesvisa tabeller i avsnittet *Redovisning av undersökta områden*. Analyslaboratoriets tabell med utrapporterade analysresultat för DR CALUX, PAH CALUX och ER CALUX återfinns i bilaga 8.

Toxicitetstester för dioxinlika ämnen utfördes i alla undersökningsområden (fig. 61). Högst dioxin-respons uppmättes i Skutskär. Jämförs uppmätta halter av PCDD/F (fig. 45) och DL-PCB (fig. 46), uttryckt som ng TEQ/kg TS, med uppmätt dioxin-respons i figur 61 noteras att TEQ-halterna, med några få undantag, är högre och i vissa fall betydligt högre för dioxin-responsen. Saltkällefjorden är ett sådant exempel, där dioxin-responsen är betydligt högre (flera hundra procent) än uppmätta halter av ng TEQ/kg TS för PCDD/F och DL-PCB. I absoluta halter var skillnaden i dioxinlika effekter störst i Skutskär. Detta kan tolkas som att det finns många fler föreningar än PCDD/F och DL-PCB som ger upphov till dioxinlika effekter vid dessa prov-lokaler, vilket är mycket intressant.



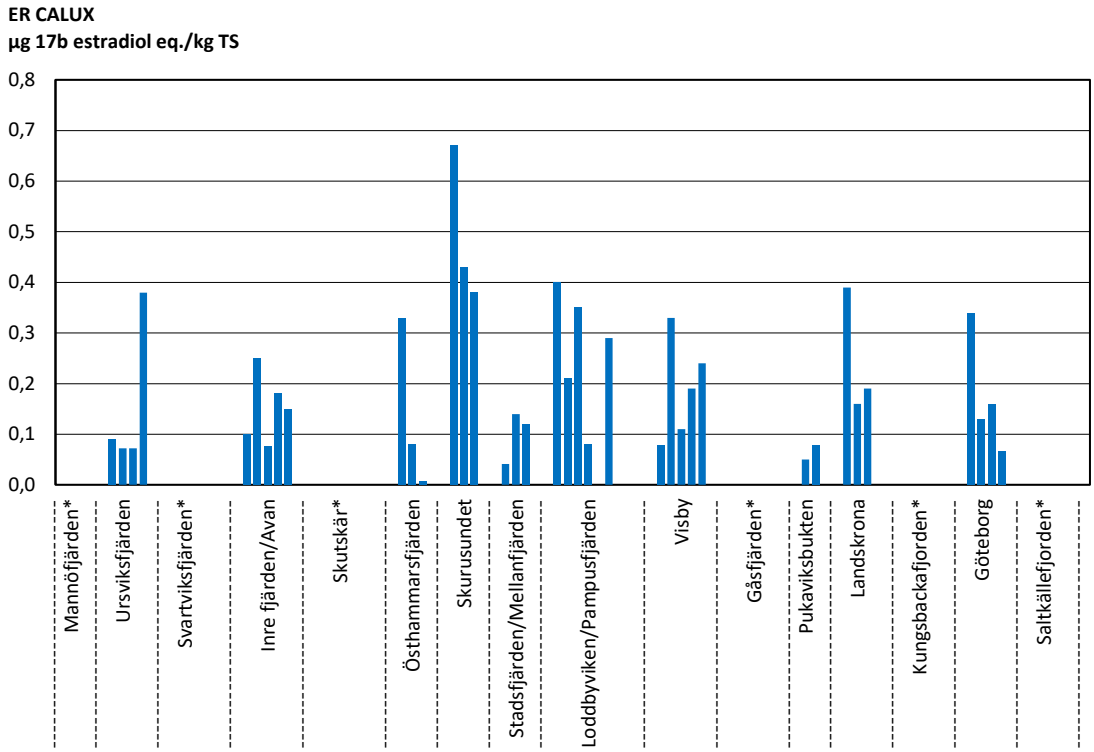
Figur 61. Resultat av in vitro-analys avseende dioxin-aktivitet (ng 2,3,7,8 TCDD eq./ kg TS) i ytsediment (0–5 cm) i de 16 undersökta områdena. Antal prov: 62.

Analys av PAH CALUX utfördes i 12 av undersökningsområdena (fig. 62). Högsta uppmätta PAH-respons uppmättes i ett prov i Loddbyviken och Pampusfjärden. Näst högsta PAH-respons uppmättes i Inre fjärden och Avan. Jämförs uppmätt PAH-respons, uttryckt som µg benso(a)pyren eq./kg TS, med uppmätt halt från de kemiska analyserna av benso(a)pyren överskrids halterna av bens(a) pyren med en faktor 33 till 208. Detta är väldigt intressant, då detta kan tolkas som att det finns ett stort antal okända föreningar vars toxicitet ger upphov till den förstärkta PAH-respons som har uppmätts i proven jämfört med den toxicitet som enbart bens(a)pyren ger upphov till.



Figur 62. Resultat av in vitro-analys avseende PAH-aktivitet (µg benso(a)pyren eq./kg TS) i ytsediment (0–5 cm) i de 12 undersökta områdena. Områden markerade med * saknar haltmätningar. Antal prov: 45.

Bestämning av östrogen-respons enligt ER CALUX utfördes i 10 undersökningsområden (fig. 63). Högsta uppmätta östrogen-respons uppmättes i Skurusundet, men även i övriga områden uppmättes en tydlig östrogen-respons. Detta tolkas som att det finns en hel del föreningar i alla dessa områden som ger upphov till en östrogen påverkan, exempelvis DDT och dess nedbrytningsprodukter eller ftalater (till exempel DEHP) med flera som är östrogenlika föreningar.



Figur 63. Resultat av in vitro-analys av östrogenaktivitet (µg 17b estradiol eq./kg TS) i ytsediment (0–5 cm) i de tio undersökta områdena. Områden markerade med * saknar haltmätningar. Antal prov: 37.

Duplikatprovtagning

Resultaten från duplikatprovtagningen redovisas i bilaga 1.

Dateringar

Nio skivade sedimentkärnor skickades i väg till Universitat Autònoma de Barcelona i Spanien för att med hjälp av sönderfallet av ^{210}Pb beräkna sedimentackumulationshastigheten (SAR) vid respektive provlokal. De nio kärnorna anges med tilläggspaket T20 i områdesvisa tabeller under *Redovisning av undersökta områden* och i bilaga 3. Med fastställd sedimentackumulationshastighet för respektive kärna kan det gå att beräkna vilka tidsperioder det analyserade ytsedimentet och det uttagna sedimentet längre ned representerar.

Resultaten levererades i ett mycket sent skede. En översiktlig tolkning och analys har utförts vilken redovisas i bilaga 2 tillsammans med laboratoriets originalrapport.

REDOVISNING AV UNDERSÖKTA OMRÅDEN

Här redovisas resultaten från vart och ett av de 16 undersökningsområdena, från Bottenviken till Västerhavet. För varje område presenteras en områdeskarta, en kort industrihistorisk bakgrund, en beskrivning av geologiska förhållanden och erfarenheter från fältarbetet.

Den miljökemiska redovisning som redovisas här utgör i första hand en resultatredovisning av uppmätta halter. Kopplingen av uppmätta halter gentemot påverkanskällor behöver utvecklas, men det är ett arbete som får förläggas utanför denna rapport.

Inledningsvis ges en beskrivning av den information som återfinns i områdeskartorna.

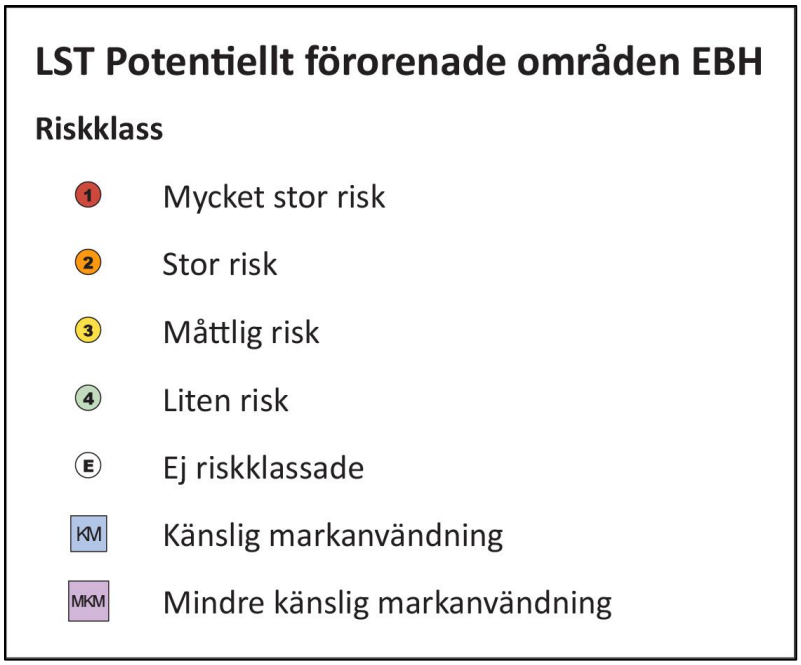
Informationen på områdeskartorna

För varje undersökningsområde redovisas en eller flera kartor i form av sjökort (Sjöfartsverket 2021) där lokaliseringen av de av SGU utförda hydroakustiska undersökningarna och sedimentprovtagningarna framgår. Dessutom visar områdeskartorna platser där potentiella påverkanskällor för belastning av miljögifter är belägna. Detta utgörs av information från länsstyrelsernas geodatakatalog (Länsstyrelserna 2022*)* om pågående och historisk miljöfarlig verksamhet. Pågående miljöfarlig verksamhet återges på områdeskartorna som ”LST Tillståndspliktiga miljöfarliga verksamheter - punkter NikITa” (fig. 64). Denna information kommer från länsstyrelsernas register över sådana områden (NikITa 2020) Registret omfattar pågående verksamheter som omfattas av miljöbalkens nionde kapitel. (**NikITa** är en akronym uppbyggd av **Ni**onde **k**ap **I**ndustri- och **T**äkt **a**nläggningar.) Tillståndspliktiga verksamheter delas enligt miljöprövningsförordningen (Sveriges riksdag 2013*)* in i A- och B-anläggningar. A-anläggningar är verksamheter som oftast har mycket stor miljöpåverkan, exempelvis pappersmassaindustrier, stora energianläggningar och oljeraffinaderier. Exempel på B-anläggningar är avloppsreningsverk och olika typer av industrier som har stor miljöpåverkan.



Figur 64. Del av teckenförklaringen till områdeskartorna där anläggningar med mycket stor miljöpåverkan redovisas som ”A-verksamhet” enligt NikITa 2020. Anläggningar med stor miljöpåverkan redovisas som ”B-verksamhet”.

Information om förorenade områden från historisk miljöfarlig verksamhet återges på områdeskartorna som ”LST Potentiellt förorenade områden (EBH)” (fig. 65). Denna information kommer från länsstyrelsernas så kallade Efterbehandlingstöd (EBH-stödet 2020). Riskklassen 1–4 för förorenade områden som anges på kartorna är en bedömning av sannolikheten för, och allvarligheten av, de oönskade effekter på människor eller miljö som ett förorenat område kan ge upphov till. Förorenade områden som är åtgärdade delas in i två klasser utifrån typ av markanvändning som planeras och utifrån hur människor kommer att vistas inom området: känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM).



Figur 65. Del av teckenförklaringen till områdeskartorna där potentiellt förorenade områden redovisas med deras riskklass enligt EBH-stödet 2020. För åtgärdade förorenade områden redovisas den markanvändningsklass de tilldelats.

Arbetet med förorenade områden initierades 1990 och följer en nationell metodik och vägledning som togs fram av Naturvårdsverket (Naturvårdsverket 1999a). Arbetet genomfördes under flera år av länsstyrelser och kommuner med olika förutsättningar och prioriteringar, vilket gör att det finns regionala skillnader i resultaten. Exempelvis har inte alla länsstyrelser genomfört risk-klassningar av småbåtshamnar.

Område a, Mannöfjärden

Undersökningsområdet är beläget i södra delen av Luleå kommun i Norrbottens län. Mannö-fjärden återfinns utanför den smala viken vid Alhamn, som också ingår i undersökningsområdet.

Undersökningen planerades för själva Mannöfjärden samt sundet och viken in till Alhamn. De innersta delarna av sundet och hela viken visade sig dock vara alltför grunda för att nås med undersökningsbåten Ugglan. Utifrån resultaten av de utförda hydroakustiska mätningarna och befintlig information provtogs två lokaler, en i Mannöfjärdens inre del och en vid en brygga i viken vid Alhamn, (fig. 66). Lokalen vid bryggan undersöktes inte hydroakustiskt då det var för grunt, men bedömdes ändå som viktig att provta då den är belägen inne i viken relativt nära den kända påverkanskällan. Se även tabell 11, bilaga 3 och bilaga 6 för information om provlokalerna.

Bakgrundshistoria

Undersökningsområdets enda kända påverkanskälla utgörs av en verksamhet som under åren 1974–1986 impregnerade trävaror genom doppning i ett klorfenolbaserat preparat. Verksamheten bedrevs i en byggnad i Alhamn som omges av landsbygd med öppna dräneringsdiken.

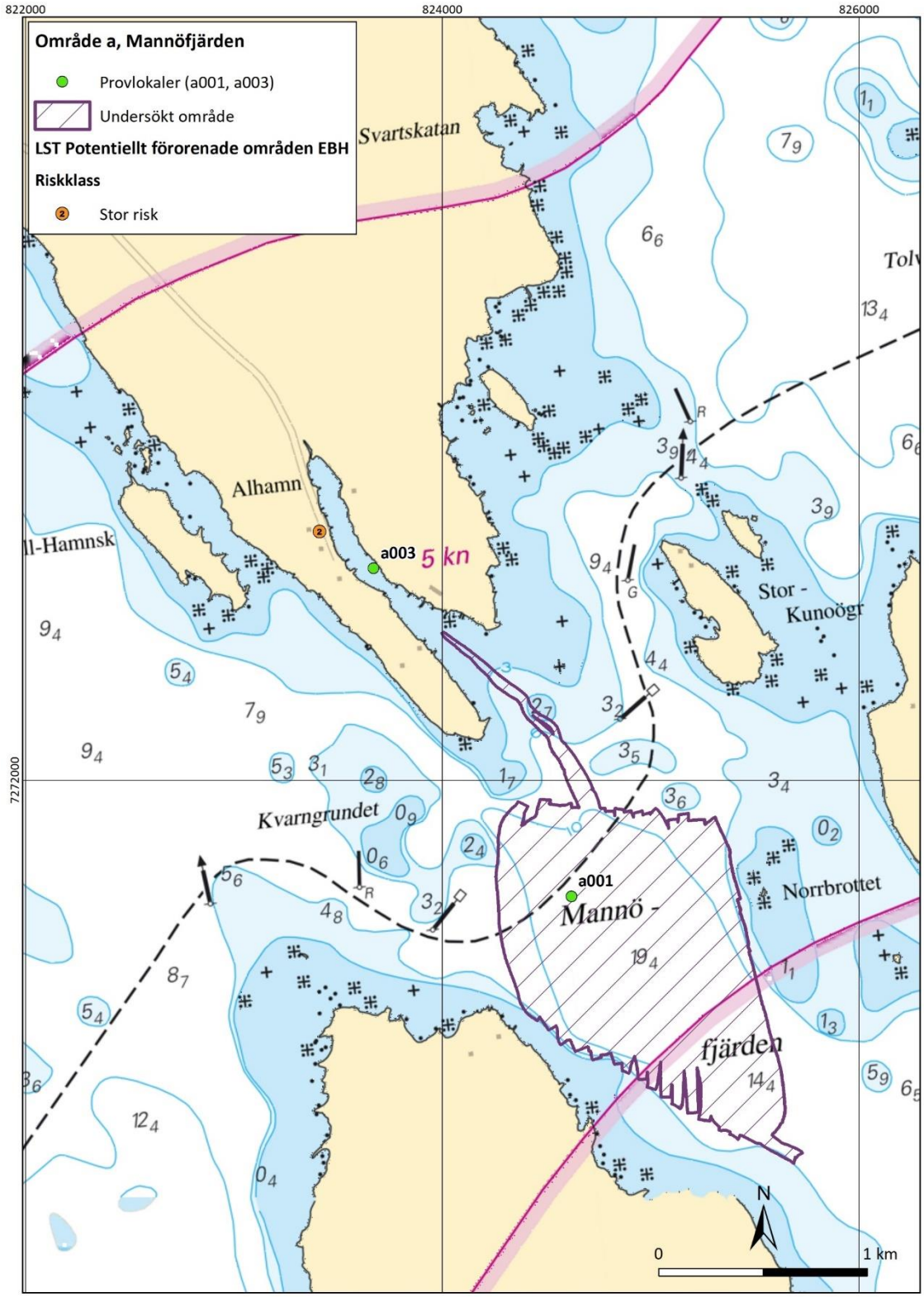
Geologiska förhållanden

Mannöfjärden ligger vid en relativt flack och långgrund del av Norrbottenskusten. Terrängen är dock något kuperad, främst genom så kallad drumlinisering formad av inlandsisen när den rörde sig från nordväst mot sydost över markytan. Detta innebär att det i den riktningen sträcker sig långsmala spolformade höjdpartier med däremellan i samma riktning långsträckta trågformade svackor. Höjdskillnaderna är normalt några tiotal meter. Vattnet i själva Mannöfjärden fyller en sådan svacka, belägen mellan Kunoön och Mannön, ner till ett vattendjup på 15–20 m (fig. 66).

Åt nordväst leder ett avsmalnande och grunt sund in i den smala viken vid Alhamn.
De genomförda ekolodsmätningarna indikerar att Mannöfjärdens djupare del domineras av ackumulationsbotten medan sundet in mot Alhamn är en transportbotten med i grundare delar även erosionsbotten. Den innersta delen av viken vid Alhamn är alltför grund för att undersökas hydroakustiskt med Ugglan, men det mycket skyddade läget bör vara gynnsamt för ackumulation. Inne i viken vid provlokal a003, taget från en bryggspets, påträffades en bedömt recent (nutida) gyttjelera. I nedre delen av lagerföljden fanns dock lite grovsilt-finsand vilket indikerar transportbotten, kanske från ett tidigare skede innan landhöjningen hunnit göra viken så skyddad från havet i sydost. Ute i Mannöfjärden påträffades en bedömt recent gyttjelera vid lokal a001. Vid båda dessa lokaler togs sedimentprover för miljökemisk analys, se tabell 11.

Tabell 11. Sedimentundersökningar i område a, Mannöfjärden.
Kolumnen Analysnivåer anger, i centimeter från bottenytan och nedåt, de intervall i sedimentet som provtogs för analys. Förkortningarna i kolumnen Analyspaket utläses: G = Grundpaket (Vattenhalt, TOC, LOI, metaller, metyl-Hg, PAH_{16}, PCB_7, tennorganiska föreningar, alifater, aromater, BTEX). T står för olika tilläggspaket där T5 = Dioxiner + dioxinlika föreningar, T7 = Klorerade bekämpningsmedel, T8 = Klorfenoler, T12 = PFAS, T15 = Alkylerade PAH:er, T17 = DR CALUX, T18 = PAH CALUX, T21 = Non Target Screening.

Prov-lokal	Vatten-djup (m)	Analys-nivåer (cm)	Sediment, fältbedömning	Analyspaket
a001	15,6	0–5	Postglacial lergyttja	G, T5, T7–T8, T12, T15, T17–T18, T21
		15–20	Postglacial lergyttja	G
a003	1,0	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T5, T7–T8, T15, T17–T18
		15–20	Postglacial gyttjelera	G



Figur 66. Hydroakustiskt undersökt område och provlokaler inom område a, Mannöfjärden. Kartan visar även positioner för potentiella källor för föroreningsspridning enligt länsstyrelsernas (LST) register över förorenade områden (EBH-stödet 2020). I denna figur finns endast ett EBH-objekt strax söder om texten Alhamn i sjökortet.

Miljökemisk redovisning

I Mannöfjärden har fyra prover analyserats för metaller och organiska föreningar vid två provlokaler. Vilka analyspaket som analyserat i vilket sedimentskikt framgår av tabell 11.

Ämnen och ämnesgrupper som förekommer i medelhöga halter är PAH_{11}, ∑DDT och TBT, inklusive TBT:s nedbrytningsprodukter MBT och DBT (tabell 12a). Uppmätta TBT-halter låg på den nedre kvartilen av uppmätta halter i undersökningen.

Lite förvånande utgör uppmätt halt av ΣPFAS, 2,8 µg/kg TS, i prov a001 (0–5 cm), den sjätte högsta uppmätta halten ΣPFAS i hela undersökningen, se figur 40. Uppmätt halt PFOS i samma prov är det näst högsta i hela undersökningen, se figur 41. Någon potentiell belastningskälla för PFAS identifierades inte innan undersökningen. ∑HCH, PCDD/F, DL-PCB uppmättes inte över sina kvantifieringsgränser. När det gäller TBT varierar kvoten mellan TBT och dess nedbrytningsprodukter, MBT och DBT, mellan 0,15 och 0,34, vilket tolkas som att TBT är långt nedbrutet. Detta gäller än mer DDT, det vill säga att t är nedbruten, då ΣDDT nästan till 100 % utgörs av DDT:s nedbrytningsprodukter *p,p'*-DDD+ *p,p'*-DDE.

Baserat på indelningen av uppmätta halter i tillståndsklasser när det gäller de organiska miljögifterna är Mannöfjärden det undersökningsområde som har den lägsta föroreningsgraden i hela undersökningen.

För ämnen utan bedömningsgrunder återfinns i ytsediment:

Den sjunde högsta uppmätta halten av klorfenoler i undersökningen (fig. 32). Halten 36 µg/kg TS uppmättes i prov a003. Totalt antal analyserade prover: 61. De höga halterna härrör med stor sannolikhet från den verksamhet med träimpregnering som bedrevs i undersökningsområdet.

Den sjunde (och även 28:e) högsta uppmätta halten av alifater (C5–C35) i undersökningen (fig. 42). Halterna varierar mellan 62 och 72 mg/kg TS, med högst uppmätta halt i prov a001. Totalt antal analyserade prover: 66.

Tabell 12a. Halter av organiska föroreningar i sediment i område a, Mannöfjärden. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets uppdaterade bedömningsgrunder för miljökvalitet (Josefsson 2017). För dioxiner och furaner (PCDD/F) används norska bedömningsgrunder (Miljødirektoratet 2020). Cell markerad med "-" visar att ingen analys har utförts. Summahalter: utrapporterade "mindre-än-värden" sätts till noll vid summeringen. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå (cm)	PAH_{11}	HCB	∑HCH	∑DDT	PCB_7	MBT	DBT	TBT	PFOS	∑PFAS	PCDD/F	DL-PCB
		(µg/kg TS)										(ng TEQ/kg TS)	
a001	0–5	184	< 0,02	0	2,4	0	5,5	< 1	0,8	1,5	2,8	0	0
a001	15–20	251	-	-	-	0,8	7,6	1,7	2,7	-	-	-	-
a003	0–5	281	< 0,1	0	1,1	2,1	5,3	1,8	1,4	-	-	0	0
a003	15–20	512	-	-	-	1,1	< 1	< 1	0,3	-	-	-	-

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

Obs! Att summahalten för ∑HCH, PCB_7, PCDD/F och DL-PCB redovisas som "0" innebär inte att halten är noll utan är enbart ett resultat av att halter inte uppmätts över kvantifieringsgränserna.

När det gäller uppmätta halter av metaller i de fyra proverna är halterna förhållandevis låga. Uppmätta halter av kadmium och arsenik, och då i prov a001, är de enda som avviker tydligt eller mycket tydligt jämfört med sina respektive jämförvärden (tabell 12b). Uppmätt halt av arsenik i prov a001 var den tionde högsta i undersökningen. Uppmätta halter av metylkvicksilver var förhållandevis låga. De ligger alla på den nedre halvan av uppmätta halter i undersökningen. Sammanvägt är föroreningsgraden av metaller i Mannöfjärden en av de lägsta i undersökningen.

Tabell 12b. Halter av metaller och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område a, Mannöfjärden. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999b). För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	Cu	Zn	Cd	Co	Pb	Hg	Cr	Ni	As	Met-Hg
	(cm)					(mg/kg TS)					(ng/g TS)
a001	0–5	29,2	132,0	0,96	14,8	17,4	0,07	31,9	25,7	60,3	0,56
a001	15–20	29,3	146,0	1,2	14,5	24,4	0,08	29,5	26,9	44,5	0,37
a003	0–5	17,4	103,0	0,36	5,2	8,9	<0,04	17,8	10,5	9,5	0,22
a003	15–20	19,7	72,6	0,52	9,1	12,3	0,06	29,1	16,1	9,5	0,08

Klass 1	Ingen/obetydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

Av de effektbaserade bedömningsgrunderna i HVMFS 2019:25, var det enbart bedömningsgrunden för TBT som överskreds, och det i två prover (tabell 12c).

Tabell 12c. Effektbaserade bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25 i område a, Mannöfjärden. Färgmarkeringar: Röd färg anger kvot mellan uppmätt halt/bedömningsgrunden (BG) ≥ 1, och att ämnets halt överskrider bedömningsgrunden. Grön färg anger att halten underskrider bedömningsgrunden. Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	TS	TOC	Kvot						
				Cu[1]/BG	Pb/BG	Cd/BG	Antracen[2]/BG	Fluoranten[2]/BG	TBT[2]/BG	Siloxan D5[2]/BG
	(cm)	(%)	(%)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
a001	0–5	12,8	4,7	0	0,15	0,42	< 0,18	0,01	0,55	-
a001	15–20	22,3	3,8	0–0,07	0,20	0,53	< 0,22	0,02	2,2	-
a003	0–5	26,9	2,7	0	0,07	0,16	< 0,31	0,05	1,6	-
a003	15–20	32,9	2,8	0–0,01	0,10	0,22	0,33	0,09	0,39	-

[1] Halt normaliserad till 5 % TOC och korrigerad för bakgrundshalt.
[2] Halt normaliserad till 5 % TOC

Halten underskrider bedömningsgrunden
Halten överskrider bedömningsgrunden

Övriga organiska föreningars och metallers halter, vilka ingår i undersökningsområdets analysprogram, men vars halter inte har omnämnts eller redovisats här, återfinns i bilaga 8 och bilaga 9.

Område c, Ursviksfjärden

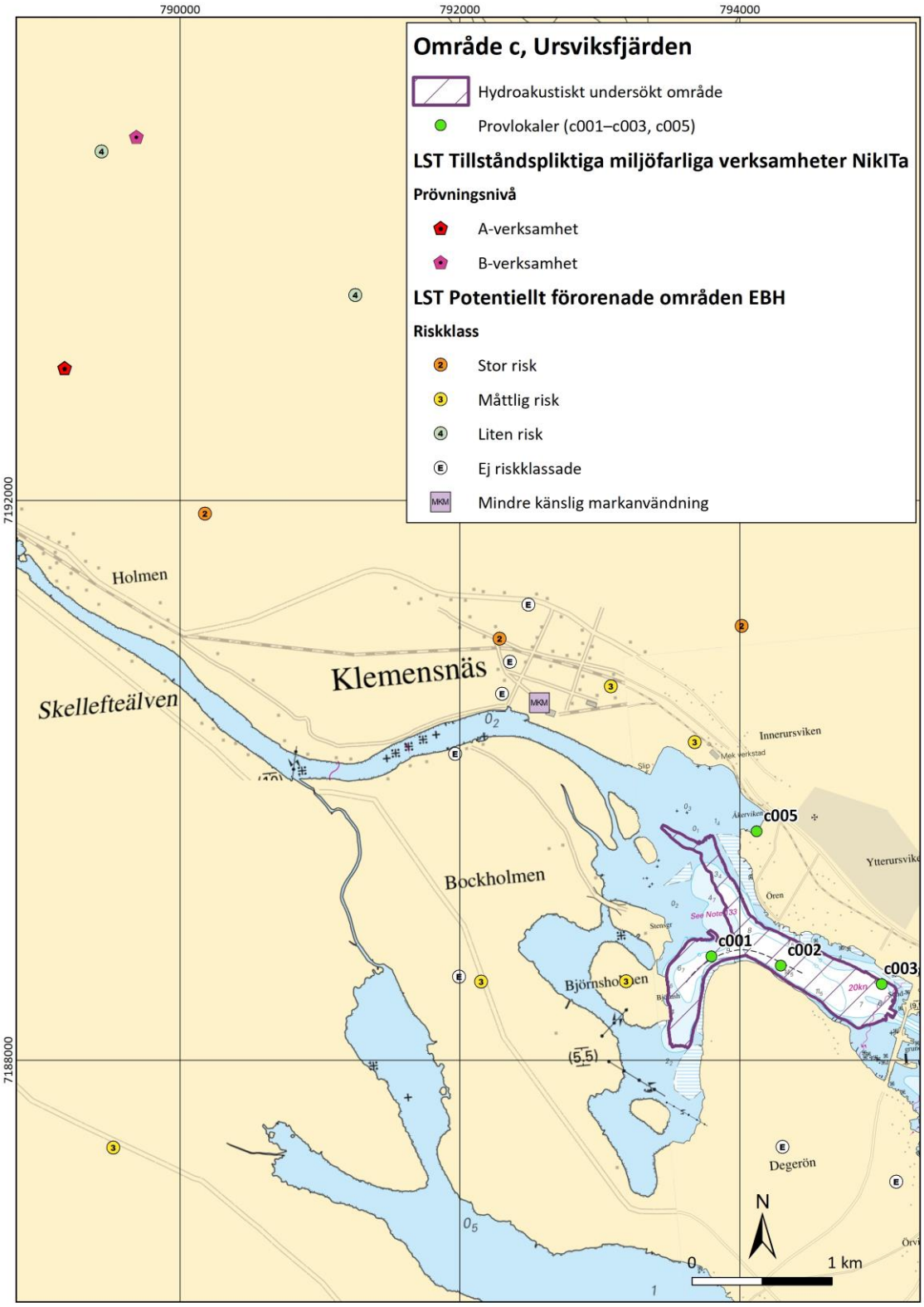
Ursviksfjärden är en väl avgränsad innerfjärd omedelbart nedströms Skellefteälvens mynning, söder om samhället Ursviken i Skellefteå kommun, Västerbottens län (fig. 67).

Den hydroakustiska undersökningen gjordes i själva fjärden och upp mot älvmynningen så långt det var möjligt innan alltför ringa vattendjup förhindrade vidare mätning från Ugglan. Utifrån dessa undersökningar och befintlig information valdes två provlokaler ut i fjärdens centrala del samt en där fjärden övergår i en vik ner förbi Björnsholmen (tabell 13). Under fältarbetet bedömdes även de hydroakustiskt ej uppmätta inre och mycket grunda delarna av Åkerviken som intressanta för provtagning, varför ytterligare ett prov togs från en brygga. Se även bilaga 3 och bilaga 6 för ytterligare information om provlokalerna.

Bakgrundshistoria

På Skellefteälvens norra strand i anslutning till dess mynning i Ursviksfjärden har träindustrier av olika slag varit verksamma under mer än ett hundra år. Den sista, där mekanisk massa användes för tillverkning av träfiberskivor, upphörde 1990 efter över 50 års drift. Fram till 1975 gick orenat processvatten direkt ut i älven och vidare ut i Ursviksfjärden, därefter anlades en sedimentationsbassäng. I dessa verksamheter har även blekmedel, rötskyddsmedel för doppning av virke samt preparat, möjligen fenylkvicksilver, för att motverka mögel med mera använts. Utsläpp av PCB från elektrisk utrustning på land är också känd.

Till dessa lokala potentiella föroreningskällor tillkommer att Skellefteå tätort med avloppsreningsverk ligger en dryg mil uppströms längs älven. Ytterligare uppströms rinner Skellefte älv genom norra Västerbotten med sina omfattande mineraliseringar av metallsulfider. Detta bidrar troligen till förhöjda bakgrundshalter av vissa metallhalter i sedimenten, vilka ytterligare kan ha förhöjts på grund av utsläpp från områdets gruvor.



Figur 67. Hydroakustiskt undersökt område och provlokaler inom område c, Ursviksfjärden. Kartan visar även positioner för potentiella källor för föroreningsspridning enligt länsstyrelsernas (LST) register över miljöfarliga verksamheter (NikITa 2020) och förorenade områden (EBH-stödet 2020).

Tabell 13. Sedimentundersökningar i område C, Ursviksfjärden.
Kolumnen Analysnivåer anger, i centimeter från bottenytan och nedåt, de intervall i sedimentet som provtogs för analys. Förkortningarna i kolumnen Analyspaket utläses: G = Grundpaket (Vattenhalt, TOC, LOI, metaller, metyl-Hg, PAH_{16}, PCB_7, tennorganiska föreningar, alifater, aromater, BTEX). T står för olika tilläggspaket där T1 = Alkylfenoler, T2 = Bromerade flamskyddsmedel, T4 = Cyanid, T5 = Dioxiner + dioxinlika föreningar, T6 = Ftalater, T7 = Klorerade bekämpningsmedel, T8 = Klorfenoler, T9 = Klorparaffiner, T10 = Oljeindex, T11 = Organofosfater, T12 = PFAS, T13 = Siloxaner, T14 = Pesticider i jord och hamnsediment ("TBT-ersättare"), T15 = Alkylerade PAH:er, T16 = Läkemedel, T17 = DR CALUX, T18 = PAH CALUX, T19 = ER CALUX, T21 = Non Target Screening.

Prov-lokal	Vatten-djup (m)	Analys-nivåer (cm)	Sediment, fältbedömning	Analyspaket
c001	14,5	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T2, T4–T19
		10–15	Postglacial gyttjelera	G, T5, T7, T10, T12
		20–25	Postglacial gyttjelera	G
c002	15,6	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T2, T4–T19, T21
		10–15	Postglacial siltig gyttjelera	G
c003	6,9	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T2, T4–T19
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
c005	1,5	0–5	Postglacial lerig grovdetritusgyttja	G, T1–T2, T4–T19
		10–15	Postglacial lerig grovdetritusgyttja	G

Geologiska förhållanden

För att hitta ackumulationsbottnar i eller vid större strömmande vattendrag är det lämpligt att leta där det är lite djupare eller mer strandnära och grundare, men de påträffas sällan mitt i strömfåran. De hydroakustiska underlagen gav en bra bild över förhållandena strax nedströms den strömmande delen av Skellefteälven. Den del av undersökningsområdet som sträcker sig mot nordväst upp mot älvmynningen består mest av vackert formade sandbankar på endast 2–3 m vattendjup. Sandbankarna visar på en typisk transportbotten och är därmed inte lämpliga som provlokaler för miljökemisk analys av sediment. Området där älven blir bredare vid Degerön är intressantare, dels för att det blir djupare, dels för att strömfåran vidgar sig, vilket sammantaget bör medföra att strömhastigheten minskar. Det finns djupare partier både nordväst och nordost om Degerön. I dessa djupare partier valdes två provlokaler, c001 och c002. Båda visade sig innehålla post-glaciala gyttjeleror, men på c002 nåddes silt redan efter tio cm. Det hydroakustiska underlaget visar på en orolig botten kring lokal c002, med bland annat strömmärken, vilket ger indikation på att det inte råder kontinuerlig sedimentackumulation på denna plats. Förutom dessa två lokaler placerades lokal c003 ut nära land, strax uppströms bron över Skellefteälven till Degerön. Troligen ligger denna lokal i ett lite lugnare bakvatten bredvid huvudfåran, som går mitt under bron. Trots att lokalen ligger nära land var botten lös och mjuk vilket indikerar att det kan vara en ackumulationsbotten. Efter att ha studerat äldre flygbilder verkar även Åkerviken utgöra bakvatten strax nedströms och sydost om det stora utfyllda området som utgjorde sågverkets brädgård. Åkerviken är emellertid alldeles för grund för undersökningsbåten Ugglan, i stället provtogs lokal c005 belägen vid en brygga i södra delen av Åkerviken.

Miljökemisk redovisning

I Ursviksfjärden har nio prov från fyra provlokaler analyserats för olika analyspaket. Vilka analys-paket som analyserat vid de fyra provlokalerna framgår av tabell 13.

Mycket höga halter av de organiska föreningarna PAH_{11}, ∑DDT, PCB_7, TBT och TBT:s ned-brytningsprodukter MBT och DBT uppmättes i fyra av dessa prover (tabell 14a). För PAH_{11}, TBT, DBT och MBT uppmättes de mycket höga halterna i två prover vardera och för ∑DDT och PCB_7 i ett prov vardera. Höga halter påträffades dessutom av DBT i två prover respektive ett prov vardera för ∑DDT, PCB_7, MBT och DBT. I det djupare provet (15–0 cm) vid provlokal

c005 påträffades både de näst högsta och fjärde högsta uppmätta halterna av PCB_7 (26 800 µg/kg TS) respektive PAH_{11} (244 µg/kg TS) i denna undersökning. I prov c001 (10–15 cm) påträffades den nionde högsta halten av ∑DDT i undersökningen. Uppmätta halter av ∑PFAS och PFOS återfinns alla på den nedre halvan av uppmätta halter i undersökningen. Med undantag för två prover för ∑HCH och ett prov vardera för PCDD/F och DL-PCB uppmättes inte halter av dessa ämnesgrupper över sina kvantifieringsgränser. Redovisad halt av DL-PCB i prov c005 (0–5 cm) var den sjunde högsta i undersökningen. När det gäller uppmätta halter av ∑DDT utgörs de helt och hållet av DDT:s nedbrytningsprodukter *p,p'*-DDD+ *p,p'*-DDE, vilket tolkas som att all den DDT som en gång avsattes i sedimentet är helt nedbruten. I viss mån är TBT också nedbruten, men inte lika mycket. Kvoten mellan TBT och dess nedbrytningsprodukter MBT och DBT, som vanligtvis används för att uppskatta nedbrytningen, varierar mellan 0,3 och 4,8. Kvoter över ett är ganska ovanliga. Kvoten 4,8 i prov c001 (0–5 cm) tolkas därför som att nedbrytningen gått mycket långsammare där eller att ett sentida tillflöde av TBT har skett.

För ämnen utan bedömningsgrunder återfinns i ytsediment:

Den åttonde (och även 20:e och 23:e) högsta uppmätta halten av ftalater (fig. 29). Halterna varierar mellan 79 och 350 µg/kg TS, med den högst uppmätta i prov c005. I prov c005 utgjordes halten till 66 % av di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP) och till 34 % av di-n-butylftalat (DBP). I övriga prover bestod uppmätt halt ftalater till 100 % av DEHP (fig. 30). Totalt antal analyserade prover: 43.

Den nionde (och även 22:a) högsta uppmätta halten av alkylfenoler (fig. 31). Halten varierar mellan 25 och 75 µg/kg TS, med högst halt uppmätt i prov c002. Totalt antal analyserade prover: 40.

Tre av de åtta högsta uppmätta halterna av klorfenoler i undersökningen (fig. 32). Halterna varierar mellan 32 och 48 µg/kg TS, med högst uppmätt halt vid provlokal c001 och c002. Totalt antal analyserade prover: 61.

Fjärde högsta uppmätta halten av organofosfater (340 µg/kg TS) i undersökningen (fig. 34) påträffades i prov c005. Halter över kvantifieringsgränserna kunde endast bestämmas i fem prover. Totalt antal analyserade prover: 40.

Den sjunde (och även 37:e) högsta uppmätta halten av oljeindex (fig. 37). Halterna varierar mellan 38 och 309 mg/kg TS med högst uppmätt halt i prov c005. Totalt antal analyserade prover: 65.

Den sjunde högsta uppmätta halten av aromater (fig. 43). Uppmätt halt 0,084 mg/kg TS, påträffades i prov c005. Halter över kvantifieringsgränserna kunde endast bestämmas i åtta prover. Totalt antal analyserade prover: 66.

Läkemedel som påträffades i Ursviksfjärden utgörs av citalopram (5,7 µg/kg TS) och klaritromycin (1,4 µg/kg TS). Halterna påträffades i prov c001. Totalt antal analyserade prover: 30.

När det gäller toxicitetstesterna påträffades den fjärde (35:e, 41:1, 44:e) högsta PAH-responsen för PAH CALUX (fig. 62). Och den sjätte (och även 25:e, 31:a, 32:a) högsta östrogen-responsen för ER CALUX (fig. 63) Uppmätt östrogen- och PAH-respons varierar mellan 0,072 och 0,38 µg 17b estradiol eq./kg TS respektive 680–45 000 µg benso(a)pyren eq./kg TS, med den högsta östrogen- och PAH-responsen uppmätt i prov c005. Totalt antal analyserade prover; ER CALUX: 37, PAH CALUX: 45.

Tabell 14a. Halter av organiska föroreningar i sediment i område c, Ursviksfjärden. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets uppdaterade bedömningsgrunder för miljökvalitet (Josefsson 2017). För dioxiner och furaner (PCDD/F) används norska bedömningsgrunder (Miljødirektoratet 2020). Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. Summahalter: utrapporterade ”mindre-än-värden” sätts till noll vid summeringen. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå (cm)	PAH_{11}	HCB	∑HCH	∑DDT	PCB_7	MBT	DBT	TBT	PFOS	∑PFAS	PCDD/F	DL-PCB
		(µg/kg TS)										(ng TEQ/kg TS)	
c001	0–5	256	0,15	0,12	2,1	3,2	2,7	30,2	157	0,12	0,25	0	0
c001	10–15	472	< 0,3	0,38	12,5	4,6	112	52,5	101	0,22	0,35	0	0
c001	20–25	1060	-	-	-	9,1	< 6	< 6	1,46	-	-	-	-
c002	0–5	174	< 0,1	0	0,68	2,8	< 1	< 1	< 0,2	0,08	0,08	0	0
c002	10–15	68,0	-	-	-	2,4	< 1	< 1	< 0,2	-	-	-	-
c003	0–5	136	0,22	0	0,81	6,1	< 1	< 1	< 0,2	0,10	0,10	0	0
c003	15–20	93,2	-	-	-	3,6	< 1	< 1	0,27	-	-	-	-
c005	0–5	4340	< 0,1	0	5,3	31,0	13,6	9,7	7,1	< 0,05	0	0,94	2,2
c005	15–20	26 800	-	-	-	245	26,9	16,6	11,6	-	-	-	-

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

Klass 1 eller 2
Klass 1, 2 eller 3
Rapporteringsgräns omöjliggör exakt klassning

Obs! Att summahalten för ∑HCH, PCDD/F och DL-PCB redovisas som ”0” innebär inte att halten är noll utan är enbart ett resultat av att halter inte uppmätts över kvantifieringsgränserna.

När det gäller uppmätta halter av metaller visar indelningen i tillståndsklasser i tabell 14b att uppmätta halter av kobolt, krom och nickel inte avviker alls eller mycket lite jämfört med sina jämförvärden. Halterna av koppar, zink, bly och arsenik uppvisar däremot mycket stora avvikelser. För arsenik tar det sig uttryck i att fyra av de uppmätta halterna återfinns bland de nio högsta i denna undersökning. Dessa mycket höga uppmätta halter av arsenik passar in i den påverkansbild som finns presenterad enligt ovan för Ursviksfjärden.

För provlokal c001 ska noteras att halterna av koppar, zink, kadmium, kobolt, bly, kvicksilver, krom, nickel, arsenik och metylkvicksilver alla ökar nedåt i sedimentet. Detta tolkas som att belastningen av dessa metaller minskat med tiden vid den provlokalen.

Tabell 14b. Halter av metaller och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i c, område Ursviksfjärden. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999b). För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå (cm)	Cu	Zn	Cd	Co	Pb	Hg	Cr	Ni	As	Met-Hg
		(mg/kg TS)									(ng/g TS)
c001	0–5	46,3	178	0,63	9,9	27,4	0,18	36,1	17,2	78,0	0,47
c001	10–15	51,1	211	1,0	10,4	36,2	0,20	32,9	15,5	71,5	0,99
c001	20–25	61,8	225	0,90	12,2	55,0	0,30	41,3	20,2	93,2	4,7
c002	0–5	26,1	104	0,30	6,8	12,6	0,07	26,4	11,6	23,4	0,42
c002	10–15	20,7	94,5	0,41	6,1	11,8	0,07	22,6	9,63	17,3	0,29
c003	0–5	40,6	133	0,42	9,1	20,3	0,12	27,7	13,7	64,8	0,37
c003	15–20	34,5	129	0,44	8,0	19,9	0,17	28,0	12,8	26,9	0,53
c005	0–5	90,5	373	1,6	11,1	112	0,29	37,0	18,9	22,3	0,92
c005	15–20	91,1	386	1,7	11,2	98,4	0,41	37,2	18,0	23,0	0,77

Klass 1	Ingen/obetydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

De effektbaserade bedömningsgrunderna i HMFS 2019:25 (tabell 14c) överskrids för koppar, antracen och TBT. För antracen sker detta i tre prover. Beroende på vilken av de två bakgrundshalter som uppmätta halter av koppar subtraheras med överskreds bedömningsgrunden för koppar i två eller i tre prover. För TBT sker överskridande i fem prover, och då med en ökande faktor upp mot ytan.

Tabell 14c. Effektbaserade bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25 i område c, Ursviksfjärden. Färgmarkeringar: Röd färg anger kvot mellan uppmätt halt/bedömningsgrund (BG) ≥ 1, och att ett ämnes halt överskrider bedömningsgrunden. Grön färg anger att halten underskrider bedömningsgrunden. Grå färg anger att kvoten ≥ 1 men att kvoten bör tolkas med stor försiktighet då kvoten är angiven som ett mindre än värde. Orange färg anger att kvoten, beroende på val av bakgrundshalt, både kan ligga < 1 och > 1. Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	TS	TOC	Kvot						
				Cu[1]/BG	Pb/BG	Cd/BG	Antracen[2]/BG	Fluoranten[2]/BG	TBT[2]/BG	Siloxan D5[2]/BG
	(cm)	(%)	(%)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
c001	0–5	25,8	3,4	0,50–0,66	0,23	0,27	0,25	0,04	146,4	< 1,4
c001	10–15	31,5	3,0	0,82–0,98	0,30	0,45	0,82	0,07	105,9	-
c001	20–25	36,3	2,8	1,3–1,5	0,46	0,39	1,7	0,19	1,6	-
c002	0–5	51,3	1,7	0,62–0,77	0,11	0,13	< 0,48	0,06	< 0,36	< 1,3
c002	10–15	62,4	1,3	0,73–0,88	0,10	0,18	< 0,65	0,04	< 0,49	-
c003	0–5	32,8	2,9	0,50–0,66	0,17	0,18	< 0,28	0,02	< 0,21	< 0,77
c003	15–20	50,3	2,0	0,87–1,0	0,17	0,19	< 0,43	0,03	0,43	-
c005	0–5	44,8	3,6	1,6–1,8	0,93	0,72	3,6	0,47	6,2	< 0,32
c005	15–20	30,6	8,6	0,19–0,34	0,82	0,73	5,1	0,69	4,2	-

[1] Halt normaliserad till 5 % TOC och korrigerad för bakgrundshalt.
[2] Halt normaliserad till 5 % TOC

Halten underskrider bedömningsgrund
Halten överskrider bedömningsgrund
Kvoten bör tolkas med försiktighet
Val av bakgrundshalt avgörande om bedömningsgrund överskrids eller inte

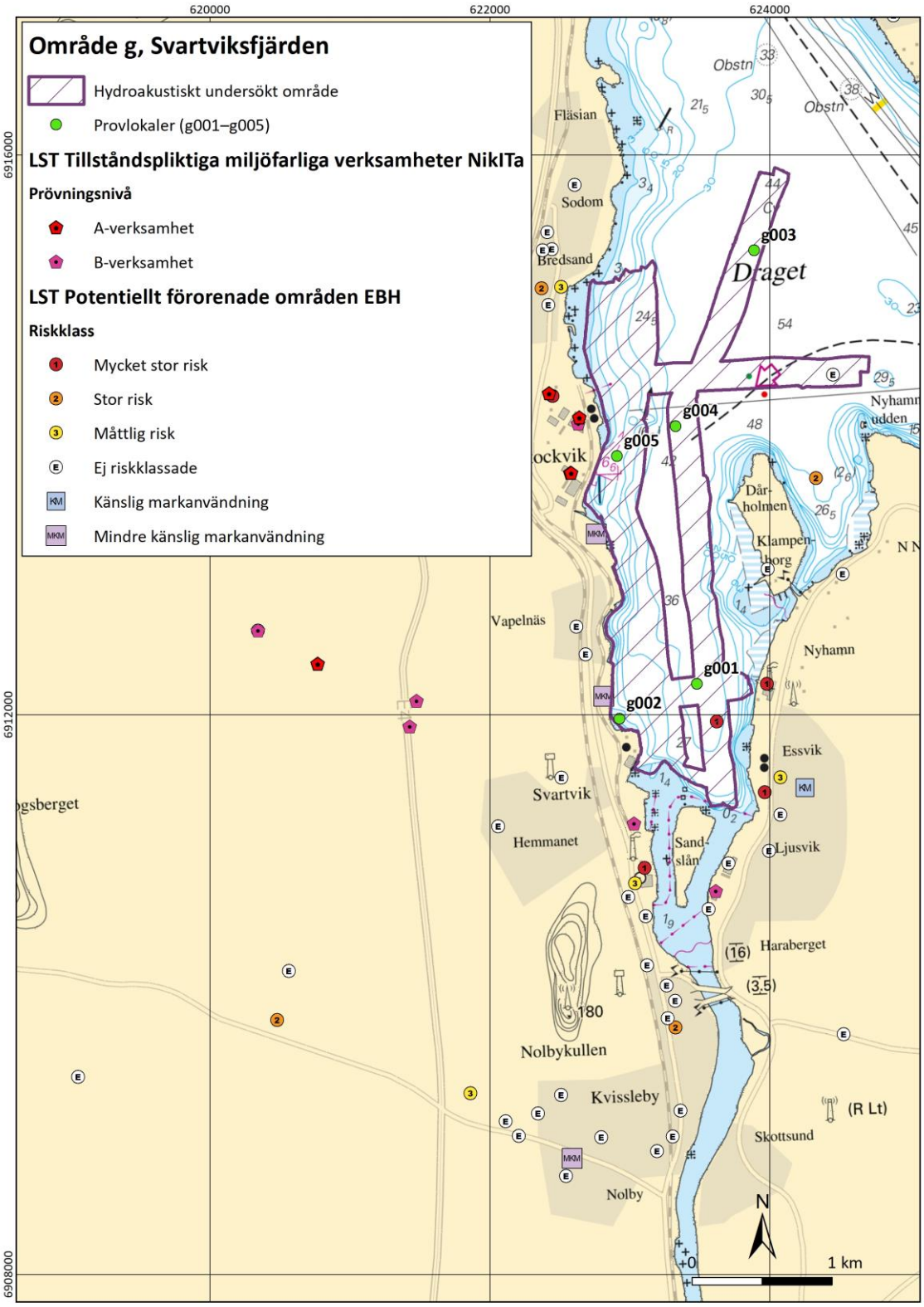
Övriga organiska föreningars och metallers halter, vilka ingår i undersökningsområdets analysprogram, men vars halter inte har omnämnts eller redovisats här, återfinns i bilaga 7–9.

Område g, Svartviksfjärden

Undersökningsområdet Svartviksfjärden är beläget i Sundsvalls kommun, Västernorrlands län, och sträcker sig från Ljungans mynning nära Svartvik i söder upp till fjärden Draget i norr (fig. 68). Utifrån resultaten av utförda hydroakustiska mätningar och befintlig information valdes fem provlokaler ut (tabell 15) där sedimentet beskrevs och provtogs för miljökemisk analys. Se även bilaga 3 och bilaga 6 för ytterligare information om provlokalerna.

Bakgrundshistoria

Vid Svartviksfjärdens stränder återfinns flera samhällen där massa- och pappersbruk, sågverk med doppning, kloratindustrier och andra verksamheter såsom hamnar bedrivits under lång tid, i vissa fall från minst 1850-talet. Flera större verksamheter är fortfarande i drift. Den nuvarande strandlinjen är längs långa sträckor ett resultat av omfattande utfyllnader. Fyllnadsmassorna innehåller bland annat trärester, sågspån, byggavfall, kolrester, kisaska, svavelkis med mera. Föroreningar i sediment kan även härröra från liknande träindustrier samt ett aluminiumsmältverk belägna närmare Sundsvall, åtminstone i de norra delarna av undersökningsområdet.



Figur 68. Hydroakustiskt undersökt område och provlokaler inom område g, Svartviksfjärden. Kartan visar även positioner för potentiella källor för föroreningsspridning enligt länsstyrelsernas (LST) register över miljöfarliga verksamheter (NikITa 2020) och förorenade områden (EBH-stödet 2020).

Tabell 15. Sedimentundersökningar i område g, Svartviksfjärden.
Kolumnen Analysnivåer anger, i centimeter från bottenytan och nedåt, de intervall i sedimentet som provtogs för analys. Förkortningarna i kolumnen Analyspaket utläses: G = Grundpaket (Vattenhalt, TOC, LOI, metaller, metyl-Hg, PAH_{16}, PCB_7, tennorganiska föreningar, alifater, aromater, BTEX). T står för olika tilläggspaket där T3 = Cr^{6+}, T4 = Cyanid, T5 = Dioxiner + dioxinlika föreningar, T7 = Klorerade bekämpningsmedel, T8 = Klorfenoler, T10 = Oljeindex, T12 = PFAS, T14 = Pesticider i jord och hamnsediment (”TBT-ersättare”), T17 = DR CALUX, T21 = Non Target Screening.

Prov-lokal	Vatten-djup (m)	Analys-nivåer (cm)	Sediment, fältbedömning	Analyspaket
g001	37,7	0–5	Postglacial lergyttja	G, T3–T5, T7-T8, T10, T12, T14, T17
g002	4,9	0–5	Gyttjelera med stort innehåll av flis, fibrer, sågspån	G, T3–T5, T7-T8, T10, T12, T14, T17
g003	55,0	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T3–T5, T7–T8, T10, T12, T14, T17, T21
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
g004	45,2	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T3–T5, T7–T8, T10, T12, T14, T17
		10–15	Tippmassor	G
g005	11,6	0–5	Postglacial siltig gyttjelera, troligen muddermassor	G, T3–T5, T7–T8, T10, T12, T14, T17
		10–15	Postglacial siltig gyttjelera, troligen muddermassor	G

Geologiska förhållanden

Svartviksfjärden fyller en tydlig nord–sydlig sprickdal. Fjärden omges öster- och västerut av markanta höjder vars markyta främst utgörs av berg i dagen, svallad morän och svallsediment. Längst i söder bygger älvsediment från Ljungan upp ett delta vars överyta på grund av landhöjningen delvis når över vattenytan i form av ön Sandslån. Bottnarna runt ön ingick i det planerade undersökningsområdet men de visade sig vara alltför grunda för att undersökas från Ugglan. Närmast norr om deltats så kallade distalbrant är vattendjupen enligt sjökortet cirka 25–30 m i söder för att nå ner över 50 m i Draget i undersökningsområdets norra del. Denna mittersta och djupa del av fjärden har undersökts hydroakustiskt längs transekter, medan den västra stranden mättes heltäckande eftersom förorenade ackumulationer kunde förväntas på bottnarna såväl vid Stockvik som vid Svartvik. Även bottnarna vid Essvik i öster är förorenade, huvudsakligen av fibersediment, men är kartlagda i en tidigare undersökning (Apler m.fl. 2014).

De nu utförda hydroakustiska undersökningarna visar att fjärdens centrala djupa del utgörs av ackumulationsbotten, med reservation för den södra delen där strömmar och sedimenttransport från Ljungan, åtminstone vid högvattenflöden, kan ha stört en kontinuerlig ackumulation. Detta visade sig vid provlokal g001 där sedimentkärnan bedömdes lämplig för provuttag för miljökemisk analys endast i den översta decimetern. Därunder fanns en hiatus, ett avbrott i sedimentationen, vilket innebär att lagren därunder kan vara betydligt äldre än de ovanför. På den djupast belägna provlokalen g003 påträffades däremot upp till två decimeter av en bedömt ostörd recent gyttjelera vilken luktade pappersmassa i sin nedre del. Detta brukar förknippas med de stora utsläppen från pappers- och massaindustrin under 1900-talets rekordår. Analysresultaten från provlokal g003 är antagligen de som bäst representerar miljökemisk status för hela det undersökta området medan övriga lokaler kan antas visa prov på mer lokala förhållanden.

De hydroakustiska undersökningarna visar dessutom att bottnarna, särskilt i den västra sluttningen mot land, använts för dumpning av tippmassor. Provlokal g005 är taget i en botten med mycket tydliga sådana indikationer. Provtagningen uppvisade ett gyttjigt lerigt sediment med klumpar av silt samt oljeskimrande stänk och lukt av pappersmassa. Även vid provlokal g004 påträffades tippmassor, men här under fem centimeter ostörd gyttjelera, vilken kan antas ha sedimenterat sedan dumpningen upphört

Provlokal g002 lokaliserades utifrån uppgifter från länsstyrelsen i Västernorrland (muntlig uppgift av miljöhandläggare Karin Jönsson vid samtal under planeringsskedet vinterhalvåret 2020–2021) om förekomst av fibersediment, kombinerat med tolkning av nu utförda ekolodsmätningar. På platsen påträffades och togs prov i ett fiberrikt sediment innehållande massafibrer och träflis samt på bottenytan även sjunktimmer.

Miljökemisk redovisning

I Svartviksfjärden har metaller och organiska föreningar analyserats i åtta prover. Fem prover i ytsediment och tre prover i djupare liggande sedimentskikt. Vilka analyspaket som analyserades i vilket sedimentskikt framgår av tabell 15.

För uppmätta halter av organiska föreningar har en indelning i tillståndsklasser utförts vilken redovisas i tabell 16a. Mycket höga halter av PAH_{11}, HCB, PCB_7, MBT, DBT och TBT uppmättes i sju av dessa prover. Halterna av dessa ämnen är bland de högsta i hela undersökningen. Fem haltmätningar av PAH_{11} och tre av HCB återfinns bland de tio högsta halterna för dessa ämnen i denna undersökning. Två av haltmätningarna av PCB_7 återfinns bland de 12 högsta i undersökningen. För MBT, DBT och TBT uppmättes mycket höga halter enbart i de djupare sedimentnivåerna. ∑HCH kunde inte haltbestämmas över sina kvantifieringsgränser i något prov. ∑DDT, ∑PFAS, PCCD/F och DL-PCB kunde dock haltbestämmas över sina kvantifieringsgränser. Detta gällde dock inte alla prover. Uppmätt halt av PCDD/F och DL-PCB i prov g002 var det åttonde respektive tredje högsta i undersökningen. I ytsediment vid provlokal g003 uppmättes den åttonde högsta halten av PFOS i undersökningen. När det gäller uppmätta halter av ∑DDT utgörs denna helt och hållet av DDT:s nedbrytningsprodukter *p,p'*-DDD+ *p,p'*-DDE. Kvoten mellan TBT och dess nedbrytningsprodukter MBT och DBT, som vanligtvis används för att uppskatta nedbrytningen, varierar mellan 0,06 och 1,01. Detta tolkas som att TBT är långt nedbruten.

För ämnen utan bedömningsgrunder återfinns i ytsediment:

Den tionde (och även 53:e) högsta uppmätta halten av oljeindex i undersökningen (fig. 37). Halterna varierar mellan 53 och 249 mg/kg TS. Högsta halten uppmättes i prov g002. Totalt antal analyserade prov: 65.

Den högsta (och även tredje) högsta uppmätta halten av aromater i undersökningen (fig. 43). Halterna varierar från 1,2 till 2,5 mg/kg TS, med högsta halten uppmätt i prov g002. Halter över kvantifieringsgränserna kunde endast bestämmas i åtta prover. Totalt antal analyserade prov: 66

När det gäller toxicitetstesterna påträffades i Svartviksfjärden den nionde (och även 23:e, 25:e, 27:e och 56:e) högsta dioxin-responsen för DR CALUX (fig. 61) i undersökningen. Halterna varierar mellan 1,9 och 22 ng 2,3,7,8 TCDD eq./kg TS, med högsta uppmätta halten i prov g002. Totalt antal analyserade prov: 62.

Tabell 16a. Halter av organiska föroreningar i sediment i område g, Svartviksfjärden. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets uppdaterade bedömningsgrunder för miljökvalitet (Josefsson 2017). För dioxiner och furaner (PCDD/F) används norska bedömningsgrunder (Miljødirektoratet 2020). Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. Summahalter: utrapporterade ”mindre-än-värden” sätts till noll vid summeringen. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	PAH_{11}	HCB	∑HCH	∑DDT	PCB_7	MBT	DBT	TBT	PFOS	∑PFAS	PCDD/F	DL-PCB
	(cm)					(µg/kg TS)						(ng TEQ/kg TS)	
g001	0–5	2050	0,44	0	0	2,3	1,1	4,3	0,34	0,27	0,53	0	0
g002	0–5	38 000	3,8	0	6,0	66,6	2,3	3,4	3,2	< 0,50	0	16,0	5,5
g003	0–5	7500	1,1	0	0,8	1,8	5,1	4,9	1,8	0,93	2,1	3,6	0
g003	15–20	19 800	-	-	-	5,7	21,6	19,6	8,5	-	-	-	-
g004	0–5	12 000	2,4	0	0,95	4,6	4,9	9,1	3,7	0,58	1,37	4,6	0
g004	10–15	23 200	-	-	-	4,2	35,2	47,7	36,1	-	-	-	-
g005	0–5	22 000	13,8	0	0	16,3	5,3	16,1	15,9	0,37	0,43	6,9	1,4
g005	10–15	18 300	-	-	-	207,4	20,4	85,7	107	-	-	-	-

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

Obs! Att summahalten för ∑HCH, ∑DDT, PCDD/F och DL-PCB redovisas som ”0” innebär inte att halten är noll utan är enbart ett resultat av att halter inte uppmätts över kvantifieringsgränserna.

Indelning i tillståndsklassning för metaller framgår av tabell 16b. Koppar, kvicksilver och arsenik uppvisar i olika prov halter med mycket stor avvikelse jämfört med sina jämförvärden. För kvicksilver, arsenik och metylkvicksilver är halterna bland de högst uppmätta i hela undersökningen. Halterna av arsenik i prov g002 och g003 är bland de 9 % högsta, och kvicksilverhalterna vid provlokal g005 bland de 4 % högsta i undersökningen. Undersökningens högsta halt av metylkvicksilver uppmättes på nivån 15–20 cm vid provlokal g003, där även metyleringsgraden (kvoten Met-Hg/Hg) är som högst (5,5 %). Halterna av metylkvicksilver vid provlokal g002, g003, g004 och g005 är vidare bland de 7 % högsta i undersökningen.

Tabell 16b. Halter av metaller och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område g, Svartviksfjärden. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999b). För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	Cu	Zn	Cd	Co	Pb	Hg	Cr	Ni	As	Met-Hg
	(cm)					(mg/kg TS)					(ng/g TS)
g001	0–5	21,2	73,0	0,14	10,0	11,3	0,16	34,4	25,7	21,1	0,51
g002	0–5	81,7	195	0,71	15,2	74,0	0,79	27,2	28,1	51,9	8,3
g003	0–5	30,6	114	0,28	16,4	21,6	0,26	44,8	37,4	102	1,2
g003	15–20	40,2	152	0,43	16,5	33,7	0,52	47,4	42,5	18,0	28,7
g004	0–5	34,1	122	0,30	14,5	23,4	0,42	40,7	38,0	27,4	4,1
g004	10–15	50,5	180	0,53	14,1	38,4	0,83	45,6	38,5	12,0	11,8
g005	0–5	43,7	130	0,32	10,0	37,8	3,5	41,3	54,0	7,0	11,1
g005	10–15	52,0	168	0,46	9,4	42,9	3,5	43,9	35,6	7,9	2,8

Klass 1	Ingen/obetydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

De effektbaserade bedömningsgrunderna i HMFS 2019:25 överskrids för antracen i alla prov, för fluoranten i fyra och för TBT i sex av alla åtta prover, se tabell 16c. Överskridandet av bedömningsgrunderna för antracen och fluoranten är bland de största i undersökningen. Överskridandet ökar i de djupare sedimentnivåerna. Denna observation gäller även för antracen och fluoranten, med undantag för antracen vid provlokal g005.

Tabell 16c. Effektbaserade bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25 i område g, Svartviksfjärden. Färgmarkeringar: Röd färg anger kvot mellan uppmätt halt/bedömningsgrund (BG) ≥ 1, och att ett ämnes halt överskrider bedömningsgrunden. Grön färg anger att halten underskrider bedömningsgrunden. Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	TS	TOC	Kvot						
				Cu[1]/BG	Pb/BG	Cd/BG	Antracen[2]/BG	Fluoranten[2]/BG	TBT[2]/BG	Siloxan D5[2]/BG
	(cm)	(%)	(%)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
g001	0–5	42,5	2,1	0,17–0,32	0,09	0,06	2,8	0,29	0,52	-
g002	0–5	28,2	17,5	0	0,62	0,31	10,8	1,0	0,58	-
g003	0–5	24,0	3,4	0,05–0,21	0,18	0,12	6,0	0,64	1,7	-
g003	15–20	29,9	3,3	0,35–0,51	0,28	0,19	15,1	1,7	8,1	-
g004	0–5	32,1	3,5	0,11–0,27	0,20	0,13	10,3	1,00	3,3	-
g004	10–15	33,6	3,5	0,58–0,73	0,32	0,23	16,9	1,7	32,6	-
g005	0–5	44,8	7,6	0	0,32	0,14	11,9	0,70	6,6	-
g005	10–15	40,6	9,7	0	0,36	0,20	9,30	1,0	34,6	-

[1] Halt normaliserad till 5 % TOC och korrigerad för bakgrundshalt.
[2] Halt normaliserad till 5 % TOC

Halten underskrider bedömningsgrunden
Halten överskrider bedömningsgrunden

Övriga organiska föreningars och metallers halter, vilka ingår i undersökningsområdets analysprogram, men vars halter inte har omnämnts eller redovisats här, återfinns i bilaga 8 och bilaga 9.

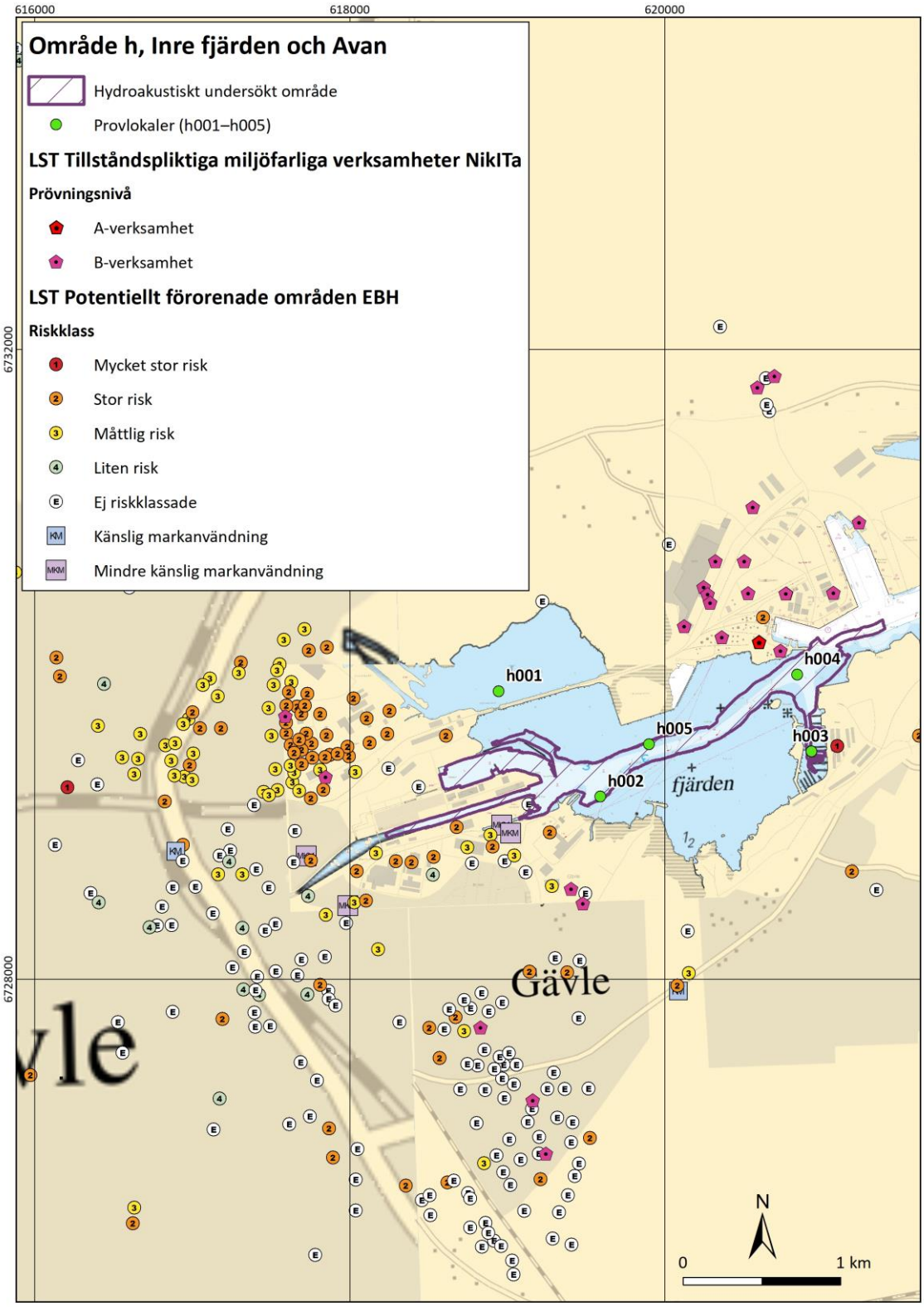
Område h, Inre fjärden och Avan

Undersökningsområdet är beläget i Gävle kommun, Gävleborgs län. Det återfinns där Bottenhavet når som längst in till de centrala delarna av Gävle och utgörs av Inre fjärden med Gavleåns mynning och norr därom Avan där Testeboån mynnar, se figur 69. Avan är numera avskild av en järnvägsbank med en smal öppning för vattenutbyte till Inre fjärden.

Utifrån resultaten av de utförda hydroakustiska mätningarna och befintlig information valdes i Inre fjärden fyra provlokaler ut (tabell 17) där sedimentet beskrevs och provtogs för miljökemisk analys. I Avan, som inte kunde nås från Ugglan på grund av en alltför låg bro, togs ytterligare ett sedimentprov från en roddbåt. Denna provlokal placerades därför utan stöd av hydroakustiskt underlag från Ugglan. Den valda lokalen h001 ligger där ett lämpligt sediment kunde fås upp med provtagaren. Se även bilaga 3 och bilaga 6 för ytterligare information om provlokalerna.

Bakgrundshistoria

Undersökningsområdet omgärdas av industriområden och hamnanläggningar med en komplex historia av delvis tung industriell verksamhet, till exempel gasverk, ytbehandling, verkstadsindustri, lagring av virke och timmer med tillhörande bekämpningsmedel, mellanlagring av bränslen, batterier, impregnerat virke, kommunalt reningsverk med mera.



Figur 69. Hydroakustiskt undersökt område och provlokaler inom område h, Inre fjärden och Avan. Kartan visar även positioner för potentiella källor för föroreningsspridning enligt länsstyrelsernas (LST) register över miljöfarliga verksamheter (NikITa 2020) och förorenade områden (EBH-stödet 2020).

Tabell 17. Sedimentundersökningar i område h, Inre fjärden och Avan.
Kolumnen Analysnivåer anger, i centimeter från bottenytan och nedåt, de intervall i sedimentet som provtogs för analys. Förkortningarna i kolumnen Analyspaket utläses: G = Grundpaket (Vattenhalt, TOC, LOI, metaller, metyl-Hg, PAH_{16}, PCB_7, tennorganiska föreningar, alifater, aromater, BTEX). T står för olika tilläggspaket där T1 = Alkylfenoler, T2 = Bromerade flamskyddsmedel, T3 = Cr^{6+}, T4 = Cyanid, T5 = Dioxiner + dioxinlika föreningar, T6 = Ftalater, T7 = Klorerade bekämpningsmedel, T8 = Klorfenoler, T9 = Klorparaffiner, T10 = Oljeindex, T11 = Organofosfater, T12 = PFAS, T13 = Siloxaner, T14 = Pesticider i jord och hamnsediment (”TBT-ersättare”), T15 = Alkylerade PAH:er, T16 = Läkemedel, T17 = DR CALUX, T18 = PAH CALUX, T19 = ER CALUX, T21 = Non Target Screening.

Prov-lokal	Vatten-djup (m)	Analys-nivåer (cm)	Sediment, fältbedömning	Analyspaket
h001	1,6	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T15, T17–T19
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
h002	4,5	0–5	Postglacial lergyttja	G, T1–T19
		10–15	Postglacial lergyttja	G
h003	2,3	0–5	Postglacial lergyttja	G, T1–T19
		10–15	Postglacial lergyttja	G
h004	4,0	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T19, T21
		5–10	Postglacial gyttjelera	G
h005	3,0	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T19
		5–10	Postglacial gyttjelera	G

Geologiska förhållanden

Inre fjärden och Avan fyller en och samma grunda bassäng även om Avan i norr numera är avskild av en järnvägsbank. Som mest är vattendjupet enligt sjökortet tre till fyra meter. Bottenytan är liksom omgivande land mycket flack. Området ligger skyddat från öppet hav och även vid hård vind bör sjögången vara måttlig, särskilt i den inneslutna Avan. Detta är en viktig förutsättning för ackumulation av sediment, men det ringa vattendjupet innebär att även måttlig vågverkan kan störa sedimentationen åtminstone i de allra grundaste delarna. Vid åmynningarna bör det utströmmande vattnet orsaka viss sedimenttransport. Dessutom är förhållandena på bottnen påverkade av muddring, arbeten med kajer och sjömärken samt turbulens från båttrafik. De hydroakustiska mätningarna som utfördes indikerar en jämn och mjuk botten med en muddrad ränna så som visas i sjökortet, samt att åtminstone de övre sedimentlagren innehåller organiskt material. Detta bekräftas av att det vid alla fem provlokaler påträffades recent lergyttja vilken avgav gas och var reducerad på grund av syrebrist, utom i ytskiktet som var oxiderat. Provlokalerna är utspridda för att beskriva sedimenten i fjärdens olika delar och även för att ge en uppfattning om det finns skillnader i föroreningsbelastning. Lokal h001 ligger i Avan, h002 nära stadens centrum och dess reningsverk, medan h005 och h004 ligger på ökande avstånd österut i fjärden. Detta för att om möjligt ge en uppfattning om det finns skillnader i föroreningsbelastning i fjärdens olika delar. Vid lokal h004 påträffades och provtogs cirka 1 dm lergyttja ovanpå en hård frammuddrad yta vilket innebär att lergyttjan avsatts efter en muddring. Provlokal h003 placerades vid fritidsbåtshamnen vid Fliskär för att återge sedimentkemin i den avgränsade bassängen.

Miljökemisk redovisning

I Inre fjärden och Avan har tio prover analyserats för olika analyspaket. Vilka analyspaket som analyserat vilket sedimentskikt framgår av tabell 17.

Mycket höga halter av organiska föroreningar uppmättes i alla tio proven (tabell 18a). Ämnen och ämnesgrupper som förekommer i mycket höga halter är PAH_{11}, ∑HCH, ∑DDT, PCB_7, MBT, DBT och TBT. Uppmätta halter av PAH_{11} och ∑HCH är mycket höga vid alla provlokaler medan de mycket höga uppmätta halterna av DDT, PCB_7, MBT, DBT, och TBT, återfinns vid en enda provlokal; h003. Av de fem högsta uppmätta halterna av ∑HCH i denna undersökning

förekommer fyra av dessa i Inre fjärden och Avan. Fem av de uppmätta halterna av PAH_{11} återfinns bland de 13 % högsta i undersökningen. Med undantag för uppmätt halt av ΣHCH påträffas de absolut högsta halterna av PAH_{11}, HCB, ∑DDT, PCB_7, MBT, DBT, TBT, PFOS, ∑PFAS, PCDD/D och DL-PCB vid provlokal h003, vilken är belägen i fritidsbåtshamnen vid Fliskär. Uppmätta halter av PFOS och ∑PFAS var jämfört med de andra undersöksområdena låga. Då de uppmätta halterna av ΣDDT nästan till 100 % utgörs av nedbrytningsprodukterna *p,p'*-DDD+ *p,p'*-DDE tolkas detta som att ΣDDT är helt nedbruten. Detta gäller även för TBT, då kvoten TBT/(MBT+DBT) är lika med 0,53, vilket tolkas som att nedbrytningen av TBT är långt gången.

Baserat på indelningen av uppmätta halter i tillståndsklasser är föroreningsgraden av organiska miljögifter i Inre fjärden och Avan en av de absolut högsta i denna undersökning.

För ämnen utan bedömningsgrunder återfinns i ytsediment:

Den sjätte (och även 24:e) högsta uppmätta halten av Irgarol (cubutryn), en biocid, i undersökningen (fig. 25). Halterna varierar mellan 0,33 och 3,0 µg/kg TS, med högsta halten uppmätt i prov h003. Totalt antal analyserade prover: 64.

Den tredje, fjärde, sjätte och tionde (och även 19:e) högsta uppmätta halten av di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP), en ftalat, i undersökningen (fig. 30). Halterna varierar mellan 140 och 640 µg/kg TS. Den högsta uppmättes i prov h005. Totalt antal analyserade prover: 43.

Den sjätte och åttonde (och även 14:e och 21:a) högsta uppmätta halten av alkylfenoler i undersökningen (fig. 31). Halterna varierar mellan 48 och 90 µg/kg TS, med den högsta uppmätt i prov h003. Totalt antal analyserade prover: 40.

Den fjärde och nionde högsta uppmätta halten av klorfenoler i undersökningen (fig. 32). Halterna varierar mellan 20 och 100 µg/kg TS, med den högsta uppmätt i prov h001. Totalt antal analyserade prover: 61.

Jämfört med övriga områden, har förhållandevis höga av halter av läkemedel uppmätts i Inre fjärden och Avan (fig. 33). Citalopram uppmättes i halterna 8,1–16,1 µg/kg TS i fyra prover, och orphenadrin (0,71 µg/kg TS) och trimetoprim (7,18 µg/kg TS) i ett prov vardera. Uppmätta halter ligger bland de absolut högsta i undersökningen. Högsta halter av citalopram och orphenadrin respektive trimetoprim uppmättes i prov h003 och h005. Totalt antal analyserade prover: 30.

Den sjätte (och även tionde och 13:e) högsta uppmätta halten av bromerade flamskyddsmedel i undersökningen (fig. 38). Halterna varierar mellan 0,29 och 12,0 µg/kg TS, med högsta halten uppmätt i prov h003. Totalt antal analyserade prover: 36

När det gäller toxicitetstesterna påträffades i Inre fjärden och Avan den åttonde (och även 22:a, 30:e; 32:e och 33:e) högsta dioxin-responsen för DR CALUX i undersökningen (fig. 61). För PAH CALUX uppmättes den näst (och även den tredje, femte, sjätte och 13:e) högsta PAH-responsen (fig. 62). Uppmätta halter för DR CALUX och PAH CALUX varierar mellan 7,4 och 23 ng 2,3,7,8 TCDD eq./kg TS respektive 20 000-65 000 µg benso(a)pyren eq./kg TS. Högst dioxin- och PAH-respons uppmättes i prov h003 respektive h005. Totalt antal analyserade prover; DR CALUX: 62, PAH CALUX: 45.

Tabell 18a. Halter av organiska föroreningar i sediment i område h, Inre fjärden och Avan. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets uppdaterade bedömningsgrunder för miljökvalitet (Josefsson 2017). För dioxiner och furaner (PCDD/F) används norska bedömningsgrunder (Miljødirektoratet 2020). Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. Summahalter: utrapporterade ”mindre-än-värden” sätts till noll vid summeringen. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	PAH_{11}	HCB	∑HCH	∑DDT	PCB_7	MBT	DBT	TBT	PFOS	∑PFAS	PCDD/F	DL-PCB
	(cm)					(µg/kg TS)						(ng TEQ/kg TS)	
h001	0–5	1 690	0,14	3,6	1,9	6,0	1,9	1,7	1,6	0,12	0,28	0,56	0
h001	15–20	2 870	-	-	-	13,7	5,0	6,0	8,2	-	-	-	-
h002	0–5	3 250	0,66	3,6	2,9	18,47	6,6	7,0	3,4	0,08	0,32	1,9	0,53
h002	10–15	2 880	-	-	-	8,86	13,3	8,2	5,1	-	-	-	-
h003	0–5	12 300	1,24	2,3	12,7	44,1	33,2	55,8	54,9	0,17	0,55	4,6	0,10
h003	10–15	5 090	-	-	-	24,6	40,5	50,7	70,4	-	-	-	-
h004	0–5	8 170	0,24	4,1	5,5	18,5	3,2	4,0	5,6	0,06	0,06	1,7	0,09
h004	5–10	10 800	-	-	-	5,5	1,7	2,1	3,0	-	-	-	-
h005	0–5	9 550	0,34	4,5	6,1	27,8	4,4	3,1	4,3	0,16	0,22	2,6	0,10
h005	5–10	12 000	-	-	-	8,3	2,6	1,4	1,0	-	-	-	-

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

Obs! Att summahalten för DL-PCB redovisas som ”0” innebär inte att halten är noll utan är enbart ett resultat av att halter inte uppmätts över kvantifieringsgränserna.

När det gäller uppmätta halter av metaller visar indelningen i tillståndsklasser i tabell 18b att uppmätta halter av kobolt, nickel och arsenik inte avviker alls eller endast lite jämfört med sina jämförvärden. Avvikelsen mot respektive jämförvärden är däremot mycket stor för koppar, zink, kadmium, bly och kvicksilver. Zink och koppar i lite mer än hälften av proven. Av uppmätta halter av zink och bly i Inre fjärden och Avan återfinns 3 % respektive 5 % bland de högsta i denna undersökning.

Tabell 18b. Halter av metaller och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område h, Inre fjärden och Avan. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999b). För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	Cu	Zn	Cd	Co	Pb	Hg	Cr	Ni	As	Met-Hg
	(cm)					(mg/kg TS)					(ng/g TS)
h001	0–5	27,9	202	0,96	13	31,5	0,14	32,6	22,7	3,9	1,8
h001	15–20	29,7	308	1,1	12,9	61,1	0,25	33,8	23,8	5,4	0,26
h002	0–5	75,4	414	1,6	13,3	112	0,69	61,6	32,8	9,8	4,2
h002	10–15	70,8	393	1,6	12,4	107	0,54	57,5	28,7	9,7	3,6
h003	0–5	108	632	2,4	13,5	192	0,81	66,6	30,4	9,6	1,1
h003	10–15	110	663	2,5	13,3	223	0,87	68,7	31,8	11	0,72
h004	0–5	96,4	1 610	5,3	9,7	269	0,97	50,9	23,4	9,7	1,6
h004	5–10	66	1 010	3,1	11,1	174	0,65	40,6	24	7,5	1,3
h005	0–5	63,8	414	2,2	12,3	97,8	0,81	45,6	22,8	7,5	1,7
h005	5–10	87,2	494	2,3	12,8	215	1,3	50,8	29,7	16,5	1,3

Klass 1	Ingen/obetydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

De effektbaserade bedömningsgrunderna i HMFS 2019:25 överskrids för bly i fem, kadmium i fyra, antracen i nio, fluoranten i fyra och TBT i åtta av tio analyserade prov, se tabell 18c. Beroende på vilken av de två bakgrundshalterna som uppmätta halter av koppar subtraheras med överskreds bedömningsgrunden för koppar i två eller i tre prover. När det gäller TBT överskrids bedömningsgrunden som mest, med en faktor 40, vid provlokal h003 som är belägen i fritidsbåtshamnen vid Fliskär. Proven i Inre fjärden och Avan utgör vidare de prov som överskrider bedömningsgrunden för bly mest i hela undersökningen. Sammanvägt är föreningsgraden av metaller i Inre fjärden och Avan bland de absolut högsta i undersökningen.

Tabell 18c. Effektbaserade bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25 i område h, Inre fjärden och Avan. Färgmarkeringar: Röd färg anger kvot mellan uppmätt halt/bedömningsgrund (BG) ≥ 1, och att ett ämnes halt överskrider bedömningsgrunden. Grön färg anger att halten underskrider bedömningsgrunden. Grå färg anger att kvoten ≥ 1 men att kvoten bör tolkas med stor försiktighet då kvoten är angiven som ett mindre än värde. Orange färg anger att kvot både underskrider/överskrider bedömningsgrunden beroende på vilken bakgrundshalt som subtraherats. Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	TS	TOC	Kvot						
				Cu[1]/BG	Pb/BG	Cd/BG	Antracen[2]/BG	Fluoranten[2]/BG	TBT[2]/BG	Siloxan D5[2]/BG
	(cm)	(%)	(%)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
h001	0–5	28,9	6,0	0	0,26	0,42	0,79	0,10	0,82	< 0,76
h001	15–20	35,9	4,5	0	0,51	0,50	2,9	0,28	5,7	-
h002	0–5	20,3	6,7	0,25–0,40	0,93	0,71	1,7	0,21	1,6	< 1,0
h002	10–15	21,3	6,5	0,22–0,37	0,89	0,69	2,3	0,19	2,4	-
h003	0–5	18,5	6,0	0,91–1,1	1,6	1,05	7,2	0,81	28,7	< 1,1
h003	10–15	21,9	5,5	1,1–1,3	1,9	1,10	2,8	0,36	40,2	-
h004	0–5	41,1	3,5	1,8–2,0	2,2	2,30	10,4	1,0	5,1	< 1,3
h004	5–10	35,8	3,5	0,97–1,1	1,4	1,37	20,2	1,5	2,7	-
h005	0–5	34,8	4,3	0,60–0,75	0,82	0,97	7,2	1,0	3,1	< 1,0
h005	5–10	42,9	5,4	0,72–0,87	1,8	0,98	11,8	1,1	0,60	-

[1] Halt normaliserad till 5 % TOC och korrigerad för bakgrundshalt.
[2] Halt normaliserad till 5 % TOC

Halten underskrider bedömningsgrunden
Halten överskrider bedömningsgrunden
Kvoten bör tolkas med försiktighet
Halten underskrider/överskrider bedömningsgrunden

Övriga organiska föreningars och metallers halter, vilka ingår i undersökningsområdets analysprogram, men vars halter inte har omnämnts eller redovisats här, återfinns i bilaga 7–9.

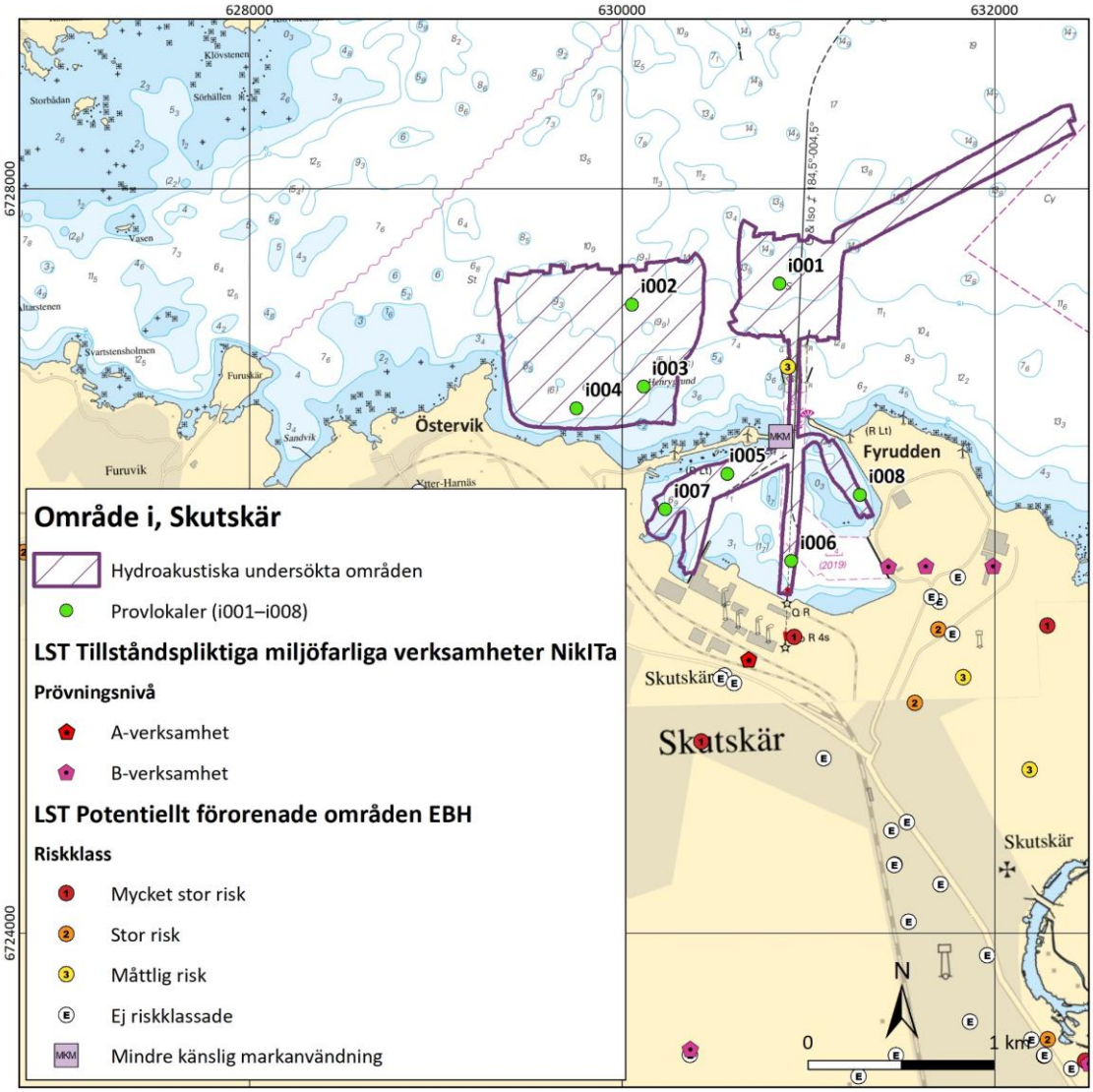
Område i, Skutskär

Undersökningsområde i är lokaliserat i Skutskärsfjärden utanför Harnäs och Skutskärs bruk (fig. 70). Det är beläget på gränsen mellan Gävle kommun i Gävleborgs län, och Älvkarleby kommun i Uppsala län.

Området undersöktes hydroakustiskt i form av transekter inne i och ut ur hamnbassängen vid Skutskärs bruk, som heltäckande mätning i ett område norr och nordost om bassängen samt i ett område i Österviken, vid Henrygrund strax nordväst om bruket. Utifrån dessa undersökningar och befintlig information valdes åtta provlokaler ut (tabell 19) där sedimentet beskrevs. Vid sex av provlokalerna togs sedimentprov för miljökemisk analys. Se även bilaga 3 och bilaga 6 för ytterligare information om provlokalerna.

Bakgrundshistoria

Skutskär präglas sedan andra halvan av 1800-talet av träindustrier. Först anlades en såg och 1895 Skutkärs massafabrik som ännu är i drift. I dag tillverkas sulfatmassa men historiskt har även sulfitmassa tillverkats. Dessutom har genom åren processkemikalier såsom klor, natriumhydroxid och svavelsyra samt biprodukter som till exempel terpentin, harts och sulfitsprit tillverkats och hanterats. En kloralkalifabrik var i bruk nära 50 år under 1900-talets mitt, med en process med asbest som membranmaterial men efter knappt tio år övergick de till en process baserad på kvicksilver. Stora delar av dagens industriområde ligger på fyllnadsmassor uppbyggda av fabriksavfall och muddermassor med höga halter av kvicksilver och dioxin. Processvatten släpptes ut orenat fram till början av 1970-talet, i detta följde stora mängder massafibrer ut varför hamnbassängen regelbundet muddrades. Muddermassorna deponerades i Östervik, nordväst om bruket. Öster om hamnbassängen, vid Fyrudden, fanns ett varv för tillverkning och underhåll av brukets prålmar, här användes bland annat stenkolstjära och blymönja som skydd mot röta och rost.



Figur 70. Hydroakustiskt undersökt område och provlokaler inom område i, Skutskär. Kartan visar även positioner för potentiella källor för föroreningsspridning enligt länsstyrelsernas (LST) register över miljöfarliga verksamheter (NikITa 2020) och förorenade områden (EBH-stödet 2020).

Tabell 19. Sedimentundersökningar i område i, Skutskär.
Kolumnen Analysnivåer anger, i centimeter från bottenytan och nedåt, de intervall i sedimentet som provtogs för analys. Förkortningarna i kolumnen Analyspaket utläses: G = Grundpaket (Vattenhalt, TOC, LOI, metaller, metyl-Hg, PAH_{16}, PCB_7, tennorganiska föreningar, alifater, aromater, BTEX). T står för olika tilläggspaket där T5 = Dioxiner + dioxinlika föreningar, T7 = Klorerade bekämpningsmedel, T8 = Klorfenoler, T10 = Oljeindex, T12 = PFAS, T14 = Pesticider i jord och hamnsediment (”TBT-ersättare”), T15 = Alkylerade PAH:er, T17 = DR CALUX, T18 = PAH CALUX, T21 = Non Target Screening.

Prov-lokal	Vatten-djup (m)	Analys-nivåer (cm)	Sediment, fältbedömning	Analyspaket
i001	17,1	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T5, T7-T8, T10, T12, T14–T15, T17–T18, T21
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
i002	14,9	0–5	Postglacial siltig finsand	G, T5, T7–T8, T10, T12, T14–T15, T17–T18
i003	9,7	-	Postglacial grusig sten*	-
i004	8,6	0–4	Sandigt lerigt siltiga tippmassor	G, T5, T7–T8, T10, T12, T14–T15, T17–T18
i005	10,3	-	Postglacial gyttjelera**	-
i006	7,7	0–5	Postglacial lergyttja	G, T5, T7–T8, T10, T12, T14–T15, T17–T18
		15–20	Postglacial lergyttja	G
i007	7,3	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T5, T7–T8, T10, T12, T14–T15, T17–T18
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
i008	5,2	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T5, T7–T8, T10, T12, T14–T15, T17–T18, T21
		15–20	Postglacial gyttjelera	G

*Ej relevant för miljökemisk analys
**Bottenytans nivå kunde ej fastställas

Geologiska förhållanden

Undersökningsområdena vid Skutskär är lokaliserade till två bottenområden med helt olika sedimentationsmiljöer. Utanför hamnpirarna råder till allra största delen erosiva förhållanden. Det finns finkorniga sediment här men bara på små ytor där äldre glaciala leror fyller ut sänkor i hårdbottnen, vilken utgörs av morän eller berg. Det andra bottenområdet ligger innanför hamnpirarna, där pirarnas skydd mot vågor och strömmar har skapat bra ackumulationsförhållanden för finkorniga sediment. Även de stora utsläppen av massafibrer, som nämns i avsnittet ovan, sedimenterade i det skyddade läget innanför pirarna och behövde muddras bort. Men muddringar har också genomförts för att fördjupa och bredda hamnbassängerna i takt med att fartygens storlek har ökat. Muddermassorna utgörs därför inte enbart av de överst liggande fibermassorna från verksamhetens utsläpp utan även underliggande naturliga sediment såsom morän, sand, grus och lera. Kännedomen om Östervik som mudderdeponi är anledningen till att ett relativt stort område vid Östervik undersöktes hydroakustiskt. Det hydroakustiska underlaget visar tydligt vilka delar av området som använts som mudderdeponi; där är bottenytan täckt av cirkelformade kratrar som bildats när lasten från en mudderpråm träffar bottenytan. På grund av det utsatta läget har det finkorniga materialet i muddermassorna, såsom fibermassor med tillhörande kemikalier samt naturliga leror, till stor del spridits med vågor och strömmar. Det grövre innehållet i muddermassorna, såsom sand, grus och sten, ligger däremot kvar.

Sedimentprov vid provlokal i001 är taget på 17 m djup vid farleden ut från hamnen, vid ett av de få områden där postglacial lera överlagrar äldre glacial lera. Resultatet från provtagningen visar att det är en postglacial lera men det är osäkert om det är en recent lera. Provlokal i004 togs i sediment som bedömdes innehålla tippmassor, och är beläget nära land i den centrala delen av Östervikområdet. I det här området syns inga kratrar från dumpning, i stället är bottenytan täckt av sandvågor vilka kan ha bildats efter det att dumpningen upphörde De övriga två provlokalerna, i002 och i003, placerades där det i de hydroakustiska mätresultaten går att se spår av den mudderdeponering som har förekommit vid Östervik under lång tid. Lokal i002 ligger på 15 m djup och består av ett 4 cm mäktigt lager av postglacial siltig finsand som överlagrar en postglacial gyttjelera. Detta är inte ett finkornigt sediment och provtas normalt inte för miljökemisk analys. Här gjordes ett undantag då det ansågs viktigt att se om ämnen från muddermassor kunde detekteras på lokalen, även om halterna i så fall inte är jämförbara med de i ett finkornigt sediment. Vid lokal i003 utgörs bottenytan av sand, sten och grus varför prov för miljökemisk analys ej samlades in. De fyra provlokalerna innanför hamnpirarna, i005–i008, har samtliga likartat utseende. De innehåller mycket lösa sediment, helt eller delvis reducerade och med stort gasinnehåll. De benämns som recenta postglaciala lergyttjor-gyttjeleror, och det organiska innehållet består förmodligen till stor del av delvis nedbrutna cellulosafibrer från pappersmassa. Vid lokal i005 var sedimentet så löst att det inte gick att fastställa nivån för bottenytan varför provtagning för miljökemisk analys inte är meningsfull.

Miljökemisk redovisning

I Skutskär har metaller och organiska föreningar analyserats i 10 prover vid sex provlokaler. Vilka analyspaket som analyserades i vilket sedimentskikt framgår av tabell 19.

För de organiska föreningar som kan indelas i olika tillståndsklasser uppmättes mycket höga halter (tillståndsklass 5) av PAH_{11} i fyra prover, av HCB i sex prover, och av PCB_7 och DBT i två prover vardera (tabell 20a). Höga halter (tillståndsklass 4) uppmättes av PCB_7 och PCCF/F i sju respektive fem prover, och av PAH_{11} och DDT i tre respektive ett prov. Uppmätta halter av HCB var högst i hela undersökningen. Bland de elva högsta uppmätta halterna i undersökningen återfinns sex av dessa i prover i Skutskär. Vid provlokal i002 och i001 uppmättes åttonde respektive tionde högsta halterna av PCB_7 och ∑DDT i undersökningen. I prov i002 uppmättes dessutom den näst högsta halten av DL-PCB. Uppmätta halter av PCDD/F i de fem proven i Skutskär återfinns alla bland de 18 % högsta i undersökningen. Bland dessa prover återfinns både den högsta och näst högsta uppmätta halten av PCDD/F. Uppmätta halter av TBT, DBT och MBT återfinns, med undantag av tre prover, alla på den nedre halvan av uppmätta halter i undersökningen. När det gäller uppmätta halter av TBT och dess nedbrytningsprodukter MBT och DBT varierar kvoten TBT/(MBT+DBT) mellan de olika proven från 0 till 1,1. Detta tolkas som att nedbrytningen av TBT till DBT och MBT är långt gången. Detsamma gäller ΣDDT, det vill säga att denna är långt nedbruten, då totalhalten nästan helt och hållet utgörs av nedbrytningsprodukterna *p,p'*-DDD+ *p,p'*-DDE. Uppmätta halter av ∑PFAS var medelhöga.

För ämnen utan bedömningsgrunder återfinns i ytsediment:

Den högsta (och även tredje, femte och 12:e högsta) uppmätta halten av oljeindex i undersökningen (fig. 37). Halterna varierar mellan 195 och 982 mg/kg TS. Totalt antal analyserade prover: 65.

Den högsta (och även fjärde, femte, 38:e och 49:e högsta) uppmätta halten av alifater (C5–C35) i undersökningen (fig. 42). Halterna varierar mellan 36 och 662 mg/kg TS, med högst uppmätta halt i prov i008. Totalt antal analyserade prover: 66.

När det gäller toxicitetstesterna påträffades den fjärde (och även 18:e och 24:e) högsta uppmätta dioxin-responsen i Skutskär i undersökningen. Halterna varierar mellan 9,6 och 300 ng 2,3,7,8 TCDD eq./kg TS, med högsta halten uppmätt i prov i001. Totalt antal analyserade prover: 61.

Tabell 20a. Halter av organiska föroreningar i sediment i område i, Skutskär. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets uppdaterade bedömningsgrunder för miljökvalitet (Josefsson 2017). För dioxiner och furaner (PCDD/F) används norska bedömningsgrunder (Miljødirektoratet 2020). Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. Summahalter: utrapporterade ”mindre-än-värden” sätts till noll vid summeringen. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå (cm)	PAH_{11}	HCB	∑HCH	∑DDT	PCB_7	MBT	DBT	TBT	PFOS	∑PFAS	PCDD/F	DL-PCB
		(µg/kg TS)										(ng TEQ/kg TS)	
i001	0–5	3 090	12,3	0,6	12,1	21,7	< 1	45,3	< 0,2	< 0,20	0,09	48	0,1
i001	15–20	4 920	-	-	-	16,6	< 1	55,8	< 0,2	-	-	-	-
i002	0–5	4 180	41,1	0,39	5,4	84,5	< 1	< 1	0,50	0,09	0,29	17	9,4
i004	0–4	381	2,1	0	1,5	5,8	< 1	< 1	0,28	< 0,05	0	9	0
i006	0–5	1 100	4,5	0	1,4	8,7	2,7	< 1	2,8	0,26	1,5	15	0
i006	15–20	2 470	-	-	-	12,8	5,3	2,4	6,6	-	-	-	-
i007	0–5	1 860	5,7	0	3,1	18,3	4,7	1,8	3,6	0,20	1,7	36	0
i007	15–20	2 980	-	-	-	24,6	4,9	< 1	4,0	-	-	-	-
i008	0–5	1 130	3,2	0	0,94	71,0	1,8	< 1	3,0	0,18	1,3	3,4	0
i008	15–20	1 330	-	-	-	8,4	2,5	< 1	3,2	-	-	-	-

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

Klass 1 eller 2

Rapporteringsgräns omöjliggör exakt klassning

Obs! Att summahalten för ∑HCHoch DL-PC B redovisas som ”0” innebär inte att halten är noll utan är enbart ett resultat av att halter inte uppmätts över kvantifieringsgränserna.

När det gäller uppmätta halter av koppar, zink, kadmium, bly och kvicksilver uppvisar dessa halter en stor eller mycket stor avvikelse gentemot sina jämförvärden (tabell 20b). Uppmätta halter av kobolt, krom, nickel och arsenik avviker däremot lite eller obetydligt från sina jämförvärden, med undantag för uppmätta halter av kobolt i prov i004, för krom och arsenik i prov i001, och för krom i prov i007. Om de två lägsta uppmätta halterna av koppar, zink, kadmium, bly, kvicksilver och metylkvicksilver undantas, återfinns resterande uppmätta halter koppar bland de 32 %, zink 15 %, kadmium 15 %, bly 24 %, kvicksilver 13 % och metylkvicksilver 12 % högsta uppmätta halterna i undersökningen. Detta gör föreningssituationen för metaller i Skutskär bland de absolut högsta i hela undersökningen.

Tabell 20b. Halter av metaller och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område i, Skutskär. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999b). För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	Cu	Zn	Cd	Co	Pb	Hg	Cr	Ni	As	Met-Hg
	(cm)					(mg/kg TS)					(ng/g TS)
i001	0–5	64,2	386	1,9	11	140	2,4	46,7	21,3	18,7	14
i001	15–20	82,9	537	2,1	9,8	271	2,4	49,7	20,4	43,7	8,3
i002	0–5	49,8	356	1,3	8,9	55,4	1,1	18,6	13,9	14,2	7,0
i004	0–4	143	653	1,5	20,6	140	0,88	16,8	9,4	16,2	1,1
i006	0–5	84,5	481	4,4	11	94,8	2,2	39,2	24,5	12,9	13,3
i006	15–20	82,4	431	2,6	9,7	106	3,1	38,5	23,1	13,5	6,4
i007	0–5	104	613	4,4	10,9	160	4,7	50,2	29,3	14,2	13,8
i007	15–20	129	655	4,2	11,6	209	8,1	62,7	35,1	16,9	8,6
i008	0–5	81,2	518	7,0	7,8	71,2	1,6	31,8	21	11,3	11,5
i008	15–20	90,3	552	5,9	9,5	93,2	2,5	38,6	24,8	13,4	4,7

Klass 1	Ingen/obetydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

De effektbaserade bedömningsgrunderna i HMFS 2019:25 överskrids för koppar i tre prover, för bly och antracen i fem, för kadmium i sex och för TBT i fyra av proverna (tabell 20c). Av alla prover i hela undersökningen överskrids bedömningsgrunden för koppar allra mest i prov i004. Den uppmätta halten av koppar i prov i004 (0–5 cm) är förvisso hög men utgör bara den 12:e högsta uppmätta halten av koppar i hela undersökningen.

Orsaken till detta är att provet har en väldigt låg TOC-halt (0,6 %), vilket medför att koppar-halten räknas upp med en faktor 8,3 då halten normaliseras 5 % TOC inför bedömning av om bedömningsgrunden överskrids eller inte. Syftet med provlokal i004 var att ta in ett prov från ett område som utifrån de hydroakustiska mätningarna bedömts innehålla tippmassor.

Tabell 20c. Effektbaserade bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25 i område i, Skutskär. Färgmarkeringar: Röd färg anger kvot mellan uppmätt halt/bedömningsgrund (BG) ≥ 1, och att ett ämnes halt överskrider bedömningsgrunden. Grön färg anger att halten underskrider bedömningsgrunden. Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	TS	TOC	Kvot						
				Cu[1]/BG	Pb/BG	Cd/BG	Antracen[2]/BG	Fluoranten[2]/BG	TBT[2]/BG	Siloxan D5[2]/BG
	(cm)	(%)	(%)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
i001	0–5	44,2	2,5	1,7–1,8	1,2	0,84	7,6	0,69	<0,26	-
i001	15–20	43,1	3,4	1,5–1,7	2,3	0,91	8,9	0,83	<0,18	-
i002	0–5	53,5	6,7	0–0,04	0,46	0,56	3,5	0,36	0,23	-
i004	0–4	70,9	0,6	21,7–21,9	1,2	0,64	2,5	0,41	1,4	-
i006	0–5	11,0	9,9	0–0,15	0,79	1,9	0,35	0,05	0,88	-
i006	15–20	12,5	10,1	0–0,11	0,88	1,2	1,2	0,12	2,0	-
i007	0–5	10,7	10,4	0,13–0,29	1,3	1,9	0,66	0,09	1,1	-
i007	15–20	14,3	9,7	0,45–0,60	1,7	1,8	0,97	0,15	1,3	-
i008	0–5	8,1	15,7	0	0,59	3,0	0,31	0,04	0,61	-
i008	15–20	9,5	13,9	0	0,78	2,6	0,33	0,04	0,71	-

[1] Halt normaliserad till 5 % TOC och korrigerad för bakgrundshalt.
[2] Halt normaliserad till 5 % TOC

Halten underskrider bedömningsgrunden
Halten överskrider bedömningsgrunden

Övriga organiska föreningars och metallers halter, vilka ingår i undersökningsområdets analysprogram, men vars halter inte har omnämnts eller redovisats här, återfinns i bilaga 8 och bilaga 9.

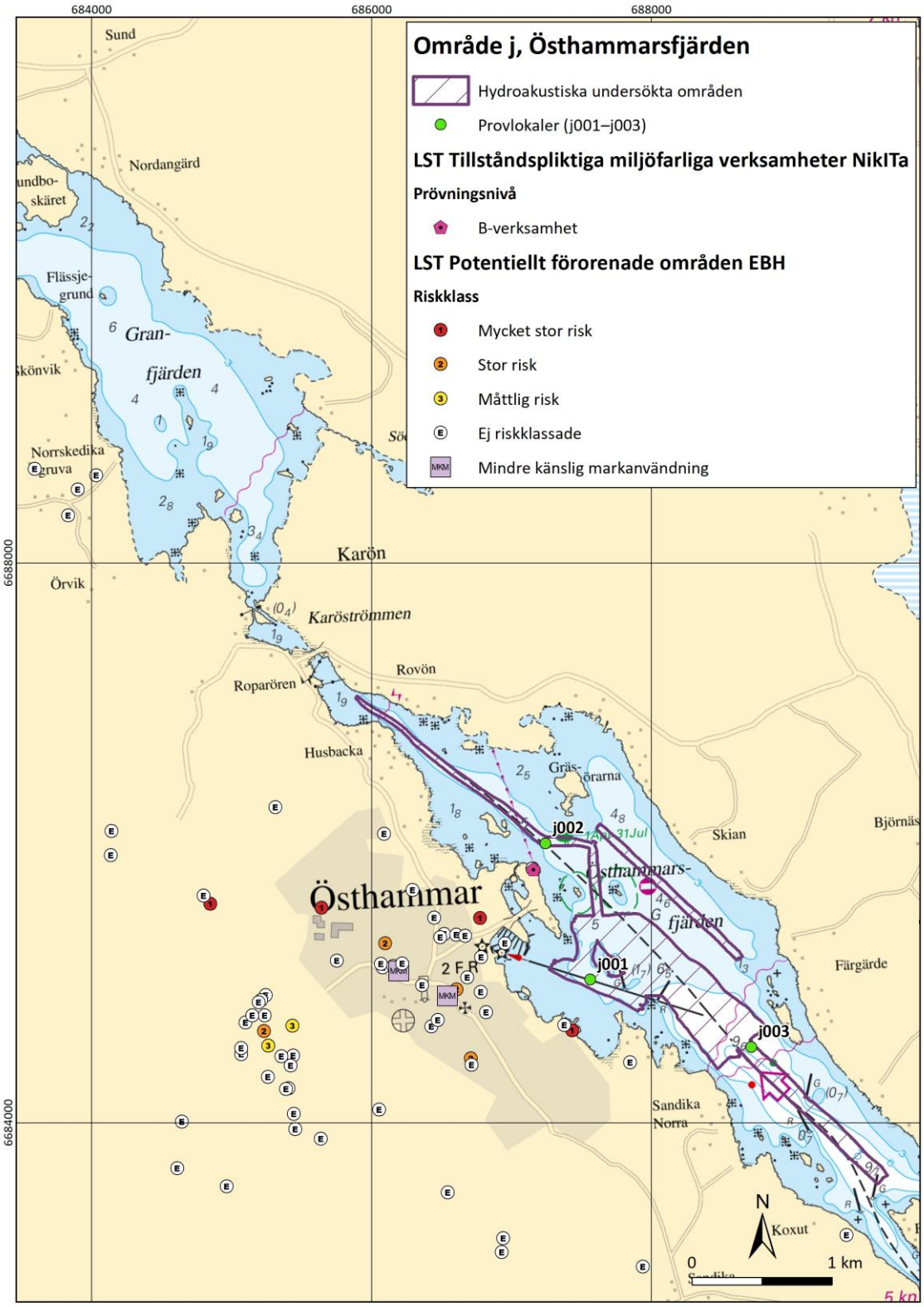
Område j, Östhammarsfjärden

Undersökningsområde j omfattar väsentliga delar av fjärden omedelbart öster om tätorten Östhammar (fig. 71) i kommunen med samma namn i nordöstra delen av Uppsala län.

Området undersöktes hydroakustiskt i form av ett sammanhängande område centralt i fjärden med smala transekter åt nordväst och sydost samt en transekt i nordost mot Skian mitt emot Östhammar. Utifrån dessa undersökningar och befintlig information valdes tre provlokaler ut (tabell 21) där sedimentet beskrevs och provtogs för miljökemisk analys. Se även bilaga 3 och bilaga 6 för ytterligare information om provlokalerna.

Bakgrundshistoria

Merparten av eventuella föroreningskällor finns inne i eller nära Östhammar. Vid Östhammarsågen pågick från sent 1800-tal fram till 1966 impregnering av trä, bland annat genom doppning i pentaklorfenolbaserade preparat. På samma plats har kvicksilverbetning av säd utförts. Där fanns en smedja och under en kortare period byggdes passagerarfartyg för skärgårdstrafik på samma ställe. I fjärdens närhet har även tryckeri, ytbehandling och drivmedelshantering förekommit. Till det kommer kommunal avloppsrening, deponi och en brandövningsplats. Några kilometer norr om tätorten återfinns vid Granfjärdens västra strand ett område med äldre gruvhål, Norrskedika gruva. I det fall gruvdriften en gång i tiden förorenat Granfjärden skulle det möjligen kunnat spridas till Östhammarsfjärden genom den smala förbindelsen Karöströmmen.



Figur 71. Hydroakustiskt undersökt område och provlokaler inom område j, Östhammarsfjärden. Kartan visar även positioner för potentiella källor för föroreningsspridning enligt länsstyrelsernas (LST) register över miljöfarliga verksamheter (NikITa 2020) och förorenade områden (EBH-stödet 2020). Fjärden nås från havet genom det smala sundet i sydost.

Tabell 21. Sedimentundersökningar i område j, Östhammarsfjärden.
Kolumnen Analysnivåer anger, i centimeter från bottenytan och nedåt, de intervall i sedimentet som provtogs för analys. Förkortningarna i kolumnen Analyspaket utläses: G = Grundpaket (Vattenhalt, TOC, LOI, metaller, metyl-Hg, PAH_{16}, PCB_7, tennorganiska föreningar, alifater, aromater, BTEX). T står för olika tilläggspaket där T1 = Alkylfenoler, T2 = Bromerade flamskyddsmedel, T3 = Cr^{6+}, T4 = Cyanid, T5 = Dioxiner + dioxinlika föreningar, T6 = Ftalater, T7 = Klorerade bekämpningsmedel, T8 = Klorfenoler, T9 = Klorparaffiner, T10 = Oljeindex, T11 = Organofosfater, T12 = PFAS, T13 = Siloxaner, T14 = Pesticider i jord och hamnsediment (”TBT-ersättare”), T16 = Läkemedel, T17 = DR CALUX, T18 = PAH CALUX, T19 = ER CALUX, T20 = Datering med ^{210}Pb, T21 = Non Target Screening.

Prov-lokal	Vatten-djup (m)	Analys-nivåer (cm)	Sediment, fältbedömning	Analyspaket
j001	4,2	0–5	Postglacial lergyttja	G, T1–T14, T16–T19, T21
		15–20	Postglacial lergyttja	G
		0–31	Postglacial lergyttja	T20
j002	4,5	0–5	Postglacial lergyttja	G, T1–T14, T16–T19
		15–20	Postglacial lergyttja	G
j003	8,5	0–5	Postglacial lergyttja	G, T1–T14, T16–T19
		15–20	Postglacial lergyttja	G

Geologiska förhållanden

Östhammarsfjärden är en grund havsvik som nås sjövägen från sydost via en farled väster om Singöfjärden, förbi Galtfjärden och vidare upp mot nordväst genom det grunda Länsösundet. Största vattendjupet i Östhammarsfjärden nås i södra delen av fjärden, strax norr om Länsösundet. Där är det som mest cirka nio meter djupt men till största delen är fjärden betydligt grundare än så. De hydroakustiska mätningarna visar en flack bottenyta med begränsade avsättningar av sediment. Över en svagt kuperad hårdbotten, bestående av berg eller morän, ligger ett 3–4 m mäktigt lager av en äldre glacial lera, konformt ovanpå denna lera ligger ett något utjämnande lager av en yngre glacial lera. Dessa båda enheter begränsas uppåt av en erosionsyta, en hiatus. Överst ligger ett tunt lager, som mest en meter, av postglaciala leror. Detta lager är inte heltäckande, utan nära land och där det grundar upp utgör de underliggande glaciala lerorna i stället bottenytan. Den ovan beskrivna stratigrafin innebär att det är osäkert om det verkligen råder recent sedimentation i området, förutom i de djupare delarna i sydost. Tre provlokaler placerades ut, den nordligaste, j002 ligger strax utanför reningsverket på Krutudden. Lokal j001 ligger utanför hamnen i Östhammar. Båda dessa lokaler består av postglacial lergyttja. De har också båda oxiderade ytor vilket kan förväntas eftersom vattendjupet endast är lite drygt fyra meter på dessa lokaler. Vid lokal j001 skivades en 31 cm lång sedimentkärna i en centimeter tunna skivor för radiometrisk datering. Även lokal j003, som är tagen lite längre söderut, består av postglacial lergyttja. Den är tagen på 8 m, det vill säga på lite djupare vatten och har en reducerad övre del. UV-bilderna visar den vita svavelbakterien Beggiatoa på bottenytan, vilket indikerar att det råder syrebrist i detta område.

Miljökemisk redovisning

I Östhammarsfjärden har sex prov vid tre provlokaler analyserats på metaller och organiska föreningar enligt de analyspaket som framgår av tabell 21.

Av tabell 22a framgår att mycket höga halter (tillståndsklass 5) av ∑HCH uppmättes i två prover, MBT i ett prov, DBT i fyra prover och TBT i tre prover. Vidare har höga halter (tillståndsklass 4) uppmätts i två prov vardera av MBT, DBT och TBT samt i ett prov vardera av PAH_{11}, ∑HCH och ΣDDT. Med ett undantag, halten av MBT i prov j001, ökar halterna av alla ämnena nedåt i sedimentet i tabell 22a. Uppmätta halter av ∑HCH-halterna i proven från Östhammarsfjärden är bland de 23 % högsta, TBT-halterna bland de 30 % högsta och PFAS och PFOS (med undantag av prov j002) bland de 21 % högsta i hela undersökningen. Detta skulle göra Östhammarsfjärden

till ett av de mest förorenade områdena i hela undersökningen med avseende på dessa ämnen. Uppmätta halter av PAH_{11}, PCB_7 och ∑DDT återfinns alla, med några få undantag, i den nedre halvan i undersökningen. PCDD/F och DL-PCB uppmättes inte över sina kvantifieringsgränser.

För ämnen utan bedömningsgrunder återfinns i ytsediment:

Den högsta (och även nionde och 18:e högsta) uppmätta halten av Irgarol (cybutryn) i hela undersökningen (fig. 25). Halterna varierar mellan 0,31–22 µg/kg TS, med högsta uppmäta halt i prov j001. Totalt antal analyserade prover: 64.

Den sjunde (och även tionde och 18:e) högsta uppmätta halten av alkylfenoler i undersökningen (fig. 31). Halterna varierar mellan 41 och 83 µg/kg TS, med högsta halt uppmätt i prov j002. Totalt antal analyserade prover: 40.

Den andra (och även 24:e och 46:e) högsta uppmätta halten av alifater (C5–C35) i undersökningen (fig. 42). Halterna varierar mellan 39 och 313 mg/kg TS, med högst uppmätt halt i prov i003. Totalt antal analyserade prover: 66.

När det gäller toxicitetstesterna påträffades i Östhammarsfjärden den nionde högsta uppmätta östrogen-responsen för ER CALUX i undersökningen (fig. 63). Halten 0,33 µg 17b estradiol eq./kg TS uppmättes i prov j001. Totalt antal analyserade prover: 37.

Utöver detta uppmättes läkemedelssubstanserna ciprofloxacin (12,2 µg/kg TS) i prov j002 och orphenadrin (0,26 µg/kg TS) i prov j001. Halten för ciprolaxin var den lägsta av de två halter som uppmättes över kvantifieringsgränsen i undersökningen medan halten för orphenadrin var den högsta av de tre halter som uppmättes över kvantifieringsgränsen. Totalt antal analyserade prover: 30.

Tabell 22a. Halter av organiska föroreningar i sediment i område j, Östhammarsfjärden. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets uppdaterade bedömningsgrunder för miljökvalitet (Josefsson 2017). För dioxiner och furaner (PCDD/F) används norska bedömningsgrunder (Miljødirektoratet 2020). Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. Summahalter: utrapporterade ”mindre-än-värden” sätts till noll vid summeringen. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	PAH_{11}	HCB	∑HCH	∑DDT	PCB_7	MBT	DBT	TBT	PFOS	∑PFAS	PCDD/F	DL-PCB
	(cm)	(µg/kg TS)										(ng TEQ/kg TS)	
j001	0–5	664	0,35	2,8	0,97	3,8	11,9	103	59,3	1,2	1,8	0	0
j001	15–20	1 220	-	-	-	11,5	7,9	48,1	173	-	-	-	-
j002	0–5	346	0,2	1,3	1,6	4,0	4,8	16,5	34,5	< 20	0,52	0	0
j002	15–20	409	-	-	-	4,5	38	91,1	70,2	-	-	-	-
j003	0–5	236	0,28	2,4	5,2	3,1	3,4	15,6	19	0,82	1,7	0	0
j003	15–20	340	-	-	-	4,2	16,7	44,8	36	-	-	-	-

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

Obs! Att summahalten för PCDD/F och DL-PCB redovisas som ”0” innebär inte att halten är noll utan är enbart ett resultat av att halter inte uppmätts över kvantifieringsgränserna.

När det gäller uppmätta halter i metaller i Östhammarsfjärden uppvisar koppar en stor avvikelse från jämförvärdet i prov j002 och j003 (tabell 22b). Övriga metaller avvek tydligt eller lägre gentemot sina jämförvärden. Uppmätta halter av metylkvicksilver ligger alla i den nedre halvan av uppmätta halter i undersökningen. Bedömningen utifrån detta är att föreningsgraden är en av de lägre med avseende på metaller i undersökningen.

Tabell 22b. Halter av metaller och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område j, Östhammarsfjärden. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999b). För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	Cu	Zn	Cd	Co	Pb	Hg	Cr	Ni	As	Met-Hg
	(cm)					(mg/kg TS)					(ng/g TS)
j001	0–5	59,2	153	0,95	10,6	25,6	0,16	39,1	31	9,0	0,38
j001	15–20	62,2	184	1,1	11,1	31,5	0,19	39,7	35,9	9,9	0,18
j002	0–5	56,8	158	0,94	12,6	23,3	0,10	43,3	39,9	11,2	0,18
j002	15–20	60	149	1,0	11,1	24,7	0,11	40,7	34,5	10,4	< 0,1
j003	0–5	39,8	134	0,51	11,7	22,4	0,05	41,9	33,2	7,6	< 0,1
j003	15–20	42,2	138	0,63	12,1	26,4	0,06	43,2	35,6	8,8	< 0,1

Klass 1	Ingen/obetydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

Jämfört de effektbaserade bedömningsgrunder i HMFS 2019:25 är det enbart bedömningsgrunden för TBT som överskrids (tabell 22c). Överskridandet är större i prov från de djupare sedimentskikten.

Tabell 22c. Effektbaserade bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25 i område j, Östhammarsfjärden. Färgmarkeringar: Röd färg anger kvot mellan uppmätt halt/bedömningsgrunden (BG) ≥ 1, och att ett ämnes halt överskrider bedömningsgrunden. Grön färg anger att halten underskrider bedömningsgrunden. Grå färg anger att kvoten ≥ 1 men att kvoten bör tolkas med stor försiktighet då kvoten är angiven som ett mindre än värde. Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	TS	TOC	Kvot						
				Cu[1]/BG	Pb/BG	Cd/BG	Antracen[2]/BG	Fluoranten/BG	TBT[2]/BG	Siloxan D5[2]/BG
	(cm)	(%)	(%)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
j001	0–5	10,0	10,3	0	0,21	0,41	0,25	0,03	18,0	< 1,1
j001	15–20	13,6	8,9	0	0,26	0,49	0,52	0,06	60,5	-
j002	0–5	9,4	10,4	0	0,19	0,41	0,15	0,01	10,4	< 1,1
j002	15–20	12,2	9,6	0	0,21	0,43	0,21	0,02	23,0	-
j003	0–5	9,1	8,1	0	0,19	0,22	< 0,10	0,01	7,3	< 1,4
j003	15–20	12,7	7,4	0	0,22	0,27	0,23	0,02	15,1	-
j004	0–5	9,6	8,1	0	0,19	0,22	0,12	0,01	5,4	-

[1] Halt normaliserad till 5 % TOC och korrigerad för bakgrundshalt.
[2] Halt normaliserad till 5 % TOC

	Halten underskrider bedömningsgrunden
	Halten överskrider bedömningsgrunden
	Kvoten bör tolkas med försiktighet

Övriga organiska föreningars och metallers halter, vilka ingår i undersökningsområdets analysprogram, men vars halter inte har omnämnts eller redovisats här, återfinns i bilaga 7–9.

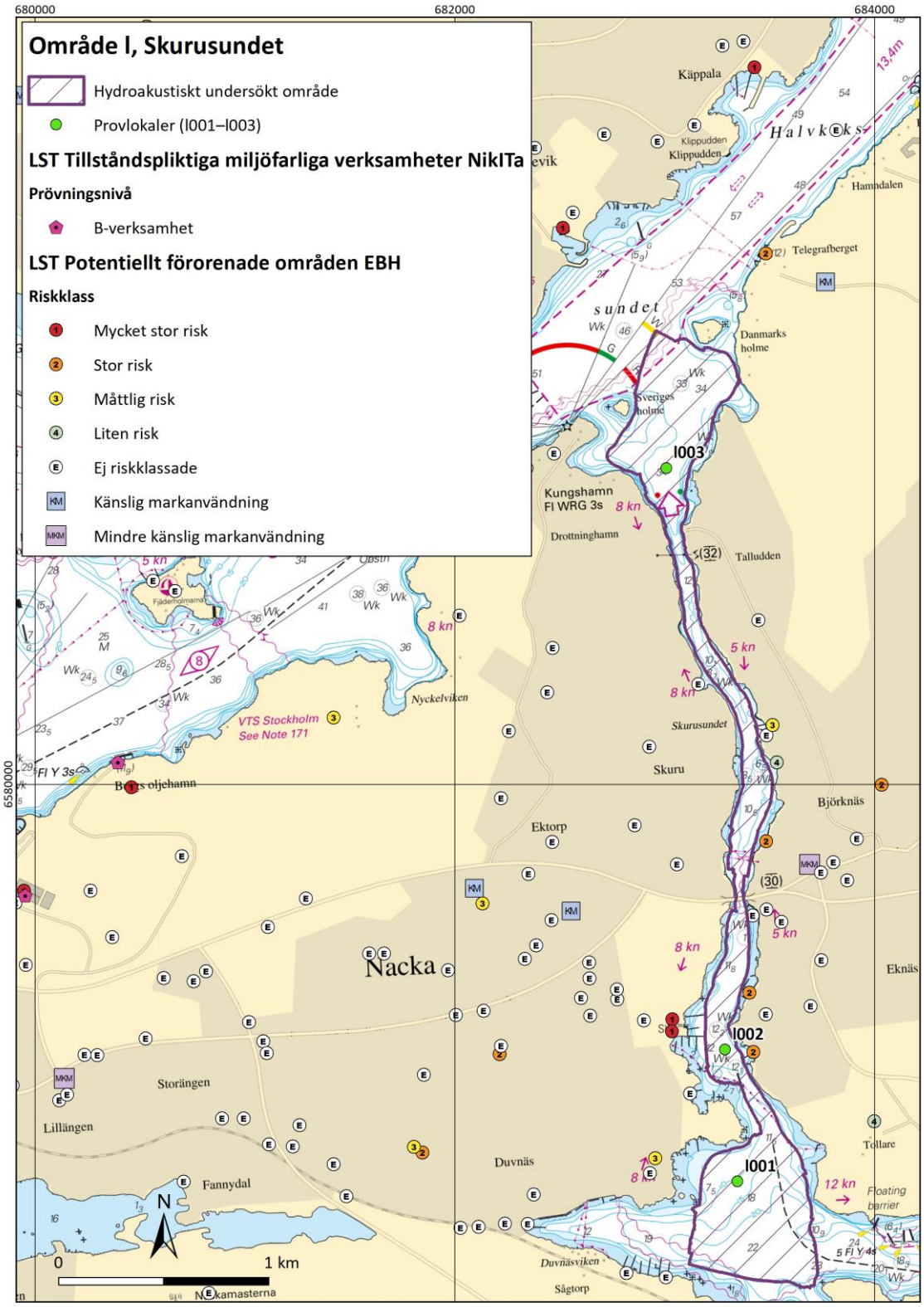
Område l, Skurusundet

Undersökningsområde l innefattar hela Skurusundet samt en bit ut där sundet i norr och söder mynnar ut i öppnare vatten (fig. 72). Det tillhör Nacka kommun i Stockholms län.

Utifrån resultaten av utförda hydroakustiska mätningar och befintlig information valdes tre provlokaler ut (tabell 23) där sedimentet beskrevs och provtogs för miljökemisk analys. Se även bilaga 3 och bilaga 6 för ytterligare information om provlokalerna.

Bakgrundshistoria

Skurusundet omges av tätortsbebyggelse, korsas av en motorvägsbro, har en större fritidsbåtshamn samt trafikeras av en omfattande kommersiell och privat fartygstrafik. Vid Tollare invid sundets södra mynning bedrevs under knappt 50 år, med avslut 1966, en pappers- och massafabrik där bland annat blekmedel, färger och fenylkvicksilver användes. Där det orenade processvattnet släpptes ut finns fibersediment nära land och vid Mårtens holme. Dessa är åtgärdade genom övertäckning och ingår därför inte i detta undersökningsområde. För övrigt har det vid Skurusundet tidigare bedrivits järnmanufaktur och garvning. På 1700-talet fanns även ett glasbruk.



Figur 72. Hydroakustiskt undersökt område och provlokaler inom område I, Skurusundet. Kartan visar även positioner för potentiella källor för föroreningsspridning enligt länsstyrelsernas (LST) register över miljöfarliga verksamheter (NikITa 2020) och förorenade områden (EBH-stödet 2020).

Tabell 23. Sedimentundersökningar i område l, Skurusundet.
Kolumnen Analysnivåer anger, i centimeter från bottenytan och nedåt, de intervall i sedimentet som provtogs för analys. Förkortningarna i kolumnen Analyspaket utläses: G = Grundpaket (Vattenhalt, TOC, LOI, metaller, metyl-Hg, PAH_{16}, PCB_7, tennorganiska föreningar, alifater, aromater, BTEX). T står för olika tilläggspaket där T3 = Cr^{6+}, T5 = Dioxiner + dioxinlika föreningar, T7 = Klorerade bekämpningsmedel, T8 = Klorfenoler, T10 = Oljeindex, T12 = PFAS, T14 = Pesticider i jord och hamnsediment (”TBT-ersättare”), T15 = Alkylerade PAH:er, T17 = DR CALUX, T18 = PAH CALUX, T19 = ER CALUX, T20 = Datering med ^{210}Pb, T21 = Non Target Screening.

Prov-lokal	Vatten-djup (m)	Analys-nivåer (cm)	Sediment, fältbedömning	Analyspaket
l001	10,3	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T3, T5, T7–T8, T10, T12, T14–T15, T17–T19
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
l002	13,3	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T3, T5, T7–T8, T10, T12, T14–T15, T17–T19
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
l003	34,6	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T3, T5, T7–T8, T10, T12, T14–T15, T17–T19, T21
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
		0–42	Postglacial gyttjelera	T20

Geologiska förhållanden

Vattendjupet i Skurusundet ligger kring tio meter, förutom i sundets båda mynningar där undersökningsområdet vidgar sig. I den norra delen, ut mot Lilla Värtan, går djupet ner till 34 m. I den södra delen, ner mot Lännerstasunden, går djupet ner till 22 m. De hydroakustiska mätresultaten visar att i de båda ändarna dominerar recenta postglaciala leror. Även i själva sundet dominerar recenta postglaciala gyttjeleror, men i sundets smalare delar ligger hårdbotten eller äldre glaciala leror i bottenytan. På alla tre provlokaler finns väldigt mjuka bottnar med lösa sediment bestående av recenta postglaciala leror. På provlokal l001 var sedimenten så lösa att lokalen behövde flyttas cirka 100 m åt nordväst, till lite grundare och fastare botten för att få ett användbart sedimentprov. Även på den nya positionen bestod sedimenten av lös recent postglacial lergyttja men den var på denna plats tillräckligt konsoliderad för att provta utan att provtagaren blev överfull. Sundets utformning och läge samt den livliga båttrafiken innebär att det periodvis är relativt strömt i sundet. Den vanligaste strömbilden är att en del av utflödet från Mälaren bildar en sydlig ytström i Skurusundet medan en nordlig kompensationsström rör sig utefter botten. Vid starka och ihållande ostliga vindar kan det omvända förhållandet gälla, att ytvatten i stället pressas in söderifrån via Baggensfjärden och att en sydlig kompensationsström utefter botten bildas (Karlsson 2020). Utifrån kärnornas laminering (tunna skiktning) verkar sedimentackumulationshastigheten vara högst i lokal l003, som också är den djupaste. Den kärnan har nämligen mäktigare lamina och den är reducerad i hela dess längd. Den är också tagen på lokalen med det största vattendjupet, 35 m. Vid lokal l003 skivades en 42 cm lång sedimentkärna i en centimeter tunna skivor för radiometrisk datering. De övriga två lokalerna i området, l001 och l002, har tunnare lamina och är reducerade enbart i sina nedre delar. De är tagna på 20 m respektive 13 m vattendjup.

Miljökemisk redovisning

I Skurusundet har metaller och organiska föreningar analyserats i sex prover. Tre prover i ytsediment och tre prover i djupare sedimentskikt. Vilka analyspaket som analyserades i vilket sedimentskikt framgår av tabell 23.

Organiska föreningar uppmättes i mycket höga halter (tillståndsklass 5) av PAH_{11}, HCB, ∑DDT, PCB_7, MBT, DBT, och TBT, se tabell 24a. I ett ytligt prov uppmättes även höga halter (tillståndsklass 4) av ∑HCH och PCDD/F. Fyra av sex uppmätta halter av PCB_7, fem av sex uppmätta halter av TBT, två av tre uppmätta halter av PFOS, och tre av tre halter av ∑DDT och DL-PCB återfinns alla bland de 11 % högsta i hela undersökningen. Uppmätta halter av PCDD/F återfinns alla bland de 20 % högsta.

Kvoten TBT/(MBT+DBT) som används för att indikera hur långt nedbrytningen av TBT har fortgått, är förvånansvärt hög i Skurusundet. Beroende på vilket prov kvoten framräknas från varierar den från 7,7 till 113. Kvoten är mycket hög, vilket tolkas antingen som att nedbrytningen av TBT går väldigt långsamt eller att det skett en stor belastning i närtid av TBT till sedimentet. Det senare alternativet förefaller mest troligt. En annan tennorganisk förening som uppmättes i förhållandevis mycket höga halter (jämfört med alla uppmätta halter i undersökningen) var tetrabutyltenn (fig. 23). Uppmätta halter varierade mellan 129 och 483 µg/kg TS. När det gäller uppmätta halter av **Σ**DDT utgörs de till 100 % av nedbrytningsprodukterna *p,p'*-DDD+ *p,p'*-DDE. Baserat på indelningen av uppmätta halter i tillståndsklasser är Skurusundet ett av de undersökningsområden som har den absolut högsta föroreningsgraden av organiska miljögifter i hela undersökningen.

För ämnen utan bedömningsgrunder återfinns i ytsediment:

Den sjätte (och även sjunde och tionde) högsta uppmätta halten av Irgarol (cybutryn) i undersökningen (fig. 25). Halterna varierar mellan 3 och 5 µg/kg TS, med högsta halten uppmätt i prov l001. Totalt antal analyserade prover: 64.

Den tionde (och även elfte och 12:e) högsta uppmätta halten av klorfenoler i undersökningen (fig. 32). Halterna varierar mellan 13 och 17 µg/kg TS, med högsta halten uppmätt i prov l002. Totalt antal analyserade prover: 61

Den andra (och även fjärde och sjätte) högsta uppmätta halten av oljeindex i undersökningen (fig. 37). Halterna varierar mellan 493 och 893 mg/kg TS). Högst halt uppmättes i prov l002. Totalt antal analyserade prover: 65.

Den åttonde (och även tionde och 12:e) högsta halten av alifater (C5–C35) i undersökningen (fig. 42). Halterna varierar mellan 134 och 171 mg/kg TS, med högsta halt uppmätt i prov l001. Totalt antal analyserade prover: 66.

Den fjärde högsta halten av aromater i undersökningen (fig. 43). Halten 0,32 mg/kg TS uppmättes i prov l003. Halter över kvantifieringsgränserna kunde endast bestämmas i åtta prover. Totalt antal analyserade prover: 66.

När det gäller toxicitetstesterna påträffades i Skurusundet den femte (och även sjätte och 12:e) högsta dioxin-responsen för DR CALUX i undersökningen (fig. 61), och för PAH CALUX uppmättes den åttonde (och även nionde och 15:e) högsta PAH-responsen (fig. 62), och för ER CALUX den högsta (och även andra och femte) högsta östrogen-responsen (fig. 63). Uppmätta halter för DR CALUX, PAH CALUX och ER CALUX varierar mellan 16 och 25 ng 2,3,7,8 TCDD eq./kg TS, 0,38–0,67 µg 17b estradiol eq./kg TS respektive 15 000–25 000 µg benso(a)pyren eq./kg TS. Högst dioxin-, PAH- och östrogen responsen uppmättes i prov l001. Totalt antal analyserade prover; DR CALUX: 62, PAH CALUX: 45; ER CALUX: 37.

Tabell 24a. Halter av organiska föroreningar i sediment i område I, Skurusundet. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets uppdaterade bedömningsgrunder för miljökvalitet (Josefsson 2017). För dioxiner och furaner (PCDD/F) används norska bedömningsgrunder (Miljødirektoratet 2020). Cell markerad med "-" visar att ingen analys har utförts. Summahalter: utrapporterade "mindre-än-värden" sätts till noll vid summeringen. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	∑PAH$_{11}$	HCB	∑HCH	∑DDT	∑PCB$_7$	MBT	DBT	TBT	PFOS	∑PFAS	PCDD/F	DL-PCB
	(cm)					(µg/kg TS)						(ng TEQ/kg TS)	
I001	0–5	3 390	13,6	0,93	31,0	82,6	18,1	53,2	139	1,2	2,6	8	4,7
I001	15–20	3 430	-	-	-	39,3	243	425	4180	-	-	-	-
I002	0–5	4 820	0,73	0,82	34,3	111	27,5	90,1	236	1,1	2,1	18	4,1
I002	15–20	0	-	-	-	63,9	44	174	511	-	-	-	-
I003	0–5	1430	< 0,1	0,4	381	22,3	13,7	45,0	64,5	0,74	1,4	15	3,1
I003	15–20	39 400	-	-	-	77,6	20,4	107	170	-	-	-	-

Klass 1	Mycket låg halt	Klass 1 eller 2	Rapporteringsgräns omöjliggör exakt klassning
Klass 2	Låg halt		
Klass 3	Medelhög halt		
Klass 4	Hög halt		
Klass 5	Mycket hög halt		

När det gäller uppmätta halter i metaller är avvikelsen mycket stor för koppar, zink, bly, kvicksilver och krom jämfört med respektive jämförvärde (tabell 24b). I prov I001 är avvikelsen mycket stor för kadmium och stor för nickel. Andra metaller som inte redovisas i tabell 24b, och vars uppmätta halter i Skurusundet är mycket höga i förhållande till övriga områden, är tenn (fig. 56), uran (fig. 57) och silver (fig. 58). Dessa metallhalter återfinns alla, tillsammans med koppar och krom, bland de 11 % högsta i hela undersökningen. Uppmätta halter av zink, kadmium, bly och kvicksilver, återfinns alla bland de 26 % högsta. Med undantag för kobolt och i prov I003 för arsenik och metylkvicksilver, ökade halterna av metaller med ökande djup i sedimentet. Detta sammanvägt innebär att föreningsgraden av metaller i Skurusundet är bland de absolut högsta i undersökningen.

Tabell 24b. Halter av metaller och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område I, Skurusundet. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999b). För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	Cu	Zn	Cd	Co	Pb	Hg	Cr	Ni	As	Met-Hg
	(cm)					(mg/kg TS)					(ng/g TS)
I001	0–5	168	498	1,9	22,7	144	0,79	62,6	41,1	9,5	1,0
I001	15–20	260	818	5,3	16,2	248	1,9	95,6	65,6	15	0,38
I002	0–5	174	408	1,7	17,2	151	1,1	62,3	30,9	8,4	1,3
I002	15–20	213	505	2,3	20	205	1,5	79,6	37,7	10,1	0,79
I003	0–5	161	344	1,5	24,1	207	2,0	89,5	36,1	12,3	19,6
I003	15–20	217	381	2,2	21,4	234	2,6	121	38,9	11,6	2,0

Klass 1	Ingen/obetydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

De effektbaserade gränsvärdena i HMFS 2019:25 överskrids för koppar, bly, antracen och TBT i sex prover, och för kadmium i två prover (tabell 24c). Graden av överskridande ökar för alla dessa ämnen, med undantag för antracen vid provlokal I001, även med ökande djup nedåt i sedimentet. För TBT är överskridandet av bedömningsgrunden för TBT bland de absolut högsta i hela undersökningen.

Tabell 24c. Effektbaserade bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25 i område l, Skurusundet. Färgmarkeringar: Röd färg anger kvot mellan uppmätt halt/gränsvärde (GV) ≥ 1, och att ett ämnes halt överskrider bedömningsgrunden. Grön färg anger att halten underskrider bedömningsgrunden. Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	TS	TOC	Kvot						
				Cu[1]/GV	Pb/GV	Cd/GV	Antracen[2]/GV	Fluoranten[2]/GV	TBT[2]/GV	Siloxan D5[2]/GV
	(cm)	(%)	(%)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
l001	0–5	10,7	7,3	1,4–1,5	1,2	0,81	1,4	0,18	59,5	-
l001	15–20	9,0	8,4	2,2–2,3	2,1	2,3	1,3	0,16	1 564	-
l002	0–5	8,4	7,2	1,5–1,6	1,3	0,74	2,3	0,27	102	-
l002	15–20	11,1	6,6	2,3–2,4	1,7	1,0	10,5	< 0,27	242	-
l003	0–5	11,4	6,4	1,6-1,8	1,7	0,66	1,1	0,08	31,5	-
l003	15–20	15,1	5,4	3,0–3,2	2,0	0,96	49,2	0,88	98,0	-

[1] Halt normaliserad till 5 % TOC och korrigerad för bakgrundshalt.
[2] Halt normaliserad till 5 % TOC

Halten underskrider bedömningsgrunden
Halten överskrider bedömningsgrunden

Övriga organiska föreningars och metallers halter, vilka ingår i undersökningsområdets analysprogram, men vars halter inte har omnämnts eller redovisats här, återfinns i bilaga 8 och bilaga 9.

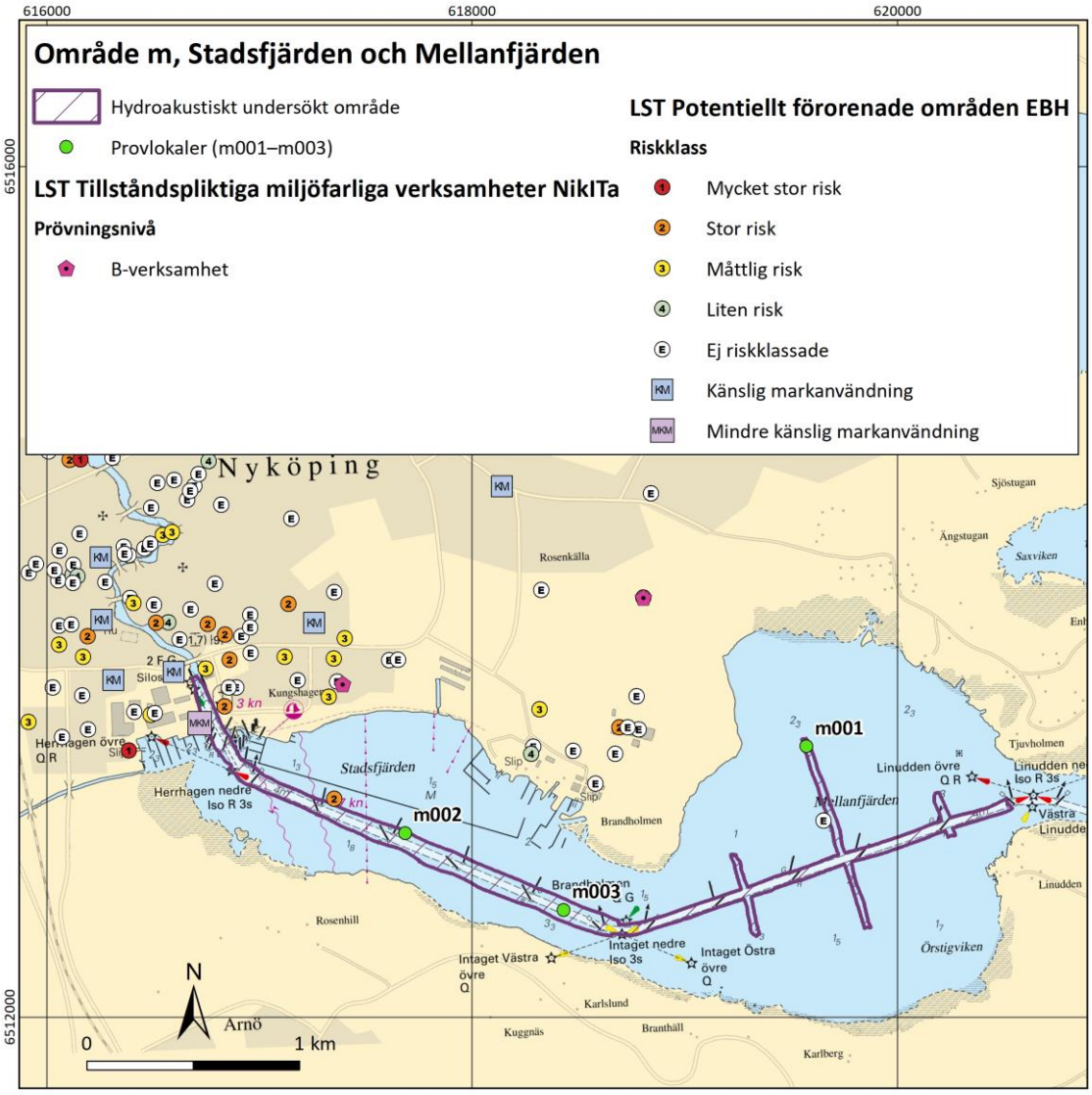
Område m, Stadsfjärden och Mellanfjärden

Stadsfjärden och Mellanfjärden är namnen på den tudelade vik av Östersjön som når ända in i centrala Nyköping (fig.73) i kommunen med samma namn i Södermanlands län.

Hydroakustiska undersökningar gjordes längs en långsmal korridor i och intill den muddrade rännan i farleden in till Nyköping, samt så långt vattendjupet tillät längs tre tvärtransekter i Mellanfjärden. Utifrån hydroakustiken och befintlig information valdes tre provlokaler ut (tabell 25) där sedimentet beskrevs och provtogs för miljökemisk analys. Se även bilaga 3 och bilaga 6 för ytterligare information om provlokalerna.

Bakgrundshistoria

I nästan 70 år, fram till 1967, var Nyköpings kommunala avfallsdeponi belägen precis vid Stadsfjärdens strand. Här har det under lång tid deponerats osorterat avfall och det finns stora mängder kända föroreningar. Spridning till ytvatten via Kilaån, längst västerut i Stadsfjärden, och vidare till sediment har bedömts som mycket stor. Ungefär vid samma tid, omkring 1970, upphörde långvariga verksamheter vid en glödlampsfabrik, en ytbehandlingsanläggning och ett ullspinneri. Alla hanterade olika processkemikalier som potentiellt har förorenat recipienten. Från århundradena innan finns uppgifter om pappersbruk, verkstadsindustri och skeppsvarv samt ytterligare verksamheter vid Nyköpingsån. Pågående verksamhet vid ett kraftvärmeverk har kontrollprogram för utsläpp av rökkondensat till Kilaån. Till detta kommer utsläpp från kommunal avloppsrening samt eventuella diffusa utsläpp från stadsmiljön.



Figur 73. Hydroakustiskt undersökt område och provlokaler inom område m, Stadsfjärden och Mellanfjärden. Kartan visar även positioner för potentiella källor för föroreningsspridning enligt länsstyrelsernas (LST) register över miljöfarliga verksamheter (NikITa 2020) och förorenade områden (EBH-stödet 2020).

Tabell 25. Sedimentundersökningar i område m, Stadsfjärden och Mellanfjärden.
Kolumnen Analysnivåer anger, i centimeter från bottenytan och nedåt, de intervall i sedimentet som provtogs för analys. Förkortningarna i kolumnen Analyspaket utläses: G = Grundpaket (Vattenhalt, TOC, LOI, metaller, metyl-Hg, PAH_{16}, PCB_7, tennorganiska föreningar, alifater, aromater, BTEX). T står för olika tilläggspaket där T1 = Alkylfenoler, T2 = Bromerade flamskyddsmedel, T3 = Cr^{6+}, T4 = Cyanid, T5 = Dioxiner + dioxinlika föreningar, T6 = Ftalater, T7 = Klorerade bekämpningsmedel, T8 = Klorfenoler, T9 = Klorparaffiner, T10 = Oljeindex, T11 = Organofosfater, T12 = PFAS, T13 = Siloxaner, T14 = Pesticider i jord och hamnsediment (”TBT-ersättare”), T16 = Läkemedel, T17 = DR CALUX, T18 = PAH CALUX, T19 = ER CALUX, T20 = Datering med ^{210}Pb, T21 = Non Target Screening.

Prov-lokal	Vatten-djup (m)	Analys-nivåer (cm)	Sediment, fältbedömning	Analyspaket
m001	2,3	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T14, T16–T19, T21
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
		0–37	Postglacial gyttjelera	T20
m002	2,3	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T14, T16–T19
		8–13	Postglacial gyttjelera	G
m003	5,0	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T14, T16–T19
		15–20	Postglacial gyttjelera	G

Geologiska förhållanden

Den pågående landhöjningen och sedimentationen har tillsammans orsakat en uppgrundning av de tre fjärdar som behöver passeras för att komma in till Nyköping med båt från Östersjön. Stora delar av fjärdarna har nu ett vattendjup på mindre än två meter vilket leder till att energin som skapas av vågor och strömmar är högre än tidigare nere vid bottenytan, vilket minskar möjligheterna för ny sedimentation. På det hydroakustiska underlaget ser man att det i vissa områden är gamla glaciala leror som utgör bottenytan, det vill säga att ingen recent sedimentation sker. Det finns en muddrad farled hela sträckan in till Nyköping, vilken är muddrad ner till fyra meters djup. Den muddrade farleden utgör en sedimentationsfälla då det lite större djupet i rännan jämfört med de grundare ej muddrade områdena bredvid underlättar sedimentation av suspenderat material. På sedimentekolodsprofilerna ser man att bottenytan i rännan utgörs av ett lager med recenta leror som bildar bottenyta ovanpå den frammuddrade ytan, vilken förmodligen utgörs av glaciallera. Det organiska innehållet i dessa ytligaste recenta leror orsakar gasbildning vilket förhindrar sedimentekolodets ljudvågor att penetrera längre ner i sedimenten.

Av de tre provlokalerna i området ligger m003 nere i den muddrade rännan. Den visar på 37 cm recent postglacial gyttjelera och ingen gräns till underliggande lera kunde ses i kärnan. Lokal m001 ligger på två meters djup i Mellanfjärden. Även på denna lokal, som uppvisade mer än 30 cm postglacial gyttjelera, syntes ingen undre enhet med äldre sediment. Vid lokal m001 skivades en 37 cm lång sedimentkärna i en centimeter tunna skivor för radiometrisk datering. Provet som togs vid lokal m002, den lokal som ligger närmast Nyköping, uppvisar däremot två enheter: en övre, 0–4 cm med lös postglacial lera och en undre, 4–33 cm som är mer konsoliderad.

Miljökemisk redovisning

I Stadsfjärden och Mellanfjärden har metaller och organiska föreningar analyserats i sex prover. Tre prover i ytsediment och tre prover i djupare sedimentskikt. Vilka analyspaket som analyserades i vilket sedimentskikt framgår av tabell 25.

Av de redovisade uppmätta halterna i tabell 26a framgår att föroreningssituationen för de organiska ämnena kan betraktas som förhållandevis låg. Undantagen är en mycket hög uppmätt halt av PAH_{11} i prov m002. Den halten, 3 640 µg/kg TS, återfinns bland de 27 % högsta i hela undersökningen. Dessutom har höga halter av PCB_7, MBT och DBT uppmätts i det djupare sedimentskiktet vid provlokal m001. Med undantag för dessa prover, är halterna av PFOS, PFAS, PCB_7, MBT, DBT och TBT förhållandevis låga vid en jämförelse med uppmätta halter i hela undersökningen. Halterna av HCB, PCDD/F, DL-PCB, och ΣDDT är noll, utom för ΣDDT i prov m003. Generellt ökar halterna nedåt i sedimentet, med undantag för provlokal m002, och för PCB_7 i prov m003. I förhållande till sina nedbrytningsprodukter, MBT och DBT för TBT, och DDE och DDD för ΣDDT är halterna av TBT och ΣDDT låga, vilket ska tolkas som att DDT och TBT är långt nedbrutna, och att det inte sker någon tillförsel av dessa längre.

För ämnen utan bedömningsgrunder återfinns i ytsediment:

Den sjätte och åttonde (och även 14:e och 21:a) högsta uppmätta halten av alkylfenoler i undersökningen (fig. 31). Halterna varierar mellan 48 och 90 µg/kg TS, med högsta halten uppmätt i prov m003. Totalt antal analyserade prover: 40.

Den 12:e (och även 19:e) högsta uppmätta halten av klorfenoler i undersökningen (fig. 32). Halterna varierar mellan 12 och 19 µg/kg TS, med högsta halten uppmätt i prov m003. Totalt antal analyserade prover: 60.

Den nionde högsta uppmätta halten av bromerade flamskyddsmedel i undersökningen (fig. 38). Halten 5,0 µg/kg TS uppmättes i prov m001. Totalt antal analyserade prover: 36.

När det gäller toxicitetstesterna påträffades i Stadsfjärden och Mellanfjärden den 12:e (och även 30:e och 31:a) högsta PAH-responsen (fig. 62). Uppmätta halter varierar mellan 3 500 och 23 000 µg benso(a)pyren eq./kg TS, med högsta halt uppmätt i prov m002. Totalt antal analyserade prover: 45.

Tabell 26a. Halter av organiska föroreningar i sediment i område m, Stadsfjärden och Mellanfjärden. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets uppdaterade bedömningsgrunder för miljökvalitet (Josefsson 2017). För dioxiner och furaner (PCDD/F) används norska bedömningsgrunder (Miljødirektoratet 2020). Cell markerad med "-" visar att ingen analys har utförts. Summahalter: utrapporterade "mindre-än-värden" sätts till noll vid summeringen. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå (cm)	∑PAH$_{11}$	HCB	∑HCH	∑DDT	∑PCB$_7$	MBT	DBT	TBT	PFOS	∑PFAS	PCDD/F	DL-PCB
		(µg/kg TS)										(ng TEQ/kg TS)	
m001	0–5	536	< 0,6	0	0	4,8	8,4	5,3	2,2	0,25	0,63	0	0
m001	15–20	817	-	-	-	11,6	18	14,6	9,0	-	-	-	-
m002	0–5	3 640	< 0,2	0	0	4,0	2,1	3,8	1,5	0,15	0,21	0	0
m002	8–13	632	-	-	-	0,12	< 1	< 1	< 0,2	-	-	-	-
m003	0–5	850	< 0,2	0	0,68	5,0	3,0	1,3	1,4	0,22	0,50	0	0
m003	15–20	853	-	-	-	4,9	5,5	2,1	1,8	-	-	-	-

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

Klass 1, 2 eller 3

Klass 1, 2, 3 eller 4

Rapporteringsgräns omöjliggör exakt klassning

Obs! Att summahalten för ∑HCH, ∑DDT, PCDD/F och DL-PCB redovisas som "0" innebär inte att halten är noll utan är enbart ett resultat av att halter inte uppmätts över kvantifieringsgränserna.

När det gäller uppmätta halter i metaller är avvikelsen för koppar och zink hög vid provlokal m001 och m002 (tabell 26b). I det undre sedimentskiktet vid provlokal m002 är avvikelsen för koppar mycket stor. För övriga metaller är avvikelsen låg till tydlig. Förutom i prov m002 (0–5 cm) ligger uppmätta halter av metylkvicksilver i den nedre halvan i undersökningen.

Tabell 26b. Halter av metaller och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område m, Stadsfjärden och Mellanfjärden. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999b). För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå (cm)	Cu	Zn	Cd	Co	Pb	Hg	Cr	Ni	As	Met-Hg
		(mg/kg TS)									(ng/g TS)
m001	0–5	51,9	189	0,88	12,4	24,3	0,20	45,9	26,5	3,7	0,27
m001	15–20	57,2	207	0,99	11,9	27,2	0,22	46,2	27,2	4,2	0,21
m002	0–5	76,3	208	0,83	9,7	27,4	0,28	26,9	16,8	2,1	1,6
m002	8–13	99	303	0,66	8,2	46,1	0,33	31,2	16,2	2,8	0,28
m003	0–5	47,8	193	0,61	11	19,8	0,06	41,5	25,5	3,1	0,87
m003	15–20	42,6	169	0,54	12,7	22,7	0,12	48,4	27,4	3,4	0,21

Klass 1	Ingen/obetydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

Även om uppmätta halter av PAH$_{11}$ inte är kraftigt förhöjda, förutom i prov m002, överskrids de effektbaserade bedömningsgrunderna i HVMS 2019:25 för antracen i tre prover, se tabell 26c. Bedömningsgrunden för TBT överskreds i fem prover. Beroende på vilken av de två tillgängliga bakgrundshalter som uppmätta halter av koppar subtraheras med överskreds bedömnings-grunden för koppar i två eller i tre prover.

Tabell 26c. Effektbaserade bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25 i område m, Stadsfjärden och Mellanfjärden. Färgmarkeringar: Röd färg anger kvot mellan uppmätt halt/gränsvärde (GV) ≥ 1, och att ett ämnes halt överskrider bedömningsgrunden. Grön färg anger att halten underskrider bedömningsgrunden. Orange färg anger att kvot både underskrider/överskrider bedömningsgrunden beroende på vilken bakgrundshalt som subtraherats. Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	TS	TOC	Kvot						
				Cu[1]/GV	Pb/GV	Cd/GV	Antracen[2]/GV	Fluoranten[2]/GV	TBT[2]/GV	Siloxan D5[2]/GV
	(cm)	(%)	(%)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
m001	0–5	22,8	3,6	0,55–0,71	0,20	0,38	0,37	0,05	1,9	< 0,63
m001	15–20	33,1	3,0	1,0–1,2	0,23	0,43	1,1	0,09	9,5	-
m002	0–5	33,3	4,1	0,95–1,1	0,23	0,36	4,7	0,48	1,1	< 0,55
m002	8–13	41,7	3,2	2,1–2,3	0,38	0,29	1,3	0,09	< 0,19	-
m003	0–5	22,7	4,1	0,30–0,45	0,17	0,27	0,74	0,06	1,1	< 0,56
m003	15–20	27,7	3,6	0,32–0,48	0,19	0,23	0,81	0,07	1,5	-

[1] Halt normaliserad till 5 % TOC och korrigerad för bakgrundshalt.
[2] Halt normaliserad till 5 % TOC

Halten underskrider bedömningsgrunden
Halten överskrider bedömningsgrunden
Halten underskrider/överskrider bedömningsgrunden

Övriga organiska föreningars och metallers halter, vilka ingår i undersökningsområdets analysprogram, men vars halter inte har omnämnts eller redovisats här, återfinns i bilaga 7–9.

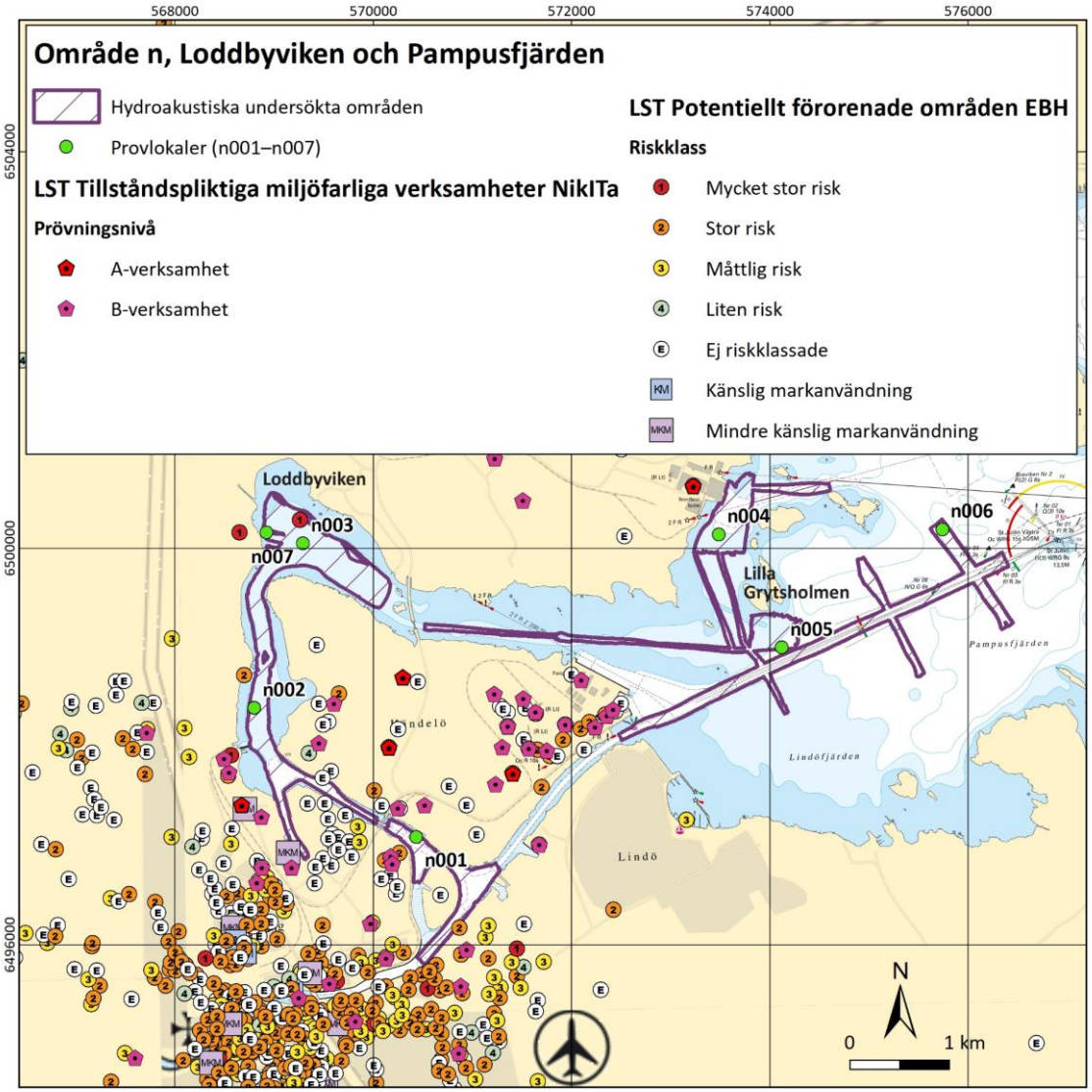
Område n, Loddbyviken och Pampusfjärden

Undersökningsområdet är beläget i Norrköpings kommun, Östergötlands län, Det omfattar från i sydväst Motala ströms utflöde i havet nära centrala Norrköping, via vattnen omkring Händelö till i öster delar av Lindöfjärden, Pampusfjärden och Bravikens hamn, se figur 74.

Utifrån de hydroakustiska mätningarna och befintlig information valdes sju provlokaler ut (tabell 27) där sedimentet beskrevs och provtogs för miljökemisk analys. Se även bilaga 3 och bilaga 6 för ytterligare information om provlokalerna.

Bakgrundshistoria

I områdets omgivningar finns nedlagda och aktiva massa- och pappersbruk samt en komplex påverkansbild från tätorten Norrköping med många olika typer av verksamheter. Några av dem har anor från åtminstone 1600-talet. Bland de anrikare finns uppströms i Motala ström Fiskeby bruk, numera returpappersbruk, samt vid strömmarna i centrala Norrköping tidigare textilindustri, ytbehandling med mera. Nedströms i vikar och sund kan nämnas tidigare pappers- och massaindustri vid Loddbyviken (nära stranden väster om lokal n007) och på Händelö varv, gasverk, oljelager, deponier med mera. Ute vid Malmö (vid stranden väster om lokal n004) ligger det aktiva Bravikens pappersbruk som släpper ut processvatten söder om Lilla Grytsholmen.



Figur 74. Hydroakustiskt undersökta områden och provlokaler inom område n, Loddbyviken och Pampusfjärden. Kartan visar även positioner för potentiella källor för föroreningsspridning enligt länsstyrelsernas (LST) register över miljöfarliga verksamheter (NikITa 2020) och förorenade områden (EBH-stödet 2020).

Tabell 27. Sedimentundersökningar i område n, Loddbyviken och Pampusfjärden.
Kolumnen Analysnivåer anger, i centimeter från bottenytan och nedåt, de intervall i sedimentet som provtogs för analys. Förkortningarna i kolumnen Analyspaket utläses: G = Grundpaket (Vattenhalt, TOC, LOI, metaller, metyl-Hg, PAH_{16}, PCB_7, tennorganiska föreningar, alifater, aromater, BTEX). T står för olika tilläggspaket där T1 = Alkylfenoler, T2 = Bromerade flamskyddsmedel, T3 = Cr^{6+}, T4 = Cyanid, T5 = Dioxiner + dioxinlika föreningar, T6 = Ftalater, T7 = Klorerade bekämpningsmedel, T8 = Klorfenoler, T9 = Klorparaffiner, T10 = Oljeindex, T11 = Organofosfater, T12 = PFAS, T13 = Siloxaner, T14 = Pesticider i jord och hamnsediment (”TBT-ersättare”), T15 = Alkylerade PAH:er, T16 = Läkemedel, T17 = DR CALUX, T18 = PAH CALUX, T19 = ER CALUX, T20 = Datering med ^{210}Pb, T21 = Non Target Screening.

Prov-lokal	Vatten-djup (m)	Analys-nivåer (cm)	Sediment, fältbedömning	Analyspaket
n001	3,9	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T19
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
n002	3,2	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T19, T21
		10–15	Postglacial gyttjelera	G
n003	4,0	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T19
		15–20	Postglacial gyttjelera	G

Prov-lokal	Vatten-djup (m)	Analys-nivåer (cm)	Sediment, fältbedömning	Analyspaket
n004	5,2	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T19
n005	11,0	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T16
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
n006	22,0	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T19, T21
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
		0–55	Postglacial gyttjelera	T20
n007	2,9	0–5	Postglacial lergyttja	G, T1–T15
		15–20	Fiberrikt sediment	G
		20–25	Massafibrer	G

Geologiska förhållanden

Området ligger i den innersta sydvästra delen av Bråviken. Jämfört med själva Bråviken som är djup och brant mot norr är denna del mer flack med ett mot söder mycket långgrunt strandområde. På land dominerar lerslätter med en del uppstickande morän- och bergkullar. Undersökningen gjordes ända in mot Motala ströms mynning till i höjd med Blixholmen. Där dominerar hård transport- och erosionsbotten vilken även är påverkad av muddring. Dessa bottnar bedöms därför sakna recenta sediment relevanta för miljökemisk analys. Strax nedströms mynningen viker den naturliga vattenleden av mot nordväst och bildar ett sund mellan fastlandet och Händelö, vilken var en halvö fram till dess att Lindökanalen byggdes omkring 1960. Därefter har Motala ströms vatten i stället delvis kommit att passera genom Lindökanalen. Detta bör ha påverkat sedimentationsförhållandena i det naturliga sundet så att ackumulation av sediment mer sällan, eller aldrig, störs på grund av höga flöden i Motala ström vilket möjligen kan ha varit fallet tidigare. Bottnarna norr och söder om Händelöbron muddras fortfarande, men på en omuddrad grund hylla belägen mot Händelö kunde vid provlokal n001 prov tas i unga gyttjeleror. Norrut vidgar sig sundet och där provtogs liknande gyttjeleror vid provlokal n002. Där vattnet i norr rundar Händelö vidgas det till Loddbyviken i vilken unga gyttjeleror provtogs vid provlokal n003. Sedimenten vid dessa tre lokaler bekräftar intrycket från ekolodsmätningarna att ackumulationsbottnar dominerar här. Dessa tre prov ska kunna ge en god bild av miljökemisk belastning i sediment nära Norrköping och Motala ströms mynning.

I anslutning till en före detta pappers- och massaindustri vid Loddby påträffades nära land, vid provlokal n007, en avlagring med fibersediment; såväl rena massafibrer som fiberrika sediment. Provlokalen indikerar att här finns det en fiberbank. För att fastställa utbredningen av denna skulle en noggrannare analys behöva utföras av de hydroakustiska mätningarna, kombinerad med provtagning vid ytterligare lokaler. Fibersedimenten vid lokal n007 var delvis översedimenterade av en recent lergyttja, delvis låg massafibrerna blottade ända upp i bottenytan. Detta indikerar att det på så här grund botten nära land sker viss erosion och transport av den lösa lergyttjan, åtminstone vid hård sydostlig vind med sjögång. Vid provlokal n007 togs prov på tre sedimentnivåer för att utröna skillnader i miljökemisk belastning mellan de olika fibersedimenten och överliggande lergyttja.

Längre ut i området togs prov i gyttjeleror på provlokalerna n005 och n006 belägna utanför den muddrade rännan i Lindöfjärden och Pampusfjärden för att ge en mer generell bild av miljökemin i sediment i området. Vid lokal n006 skivades en 55 cm lång sedimentkärna i en centimeter tunna skivor för radiometrisk datering. Slutligen togs ett prov vid n004, i södra delen av bottnen nära Bravikens hamn, för att utröna mer lokal påverkan från fabriken och hamnen. Vid provtagningen visade det sig att sedimentkärnan uppvisade en hiatus, avbrott i sedimentationen, cirka en decimeter under bottenytan. Här togs därför endast prov i den ytliga gyttjeleran.

Miljökemisk redovisning

I Loddbyviken och Pampusfjärden har 14 prover från både ytliga och djupare sedimentnivåer analyserats för olika analyspaket. Vilka analyspaket som analyserat vid de sju provlokalerna framgår av tabell 27.

För de organiska föroreningar som kan indelas i olika tillståndsklasser enligt tabell 28a uppmättes mycket höga halter (tillståndsklass 5) i tio av dessa prover, och då av PAH_{11} i nio prover, ΣHCH i sju prover, ∑DDT i två prover, MBT och DBT i två prover, PCB_7 i fyra prover, och TBT i ett prov. I prov n002, i ytan och i det djupare sedimentskiktet, uppmättes den högsta (49 400 µg/kg TS) och sjätte (22 600 µg/kg TS) högsta halten av PAH_{11} i hela undersökningen. I prov n002 (10–15 cm) uppmättes vidare den sjunde högsta halten av PCB_7. Av uppmätta halter av ∑HCH och ∑DDT återfinns tre av de uppmätta halterna av ∑HCH och två av de uppmätta halterna av ∑DDT bland de 12 % respektive 5 % högsta halterna i undersökningen. Utöver detta uppmättes höga halter (tillståndsklass 4) av HCB i ett prov, PCB_7 i fem prover, DDT, MBT och dioxiner (PCDD/F) i tre prover, DBT i fyra prover och TBT i två prover. När det gäller uppmätta halter av dioxiner (PCDD/F), återfinns fyra av halterna bland de 34 % högsta i hela undersökningen. I prov n006 (0–5 cm) uppmättes den fjärde högsta uppmätta halten av PFAS i undersökningen. DL-PCB kunde inte haltbestämmas över sina kvantifieringsgränser. När det gäller TBT varierade kvoten mellan TBT och dess nedbrytningsprodukter, MBT och DBT, mellan 0,02 och 1,3, vilket tolkas som att TBT är långt nedbruten. Även DDT är långt nedbruten, då ΣDDT nästan till 100 % utgörs av TBT:s nedbrytningsprodukter *p,p'*-DDD+ *p,p'*-DDE. Ett undantag finns: provlokal n002, där ΣDDT till endast 55 % utgörs av nedbrytningsprodukterna. ΣDDT-halten vid lokal n002 är dessutom den högsta i hela undersökningen (1 167 µg/kg TS). Detta skulle kunna tolkas som att nedbrytningen gått långsammare där eller att ett sentida stort utsläpp av DDT har skett till området.

För ämnen utan bedömningsgrunder återfinns i ytsediment:

Jämfört med övriga områden har även förhållandevis höga av halter av läkemedel uppmätts, se figur 33. Av 41 olika läkemedel som analyserades detekterades fyra i Loddbyviken och Pampusfjärden. Dessa var citalopram (7,0–29,4 µg/kg TS) i tre av sex prov. I ett prov vardera uppmättes även halter av diklofenak (58 µg/kg TS) och ciprofloxacin (29,4 µg/kg TS) och klaritromycin (1,7 µg/kg TS). Totalt antal analyserade prover: 30.

Den högsta halten av organofosfater i undersökningen (fig. 34). Halten 1 478 µg/kg TS uppmättes i prov n001. Den uppmätta halten utgjordes av 1 400 µg/kg TS tris(klorpropyl)fosfat och 78 µg/kg TS tris(2-kloroetyl)fosfat (TCEP). Halter över kvantifieringsgränserna kunde endast bestämmas i fem prover. Totalt antal analyserade prover: 40.

De fyra högsta uppmätta halterna av siloxaner i undersökningen (fig. 35). Halterna varierar mellan 4 670 och 89 560 µg/kg TS. Den högst uppmätta halterna är 38 000 µg dekametylcyklopentasiloxan/kg TS, 28 000 µg dodekamethylcyclohexasiloxan/kg TS, 23 000 µg oktametylcyklotetrasiloxan/kg TS och 560 µg hexametylcyklotrisiloxan/kg TS. Tre av sju prover överskred den effektbaserade bedömningsgrunden för dekametylcyklopentasiloxan i HVMFS 2019:25 (fig. 36). Totalt antal analyserade prover: 34.

Den nionde (och även elfte, 17:e och 19:e) högsta uppmätta halten av oljeindex i undersökningen (fig. 37). Halterna varierar mellan 147 och 300 mg/kg TS). Högst halt uppmättes i prov pn007. Totalt antal analyserade prover: 65.

Den högsta (och även tredje, femte och åttonde) högsta uppmätta halten av bromerade flamskyddsmedel i undersökningen (fig. 38). Halterna varierar mellan 8,2 och 37,8 µg/kg TS. Högst uppmätt halt, 37,8 µg/kg TS, uppmättes i prov n001, och bestod av 32 µg/kg TS DecaBDE (fig. 39), 5,5 µg/kg TS tetrabrombisfenol-A (TBBP-A), 0,16 µg/kg TS BDE-99 och 0,11 µg/kg

TS BDE-47. Halter över kvantifieringsgränserna kunde endast bestämmas i 16 prover. Totalt antal analyserade prover: 36.

Den nionde (och även elfte, 18:e, 19:e, 20:e, 27:e och 31:a) högsta halten av alifater (C5–C35) i undersökningen (fig. 42). Halterna varierar mellan 58 och 170 mg/kg TS, med högsta halt uppmätt i prov n007. Totalt antal analyserade prover: 66.

Den andra (och även femte) högsta halten av aromater i undersökningen (fig. 43). Halterna varierar mellan 0,29 och 2,1 mg/kg TS, med högsta halten uppmätt i prov n002. Halter över kvantifieringsgränserna kunde endast bestämmas i åtta prover. Totalt antal analyserade prover: 66.

Den högsta halten av BTEX i undersökningen (fig. 44). Halten 0,383 mg/kg TS uppmättes i prov n006. Halter över kvantifieringsgränserna kunde endast bestämmas i fyra prover. Analyserade totalt antal prov: 66.

När det gäller toxicitetstesterna påträffades i Loddbyviken och Pampusfjärden den sjunde (och även tionde, elfte; 53:e och 58:e) högsta dioxin-responsen för DR CALUX i undersökningen (fig. 61), och för PAH CALUX uppmättes den högsta (och även sjunde, tionde, 39:e och 40:e) högsta PAH-responsen (fig. 62), och för ER CALUX den tredje (och även sjunde, elfte, 14:e och 27:e) högsta östrogen-responsen (fig. 63). Uppmätta halter för DR CALUX, PAH CALUX och ER CALUX varierar mellan 16 och 25 ng 2,3,7,8 TCDD eq./kg TS, 0,38–0,67 µg 17b estradiol eq./kg TS respektive 15 000–25 000 µg benso(a)pyren eq./kg TS. Högst dioxin-, PAH- och östrogen responsen uppmättes i prov l001. Totalt antal analyserade prover; DR CALUX: 62, PAH CALUX: 45; ER CALUX: 37.

Tabell 28a. Halter av organiska föroreningar i sediment i område n, Loddbyviken och Pampusfjärden. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets uppdaterade bedömningsgrunder för miljökvalitet (Josefsson 2017). För dioxiner och furaner (PCDD/F) används norska bedömningsgrunder (Miljødirektoratet 2020). Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. Summahalter: utrapporterade ”mindre-än-värden” sätts till noll vid summeringen. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå (cm)	PAH_{11}	HCB	∑HCH	∑DDT	PCB_7	MBT	DBT	TBT	PFOS	∑PFAS	PCDD/F	DL-PCB
		(µg/kg TS)										(ng TEQ/kg TS)	
n001	0–5	3 600	0,27	3,1	36,1	29,5	18,0	18,6	21,1	< 0,50	1,49	2,5	0
n001	15–20	6 860	-	-	-	44,5	27,0	27,2	41,1	-	-	-	-
n002	0–5	49 400	0,32	3,5	1167	51,6	3,4	3,8	3,6	0,10	0,10	14	0
n002	10–15	22 600	-	-	-	106	2,4	< 1	1,0	-	-	-	-
n003	0–5	4 080	< 0,3	0,8	7,4	23,7	17,3	15,3	12,2	0,26	0,36	3,7	0
n003	15–20	4 020	-	-	-	30,7	29,5	34,9	66	-	-	-	-
n004	0–5	223	< 0,1	2,8	6,2	1,7	2,7	3,7	3,5	0,15	0,50	0	0
n005	0–5	345	< 0,1	0	0	2,4	3,7	4,0	3,2	0,13	0,46	0	0
n005	15–20	391	-	-	-	2,9	1,5	4,9	11,5	-	-	-	-
n006	0–5	116	< 0,1	0,11	1,5	1,6	3,2	3,3	3,4	0,44	3,64	0	0
n006	15–20	152	-	-	-	2,2	3,2	6,6	4,5	-	-	-	-
n007	0–5	3 410	0,54	2,0	9,2	27,5	9,6	11,1	9,5	0,26	0,26	3,7	0
n007	15–20	4 319	-	-	-	42,7	10,1	13,0	15,4	-	-	-	-
n007	20–30	4 397	-	-	-	14,2	< 1	7,6	4,4	-	-	-	-

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

Klass 1 eller 2
Klass 1, 2 eller 3
Rapporteringsgräns omöjliggör exakt klassning

Obs! Att summahalten för ∑HCH, ∑DDT, PCDD/F och DL-PCB redovisas som ”0” innebär inte att halten är noll utan är enbart ett resultat av att halter inte uppmätts över kvantifieringsgränserna.

När det gäller uppmätta halter av metaller, visar indelningen i tillståndsklasser enligt tabell 28b på en mycket stor avvikelse från jämförvärdet för koppar i åtta av 14 prover, för zink och bly i ett prov vardera och för kvicksilver i fyra av proverna. Halterna av kobolt, nickel och arsenik avviker lite eller obetydligt från sina jämförvärden. Halterna av arsenik är så låga att de ligger på nedre halvan i undersökningen. Vid en jämförelse av metallhalter i detta område med samtliga halter i undersökningen framgår att åtta av 14 uppmätta halter av koppar, zink och metylkvicksilver, sex av 14 av kadmium och fem av 14 blyhalter återfinns bland de 30 % högsta.

Tabell 28b. Halter av metaller och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område n, Loddbyviken och Pampusfjärden. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999b). För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå (cm)	Cu	Zn	Cd	Co	Pb	Hg	Cr	Ni	As	Met-Hg (ng/g TS)
						(mg/kg TS)					
n001	0–5	80,7	253	1,2	11,4	40,8	0,51	47,2	26,3	5,2	4,8
n001	15–20	90	283	1,3	12,0	50,4	0,56	48,4	28,1	6,0	1,3
n002	0–5	141	351	1,4	8,0	102	1,9	44,6	18,1	4,3	8,0
n002	10–15	229	637	1,7	11,0	194	2,0	68,0	25,9	8,8	1,5
n003	0–5	112	264	1,4	11,3	67,8	1,3	58,9	22,3	5,0	7,0
n003	15–20	122	335	1,7	12,0	73,8	1,6	61,2	29,0	6,3	1,4
n004	0–5	33,6	122	0,19	13,2	22,9	0,11	53,6	28,5	4,8	0,28
n005	0–5	30,7	108	0,20	11,1	22,0	0,16	43,3	25,0	4,3	0,62
n005	15–20	36,4	127	0,24	15,4	30,1	0,19	56,8	30,8	6,8	0,19
n006	0–5	28,7	134	0,17	15,6	26,0	0,11	59,4	31,7	8,0	3,4
n006	15–20	29,3	136	0,16	14,6	26,0	0,10	58,3	31,3	5,6	0,6
n007	0–5	114	276	1,2	11,0	60,6	0,83	49,1	22,8	4,6	3,8
n007	15–20	97,7	261	1,2	8,3	54,4	0,81	38,0	20,5	4,6	1,3
n007	20–30	32,4	72,4	0,57	0,72	13,1	0,16	4,8	2,51	1,1	0,91

Klass 1	Ingen/obetydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

Effektbaserade gränsvärden i HMFS 2019:25 (tabell 28c) överskrids för koppar en eller två gånger, beroende på vilken av två bakgrundshalter som subtraheras, för antracen i nio prover, för fluoranten i två prover, för TBT i 12 prover och för dekametylcyklopentasiloxan (D5) i tre prover.

Tabell 28c. Effektbaserade bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25 i område n, Loddbyviken och Pampusfjärden. Färgmarkeringar: Röd färg anger kvot mellan uppmätt halt/gränsvärde (GV) ≥ 1, och att ett ämnes halt överskrider bedömningsgrunden. Grön färg anger att halten underskrider bedömningsgrunden. Orange färg anger att kvot både underskrider/överskrider bedömningsgrunden beroende på vilken bakgrundshalt som subtraherats. Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	TS	TOC	Kvot						
				Cu[1]/GV	Pb/GV	Cd/GV	Antracen[2]/GV	Fluoranten[2]/GV	TBT[2]/GV	Siloxan D5[2]/GV
	(cm)	(%)	(%)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
n001	0–5	18,5	7,3	0,24–0,40	0,34	0,54	3,9	0,19	9,1	11,3
n001	15–20	24,7	7,4	0,34–0,50	0,42	0,55	6,4	0,32	17,4	-
n002	0–5	30,0	7,5	0,98–1,1	0,85	0,60	46,9	2,6	1,5	0,28
n002	10–15	26,4	6,9	2,4–2,5	1,6	0,74	9,1	1,4	0,46	-
n003	0–5	17,9	7,5	0,61–0,76	0,57	0,59	3,5	0,20	5,1	0,15
n003	15–20	21,1	6,8	0,9–1,0	0,62	0,74	4,0	0,22	30,4	-
n004	0–5	30,3	2,1	0,70–0,85	0,19	0,08	0,59	0,04	5,2	40,7
n005	0–5	33,0	2,2	0,51–0,67	0,18	0,09	0,74	0,07	4,6	0,52
n005	15–20	35,1	2,1	0,86–1,0	0,25	0,10	1,1	0,08	17,4	-
n006	0–5	21,1	2,5	0,29–0,44	0,22	0,08	< 0,34	0,02	4,2	0,46
n006	15–20	21,4	2,2	0,44–0,59	0,22	0,07	< 0,37	0,03	6,3	-
n007	0–5	15,0	11,2	0,15–0,31	0,51	0,52	2,8	0,17	2,7	2,8
n007	15–20	16,4	20,5	0	0,45	0,52	1,4	0,12	2,4	-
n007	20–30	8,0	46,1	0	0,11	0,25	0,63	0,06	0,30	-

[1] Halt normaliserad till 5 % TOC och korrigerad för bakgrundshalt.

[2] Halt normaliserad till 5 % TOC

Halten underskrider bedömningsgrunden

Halten överskrider bedömningsgrunden

Halten underskrider/överskrider bedömningsgrunden

Övriga organiska föreningars och metallers halter, vilka ingår i undersökningsområdets analysprogram, men vars halter inte har omnämnts eller redovisats här, återfinns i bilaga 7–9.

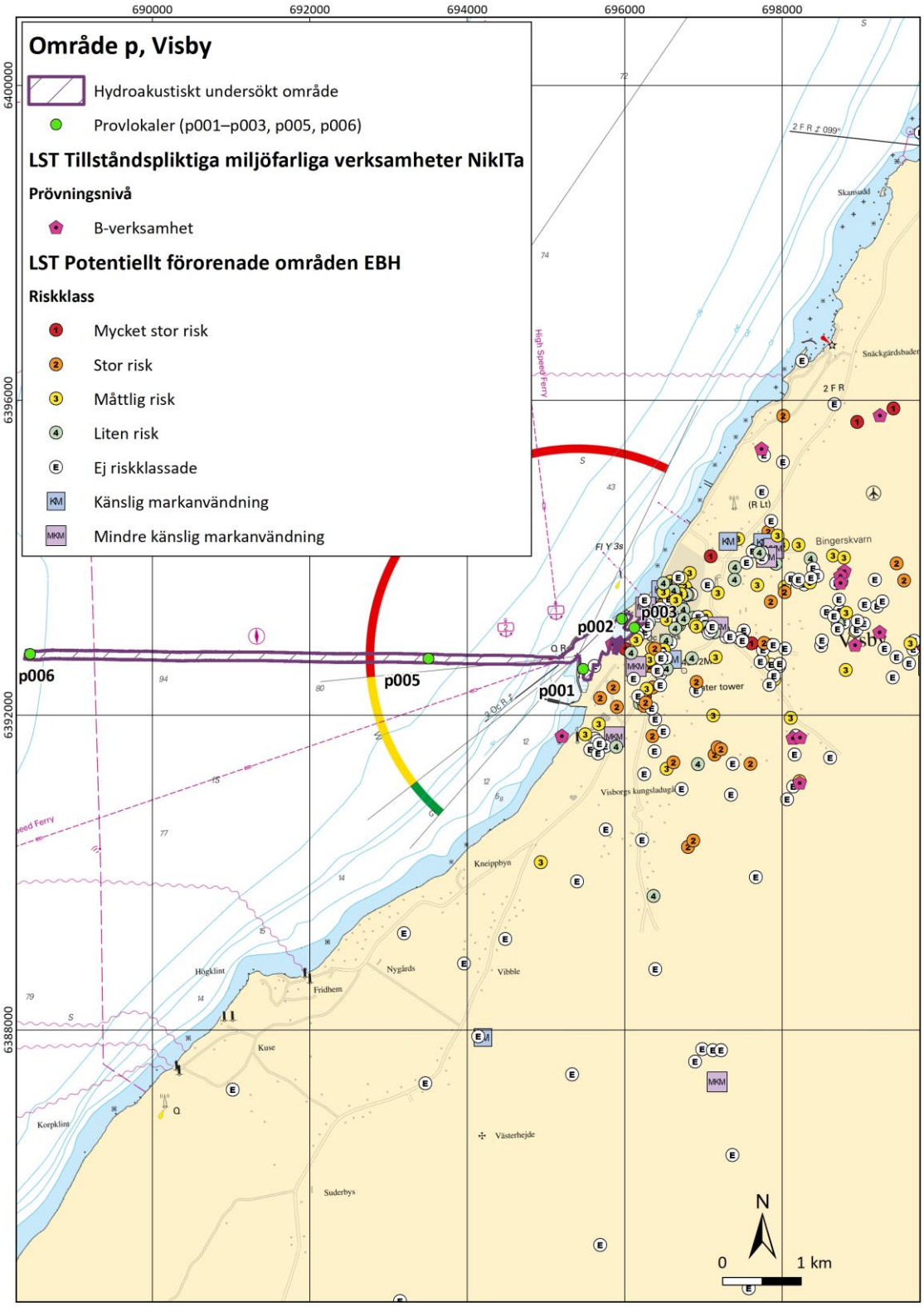
Område p, Visby

Undersökningsområde p omfattar Visby hamnbassäng samt en knappt fyra km lång transekt rakt västerut från hamnen (fig. 75a och 75b), allt beläget i Gotlands kommun och län.

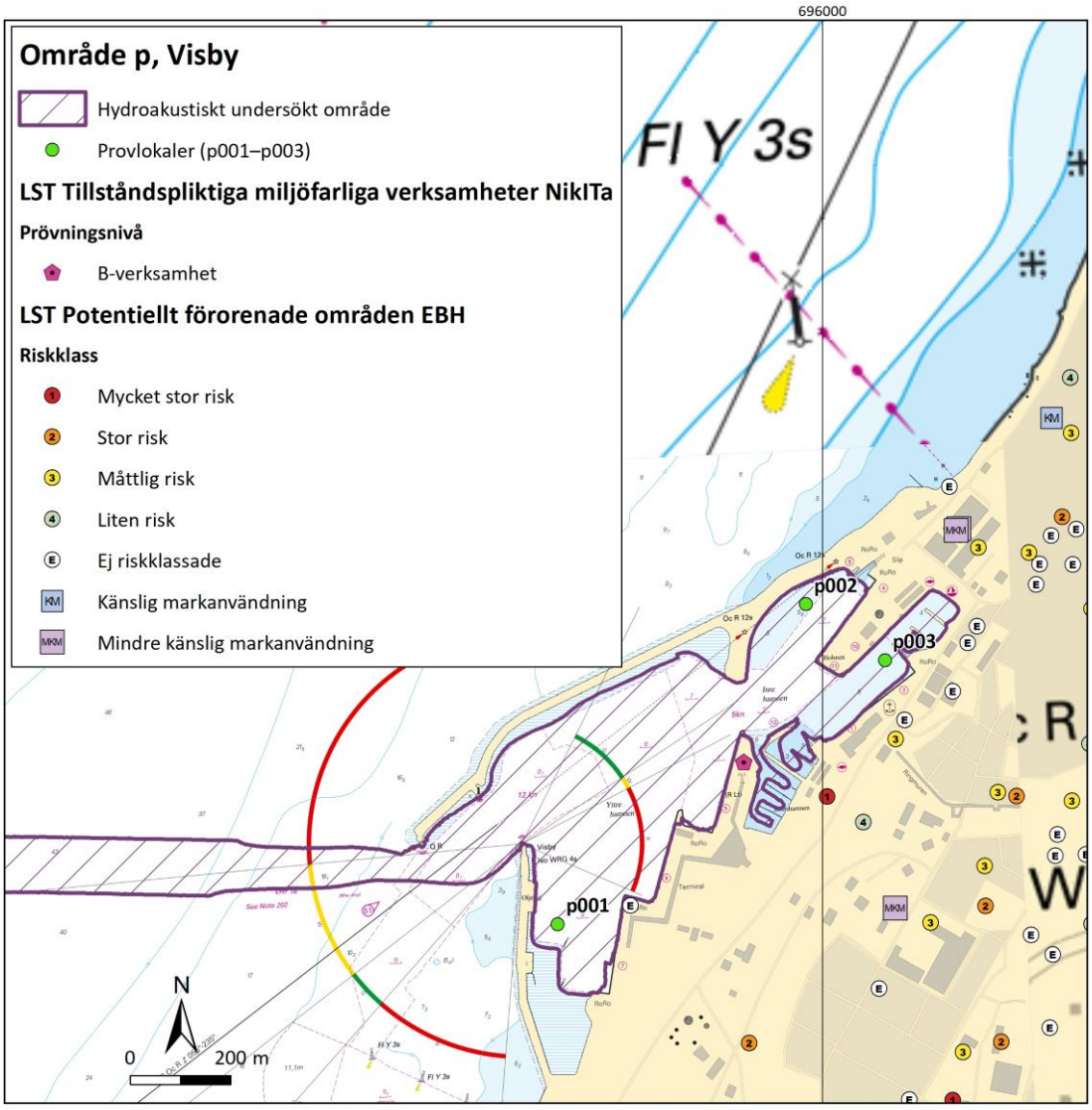
Utifrån de hydroakustiska undersökningarna och befintlig information valdes fem provlokaler ut (tabell 29) där sedimentet beskrevs och provtogs för miljökemisk analys. Se även bilaga 3 och bilaga 6 för ytterligare information om provlokalerna.

Bakgrundshistoria

Visby hamn har en omfattande kommersiell fartygstrafik och en fritidsbåtshamn vilka kan generera utsläpp i hamnen och påverka dess sediment. Ett gasverk som drevs under första halvan av 1900-talet hanterade bland annat stenkolstjära och hade öppna kol- och koksupplag. På gasverkstomten drevs även en kemtvätt. Under mitten av århundradet var även en oljeterminal i drift nära hamnen där det har lagrats och hanterats allehanda petroleumprodukter. För övrigt kan närheten till centrala Visby ge diffusa utsläpp från stadsmiljön.



Figur 75a. Hydroakustiskt undersökt område och provlokaler inom område p, Visby. Kartan visar även positioner för potentiella källor för föroreningsspridning enligt länsstyrelsernas (LST) register över miljöfarliga verksamheter (NikITa 2020) och förorenade områden (EBH-stödet 2020).



Figur 75b. Hydroakustiskt undersökt område och provlokaler inom del av område p, Visby hamn. Kartan visar även positioner för potentiella källor för föroreningsspridning enligt länsstyrelsernas (LST) register över miljöfarliga verksamheter (NikITa 2020) och förorenade områden (EBH-stödet 2020).

Tabell 29. Sedimentundersökningar i område p, Visby.
Kolumnen Analysnivåer anger, i centimeter från bottenytan och nedåt, de intervall i sedimentet som provtogs för analys. Förkortningarna i kolumnen Analyspaket utläses: G = Grundpaket (Vattenhalt, TOC, LOI, metaller, metyl-Hg, PAH_{16}, PCB_7, tennorganiska föreningar, alifater, aromater, BTEX). T står för olika tilläggspaket där T4 = Cyanid, T5 = Dioxiner + dioxinlika föreningar, T6 = Ftalater, T7 = Klorerade bekämpningsmedel, T10 = Oljeindex, T12 = PFAS, T14 = Pesticider i jord och hamnsediment (”TBT-ersättare”), T15 = Alkylerade PAH:er, T17 = DR CALUX, T18 = PAH CALUX, T19 = ER CALUX, T20 = Datering med ^{210}Pb, T21 = Non Target Screening.

Prov-lokal	Vatten-djup (m)	Analys-nivåer (cm)	Sediment, fältbedömning	Analyspaket
p001	7,5	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T4-T7, T10, T12, T14–T15, T17–T19
p002	6,0	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T4–T7, T10, T12, T14–T15, T17–T19, T21
p003	5,8	0–2	Postglacial gyttjelera	G, T4–T7, T10, T12, T14–T15, T17–T19
p005	69,0	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T4–T7, T10, T12, T14–T15, T18–T19, T21
p006	107,0	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T4–T7, T10, T12, T14–T15, T17–T19
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
		0–17	Postglacial silt och gyttjelera	T20

Geologiska förhållanden

Det hydroakustiska underlaget visar att den intensiva färjetrafiken flyttar runt sedimenten i stora delar av bassängen. De tre provlokalerna är därför placerade i de mer perifera delarna av bassängen, där hydroakustiken antyder att något lugnare förhållanden råder. De tre proven som togs inne i hamnbassängen visar på ett 1–2 cm tunt övre lager av recent postglacial lös gyttjelera följt av en mer konsoliderad äldre postglacial gyttjelera. På grund av åldersskillnaden mellan dessa enheter provtogs på lokal p003 endast intervallet 0–2 cm i stället för det i undersökningen vanliga 0–5 cm. Under den äldre postglaciala leran ligger förmodligen berggrunden nära, i det här fallet kalksten, även om den inte nåddes vid någon provtagning. Eftersom det översta lagret är så tunt är det förmodligen inte någon kontinuerlig sedimentation inne i hamnbassängen. Det översta lagret kan möjligen ha sedimenterat sedan den senaste sydvästliga stormen, så det är förmodligen en recent bildning.

Längs transekten ut från hamnen påträffas den första lämpliga provtagningslokalen först ute vid drygt 60 m vattendjup, detta som en relativt liten svacka fylld av postglacial gyttjelera, silt och sand. Det översta lagret med postglacial gyttjelera var här bara 4 cm mäktigt, därunder var det finsand. Fortsätter man följa transekten vidare västerut kommer en lång sträcka med mestadels glaciala leror i bottenytan, eller med bara tunna lager av postglacial lera. Nästa lämpliga provlokal, p006, förekommer först i slutet på transekten, på 107 m djup. Men även här bedömdes det recenta översta sedimentlagret vara mycket tunt, endast 4 cm, därunder påträffades postglacial silt och flera tusen år gammal finlaminerad lera, så kallad litorinalera. Vid lokal p006 skivades en 17 cm lång sedimentkärna i en centimeter tunna skivor för radiometrisk datering.

Miljökemisk redovisning

I Visby har metaller och organiska föreningar analyserats i sex prover vid fem provlokaler. Fem prover i ytsediment och ett prov i djupare sedimentskikt. Vilka analyspaket som analyserades i vilket sedimentskikt framgår av tabell 29.

För Visby hamnbassäng beskrivs under avsnittet *Geologiska förhållanden* ovan att sedimenten på grund av vattenrörelser i bassängen är uppbyggda endast under periodvis naturlig ackumulation Detta är antagligen orsaken till att torrsubstanshalterna (fig. 9) är höga, över 45 % i prov p001 och p002.

För organiska föreningar, som kan indelas i olika tillståndsklasser enligt tabell 30a, uppmättes mycket höga halter (tillståndsklass 5) i tre av sex prover, och då av ΣDDT i prov p006 (0–5 cm), av PCB_7 i prov p002, och av DBT i prov p002 och p003. Höga halter (tillståndsklass 4) uppmättes av PAH_{11} i prov p003 och p005, ΣDDT i prov p005 och MBT i prov p002 och p003. PCDD/F och HCB kunde inte haltbestämmas över sina kvantifieringsgränser. Att de högsta halterna av såväl ΣDDT (18,1 µg/kg TS) som ΣPFAS (3,4 µg/kg TS) uppmättes vid provlokal p006 (0–5 cm) som är belägen längst ut i havet från Visby är lite förvånande. Dessa halter utgör för ΣPFAS den femte och för ΣDDT den sjätte högsta uppmätta i hela undersökningen. Till skillnad från provlokalerna inne i hamnen, där ΣPFAS utgörs till 100 % av PFOS, utgörs ΣPFAS vid provlokal p006 till största delen (68 %) av perfluorhexansulfonsyra (PFHxS). ΣDDT-halten vid provlokal p006, utgörs till 100 % av DDT:s nedbrytningsprodukter *p,p'*-DDD+ *p,p'*-DDE. Detta tolkas som att det inte längre sker någon större nytillförsel av DDT. På motsvarande sätt kan en kvot (TBT/(MBT+DBT)) bildas mellan TBT och dess nedbrytningsprodukter MBT och TBT för att få en uppfattning om hur långt nedbrytningen av TBT fortgått. När denna kvot räknas fram för respektive prov från det innersta i hamnbassängen till det längs ut i havet, det vill säga i ordningen p001, p002, p003, p004 och p005, erhålls kvoterna 0,68; 0,26; 0,20; 1,23 och 1,78. Detta tolkas som att nedbrytningen av TBT inte är lika långt gången i sediment från de djupare bottnar ute till havs som i sedimenten inne i hamnområdet.

För ämnen utan bedömningsgrunder återfinns i ytsediment:

Den högsta, andra, tredje och 34:e högsta uppmätta halten av alkyerade PAH:er i undersökningen (fig. 20). Högsta halten, 400 580 µg/kg TS, uppmättes i prov p003, vilket är inne i hamnområdet. Näst högst (260 680 µg/kg TS) och tredje högsta (157 400 µg/kg TS) halten påträffades även inne i Visby hamn. Halterna är mycket höga. De alkylerade PAH:er som bidrar mest till detta, i de tre proverna (p001, p002, p003) med högst uppmätta halter är naftalen (C2-alkyl,) ca 37 %, fenantren/antracen (C2-alkyl) ca 24 % och fenantren/antracen (C1-alkyl) cirka 19 %. Jämförs dessa tre provers uppmätta halter av PAH_{11}, med de uppmätta halterna av alkylerade PAH:er, överstiger totalhalten alkylerade PAH:er, den för PAH_{11} med en faktor 370. Samma kvot för övriga undersökningsområden ligger runt 1. En möjlig förklaring till detta skulle kunna vara att stora utsläpp av råolja eller diesel har skett inne i Visby hamn, då dessa bränslen kan innehålla en mycket stor andel alkylerade PAH:er. Totalt antal analyserade prover: 41.

Den 12:e (och även 13:e och 16:e) högsta uppmätta halten av di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP), en ftalat, i undersökningen (fig. 30). Halterna varierade mellan 200 och 230 µg/kg TS), med högst uppmätta halter i prov p002 och p003. Totalt antal analyserade prover: 43.

Den 15:e (och 34:e) högsta uppmätta halten av oljeindex i undersökningen (fig. 37). Halterna varierar mellan 47 och 171 mg/kg TS). Högst halt uppmättes i prov p006. Totalt antal analyserade prover: 65.

När det gäller toxicitetstesterna påträffades i Visby den tionde (och även 13:e, 23:e och 29:e) högsta östrogen-responsen för ER CALUX i undersökningen (fig. 63). Halterna varierar mellan 0,08 och 0,33 µg 17b estradiol eq./kg TS, med högsta halt i prov p002. Totalt antal analyserade prover: 37.

Tabell 30a. Halter av organiska föroreningar i sediment i område p, Visby. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets uppdaterade bedömningsgrunder för miljökvalitet (Josefsson 2017). För dioxiner och furaner (PCDD/F) används norska bedömningsgrunder (Miljødirektoratet 2020). Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. Summahalter: utrapporterade ”mindre-än-värden” sätts till noll vid summeringen. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå (cm)	PAH_{11}	HCB	∑HCH	∑DDT	PCB_7	MBT	DBT	TBT	PFOS	∑PFAS	PCDD/F	DL-PCB
		(µg/kg TS)										(ng TEQ/kg TS)	
p001	0-5	248	< 0,1	0	0,11	0,61	2,6	6,8	6,4	0,07	0,07	0	0,002
p002	0-5	632	< 0,1	0,23	0,20	48,9	12,2	47,1	15,1	0,08	0,08	0	0,87
p003	0-2	1 240	< 0,1	0	0,24	1,5	10,5	26,5	7,4	0,05	0,05	0	0,9
p005	0-5	2 620	< 0,1	0,35	6,1	2,3	1,1	< 1	1,4	0,15	0,36	0	0
p006	0-5	698	< 0,1	0,44	18,1	2,4	2,0	3,7	10,2	0,45	3,39	0	0
p006	15-25	45,8	-	-	-	0	< 1	< 1	< 0,2	-	-	-	-

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

Klass 1 eller 2 Rapporteringsgräns omöjliggör exakt klassning

Obs! Att summahalten för ∑HCH, PCDD/F och DL-PCB redovisas som ”0” innebär inte att halten är noll utan är enbart ett resultat av att halter inte uppmätts över kvantifieringsgränserna.

För metaller är avvikelsen i halt mycket stor i förhållande till jämförvärden för koppar, kadmium, kobolt, bly, krom, nickel och arsenik i prov p001 och p003 (tabell 30b). Halterna kadmium, kobolt, krom, nickel, arsenik och tenn utgör vid dessa två provlokaler de högsta och näst högsta i hela undersökningen. Vid provlokal p003 uppmättes högsta halten av kadmium (180 mg/kg TS), kobolt (166 mg/kg TS), krom (170 mg/kg TS), arsenik (183 mg/kg TS), och även tenn (71,4 mg/kg TS) i hela undersökningen. I prov p001 uppmättes högsta halten av nickel (178 mg/kg TS), och i prov p006 (15–25 cm) uppmättes högsta halten av uran (21,9 mg/kg TS) i hela undersökningen. Halterna av kvicksilver och metylkvicksilver återfinns alla i den nedre delen av uppmätta halter i undersökningen.

Tabell 30b. Halter av metaller och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område p, Visby. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999b). För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	Cu	Zn	Cd	Co	Pb	Hg	Cr	Ni	As	Met-Hg
	(cm)					(mg/kg TS)					(ng/g TS)
p001	0–5	160	158	167	163	162	< 0,04	170	178	182	0,38
p002	0–5	36,9	72,7	0,19	5,3	12,5	< 0,04	21,2	41,2	3,5	0,47
p003	0–2	165	173	180	166	166	< 0,04	170	177	183	0,11
p005	0–5	26,3	115	0,62	6,7	42,8	0,08	23	20,9	5,4	0,42
p006	0–5	63,2	162	1,6	10	23,4	0,08	34,1	45,6	12	0,16
p006	15–25	62,8	94,9	1,3	11,8	21	< 0,04	35,4	38,3	7,5	0,07

Klass 1	Ingen/obetydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

Jämfört med de effektbaserade bedömningsgrunderna i HMFS 2019:25 överskrids dessa för koppar i tre prover, för bly och kadmium i två prover vardera, för antracen i fyra prover och för TBT i fem prover, se tabell 30c. De mycket låga TOC-halterna tillsammans med extremt höga halter av kadmium i prov p002 och p003 och höga halter TBT i prov p001, p002 och p003 gör att bedömningsgrunderna för kadmium och TBT överskrids med en mycket hög faktor. För kadmium mellan 78,3 och 72,6.

Tabell 30c. Effektbaserade bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25 i område p, Visby. Färgmarkeringar: Röd färg anger kvot mellan uppmätt halt/bedömningsgrund (BG) ≥ 1, och att ett ämnes halt överskrider bedömningsgrunden. Grön färg anger att halten underskrider bedömningsgrunden. Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	TS	TOC	Kvot						
				Cu[1]/BG	Pb/BG	Cd/BG	Antracen[2]/BG	Fluoranten[2]/BG	TBT[2]/BG	Siloxan D5[2]/BG
	(cm)	(%)	(%)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
p001	0–5	65,0	1,1	13,6–13,7	1,4	72,6	1,2	0,09	18,6	-
p002	0–5	30,3	1,3	2,0–2,2	0,10	0,08	2,7	0,19	37,8	-
p003	0–2	58,6	1,4	10,8–11,0	1,4	78,3	4,4	0,38	17,0	-
p005	0–5	44,8	2,0	0,44–0,60	0,36	0,27	11,4	0,60	2,2	-
p006	0–5	13,4	5,6	0,25–0,41	0,20	0,72	0,21	0,03	5,7	-
p006	15–25	30,1	4,6	0,49–0,64	0,18	0,58	< 0,18	< 0,005	< 0,14	-

[1] Halt normaliserad till 5 % TOC och korrigerad för bakgrundshalt.
[2] Halt normaliserad till 5 % TOC

Halten underskrider bedömningsgrunden
Halten överskrider bedömningsgrunden

Övriga organiska föreningars och metallers halter, vilka ingår i undersökningsområdets analysprogram, men vars halter inte har omnämnts eller redovisats här, återfinns i bilaga 8 och bilaga 9.

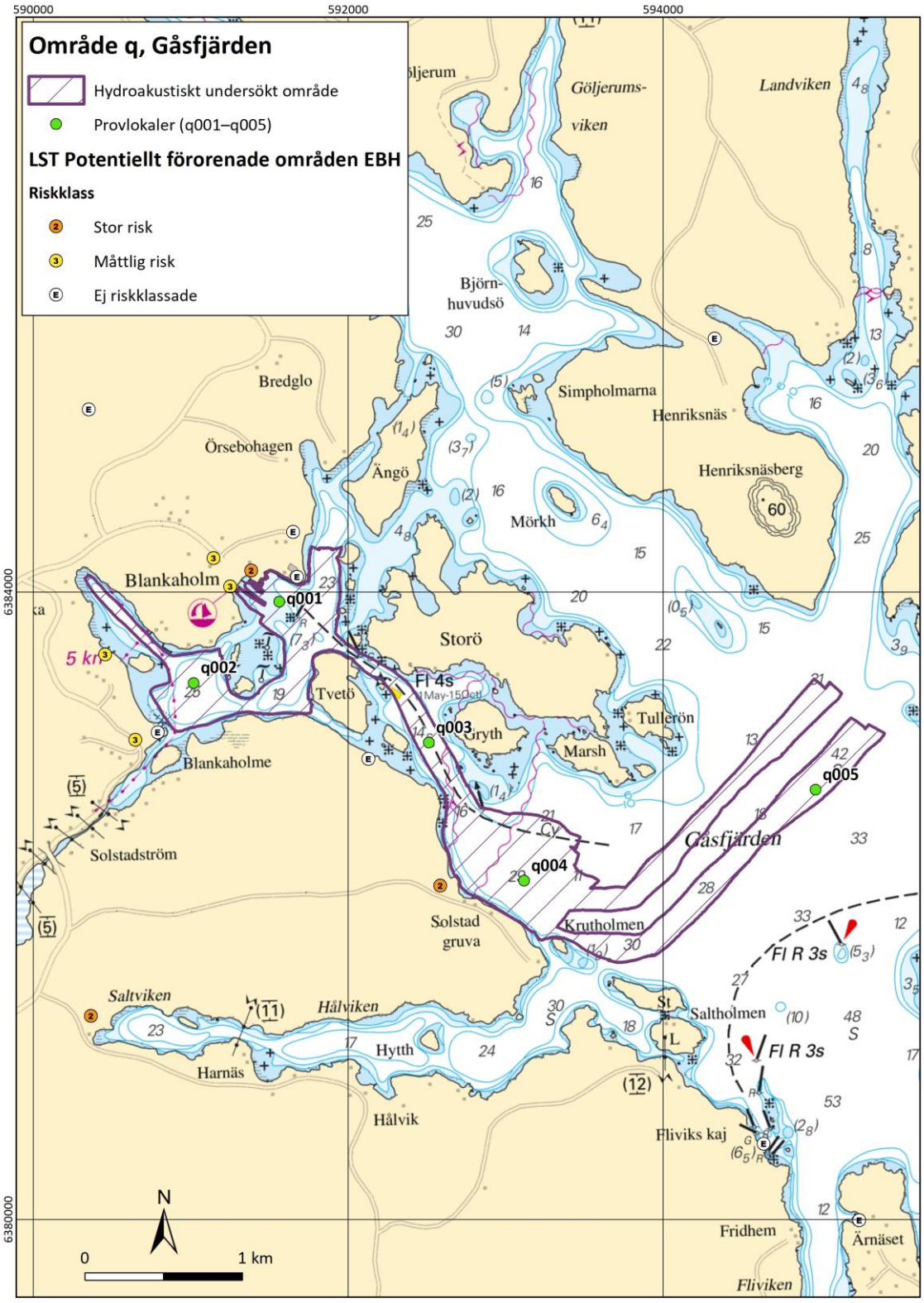
Område q, Gåsfjärden

Undersökningsområdet är i norra delen beläget i Västerviks kommun medan den södra tillhör Oskarshamns kommun, båda i Kalmar län. Området omfattar små vikar, fjärdar och sund omkring bruksorten Blankaholm i väster och därifrån via ett sund åt sydost ut i delar av Gåsfjärden i öster, se figur 76.

Utifrån de hydroakustiska mätningarna och befintlig information valdes fem provlokaler ut (tabell 31) där sedimentet beskrevs och provtogs för miljökemisk analys. Se även bilaga 3 och bilaga 6 för ytterligare information om provlokalerna.

Bakgrundshistoria

I bruksorten Blankaholm låg ett relativt stort sågverk med doppning vilket lokalt nära stranden orsakat dioxinförorenade jordmassor. I Blankaholm finns även ett varv och en fritidsbåtshamn. Längre österut, nära Gåsfjärdens sydvästra strand ligger resterna av Solstad gruva där koppar bröts från sen medeltid till slutet av 1800-talet. Varphögar ligger ännu kvar helt strandnära. Koppar utvanns ur malmen vid äldre bruk belägna i Mörtfors och Virum några kilometer utanför området, vid de genom landhöjning nästan avsnörda sunden som mynnar åt nordost genom Solstadström. Från dessa verksamheter kan eventuellt föroreningar ha spridits norrut genom strömmen till nu undersökta bottnar norr om ön Blankaholme.



Figur 76. Hydroakustiskt undersökt område och provlokaler inom område q, Gåsfjärden. Kartan visar även positioner för potentiella källor för föroreningsspridning enligt länsstyrelsernas (LST) register över miljöfarliga verksamheter (NiklTa 2020) och förorenade områden (EBH-stödet 2020).

Tabell 31. Sedimentundersökningar i område q, Gåsfjärden.
Kolumnen Analysnivåer anger, i centimeter från bottenytan och nedåt, de intervall i sedimentet som provtogs för analys. Förkortningarna i kolumnen Analyspaket utläses: G = Grundpaket (Vattenhalt, TOC, LOI, metaller, metyl-Hg, PAH_{16}, PCB_7, tennorganiska föreningar, alifater, aromater, BTEX). T står för olika tilläggspaket där T5 = Dioxiner + dioxinlika föreningar, T7 = Klorerade bekämpningsmedel, T8 = Klorfenoler, T10 = Oljeindex, T12 = PFAS, T14 = Pesticider i jord och hamnsediment (”TBT-ersättare”), T17 = DR CALUX, T20 = Datering med ^{210}Pb, T21 = Non Target Screening.

Provlokal	Vattendjup (m)	Analysnivåer (cm)	Sediment, fältbedömning	Analyspaket
q001	5,4	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T5, T7-T8, T10, T12, T14, T17, T21
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
q002	22,1	0–5	Postglacial lergyttja	G, T5, T7–T8, T10, T12, T14, T17, T21
		15–20	Postglacial lergyttja	G
q003	18,0	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T5, T7–T8, T10, T12, T14, T17
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
q004	31,0	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T5, T7–T8, T10, T12, T14, T17
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
q005	37,0	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T5, T7–T8, T10, T12, T14, T17, T21
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
		0–50	Postglacial gyttjelera	T20

Geologiska förhållanden

Denna del av norra Smålandskusten karaktäriseras av ett brutet landskap med lerfyllda sprickdalssystem åtskilda av bergspartier sparsamt täckta av tunn morän. Detta återspeglas i skärgården utanför Blankaholm där vattenlederna fyller de branta sprickdalarna med vattendjup på flera tiotals meter även relativt nära land. Där sprickdalssystemen korsas finns öppnare fjärdar och särskilt de inre av dessa är mycket skyddade från vind och vågor. På dessa skyddade djupa bottnar finns goda förutsättningar för pågående kontinuerlig ackumulation av sediment. De genomförda ekolodsmätningarna i området bekräftar detta genom att de lite djupare belägna sedimenten verkar ha hög organisk halt och innehåll av gas. Detta syntes tydligt vid provlokal q002 där analysprov togs i en mycket lös okonsoliderad lergyttja vilken kan antas ge en god generell bild av miljökemisk status i det undersökta områdets inre del. Detta sediment var gasrikt och kraftigt reducerat, det vill säga syrefritt, flera decimeter ner under bottenytan. Vid provlokal q001 påträffades en gyttjelera vilken avsatts på grundare vatten nära förorenade områden i Blankaholm. I sundet sydost om Blankaholm ut mot Gåsfjärden påträffades i en djupare del en gyttjelera vilken provtogs vid lokal q003 för att utröna om föroreningar spridits hit. Även vid lokal q004, där Gåsfjärden öppnar sig, provtogs gyttjelera i den djupbotten som utifrån de hydroakustiska mätningarna ligger närmast Solstad gruva. Slutligen provtogs gyttjelera vid lokal q005 som bedöms kunna representera miljökemin i Gåsfjärdens sediment i stort. Vid lokal q005 togs dessutom en 50 cm lång sedimentkärna för radiometrisk datering.

Miljökemisk redovisning

I Gåsfjärden har metaller och organiska föreningar analyserats i elva prover både i ytan och i djupare sedimentskikt vid fem provlokaler. Vilka analyspaket som analyserades i vilket sedimentskikt framgår av tabell 31. I åtta av dessa prover uppmättes höga eller mycket höga halter av PAH_{11}, HCB, HCH, ∑DDT, PCB_7, MBT, DBT och TBT (tabell 32a). Uppmätta halter är väldigt höga. Av uppmätta halter av MBT och ∑PFAS/PFOS återfinns två respektive tre av dessa haltmätningar bland de 7 % högsta i hela undersökningen. I prov q001 (0–5 cm) uppmättes

dessutom både den högsta halten av ∑HCH (11,0 µg/kg TS) och den tionde högsta halten av PAH_{11} i hela undersökningen. PCDD/F och DL-PCB kunde inte haltbestämmas över sina kvantifieringsgränser med undantag för PCDD/F i prov q001 och q002. Kvoten mellan TBT och dess brytningsprodukter MBT och DBT, varierade från 0,2 till 0,9, vilket tolkas som att TBT är långt nedbruten. När det gäller uppmätt halt av DDT utgörs denna helt och hållet av DDT:s nedbrytningsprodukter *p,p'*-DDD+ *p,p'*-DDE.

Vid en jämförelse av halterna i tabell 32a och kartan i figur 76 framgår en trend med minskade halter från det instängda vattnet inne vid Blankaholm ut mot den öppnare Gåsfjärden. Lite förvånande går det även att identifiera en motsatt trend för ∑PFAS, det vill säga med minskande halter från Gåsfjärden in mot Blankaholm som skulle kunna tolkas som om en belastningskälla för ∑PFAS finns i Gåsfjärden, eller längre ut.

För ämnen utan bedömningsgrunder återfinns i ytsediment:

Den nionde (och även elfte, 14:e, 22:a och 26:e) högsta uppmätta halten av Irgarol (cubutryn) i undersökningen (fig. 25). Halterna varierar mellan 0,33 och 3,0 ug/kg TS, med högsta halterna uppmätt i prov q001 och q002. Totalt antal prover analyserade: 64.

Den tredje (och även sjätte, 23:e, 29:e och 34:e) högsta uppmätta halten av alifater (C5–C35) i undersökningen (fig. 42). Halterna varierar mellan 55 och 294 mg/kg TS, med högsta uppmätt halt i prov q004. Totalt analyserade prover: 66.

Tabell 32a. Halter av organiska föroreningar i sediment i område q, Gåsfjärden. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets uppdaterade bedömningsgrunder för miljökvalitet (Josefsson 2017). För dioxiner och furaner (PCDD/F) används norska bedömningsgrunder (Miljødirektoratet 2020). Cell markerad med "-" visar att ingen analys har utförts. Summahalter: utrapporterade "mindre-än-värden" sätts till noll vid summeringen. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå (cm)	PAH_{11}	HCB	∑HCH	∑DDT	PCB_7	MBT	DBT	TBT	PFOS	∑PFAS	PCDD/F	DL-PCB
		(µg/kg TS)										(ng TEQ/kg TS)	
q001	0–5	12 600	0,53	10,6	6,6	21,0	45,5	69,8	66	< 0,50	0,4	2,2	0
q001	15–20	5 230	-	-	-	11,2	7,0	11,4	17,3	-	-	-	-
q002	0–5	1 850	4,6	1,3	9,9	5,0	49,9	69	56	0,46	1,0	0,98	0
q002	15–20	2 160	-	-	-	6,8	15,9	20	27,4	-	-	-	-
q003	0–5	5 500	0,17	0,8	2	5,4	12	11,7	10,2	1,2	4,4	0	0
q003	15–20	178	-	-	-	0	< 1	< 1	< 0,2	-	-	-	-
q004	0–5	777	0,14	0,3	1,8	2,5	9,8	4,1	2,9	1,3	5,1	0	0
q004	15–20	1 430	-	-	-	0,77	< 1	< 1	< 0,2	-	-	-	-
q005	0–5	568	0,85	0,3	1,1	3,7	6,8	5,8	2,4	2,0	5,2	0	0
q005	15–20	984	-	-	-	5,4	7,3	17	13,2	-	-	-	-

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

Obs! Att summahalten för PCB_7, PCDD/F och DL-PCB redovisas som "0" innebär inte att halten är noll utan är enbart ett resultat av att halter inte uppmätts över kvantifieringsgränserna.

I åtta av tio prover uppmättes halter av koppar, zink, kadmium, bly, krom och arsenik med stor eller mycket stor avvikelse gentemot sina jämförvärden (tabell 32b). I två av dessa prover uppmättes förhållandevis höga halter. I prov q004 (0–5 cm) och prov q005 (15–20 cm) återfinns den 16:e och 19:e samt den fjärde och sjätte högsta uppmätta halten av koppar respektive kobolt i undersökningen. I prov q004 påträffades vidare den sjätte respektive fjärde högsta halten av krom och nickel i denna undersökning. Jämfört med uppmätta halter av metylkvicksilver i de andra undersökningsområdena ska halterna i Gåsfjärden betraktas som medelhöga.

Tabell 32b. Halter av metaller och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område q, Gåsfjärden. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999b). För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	Cu	Zn	Cd	Co	Pb	Hg	Cr	Ni	As	Met-Hg
	(cm)					(mg/kg TS)					(ng/g TS)
q001	0–5	57,2	128	0,93	8,59	50,5	0,21	35,2	25,6	18	2,3
q001	15–20	49,7	144	1,2	10,8	48,4	0,26	43,1	31	11,5	0,27
q002	0–5	54,6	185	1,2	12,7	40,7	0,12	41,2	28,9	11,8	0,49
q002	15–20	63,3	223	2,0	13,3	52,4	0,19	44,4	31,9	12,3	0,40
q003	0–5	18,2	79,1	0,10	4,7	8,4	< 0,04	31,5	18,2	31,1	2,2
q003	15–20	17	27,4	0,05	4,2	4,7	< 0,04	24,2	11,5	22,5	0,09
q004	0–5	115	282	0,78	22,9	94,6	0,34	82,9	61,5	24,8	0,72
q004	15–20	62,5	112	0,40	17,2	29,6	0,05	50,1	36,9	15,3	0,29
q005	0–5	63,4	162	0,35	16,8	42,9	0,15	48,2	39,6	19	3,0
q005	15–20	112	222	0,70	22,6	55,2	0,19	53,6	37,3	20,2	0,16

Klass 1	Ingen/obetydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

När det gäller de effektbaserade bedömningsgrunderna i HVMS 2019:25 överskrids bedömningsgrunden för antracen i tre prover och bedömningsgrunden för TBT i sju prover, se tabell 32c.

Tabell 32c. Effektbaserade bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25 i område q, Gåsfjärden. Färgmarkeringar: Röd färg anger kvot mellan uppmätt halt/bedömningsgrund (BG) ≥ 1, och att ett ämnes halt överskrider bedömningsgrunden. Grön färg anger att halten underskrider bedömningsgrunden. Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	TS	TOC	Kvot						
				Cu[1]/BG	Pb/BG	Cd/BG	Antracen[2]/BG	Fluoranten[2]/BG	TBT[2]/BG	Siloxan D5[2]/BG
	(cm)	(%)	(%)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
q001	0–5	17,0	13,1	0	0,42	0,41	4,6	0,49	15,7	-
q001	15–20	19,9	10,5	0	0,40	0,53	2,8	0,24	5,2	-
q002	0–5	7,2	9,5	0	0,34	0,53	0,56	0,08	18,5	-
q002	15–20	9,4	9,1	0	0,44	0,87	0,74	0,10	9,4	-
q003	0–5	14,2	8,2	0	0,07	0,04	3,7	0,34	3,9	-
q003	15–20	18,7	5,8	0	0,04	0,02	< 0,14	0,01	< 0,11	-
q004	0–5	13,7	8,2	0,53–0,68	0,79	0,34	0,19	0,03	1,1	-
q004	15–20	20,4	6,0	0,18–0,34	0,25	0,18	0,48	0,07	< 0,11	-
q005	0–5	12,0	9,2	0	0,36	0,15	0,14	0,02	0,82	-
q005	15–20	16,6	7,9	0,54–0,70	0,46	0,30	0,20	0,03	5,2	-

[1] Halt normaliserad till 5 % TOC och korrigerad för bakgrundshalt.

[2] Halt normaliserad till 5 % TOC

Halten underskrider bedömningsgrunden

Halten överskrider bedömningsgrunden

Övriga organiska föreningars och metallers halter, vilka ingår i undersökningsområdets analysprogram, men vars halter inte har omnämnts eller redovisats här, återfinns i bilaga 8 och bilaga 9.

Område s, Pukaviksbukten

Område s är beläget i Karlshamns kommun, Blekinge län. Undersökningarna planerades i tre delområden, se figur 77a och 77b. I det ena undersöktes en transekt in mot Mörrumsåns mynning, det andra som en bred korridor med korsande transekter från Byggesviken vid Mörrums bruk ut till Pukaviksbukten. Det tredje området lokaliserades kring mynningen av det rör som släpper ut processvatten från bruket.

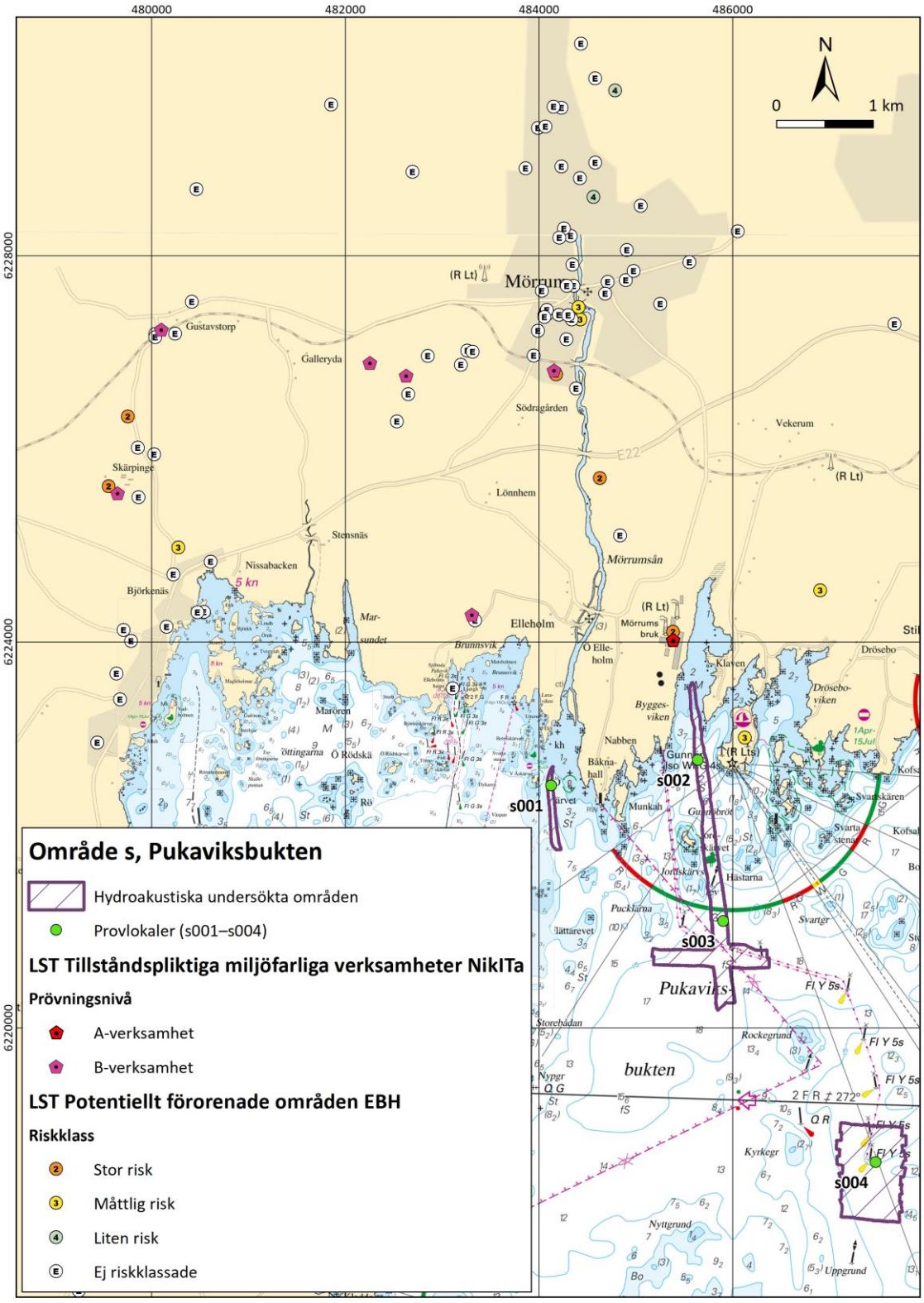
Utifrån resultaten av nu utförda hydroakustiska mätningar och befintlig information valdes fyra provlokaler ut (tabell 33) där sedimentet beskrevs och två av dem befanns lämpliga för uttag av prover för miljökemisk analys. Se även bilaga 3 och bilaga 6 för ytterligare information om provlokalerna.

Bakgrundshistoria

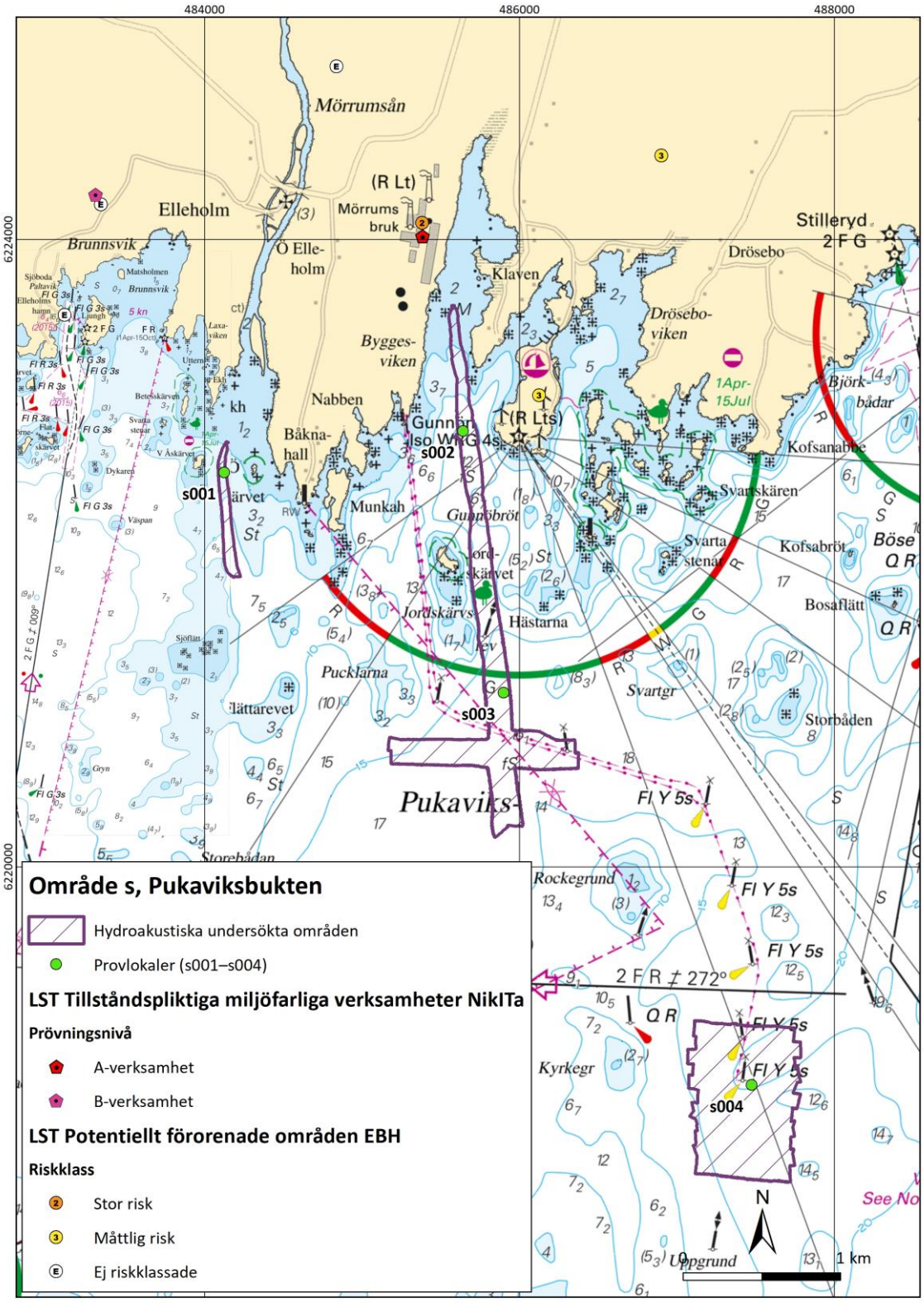
Område s berör två olika vattenförekomster och avser även att belysa två relativt olika botten-områden vad gäller verksamheter och möjlig belastning av föroreningar.

I det västra finns en komplex historik med olika påverkanskällor belägna uppströms Mörrumsån. Det handlar bland annat om textilindustri, verkstadsindustrier, ytbehandling, avfallshantering och deponier, vissa med rötter från sent 1800-tal.

Den östra delen utgörs av bottnar in mot den grunda Byggesviken vid Mörrums massa- och pappersbruk samt i anslutning till brukets avloppstub vilken mynnar några kilometer åt sydsydost från bruket, det vill säga ute i mitten av Pukaviksbukten. Verksamheten startade i början på 1960-talet vilket får anses jämförelsevis sent för denna bransch. På Gunnön, öster Byggesviken, har äldre stenbrott använts av bruket för deponering av avfall och restprodukter. Vid Gunnön finns även en småbåtshamn.



Figur 77a. Hydroakustiskt undersökta områden och provlokaler inom område s, Pukaviksbukten. Kartan visar även positioner för potentiella källor för föroreningsspridning enligt länsstyrelsernas (LST) register över miljöfarliga verksamheter (NikITa 2020) och förorenade områden (EBH-stödet 2020).



Figur 77b. Hydroakustiskt undersökta områden och provlokaler inom område s, Pukaviksbukten. Kartan visar även positioner för potentiella källor för föroreningsspridning enligt länsstyrelsernas (LST) register över miljöfarliga verksamheter (NikITa 2020) och förorenade områden (EBH-stödet 2020).

Tabell 33. Sedimentundersökningar i område s, Pukaviksbukten.
Kolumnen Analysnivåer anger, i centimeter från bottenytan och nedåt, de intervall i sedimentet som provtogs för analys. Förkortningarna i kolumnen Analyspaket utläses: G = Grundpaket (Vattenhalt, TOC, LOI, metaller, metyl-Hg, PAH_{16}, PCB_7, tennorganiska föreningar, alifater, aromater, BTEX). T står för olika tilläggspaket där T1 = Alkylfenoler, T2 = Bromerade flamskyddsmedel, T3 = Cr^{6+}, T4 = Cyanid, T5 = Dioxiner + dioxinlika föreningar, T6 = Ftalater, T7 = Klorerade bekämpningsmedel, T8 = Klorfenoler, T9 = Klorparaffiner, T10 = Oljeindex, T11 = Organofosfater, T12 = PFAS, T14 = Pesticider i jord och hamnsediment (”TBT-ersättare”), T15 = Alkylerade PAH:er, T17 = DR CALUX, T18 = PAH CALUX, T19 = ER CALUX, T21 = Non Target Screening.

Prov-lokal	Vatten-djup (m)	Analys-nivåer (cm)	Sediment, fältbedömning	Analyspaket
s001	5,0	-	Postglacial grovsiltig finsand*	-
s002	11,6	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T12, T14–T15, T17–T19, T21
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
s003	17,0	0–4	Postglacial gyttjig siltig finsand	G, T1–T12, T14–T15, T17–T19
s004	22,0	-	Postglacial finsand*	-

* Ej relevant för miljökemisk analys

Geologiska förhållanden

Pukaviksbuktens bottnar utgör en flackt lutande fortsättning ut i Östersjön på västra Blekinges småbrutna landskap där leror mosaikartat fyller svackorna mellan morän- och bergknallar. En långsträckt isälvsavlagring löper från norr genom Svängsta och Mörrum mot söder ut i bukten för att åter dyka upp på Listerlandet i sydväst. I anslutning till isälvsavlagringen finns utbredda avlagringar av postglacial svallsand. Dessa sedimentförhållanden föreligger i stora drag även på Pukaviksbuktens relativt grunda bottnar. Genom det öppna läget mot söder och öster som tillåter havssjögång att nå in i bukten bör transport och erosion vara dominerande sedimentdynamiska processer, vilket bekräftats i tidigare undersökningar av SGU. Detta indikerades även i de nu utförda hydroakustiska mätningarna, vilka planerades där det i någon mån bedömdes finnas förutsättningar för ackumulation av finkorniga sediment och organiskt material i form av gyttjiga sediment, utan att vara för långt bort från potentiella källor. Vid provlokal s002, belägen innanför de i viss mån vågbrytande skären och grynnorna söder om Gunnön, indikerade hydroakustiken en bassäng med möjlig ackumulationsbotten. I den påträffades följaktligen en gyttjelera vilken provtogs för miljökemisk analys. Vid lokal s003 belägen något längre ut i bukten påträffades främst minerogena sediment men med ett i bottenytan noterbart innehåll av gyttja. Detta indikerar att det inte pågår kontinuerlig ackumulation. Det bedömdes dock att det vid lokal s003 under perioder med små vattenrörelser sker viss ackumulation av organiskt material varför ett ytligt prov togs för analys. Analysresultaten från detta ska bedömas med försiktighet, mer som en ögonblicksbild av den miljökemiska statusen än något som representerar en mer permanent situation. Vid lokalerna s001 och s004 påträffades endast minerogena sediment, främst sand, varför provuttag för miljökemisk analys är irrelevant. De eventuella sedimentbundna föroreningar som kommer ut från Mörrumsån, lokal s001, respektive utloppsröret nära lokal s004 sprids rimligen ut i hela Pukaviksbukten och sannolikt vidare ut i Hanöbukten och södra Östersjön innan de kan sedimentera på djupare bottnar. För en mer regional beskrivning av föroreningssituationen i sediment längs Blekinges kust hänvisas till SGU-rapport ”Miljöföroreningar i sediment vid Blekinges kust och i Hanöbukten” (Josefsson 2016).

Miljökemisk redovisning

I Pukaviksbukten har tre prov från två provlokaler analyserats på metaller och organiska föreningar enligt de analyspaket som framgår av tabell 33. I ett av dessa prover, i det djupare insamlade provet, vid provlokal s002 uppmättes en mycket hög halt av MBT (tabell 34a). I det provet uppmättes även en hög halt av DBT. Höga halter av PAH_{11} uppmättes i prov s002 och s003. Vid provlokal s002, i ytprovet, uppmättes en hög halt av ∑HCH. PCDD/F och DL-PCB uppmättes inte över sina kvantifieringsgränser. Uppmätta halter av PAH_{11}, PCB_7 och ∑DDT återfinns, med undantag för PAH_{11} i prov s003 och prov s002 för ∑DDT, i den nedre halvan av uppmätta halter i undersökningen. Uppmätt halt av ∑PFAS i prov s002 är den åttonde högsta uppmätta halten i undersökningen. Kvoten mellan TBT och dess brytningsprodukterna MBT och DBT, varierade från 0,2 till 0,5, vilket tolkas som att TBT långt nedbruten. När det gäller uppmätt halt av DDT utgörs denna helt och hållet av DDT:s nedbrytningsprodukter *p,p'*-DDD+ *p,p'*-DDE.

För ämnen utan bedömningsgrunder återfinns i ytsediment:

Den fjärde (och även 24:e) högsta uppmätta halten av alkylfenoler i undersökningen (fig. 31). Halterna varierar mellan 10 och 230 µg/kg TS, med högst uppmätt halt i prov s002. Totalt antal analyserade prover: 40.

Tabell 34a. Halter av organiska föroreningar i sediment i område s, Pukaviksbukten. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets uppdaterade bedömningsgrunder för miljökvalitet (Josefsson 2017). För dioxiner och furaner (PCDD/F) används norska bedömningsgrunder (Miljødirektoratet 2020). Cell markerad med "-" visar att ingen analys har utförts. Summahalter: utrapporterade "mindre-än-värden" sätts till noll vid summeringen. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå (cm)	PAH_{11}	HCB	∑HCH	∑DDT	PCB_7	MBT	DBT	TBT	PFOS	∑PFAS	PCDD/F	DL-PCB
		(µg/kg TS)										(ng TEQ/kg TS)	
s002	0–5	1 180	0,12	1,9	3,3	2,2	8,6	1,1	2,0	0,81	2,5	0	0
s002	10–15	1 610	-	-	-	3,0	32,1	15,3	16,1	-	-	-	-
s003	0–4	2 730	< 0,1	0	0,12	0,13	1,0	< 1	0,48	0,10	0,10	0	0

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

Klass 1 eller 2 — Rapporteringsgräns omöjliggör exakt klassning

Obs! Att summahalten för ∑HCH, PCDD/F och DL-PCB redovisas som "0" innebär inte att halten är noll utan är enbart ett resultat av att halter inte uppmätts över kvantifieringsgränserna.

När det gäller uppmätta halter i metaller i Pukaviksfjärden uppvisar koppar en stor avvikelse från jämförvärdet i prov s003 och kadmium i prov s002 (tabell 34b). Övriga metaller avvek tydligt eller lägre gentemot sina jämförvärden. Uppmätta halter av metylkvicksilver är förhållandevis låga. Bedömningen utifrån detta är att föreningsgraden av metaller i Pukaviksfjärden är en av de lägre i undersökningen.

Tabell 34b. Halter av metaller och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område s, Pukaviksbukten. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999b). För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå (cm)	Cu	Zn	Cd	Co	Pb	Hg	Cr	Ni	As	Met-Hg
		(mg/kg TS)									(ng/g TS)
s002	0–5	32,1	111	1,2	7,0	26	0,10	25,2	23,8	12,5	1,5
s002	10–15	42,5	161	1,7	9,6	41,2	0,14	34,9	32,9	11,2	0,36
s003	0–4	71	194	0,67	17,6	58,9	0,16	52,6	46,0	26,2	0,09

Klass 1	Ingen/obetydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

Jämfört med de effektbaserade bedömningsgrunderna i HMFS 2019:25 överskrids bedömningsgrunderna för koppar, antracen och fluoranten i ett prov vardera och TBT i två prover (tabell 34c).

Tabell 34c. Effektbaserade bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25 i område s, Pukaviksbukten. Färgmarkeringar: Röd färg anger kvot mellan uppmätt halt/bedömningsgrund (BG) ≥ 1, och att ett ämnes halt överskrider bedömningsgrunden. Grön färg anger att halten underskrider bedömningsgrunden. Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	TS	TOC	Kvot						
				Cu[1]/BG	Pb/BG	Cd/BG	Antracen[2]/BG	Fluoranten[2]/BG	TBT[2]/BG	Siloxan D5[2]/BG
	(cm)	(%)	(%)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
s002	0–5	15,1	9,2	0	0,22	0,52	0,37	0,06	0,69	-
s002	10–15	18,9	9,0	0	0,34	0,75	0,79	0,08	5,6	-
s003	0–4	64,7	0,9	7,1–7,3	0,49	0,29	19,6	1,7	1,7	-

[1)] Halt normaliserad till 5 % TOC och korrigerad för bakgrundshalt.
[2)] Halt normaliserad till 5 % TOC

Halten underskrider bedömningsgrunden
Halten överskrider bedömningsgrunden

Övriga organiska föreningars och metallers halter, vilka ingår i undersökningsområdets analysprogram, men vars halter inte har omnämnts eller redovisats här, återfinns i bilaga 8 och bilaga 9.

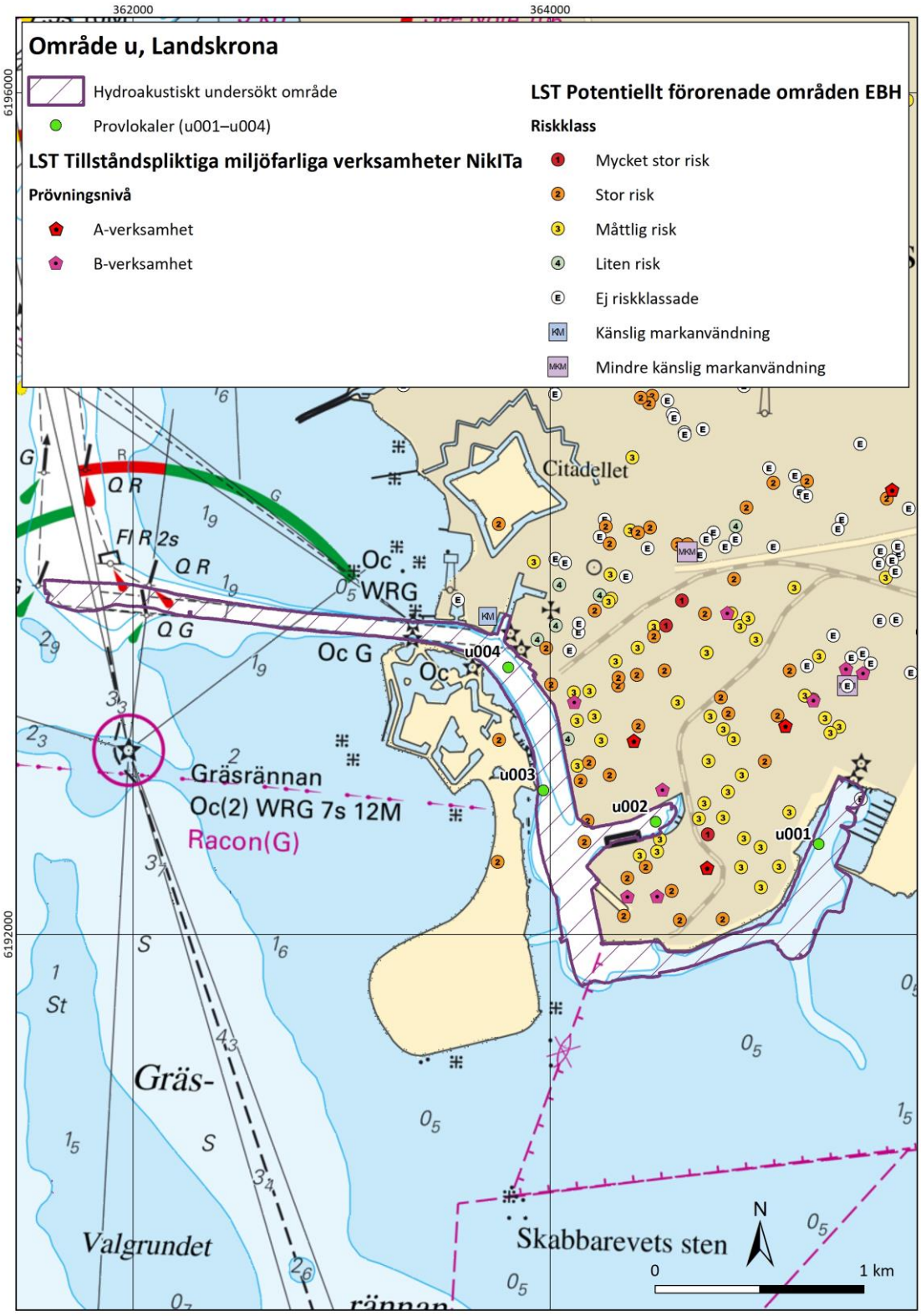
Område u, Landskrona

Undersökningsområde u är beläget i Landskrona stad, Skåne län. Det omfattar från väster hamninloppet från Gräsrännan och hamnbassängerna i Landskrona hamn med Lundåkrahamnen i sydost, se figur 78. Större delen av området är muddrat.

Utifrån resultaten av de hydroakustiska mätningarna och befintlig information valdes fyra provlokaler ut (tabell 35) och provtogs för miljökemisk analys. Se även bilaga 3 och bilaga 6 för ytterligare information om provlokalerna.

Bakgrundshistoria

Hamnbassängerna i område u omges av utbredda utfyllda områden i vilka Landskronas hamn- och industrikvarter samt delar av centrum är belägna. Österut fungerar ön Gråen, även den mestadels uppbyggd av tippmassor, som vågbrytare mot Öresund. Området har en historia som präglas av delvis tung industri och omfattande hamnverksamhet. Det rör sig om stålindustri, gasverk och smältverk för bly. Därtill kommer övriga industrier, avfallsanläggningar eller deponier, reningsverk, varv, verkstadsindustrier, ytbehandlingsanläggningar, avloppsreningsverk med mera.



Figur 78. Hydroakustiskt undersökt område och provlokaler inom område u, Landskrona. Kartan visar även positioner för potentiella källor för föroreningsspridning enligt länsstyrelsernas (LST) register över miljöfarliga verksamheter (NikITa 2020) och förorenade områden (EBH-stödet 2020).

Tabell 35. Sedimentundersökningar i område u, Landskrona.
Kolumnen Analysnivåer anger, i centimeter från bottenytan och nedåt, de intervall i sedimentet som provtogs för analys. Förkortningarna i kolumnen Analyspaket utläses: G = Grundpaket (Vattenhalt, TOC, LOI, metaller, metyl-Hg, PAH_{16}, PCB_7, tennorganiska föreningar, alifater, aromater, BTEX). T står för olika tilläggspaket där T1 = Alkylfenoler, T2 = Bromerade flamskyddsmedel, T3 = Cr^{6+}, T4 = Cyanid, T5 = Dioxiner + dioxinlika föreningar, T6 = Ftalater, T7 = Klorerade bekämpningsmedel, T8 = Klorfenoler, T9 = Klorparaffiner, T10 = Oljeindex, T11 = Organofosfater, T12 = PFAS, T13 = Siloxaner, T14 = Pesticider i jord och hamnsediment (”TBT-ersättare”), T15 = Alkylerade PAH:er, T16 = Läkemedel, T17 = DR CALUX, T18 = PAH CALUX, T19 = ER CALUX, T21 = Non Target Screening.

Prov-lokal	Vatten-djup (m)	Analys-nivåer (cm)	Sediment, fältbedömning	Analyspaket
u001	4,4	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T19
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
u002	6,6	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T19
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
u003	7,5	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T14, T16–T19
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
u004	10,9	0–5	Postglacial gyttjelera, ytskikt av sandig silt	G, T1–T16, T21
		10-15	Postglacial gyttjelera	G

Geologiska förhållanden

Landskrona hamn är belägen vid norra delen av den mycket långgrunda Lundåkrabukten. Hamnbassängerna omges av utbredda utfyllda områden där hamn- och industrikvarter samt delar av Landskrona centrum är belägna. De undersökta hamnbassängerna är muddrade ner till vattendjup på 6–10 m beroende på vilken fartygsstorlek som det har muddrats för. SGU:s strandnära detaljerade maringeologiska karta indikerar att muddringen har skett ner i delvis sandtäckt moränlera. Den nu utförda undersökningen avsåg att provta de unga och lösa sediment, naturliga såväl som antropogena, som kan påträffas ovanpå denna frammuddrade hårda bottenyta. De hydroakustiska mätresultaten visar att hårdbottnen ofta täcks av ett decimetermäktigt skikt av lösare sediment. Med ledning av detta och befintlig information placerades fyra provlokaler ut inne i hamnen. Vid samtliga lokaler påträffades och provtogs lösa gyttjeleror. Vid lokal u004 var gyttjeleran delvis uppblandad med finsand som kan ha förts in från Öresund via naturliga strömmar eller vattenrörelser orsakade av fartygstrafiken. I inseglingsrännan och ute vid Gräsrännan indikerade hydroakustiken transport- eller erosionsbottnar varför ingen provtagning utfördes där.

Miljökemisk redovisning

I Landskrona har metaller och organiska föreningar analyserats i åtta prover vid fyra provlokaler. Vilka analyspaket som analyserades i vilket sedimentskikt framgår av tabell 35.

I åtta av dessa prover uppmättes höga eller mycket höga halter av PAH_{11}, ∑DDT, PCB_7, MBT, DBT och TBT (tabell 36a). Uppmätta halter är väldigt höga. Av uppmätta halter av MBT, DBT och TBT återfinns fyra av dessa bland de 5 % högsta i hela undersökningen. I prov u002 (15–20 cm) uppmättes den högsta halten av MBT (101 µg/kg TS) och DBT (181 µg/kg TS) i hela undersökningen. I prov u002 (0–5 cm) uppmättes därtill den högsta halten av DL-PCB (13 ng TEQ/kg TS i hela undersökningen. I samma prov uppmättes även den 14:e högsta uppmätta halten av ∑DDT. Uppmätt halt av ∑PFAS i prov u001 (0–5 cm) är dessutom den 12:e högsta i undersökningen. ∑HCH kunde inte haltbestämmas över sina kvantifieringsgränser. Uppmätta halter av PCDD/F var medelhöga eller lägre. Kvoten mellan TBT och dess brytningsprodukter MBT och DBT, varierade från 1,7 till 3,7, vilket tolkas som att TBT inte alls var lika långt nedbruten som vid de andra undersökningsområdena. Att kvoten är så hög skulle även kunna tolkas som att det förekommer någon form av tillförsel av TBT. När det gäller uppmätt

halt av DDT utgörs denna helt och hållet av DDT:s nedbrytningsprodukter *p,p'*-DDD+ *p,p'*-DDE.

För ämnen utan bedömningsgrunder återfinns i ytsediment:

Den tredje högsta (och även femte) högsta uppmätta halten av pesticider i undersökningen (fig. 24). Halterna varierade mellan 6,8 och 92 µg/kg TS, med högsta halten uppmätt i prov u002. Prov u002 utgörs av 84 % diuron och 16 % Irgarol. Totalt antal analyserade prover: 64.

Den högsta (och även nionde, elfte och 17:e) uppmätta halten av ftalater i undersökningen (fig. 29). Halterna varierar mellan 160 och 6 890 µg/kg TS, med högsta halten uppmätt i prov u002. En halt som utgörs av 55,1 % di-iso-nonylftalat (DINP), 17,5 % di-n-butylftalat DBP, 13,8 % butylbensylftalat (BBP) och 13,7% di(2-etylhexyl)ftalat DEHP. Totalt antal analyserade prover: 43.

Den tredje högsta (och även elfte) högsta uppmätta halten av alkylfenoler i undersökningen (fig. 31). Uppmätt halt varierar mellan 66 och 8 008 µg/kg TS, med högst halt uppmätt i prov u002. Totalt antal analyserade prover: 40.

Den andra (och även tredje) högsta halten av organofosfater i undersökningen (fig. 34). Halterna varierar mellan 878 och 1 340 µg /kg TS, med högst uppmätt halt i prov u002. Halter över kvantifieringsgränserna kunde endast bestämmas i fem prover. Totalt antal analyserade prover: 40.

Den åttonde (och även 14:e, och 18:e) högsta uppmätta halten av oljeindex i undersökningen (fig. 37). Halterna varierar mellan 151 och 302 mg/kg TS). Högst halt uppmättes i prov u001. Totalt antal analyserade prover: 65.

Den andra (och även fjärde och elfte) högsta uppmätta halten av bromerade flamskyddsmedel i undersökningen (fig. 38). Halterna varierar mellan 0,61 och 20,1 µg/kg TS, med högst uppmätt halt i prov u001. Halter över kvantifieringsgränserna kunde endast bestämmas i 16 prover. Totalt antal analyserade prover: 36.

Den 13:e (och även 15:e, 21:a och 54:e) högsta halten av alifater (C5–C35) i undersökningen (fig. 42). Halterna varierar mellan 33 och 132 mg/kg TS, med högsta halt uppmätt i prov u002. Totalt antal analyserade prover: 66.

Den sjätte högsta halten av aromater i undersökningen (fig. 43). Halten 0,27 mg/kg TS uppmättes i prov u002. Halter över kvantifieringsgränserna kunde bestämmas i åtta prover. Totalt antal analyserade prover: 66.

Den andra högsta halten av BTEX i undersökningen (fig. 44). Halten 0,101 mg/kg TS uppmättes i prov u002. Halter över kvantifieringsgränserna kunde endast bestämmas i fyra prover. Totalt antal analyserade prover: 66.

När det gäller toxicitetstesterna påträffades i Landskrona den elfte (och även 18:e, och 25:e) högsta PAH-responsen för PAH CALUX (fig. 62) och den fjärde (och även 15:e, och 18:e) högsta östrogen-responsen för ER CALUX i undersökningen (fig. 63). Uppmätt östrogen- och PAH-responsen varierar mellan 0,16 och 0,39 µg 17b estradiol eq./kg TS respektive mellan 7 700 och 24 000 µg benso(a)pyren eq./kg TS, med den högsta östrogen- och PAH-responsen uppmätt i prov u001 respektive u002. Totalt antal analyserade prover; ER CALUX: 37, PAH CALUX: 45.

Tabell 36a. Halter av organiska föroreningar i sediment i område u, Landskrona. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets uppdaterade bedömningsgrunder för miljökvalitet (Josefsson 2017). För dioxiner och furaner (PCDD/F) används norska bedömningsgrunder (Miljødirektoratet 2020). Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. Summahalter: utrapporterade ”mindre-än-värden” sätts till noll vid summeringen. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå (cm)	PAH_{11}	HCB	∑HCH	∑DDT	PCB_7	MBT	DBT	TBT	PFOS	∑PFAS	PCDD/F	DL-PCB
		(µg/kg TS)										(ng TEQ/kg TS)	
u001	0–5	854	< 0,1	0	3,1	9,6	16,2	64,4	149	0,28	1,75	1,4	0
u001	15–20	1 060	-	-	-	13,8	15,6	59	137	-	-	-	-
u002	0–5	5 780	0,16	0	9,8	31	87,8	412	1390	0,19	0,51	1,1	13
u002	15–20	3 840	-	-	-	109	314	506	3 030	-	-	-	-
u003	0–5	950	< 0,1	0	1,1	7,5	9,7	83,6	208	0,11	0,27	0,28	0,19
u003	15–20	666	-	-	-	10,9	60,4	186	421	-	-	-	-
u004	0–5	428	< 0,1	0	1,1	5,7	20,9	46,3	127	0,06	0,18	0	0,05
u004	10–15	1 120	-	-	-	18,6	101	181	616	-	-	-	-

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

Klass 1 eller 2 — Rapporteringsgräns omöjliggör exakt klassning

Obs! Att summahalten för ∑HCH, PCDD/F och DL-PCB redovisas som ”0” innebär inte att halten är noll utan är enbart ett resultat av att halter inte uppmätts över kvantifieringsgränserna.

När det gäller uppmätta halter av koppar, zink, bly, kvicksilver, krom och arsenik uppvisar dessa halter en stor eller mycket stor avvikelse gentemot sina jämförvärden (tabell 36b).

Uppmätta halter av kobolt och nickel avviker lite eller obetydligt från sina jämförvärden, Flera metallhalter i Landskrona, är så höga att de återfinns bland de allra högsta i hela undersökningen. Detta gäller till exempel provlokal u002. Uppmätt halt koppar i ytsediment och i det djupare liggande sedimentskiktet utgör den högsta och näst högsta halten i undersökningen. I samma prov uppmättes den sjätte och åttonde högsta halten av arsenik i undersökningen. Uppmätta halter av metylkvicksilver, med undantag från prov u001, ligger på den nedre halvan av uppmätta halter i undersökningen.

Tabell 36b. Halter av metaller och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område u, Landskrona. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999b). För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå (cm)	Cu	Zn	Cd	Co	Pb	Hg	Cr	Ni	As	Met-Hg
		(mg/kg TS)									(ng/g TS)
u001	0–5	98,9	228	1,1	7,9	85,7	0,23	46,1	30	11	0,42
u001	15–20	96,8	251	1,1	9,3	107	0,24	52,5	33,3	10,1	0,26
u002	0–5	619	583	1,0	11,3	115	0,93	65,8	30,5	73,7	2,1
u002	15–20	604	554	0,95	10,5	115	1,21	61,9	30,8	69,6	0,43
u003	0–5	90,8	116	0,56	4,3	34,8	0,23	22,9	14,8	7,8	0,24
u003	15–20	107	140	0,58	5,5	44,9	0,34	26,4	15,5	8,6	0,20
u004	0–5	29,3	45	0,24	2,2	16,6	0,08	12,0	7,5	3,0	0,08
u004	10–15	59	130	0,94	5,2	57,1	0,28	24,9	17,6	7,4	0,19

Klass 1	Ingen/obetydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

Jämfört med de effektbaserade bedömningsgrunderna i HMFS 2019:25 överskrids bedömningsgrunden för koppar i fyra prover, antracen i fem prover och TBT i åtta prover, se tabell 36c. Av alla analyserade prov i hela undersökningen är proven i Landskrona de som överskrider bedömningsgrunden för TBT allra mest.

Tabell 36c. Effektbaserade bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25 i område u, Landskrona. Färgmarkeringar: Röd färg anger kvot mellan uppmätt halt/bedömningsgrunden (BG) ≥ 1, och att ett ämnes halt överskrider bedömningsgrunden. Grön färg anger att halten underskrider bedömningsgrunden. Cell markerad med "-" visar att ingen analys har utförts. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	TS	TOC	Kvot						
				Cu[1]/BG	Pb/BG	Cd/BG	Antracen[2]/BG	Fluoranten[2]/BG	TBT[2]/BG	Siloxan D5[2]/BG
	(cm)	(%)	(%)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
u001	0–5	14,0	7,9	0,37–0,52	0,71	0,45	0,29	0,05	58,6	-
u001	15–20	18,0	7,1	0,48–0,64	0,89	0,47	0,44	0,07	60,2	-
u002	0–5	32,9	3,7	15,3–15,5	0,96	0,43	4,6	0,68	1 177	-
u002	15–20	39,7	3,3	16,9–17,0	0,96	0,41	2,5	0,50	2 887	-
u003	0–5	26,5	4,0	1,3–1,5	0,29	0,24	1,1	0,11	161	-
u003	15–20	30,0	4,6	1,4–1,6	0,37	0,25	0,63	0,07	285	-
u004	0–5	53,2	1,6	0,97–1,1	0,14	0,10	1,1	0,13	253	-
u004	10–15	40,2	3,8	0,65–0,80	0,48	0,41	1,3	0,14	501	-

[1] Halt normaliserad till 5 % TOC och korrigerad för bakgrundshalt.

[2] Halt normaliserad till 5 % TOC

Halten underskrider bedömningsgrunden

Halten överskrider bedömningsgrunden

Halten underskrider/överskrider bedömningsgrunden

Övriga organiska föreningars och metallers halter, vilka ingår i undersökningsområdets analysprogram, men vars halter inte har omnämnts eller redovisats här, återfinns i bilaga 7–9.

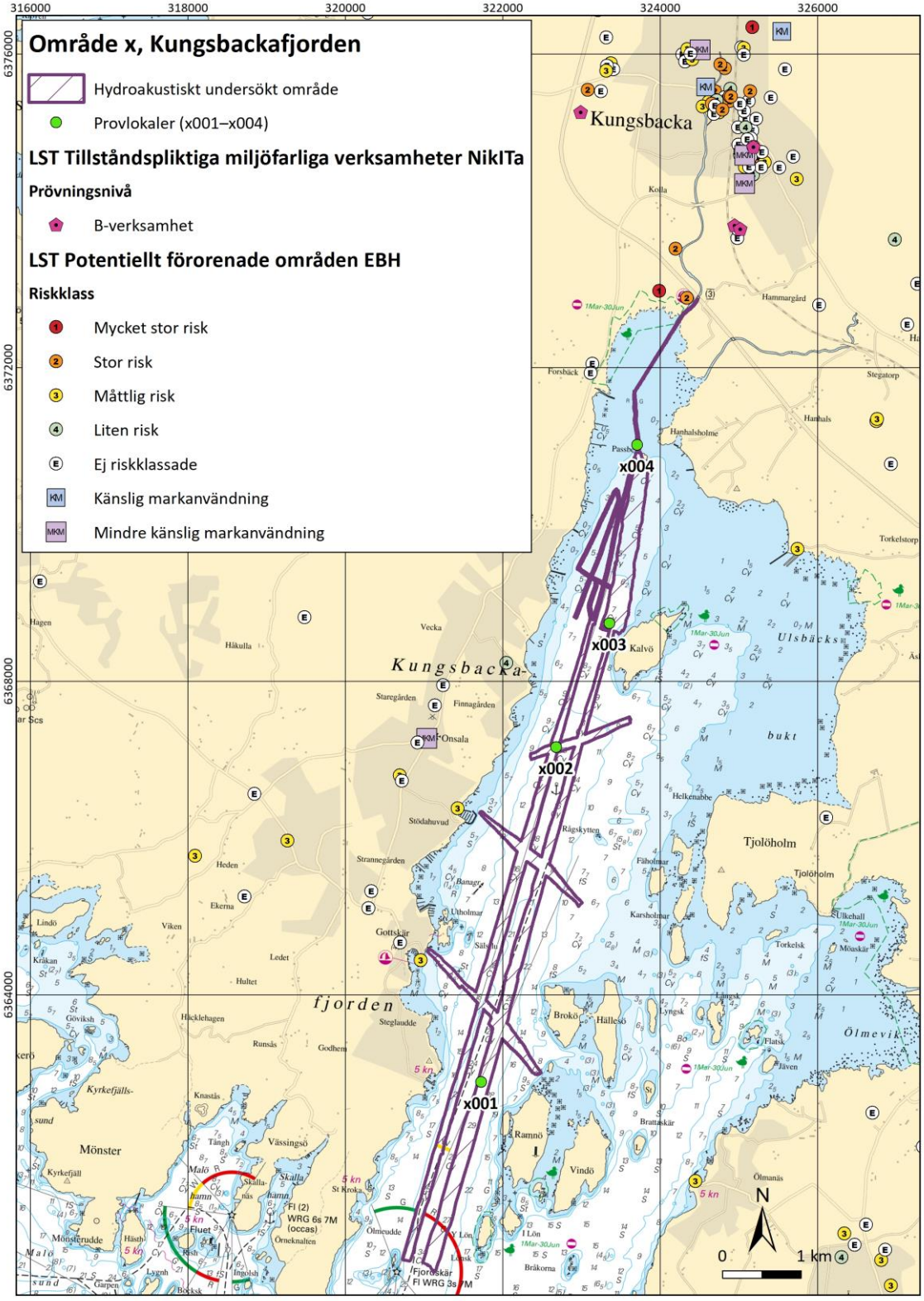
Område x, Kungsbackafjorden

Undersökningsområde x är beläget i Kungsbackafjorden i Kungsbacka kommun, Hallands län. Området är undersökt som en transekt i rännan från Kungsbackaåns mynning ut till i höjd med Passberg där ett område söderut ner till Kalvö undersökts något mer heltäckande, se figur 79. För att försöka spåra en eventuell spridning av föroreningar längre ut i fjorden undersöktes den djupare delen längs två långa transekter ut till Fjordskär, samt som tre tvärgående transekter för att få en bild även av de grundare fjordbottnarna.

Utifrån resultaten av de hydroakustiska mätningarna och befintlig information valdes fyra provlokaler ut (tabell 37) där sedimentet beskrevs och provtogs för miljökemisk analys. Se även bilaga 3 och bilaga 6 för ytterligare information om provlokalerna.

Bakgrundshistoria

Där Kungsbackaån mynnar i fjorden finns en avfallsdeponi och två varv. Den forna deponin, Svinholmens avfallsanläggning, ligger helt nära fjordens norra strand med potential för utlakning till fjordens vatten av bland annat tungmetaller, PAH:er, organiska klorföreningar och tennorganiska föreningar. Den genomförda övertäckningen av deponin bedömdes 2014 som otillräcklig. Den ligger inom ett av MSB (Myndigheten för samhällsskydd och beredskap) definierat område med risk för översvämning. Uppströms i ån, i Kungsbacka, fanns under nära 100 år en textilindustri och det finns ett flertal verkstadsindustrier, ytbehandlare och grafiska industrier. Därtill kommer kommunalt avlopp samt eventuell spridning av andra föroreningar från tätorten.



Figur 79. Hydroakustiskt undersökt område och provlokaler inom område x, Kungsbackafjorden. Kartan visar även positioner för potentiella källor för föroreningsspridning enligt länsstyrelsernas (LST) register över miljöfarliga verksamheter (NikITa 2020) och förorenade områden (EBH-stödet 2020).

Tabell 37. Sedimentundersökningar i område X, Kungsbackafjorden.
Kolumnen Analysnivåer anger, i centimeter från bottenytan och nedåt, de intervall i sedimentet som provtogs för analys. Förkortningarna i kolumnen Analyspaket utläses: G = Grundpaket (Vattenhalt, TOC, LOI, metaller, metyl-Hg, PAH_{16}, PCB_7, tennorganiska föreningar, alifater, aromater, BTEX). T står för olika tilläggspaket där T1 = Alkylfenoler, T2 = Bromerade flamskyddsmedel, T3 = Cr^{6+}, T4 = Cyanid, T5 = Dioxiner + dioxinlika föreningar, T6 = Ftalater, T7 = Klorerade bekämpningsmedel, T8 = Klorfenoler, T9 = Klorparaffiner, T10 = Oljeindex, T11 = Organofosfater, T12 = PFAS, T13 = Siloxaner, T14 = Pesticider i jord och hamnsediment (”TBT-ersättare”), T16 = Läkemedel, T17 = DR CALUX, T20 = Datering med ^{210}Pb, T21 = Non Target Screening.

Prov-lokal	Vatten-djup (m)	Analys-nivåer (cm)	Sediment, fältbedömning	Analyspaket*
x001	29,0	0–5	Postglacial lergyttja	G, T1–T14, T16–T17
		15–20	Postglacial lergyttja	G
x002	14,0	0–5	Postglacial lergyttja	G, T1–T14, T16–T17, T21
		15–20	Postglacial lergyttja	G
		0–40	Postglacial gyttjelera/gyttjig silt	T20
x003	6,2	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T14, T16–T17
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
x004	3,0	0–5	Postglacial gyttjig silt	G, T1–T14, T17

*Planerad analys av T18 = PAH CALUX och T19 = ER CALUX utgick.

Geologiska förhållanden

Kungsbackafjorden är ingen äkta tröskelfjord, utan bottnen lutar svagt nedåt hela vägen mot fjordens mynning mot havet i sydväst. Dess östra och norra delar är grunda och innehåller en hel del öar och skär. Dess västra del, som följer Onsalahalvön, har däremot en distinkt djupare ränna. De största tillflödena är Kungsbackaån och Rolfsån, som båda mynnar i Kungsbackafjordens norra del. Större delen av det tillkommande vattnet följer förmodligen Kungsbackafjordens västra sida söderut, utefter Onsalahalvön. På hydroakustiken ser man att de djupare delarna är täckta av postglaciala gyttjeleror. Det är bara på den östra och västra sidan av den djupare rännan, och i de norra delarna, som det sticker upp äldre postglaciala leror eller glaciala leror i bottenytan.

Den yttersta lokalen, x001, ligger i höjd med Ramnö på 24 m djup. Beskrivningen av provet antyder att det är en recent avlagring, alltså med pågående ackumulation. Lokal x002 är placerad på 11 m djup i västra delen av Kungsbackafjorden, prov är tagna från en halvmetermäktig postglacial lera, det är osäkert om den är recent. Under ligger en stratifierad äldre lera med en eroderad överyta. Vid lokal x002 skivades en 40 cm lång sedimentkärna i en centimeter tunna skivor för radiometrisk datering. Hydroakustiken visar en viss lineation på bottenytan, i den djupa rännans riktning, vilket antyder att området periodvis är utsatt för bottenströmmar. Lokal x003 är tagen strax väster om Kalvö, det är en postglacial gyttjelera tagen i det översta halvmetermäktiga sedimentlagret. Liksom på lokal x002 är det osäkert om det är recenta sediment. Lokal x004 är tagen strax norr om ön Passberg, i den norra delen av Kungsbackafjorden. Provprotokollet anger att det är postglacial gyttjig silt vilket antyder att det här inte är en ackumulationsbotten. Resultaten antyder att det är först i höjd med Brokö som sedimentationsförhållandena är sådana att det kan bildas recenta postglaciala leror, vilka i så fall skulle vara de mest lämpliga sedimenten att provta för miljökemisk analys.

Miljökemisk redovisning

I Kungsbackafjorden har sju prover, fyra från ytan och tre från djupare sedimentskikt, analyserats på metaller och organiska föreningar enligt de analyspaket som framgår av tabell 37.

I ett av dessa prover uppmättes en hög och en mycket hög halt av MBT och DBT (tabell 38a). Uppmätta halter av övriga organiska ämnen var låga eller mycket låga med undantag av MBT, DBT och TBT vars halter var medelhöga. TBT-halterna minskar uppåt i sedimentet, vilket kan

tolkas som att flödet av TBT minskat till sedimentet. Uppmätta halter av dessa ämnen, med undantag av prov x001 (15–20 cm) med de mycket höga halterna av MBT och DBT samt uppmätta halter av PFOS/PFAS, ligger alla i den nedre halvan av uppmätta halter i denna undersökning. Varken HCB, ∑HCH, PCDD/F eller DL-PCB kunde haltbestämmas över sina kvantifieringsgränser. Den TBT som en gång ackumulerades i sedimentet har därtill huvudsakligen brutits ned, och då till DBT och MBT. Kvoten mellan TBT/(MBT+DBT) varierar från 0,08 till 0,19. Detsamma gäller ∑DDT, det vill säga att den är nedbruten, eftersom ∑DDT till 100 % utgörs av nedbrytningsprodukterna DDD + DDE.

Kungsbackafjorden bedöms utifrån dessa uppmätta halter vara ett av de minst förorenade områdena med avseende på de organiska föreningarna.

Tabell 38a. Halter av organiska föroreningar i sediment i område x, Kungsbackafjorden. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets uppdaterade bedömningsgrunder för miljökvalitet (Josefsson 2017). För dioxiner och furaner (PCDD/F) används norska bedömningsgrunder (Miljødirektoratet 2020). Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. Summahalter: utrapporterade ”mindre-än-värden” sätts till noll vid summeringen. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå (cm)	PAH_{11}	HCB	∑HCH	∑DDT	PCB_7	MBT	DBT	TBT	PFOS	∑PFAS	PCDD/F	DL-PCB
		(µg/kg TS)										(ng TEQ/kg TS)	
x001	0–5	151	< 0,1	0	0,36	0,45	8,1	1,7	0,74	0,49	1,2	0	0
x001	15–20	505	-	-	-	2,7	29,8	11	6,4	-	-	-	-
x002	0–5	187	< 0,1	0	0,66	1,2	6,4	1,6	0,73	0,40	0,99	0	0
x002	15–20	192	-	-	-	1,2	5,7	2,6	1,6	-	-	-	-
x003	0–5	158	< 0,1	0	0,79	0,97	4,5	2,7	0,6	0,40	1,0	0	0
x003	15–20	211	-	-	-	1,4	6,5	3,5	1,6	-	-	-	-
x004	0–5	222	< 0,1	0	0,55	0,41	2,9	1,6	0,49	0,07	0,07	0	0

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

Klass 1 eller 2 Rapporteringsgräns omöjliggör exakt klassning

Obs! Att summahalten för ∑HCH, PCDD/F och DL-PCB redovisas som ”0” innebär inte att halten är noll utan är enbart ett resultat av att halter inte uppmätts över kvantifieringsgränserna.

De uppmätta metallhalterna avviker, med undantag från arsenik i två prov, lite eller obetydligt från jämförvärdena (tabell 38b). Uppmätta halter av metaller ligger alla, med undantag för metylkvicksilver i prov x001 (0–5 cm) och de fem prover med högst uppmätta halter av arsenik i den nedre halvan av uppmätta halter i undersökningen. Kungsbackafjorden bedöms därför vara ett av de minst förorenade undersökningsområdena med avseende på metaller i undersökningen.

Tabell 38b. Halter av metaller och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område x, Kungsbackafjorden. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999b). För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	Cu	Zn	Cd	Co	Pb	Hg	Cr	Ni	As	Met-Hg
	(cm)					(mg/kg TS)					(ng/g TS)
x001	0–5	22,1	114	0,23	10,8	31,8	0,07	42,3	26,6	20,6	2,2
x001	15–20	25,7	118	0,39	10,2	35,2	0,08	43,3	30,2	18,0	0,10
x002	0–5	21,0	97,9	0,35	10,0	24,4	0,06	37,0	24,8	12,3	0,24
x002	15–20	26,0	109	0,39	10,9	22,9	0,06	41,4	26,7	8,3	< 0,07
x003	0–5	21,4	101	0,47	8,9	20,5	0,05	30,8	19,0	11,2	0,52
x003	15–20	26,2	118	0,43	11,2	23,8	0,06	39,7	27,7	10,9	< 0,05
x004	0–5	5,19	40,8	0,20	2,7	7,17	< 0,04	7,23	5,03	3,3	0,16

Klass 1	Ingen/obetydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

Jämfört med de effektbaserade bedömningsgrunderna i HVMFS 2019:25 överskrids dessa enbart av TBT, och det i fyra prover (tabell 38c)

Tabell 38c. Effektbaserade bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25 i område x, Kungsbackafjorden. Färgmarkeringar: Röd färg anger kvot mellan uppmätt halt/bedömningsgrund (BG) ≥ 1, och att ett ämnes halt överskrider bedömningsgrunden. Grön färg anger att halten underskrider bedömningsgrunden. Grå färg anger att kvoten ≥ 1 men att kvoten bör tolkas med stor försiktighet då kvoten är angiven som ett mindre än värde. Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	TS	TOC	Kvot						
				Cu[1]/GV	Pb/GV	Cd/GV	Antracen[2]/GV	Fluoranten/GV	TBT[2]/GV	Siloxan D5[2]/GV
	(cm)	(%)	(%)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
x001	0–5	23,7	3,7	0	0,27	0,10	< 0,22	0,01	0,62	-
x001	15–20	30,7	3,5	0–0,04	0,29	0,17	0,26	0,04	5,8	-
x002	0–5	24,4	3,7	0	0,20	0,15	< 0,23	0,02	0,63	-
x002	15–20	27,6	3,9	0	0,19	0,17	< 0,22	0,02	1,3	-
x003	0–5	27,7	4,0	0	0,17	0,21	< 0,21	0,02	0,50	-
x003	15–20	31,7	3,9	0	0,20	0,19	< 0,21	0,02	1,2	-
x004	0–5	67,5	0,8	0	0,06	0,09	< 1,0	0,13	1,9	-

[1] Halt normaliserad till 5 % TOC och korrigerad för bakgrundshalt.
[2] Halt normaliserad till 5 % TOC

	Halten underskrider bedömningsgrunden
	Halten överskrider bedömningsgrunden
	Kvoten bör tolkas med försiktighet

Övriga organiska föreningars och metallers halter, vilka ingår i undersökningsområdets analysprogram, men vars halter inte har omnämnts eller redovisats här, återfinns i bilaga 7–9.

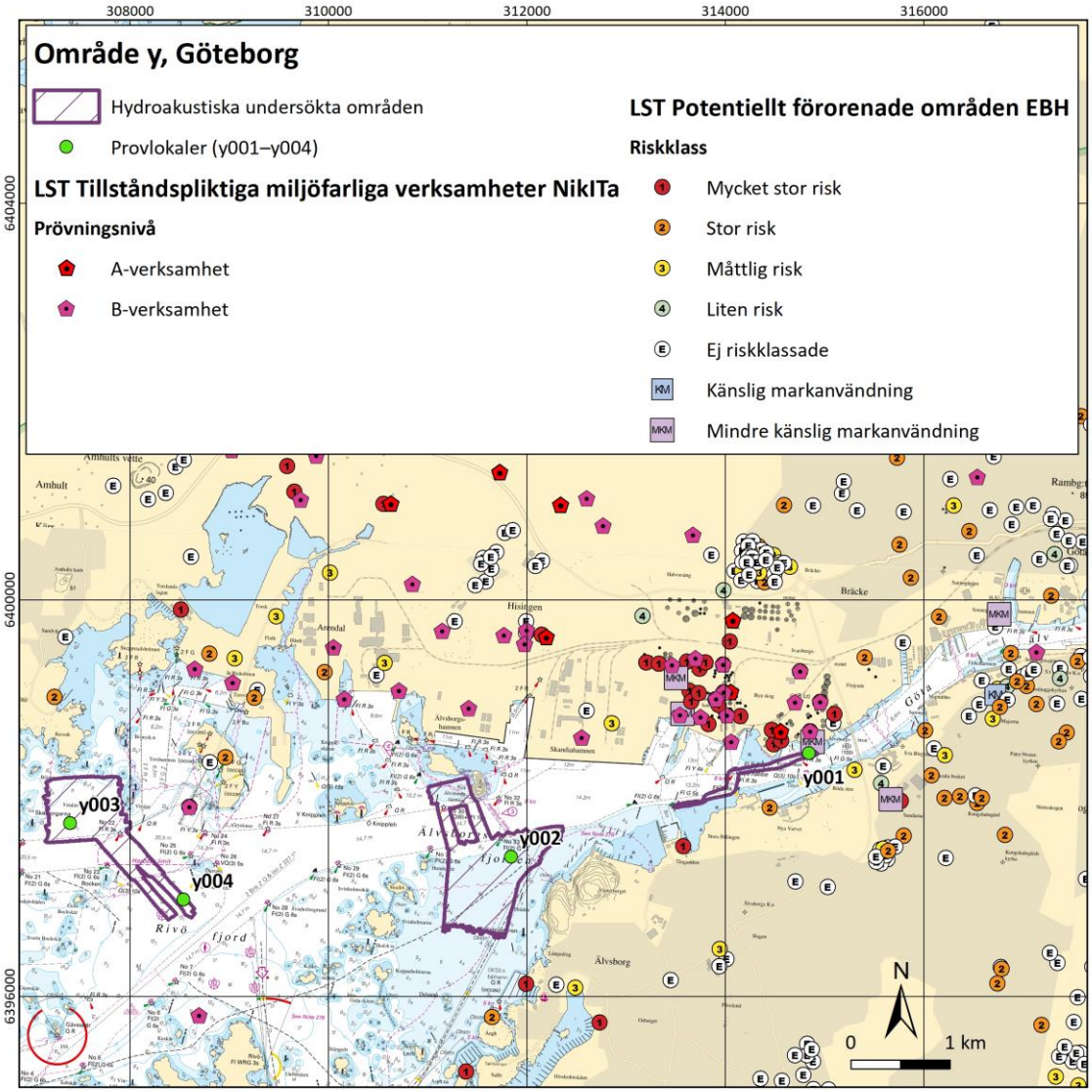
Område y, Göteborg

Undersökningsområde y utgör tre från varandra fristående delområden, se figur 80, detta för att ge en bild av sedimentens miljökemiska status med ökat avstånd från Göta älvs mynning. I själva älvmynningen har en transekt undersökts från Ryahamnen till Tångudden. Nästa delområde västerut ligger i Älvsborgsfjorden och ytterst återfinns det tredje med tyngdpunkt öster om Skalkorgarna övergående i två transekter åt sydost ner till Rivö fjord. Områdena planerades huvudsakligen på bedömt omuddrade bottnar, men tvärar även över en del muddrade farledsrännor.

Utifrån de hydroakustiska mätningarna och befintlig information valdes fyra provlokaler ut (tabell 39) där sedimentet beskrevs och provtogs för miljökemisk analys. Se även bilaga 3 och bilaga 6 för ytterligare information om provlokalerna.

Bakgrundshistoria

Detta undersökningsområde omges av flera aktiva hamnterminaler, såsom containerterminalen Skandiahamnen och RoRo-terminalen Älvsborgshamnen, samt många olika branscher med pågående miljöfarliga verksamheter och historiskt förorenade områden. Förutom alla hamnar kan exempelvis nämnas oljeraffinaderier, värmeverk, avfallshantering, flera stora varv samt biltillverkning. Därtill kommer Göteborgs tätort med avloppsreningsverk samt uppströms pågående miljöfarliga verksamheter och förorenade områden inom Göta älvs avrinningsområde. Tio av de tolv branscher som utvalts som särskilt intressanta inom regeringsuppdragets marina fältundersökningar (tabell 2) finns representerade. Området bedömdes under planeringen som det med mest komplex föroreningspåverkan av de som nu har undersökts.



Figur 80. Hydroakustiskt undersökta områden och provlokaler inom område y, Göteborg. Kartan visar även positioner för potentiella källor för föroreningsspridning enligt länsstyrelsernas (LST) register över miljöfarliga verksamheter (NikITa 2020) och förorenade områden (EBH-stödet 2020).

Tabell 39. Sedimentundersökningar i område y, Göteborg.
Kolumnen Analysnivåer anger, i centimeter från bottenytan och nedåt, de intervall i sedimentet som provtogs för analys. Förkortningarna i kolumnen Analyspaket utläses: G = Grundpaket (Vattenhalt, TOC, LOI, metaller, metyl-Hg, PAH_{16}, PCB_7, tennorganiska föreningar, alifater, aromater, BTEX). T står för olika tilläggspaket där T1 = Alkylfenoler, T2 = Bromerade flamskyddsmedel, T3 = Cr^{6+}, T4 = Cyanid, T5 = Dioxiner + dioxinlika föreningar, T6 = Ftalater, T7 = Klorerade bekämpningsmedel, T8 = Klorfenoler, T9 = Klorparaffiner, T10 = Oljeindex, T11 = Organofosfater, T12 = PFAS, T13 = Siloxaner, T14 = Pesticider i jord och hamnsediment (”TBT-ersättare”), T15 = Alkylerade PAH:er, T16 = Läkemedel, T17 = DR CALUX, T18 = PAH CALUX, T19 = ER CALUX, T20 = Datering med ^{210}Pb, T21 = Non Target Screening.

Provlokal	Vattendjup (m)	Analysnivåer (cm)	Sediment, fältbedömning	Analyspaket
y001	4,6	0–5	Postglacial siltig gyttjelera	G, T1–T19
		10–15	Postglacial siltig gyttjelera	G
y002	5,4	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T19
		15–20	Postglacial gyttjelera	G
y003	11,5	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1–T19, T21
		10–15	Postglacial gyttjelera	G
		0–41	Postglacial gyttjelera/siltig gyttjelera	T20
y004	12,0	0–5	Postglacial lergyttja	G, T1–T19
		15–20	Postglacial siltig gyttjelera	G

Geologiska förhållanden

Undersökningsområdet har under de senaste decennierna varit utsatt för omfattande antropogen påverkan både över och under vattenytan, såsom markutfyllnader, kajbyggnationer och omfattande muddringsarbeten. Dessa förändringar har påverkat strömningsbilden och förhållandet mellan erosion och ackumulation. Även historiskt har området regelbundet varit utsatt för en varierande strömningsbild, något som tydligt syns på det hydroakustiska underlaget som uppvisar en regelbunden växling mellan lager som skurits av genom erosion och lager som ackumulerats ostört. Dessa äldre förändringar i sedimentationsmiljön har inte haft en antropogen orsak utan beror förmodligen på den pågående landhöjningen som medför att områden grundas upp och kan hamna i lä bakom upphöjda öar och grund, vilket gör att sedimentdynamiken förändrats. De stora förändringar som skett i området, både i historisk tid och i nutid, har lett till en varierad stratigrafi i området (Brack m.fl. 2000). Landhöjningen som leder till uppgrundning, i kombination med pågående sedimentation, har gjort att utrymmet för ny sedimentation i Göta älvs estuarium (mynningsområde)är litet och hela tiden minskar. Eftersom farlederna nyligen hade underhållsmuddrats vid provtagningstillfället togs inga prov i dessa. Det hade förmodligen bara resulterat i prov tagna i äldre postglaciala leror eller till och med glaciala leror. De fyra sedimentprov som valdes ut för miljökemisk analys, togs på lokaler som på hydroakustiken föreföll opåverkade av muddring. Men de är alla tagna i ett aktivt hamnområde så helt opåverkade är de inte. Ytsedimenten i samtliga fyra prover utgörs av postglaciala gyttjeleror till lergyttjor. Sedimentekolodsprofilerna visar att även om de totala lermäktigheterna i undersökningsområdet är stora är mäktigheten på de allra senaste avlagringarna som mest någon meter, oftast mindre. Det är därför osäkert om det verkligen råder kontinuerlig ackumulation i området, det finns säkert lugnare perioder där det råder ackumulation men som avbryts vid stormigare perioder då de nyligen avsatta sedimenten helt eller delvis eroderas. Vid lokal y003 skivades en 41 cm lång sedimentkärna i en centimeter tunna skivor för radiometrisk datering.

Miljökemisk redovisning

I Göteborg har metaller och organiska föreningar analyserats i åtta prover både i ytan och i djupare sedimentskikt vid fyra provlokaler. Vilka analyspaket som analyserades i vilket sedimentskikt framgår av tabell 39.

För de organiska föreningar som kan indelas i olika tillståndsklasser, uppmättes mycket höga halter (tillståndsklass 5) i fem prover (tabell 40a). PAH_{11}, PCB_7, MBT, DBT och TBT i ett prov

och av TBT i ytterligare fyra prover. Utöver detta uppmättes höga halter (tillståndsklass 4) av PAH_{11} i två prover, HCB i ett prov, PCB_7 i två prover, MBT i sex prover, DBT och TBT i tre prover vardera och dioxiner (PCDD/F) i fyra prover. Uppmätta halter av PCB_7 och MBT i prov y001 (10–15 cm) var det sjätte respektive åttonde högsta i undersökningen. Uppmätta halter av PCDD/F i prov y002, y003 och y004 var den tredje, femte och sjunde högsta halten i hela undersökningen. Uppmätta medelhöga halter förekom också, och då av PAH_{11} (fyra prover), HCB (tre prover), ∑DDT (fyra prover), PCB_7 (fem prover), MBT (1 prov) och TBT (fyra prover). DL-PCB kunde med undantag av ett prov inte kvantifieras över sina kvantifieringsgränser. Uppmätta halter av PFAS och PFOS kan beskrivas som medelhöga jämfört med de uppmätta halterna i de andra undersökningsområdena. Kvoten mellan TBT och dess brytningsprodukter MBT och DBT, vilken varierade från 0,2 till 0,5, tolkas som att det TBT som en gång avsattes i sedimentet är långt nedbruten. Även DDT är nedbrutet, och det långt mer än TBT, då **Σ**DDT till 100 % utgörs av nedbrytningsprodukterna *p,p'*-DDD+ *p,p'*-DDE.

För ämnen utan bedömningsgrunder återfinns i ytsediment:

Den 13:e (och även 16:e och 18:e) högsta uppmätta halten av Irgarol (cubutryn), en biocid, i undersökningen (fig. 25). Halterna varierade mellan 0,4 och 0,69 µg/kg TS, med högsta halten uppmätt i prov y001. Totalt antal analyserade prover: 64.

Den femte (och även 18:e, 21:a och 22:e) högsta uppmätta halten av di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP), en ftalat, i undersökningen (fig. 30). Halterna varierar mellan 81 och 430 µg/kg TS, med högsta halten uppmätt i prov y001. Totalt antal analyserade prover: 43.

Den femte (och även 13:e, 15:e och 20:e) högsta uppmätta halten av alkylfenoler i undersökningen (fig. 31). Uppmätt halt varierar mellan 33 och 94 µg/kg TS, med högst halt uppmätt i prov c002. Totalt antal analyserade prover: 40.

Den sjunde högsta uppmätta halten av bromerade flamskyddsmedel i undersökningen (fig. 38). Halten 8,4 µg/kg TS uppmättes i prov y002. Halter över kvantifieringsgränserna kunde endast bestämmas i 16 prover. Totalt antal analyserade prover: 36.

Den åttonde högsta uppmätta halten av aromater i undersökningen (fig. 43). Halten 0,081 mg/kg TS uppmättes i prov y001. Halter över kvantifieringsgränserna kunde endast bestämmas i åtta prover. Totalt antal analyserade prover: 66.

När det gäller toxicitetstesterna påträffades i Göteborg den 13:e (och även 14:e, 15:e och 17:e) högsta dioxin-responsen för DR CALUX (fig. 61) och den åttonde (och även 17:e, 21:a och 33:e) högsta östrogen-responsen för ER CALUX i undersökningen (fig. 63). Uppmätt östrogen- och dioxin-respons varierar mellan 0,066 och 0,34 µg 17b estradiol eq./kg TS respektive mellan 13 och 15 ng 2,3,7,8 TCDD eq./kg TS, med den högsta östrogen- och dioxin-responsen uppmätt i prov y001 respektive y001, y002 och y003. Totalt antal analyserade prover: ER CALUX: 37, DR CALUX: 62.

Tabell 40a. Halter av organiska föroreningar i sediment i område y, Göteborg. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets uppdaterade bedömningsgrunder för miljökvalitet (Josefsson 2017). För dioxiner och furaner (PCDD/F) används norska bedömningsgrunder (Miljødirektoratet 2020). Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. Summahalter: utrapporterade ”mindre-än-värden” sätts till noll vid summeringen. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå (cm)	PAH_{11}	HCB	∑HCH	∑DDT	PCB_7	MBT	DBT	TBT	PFOS	∑PFAS	PCDD/F	DL-PCB
		(µg/kg TS)										(ng TEQ/kg TS)	
y001	0–5	1 780	0,92	0	1,2	26,8	12,4	72,8	41,8	0,15	0,15	7,5	0,1
y001	10–15	6 110	-	-	-	107,9	20,5	192	115	-	-	-	-
y002	0–5	595	0,26	0,44	1,1	7,5	10,3	47,7	22,2	0,18	0,37	28	0
y002	15–20	571	-	-	-	8,3	12,5	68,8	26,8	-	-	-	-
y003	0–5	624	0,24	0,43	1,2	6,2	7,75	29,5	12,1	0,33	0,84	18	0
y003	10–15	413	-	-	-	5,0	15,1	24,5	8,9	-	-	-	-
y004	0–5	593	0,19	0,2	0,9	5,4	12	13,6	8,4	0,31	0,68	17	0
y004	15–20	1 250	-	-	-	5,5	10,1	16,6	12,1	-	-	-	-

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

Obs! Att summahalten för ∑HCH, ∑DDT, PCDD/F och DL-PCB redovisas som ”0” innebär inte att halten är noll utan är enbart ett resultat av att halter inte uppmätts över kvantifieringsgränserna.

För metaller är avvikelsen gentemot jämförvärden, endast mycket stor i ett prov, och det är uppmätt halt av kvicksilver i prov y001 (10–15 cm) (tabell 40b). Avvikelsen för övriga metallers uppmätta halter är tydlig, liten eller obetydlig. Av totalt 80 haltmätningar av metaller i tabell 40b, vars halter kan bedömas utifrån en tillståndsklass, avviker 63 stycken av dessa obetydligt från sina jämförvärden. Uppmätta halter av metylkvicksilver, kan betraktas som medelhöga, vid jämförelse med de andra undersökningsområdena. Föreningsgraden av metaller i undersökningsområdet Göteborg betraktas därför som ett av områdena med lägst föroreningsgrad av metaller i hela undersökningen.

Tabell 40b. Halter av metaller och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område y, Göteborg. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999b). För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå (cm)	Cu	Zn	Cd	Co	Pb	Hg	Cr	Ni	As	Met-Hg
		(mg/kg TS)									(ng/g TS)
y001	0–5	16,0	62,4	0,10	3,6	16,8	0,23	14,1	8,9	2,6	1,2
y001	10–15	21,9	64,3	0,18	3,2	26,7	0,62	14,2	7,4	3,2	0,84
y002	0–5	16,3	60,5	0,11	5,2	13,6	0,16	20,3	12,2	4,2	1,1
y002	15–20	32,7	125	0,22	10,6	25,9	0,13	41,8	26,1	8,5	0,34
y003	0–5	14,6	60,4	0,07	5,6	15,2	0,15	20,8	14,8	4,2	1,6
y003	10–15	12,2	47,6	0,10	6,0	11,7	0,10	20,7	13,7	5,8	0,23
y004	0–5	13,1	52,4	0,09	5,2	14,6	0,14	19,8	11,8	4,6	1,5
y004	15–20	11,2	43,3	0,11	5,8	11,7	0,08	20,7	14,2	5,7	0,08

Klass 1	Ingen/obetydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

Jämfört med de effektbaserade bedömningsgrunderna i HVMS 2019:25 överskrids bedömningsgrunden för antracen i sex prover, fluoranten i ett prov och TBT i åtta prover (tabell 40c). Överskridandet av bedömningsgrunden ökar med ökande sedimentdjup för såväl antracen som för TBT.

Tabell 40c. Effektbaserade bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25 i område y, Göteborg. Färgmarkeringar: Röd färg anger kvot mellan uppmätt halt/bedömningsgrund (BG) ≥ 1, och att ett ämnes halt överskrider bedömningsgrunden. Grön färg anger att halten underskrider bedömningsgrunden. Grå färg anger att kvoten ≥ 1 men att kvoten bör tolkas med stor försiktighet då kvoten är angiven som ett mindre än värde. Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	TS	TOC	Kvot						
				Cu[1]/BG	Pb/BG	Cd/BG	Antracen[2]/BG	Fluoranten[2]/BG	TBT[2]/BG	Siloxan D5[2]/BG
	(cm)	(%)	(%)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
y001	0–5	51,4	1,5	0,22–0,37	0,14	0,05	11,9	0,28	88,9	-
y001	10–15	48,2	2,3	0,10–0,26	0,22	0,08	24,2	1,3	159	-
y002	0–5	33,8	2,6	0	0,11	0,05	0,96	0,08	27,2	-
y002	15–20	44,6	2,0	0,75–0,90	0,22	0,10	1,0	0,10	41,9	-
y003	0–5	27,6	2,7	0	0,13	0,03	1,1	0,07	14,1	-
y003	10–15	41,7	1,6	0–0,04	0,10	0,04	0,90	0,07	17,0	-
y004	0–5	30,8	2,5	0	0,12	0,04	1,0	0,08	10,7	-
y004	15–20	44,7	1,9	0	0,10	0,05	4,6	0,00	19,9	-

[1] Halt normaliserad till 5 % TOC och korrigerad för bakgrundshalt.

[2] Halt normaliserad till 5 % TOC

Halten underskrider bedömningsgrunden

Halten överskrider bedömningsgrunden

Övriga organiska föreningars och metallers halter, vilka ingår i undersökningsområdets analysprogram, men vars halter inte har omnämnts eller redovisats här, återfinns i bilaga 7–9.

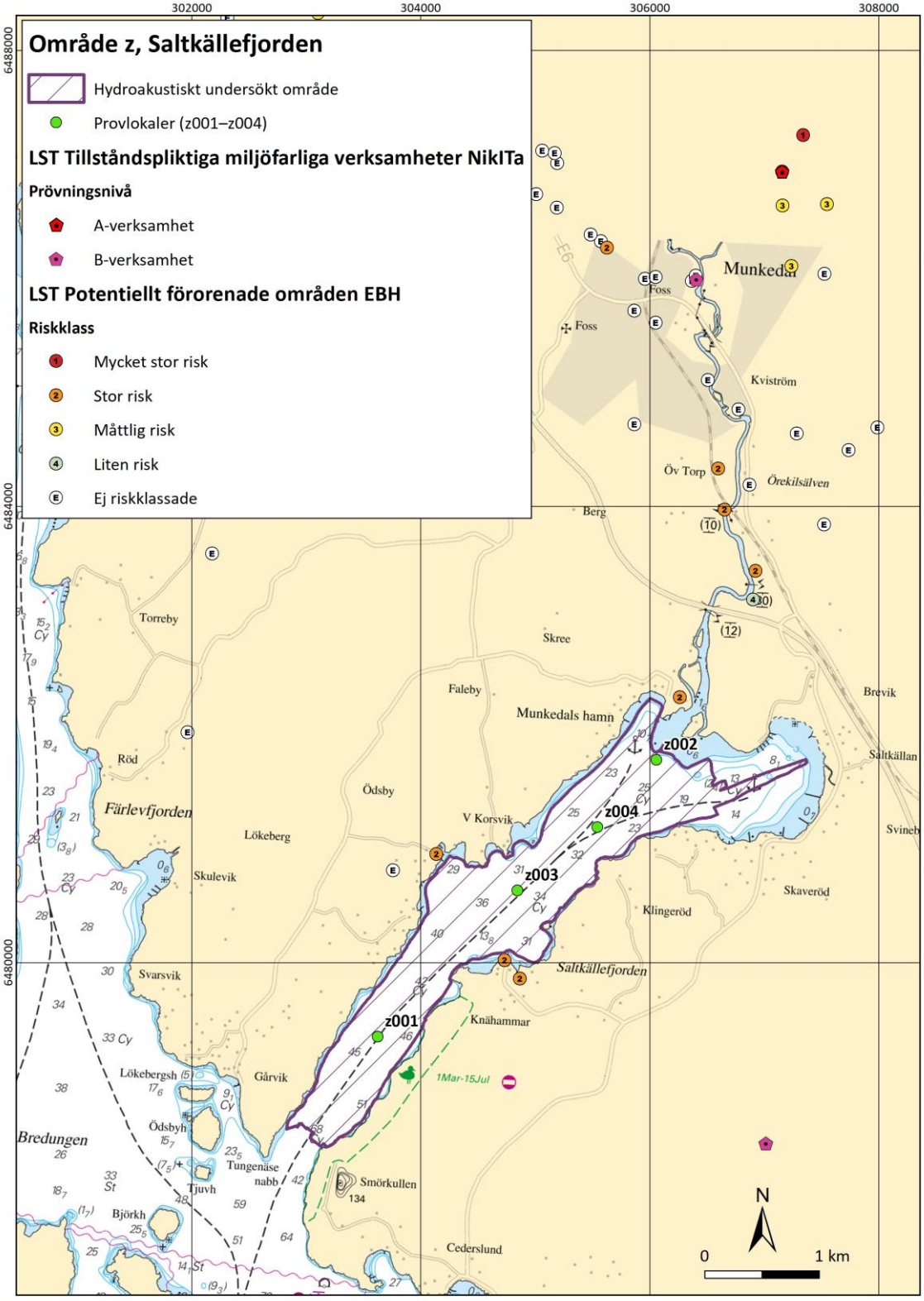
Område z, Saltkällefjorden

Undersökningsområde z ligger i Munkedals kommun, Västra Götalands län, och omfattar i stort sett hela Saltkällefjorden (fig. 81), med särskild ambition att komma så nära in mot Örekilsälvens mynning i nordost som möjligt. Den östligaste viken in mot Saltkällan undersöktes däremot endast längs en transekt.

Utifrån resultaten av de hydroakustiska mätningarna och befintlig information valdes fyra provlokaler ut (tabell 41) där sedimentet beskrevs och provtogs för miljökemisk analys. Se även bilaga 3 och bilaga 6 för ytterligare information om provlokalerna.

Bakgrundshistoria

Undersökningsområdet ligger nedströms Örekilsälven, som är recipient till en aktiv massa- och pappersindustri belägen i tätorten Munkedal. Vid älvens mynning ligger en oljedepå, Munkedals hamn, och runtom själva fjorden finns varv och småbåtshamnar. Åter uppe i Munkedal finns avloppsreningsverk, olika typer av mindre verksamheter samt förorenade områden, bland annat vid ett tidigare järnbruk.



Figur 81. Hydroakustiskt undersökt område och provlokaler inom område z, Saltkällefjorden. Kartan visar även positioner för potentiella källor för föroreningsspridning enligt länsstyrelsernas (LST) register över miljöfarliga verksamheter (NikITa 2020) och förorenade områden (EBH-stödet 2020).

Tabell 41. Sedimentundersökningar i område z, Saltkällefjorden.
Kolumnen Analysnivåer anger, i centimeter från bottenytan och nedåt, de intervall i sedimentet som provtogs för analys. Förkortningarna i kolumnen Analyspaket utläses: G = Grundpaket (Vattenhalt, TOC, LOI, metaller, metyl-Hg, PAH_{16}, PCB_7, tennorganiska föreningar, alifater, aromater, BTEX). T står för olika tilläggspaket där T1 = Alkylfenoler, T5 = Dioxiner + dioxinlika föreningar, T6 = Ftalater, T7 = Klorerade bekämpningsmedel, T8 = Klorfenoler, T9 = Klorparaffiner, T10 = Oljeindex, T11 = Organofosfater, T12 = PFAS, T14 = Pesticider i jord och hamnsediment ("TBT-ersättare"), T17 = DR CALUX, T20 = Datering med ^{210}Pb, T21 = Non Target Screening.

Prov-lokal	Vatten-djup (m)	Analys-nivåer (cm)	Sediment, fältbedömning	Analyspaket
z001	45,0	0–5	Postglacial siltig gyttjelera	G, T1, T5–T12, T14, T17
		10–15	Postglacial siltig gyttjelera	G
z002	17,0	0–5	Postglacial siltig gyttjelera	G, T1, T5–T12, T14, T17
		15–20	Postglacial sandig siltig gyttjelera	G
z003	30,0	0–5	Postglacial siltig gyttjelera	G, T1, T5–T12, T14, T17, T21
		10–15	Postglacial siltig gyttjelera	G
		0–22	Postglacial siltig gyttjelera	T20
z004	25,0	0–5	Postglacial gyttjelera	G, T1, T5–T12, T14, T17
		15–20	Postglacial siltig gyttjelera	G

Geologiska förhållanden

Gullmarsfjorden är Sveriges längsta fjord och den är också en tröskelfjord. En tröskelfjord har en fjordmynning som är grundare än resten av fjorden, en effekt som beror på att den är skapad genom glacialerosion. Fjorden är nära 120 m djup i dess djupaste delar medan tröskeln ligger på drygt 40 m vattendjup. Gullmarsfjorden delar i dess inre del upp sig i två armar, Färlevfjorden mot norr och Saltkällefjorden mot nordost. I Saltkällefjordens norra del mynnar Örekilsälven som har byggt upp ett delta vid mynningen. Saltkällefjorden är som djupast, cirka 70 m, där den mynnar ut i Gullmarsfjorden och grundar upp långsamt in mot mynningen av Örekilsälven men är ändå cirka 25 m djup strax utanför Örekilsälvens delta. Saltkällefjordens skyddade läge och dess relativt stora djup i större delen av fjorden skapar goda förutsättningar för sedimentackumulation. Detta bekräftas av de hydroakustiska underlagen, vilka visar på ackumulationsbottnar. Sediment-ekolodet visar på upp till 15–20 m mäktiga lager av sediment över en underliggande hårdbotten av morän eller berg. Även resultaten av provtagningen visar på ackumulationsbotten; de fyra prover som togs i Saltkällefjorden utgörs alla av postglaciala gyttjeleror. Vid lokal z003 skivades en 22 cm lång sedimentkärna i en centimeter tunna skivor för radiometrisk datering.

Miljökemisk redovisning

I Saltkällefjorden har metaller och organiska föreningar analyserats i åtta prover i ytan och i djupare sedimentskikt vid fyra provlokaler. Vilka analyspaket som analyserades i vilket sedimentskikt framgår av tabell 41.

I ett av de åtta proverna uppmättes en mycket hög halt av ∑DDT (tabell 42a). Utöver detta uppmättes höga halter (tillståndsklass 4) av DDT i tre prover och MBT och DBT i fyra prover vardera. Uppmätt halt av DDT i prov z003 (0–5 cm) var det sjunde högsta i undersökningen. Uppmätta medelhöga halter återfinns också, och då av PAH_{11} (fem prover), PCB_7 (fem prover), MBT och DBT (fyra prover) och TB T (åtta prover). För MBT, DBT och TBT ökar halterna med ökande djup. Varken HCB, ∑HCH eller DL-PCB kunde haltbestämmas över sina kvantifieringsgränser. Med undantag för prov z001 (0–5 cm) låg uppmätta halter av PCDD/F och PFOS/PFAS i den nedre halvan av uppmätta halter i undersökningen. Kvoten mellan TBT och dess brytningsprodukter MBT och DBT, varierade från 0,1 till 0,8, vilket tolkas som att TBT

är långt nedbruten. Då DDT utgörs helt och hållet av sina nedbrytningsprodukter *p,p'*-DDD+ *p,p'*-DDE tolkas detta som att DDT i sedimentet är helt nedbrutet.

För ämnen utan bedömningsgrunder återfinns i ytsediment:

Den femte högsta uppmätta halten av organofosfater i undersökningen (fig. 34). Halten 79 µg/kg TS uppmättes i prov z004. Halter över kvantifieringsgränserna kunde endast bestämmas i fem prover. Totalt antal analyserade prover: 40.

Tabell 42a. Halter av organiska föroreningar i sediment i område z, Saltkällefjorden. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets uppdaterade bedömningsgrunder för miljökvalitet (Josefsson 2017). För dioxiner och furaner (PCDD/F) används norska bedömningsgrunder (Miljødirektoratet 2020). Cell markerad med "-" visar att ingen analys har utförts. Summahalter: utrapporterade "mindre-än-värden" sätts till noll vid summeringen. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå (cm)	PAH_{11}	HCB	∑HCH	∑DDT	PCB_7	MBT	DBT	TBT	PFOS	∑PFAS	PCDD/F	DL-PCB
		(µg/kg TS)										(ng TEQ/kg TS)	
z001	0-5	486	< 0,1	0	9,9	7,3	9,5	9,1	2,0	0,41	1,28	0	0
z001	10-15	690	-	-	-		18,7	18,3	6,3	-	-	-	-
z002	0-5	192	< 0,1	0	9,9	1,1	2,2	2,5	2,6	0,08	0,19	0,05	0
z002	15-20	185	-	-	-	1,0	7,24	5,6	6,1	-	-	-	-
z003	0-5	529	< 0,1	0	15,6	4,3	12,1	10,7	3,3	0,21	0,55	0,04	0
z003	10-15	548	-	-	-	4,6	19,6	18,8	6,8	-	-	-	-
z004	0-5	380	< 0,1	0	6,96	2,2	9,6	6,8	2,6	0,16	0,40	0,03	0
z004	15-20	725	-	-	-	6,1	17,6	16,7	5,8	-	-	-	-

Klass 1	Mycket låg halt
Klass 2	Låg halt
Klass 3	Medelhög halt
Klass 4	Hög halt
Klass 5	Mycket hög halt

Klass 1 eller 2 — Rapporteringsgräns omöjliggör exakt klassning

Obs! Att summahalten för ∑HCH, PCDD/F och DL-PCB redovisas som "0" innebär inte att halten är noll utan är enbart ett resultat av att halter inte uppmätts över kvantifieringsgränserna.

För metaller är avvikelsen gentemot jämförvärden, tydlig i fem prover av åtta (tabell 42b). Det rör sig om uppmätt halt av koppar, bly och zink i ett prov vardera, fem uppmätta halter av zink och två uppmätta halter av kvicksilver. Avvikelsen för övriga metallers uppmätta halter är liten eller obetydlig. Uppmätta halter av metylkvicksilver ligger därtill i den nedre halvan av uppmätta halter i undersökningen. Detta tillsammans gör att föreningsgraden av metaller i undersökningsområdet Saltkällefjorden betraktas som ett av de lägsta i hela undersökningen.

Tabell 42b. Halter av metaller och metylkvicksilver (Met-Hg) i sediment i område z, Saltkällefjorden. Färgkodningen är i enlighet med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet (Naturvårdsverket 1999b). För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå (cm)	Cu	Zn	Cd	Co	Pb	Hg	Cr	Ni	As	Met-Hg
		(mg/kg TS)									(ng/g TS)
z001	0–5	27,5	151	0,08	13,6	35,6	0,13	41,8	25,8	22,9	0,66
z001	10–15	28,0	158	0,10	14,2	42,7	0,13	45,0	27,2	8,5	0,35
z002	0–5	15,5	82,8	0,25	7,9	14,9	< 0,04	15,5	10,8	5,2	0,92
z002	15–20	16,3	87,6	0,24	7,6	15,6	< 0,04	17,3	11,1	5,0	0,06
z003	0–5	26,5	129	0,12	11,3	31,9	0,10	33,9	20,8	13,7	0,20
z003	10–15	28,5	141	0,13	12,3	36,7	0,12	37,0	22,4	11,0	0,30
z004	0–5	22,2	111	0,11	9,7	26,8	0,10	28,6	17,9	10,4	0,33
z004	15–20	31,8	129	0,28	10,4	37,4	0,11	31,2	18,3	13,3	0,31

Klass 1	Ingen/obetydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 2	Liten avvikelse från jämförvärde
Klass 3	Tydlig avvikelse från jämförvärde
Klass 4	Stor avvikelse från jämförvärde
Klass 5	Mycket stor avvikelse från jämförvärde

De effektbaserade bedömningsgrunderna i HVMS 2019:25 överskrids enbart för TBT, och gör detta i åtta prover av åtta (tabell 42c). Faktorn som beskriver hur mycket bedömningsgrunden för TBT överskrids ökar nedåt i sedimentet.

Tabell 42c. Effektbaserade bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25 i område z, Saltkällefjorden. Färgmarkeringar: Röd färg anger kvot mellan uppmätt halt/bedömningsgrunden (BG) ≥ 1, och att ett ämnes halt överskrider bedömningsgrunden. Grön färg anger att halten underskrider bedömningsgrunden. Cell markerad med ”-” visar att ingen analys har utförts. För mer information, se avsnittet *Bedömningsgrunder*.

Prov	Nivå	TS	TOC	Kvot						
				Cu[1]/BG	Pb/BG	Cd/BG	Antracen[2]/BG	Fluoranten[2]/BG	TBT[2]/BG	Siloxan D5[2]/BG
	(cm)	(%)	(%)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)	(-)
z001	0–5	29,8	2,9	0,09–0,25	0,30	0,04	<0,29	0,05	2,2	-
z001	10–15	36,8	2,6	0,20–0,36	0,36	0,04	0,48	0,07	7,5	-
z002	0–5	37,4	3,4	0	0,12	0,11	< 0,24	0,03	2,4	-
z002	15–20	50,9	2,4	0	0,13	0,11	< 0,34	0,03	7,8	-
z003	0–5	33,5	2,9	0,05–0,21	0,27	0,05	0,32	0,05	3,5	-
z003	10–15	37,1	3,1	0,07–0,22	0,31	0,05	0,31	0,06	7,0	-
z004	0–5	35,6	2,6	0–0,14	0,22	0,05	< 0,32	0,04	3,1	-
z004	15–20	47,4	2,3	0,48–0,63	0,31	0,12	0,48	0,07	7,7	-

[1] Halt normaliserad till 5 % TOC och korrigerad för bakgrundshalt.
[2] Halt normaliserad till 5 % TOC

Halten underskrider bedömningsgrunden
Halten överskrider bedömningsgrunden

Övriga organiska föreningars och metallers halter, vilka ingår i undersökningsområdets analysprogram, men vars halter inte har omnämnts eller redovisats här, återfinns i bilaga 8 och bilaga 9.

DISKUSSION OCH SLUTSATSER

I denna rapport redovisas föroreningssituationen i sediment i 16 undersökningsområden längs Sveriges kust. Den utgör, tillsammans med regeringsuppdragets motsvarande resultat från insjöar och vattendrag ett omfattande underlag till kunskap om hur förorenade sediment uppträder i anslutning till olika påverkanskällor och i olika slags vattenområden. Resultaten från sjöar och vattendrag kommer att publiceras i rapportform av SGU i början av 2023.

En inledande utvärdering och analys av detta samlade kunskapsunderlag kommer att redovisas i en annan av regeringsuppdragets rapporter som kommer att publiceras av Havs- och vattenmyndigheten under 2023.

Nedan formuleras några erfarenheter och slutsatser om förberedelser, planering och metodval som det är angeläget att föra vidare till kommande undersökningar av förorenade sediment. Därefter presenteras några viktiga resultat och slutsatser om miljökemin i sediment från de undersökta kustområdena.

Erfarenheter av provplanering

Erfarenheter från denna och andra undersökningar av förorenade sediment visar på vikten av att skaffa sig en tillräckligt god bild av misstänkta utsläppskällor och bottnens egenskaper innan provlokaler placeras ut. Detta för att identifiera bottnar med sannolikt föroreningsinnehåll, vilka kan vara såväl antropogena ackumulationer, exempelvis fiberbankar eller dumpade muddermassor, som naturliga ackumulationsbottnar från industriell tid. För att göra den bedömningen behövs kännedom om bottenytans egenskaper, det vill säga topografi och textur, och bottnens vertikala uppbyggnad. För att uppnå detta så kostnadseffektivt som möjligt är första steget att inhämta all befintlig information som finns i tidigare undersökningar, sjökort och kartor. När denna information är sammanställd och bedömd är det ofta lämpligt att genomföra hydroakustiska undersökningar av olika slag. Målet med dessa är då att ge en god bild av sedimentens

uppbyggnad och utbredning, för att på så sätt hitta potentiellt förorenade sediment och därmed de mest lämpliga provtagningslokalerna. Eftersom hydroakustiska undersökningar kan vara kostsamma är det viktigt att dessa planeras så ändamålsenligt som möjligt och anpassas till befintlig information. En hydroakustisk undersökning kan variera stort i omfattning, från en större uppmätning av ett okänt bottenområde, till begränsad komplettering av redan kända bottenförhållanden.

Om hydroakustiska undersökningar inte finns tillgängliga sedan tidigare, eller väljs bort av budgetskäl, kan det bli svårt att veta om ett områdes förekomster av förorenade sediment verkligen blivit upptäckta och provtagna. Uteblivna hydroakustiska undersökningar ökar även risken för att prov tas från fel ställen, och att kostsamma analyser görs av prover som inte representerar områdets verkliga föroreningssituation. Detta kan i sin tur leda till att felaktiga slutsatser dras från dessa provresultat och att jämförelser mellan olika provlokaler försvåras. I praktiken kan uteblivna hydroakustiska mätningar exempelvis leda till att områden som i planeringsskedet har tolkats som att det förekommer ackumulation, i provtagningsskedet visa sig sakna förutsättningar för ackumulation. En sådan upptäckt är också ett resultat, men ju tidigare detta blir känt desto mer rationellt kan en undersökning genomföras och vid behov planeras om.

Exempel på platser i denna undersökning där det saknades tydliga ackumulationsförhållanden är område i, Skutskär och område s, Pukaviksbukten. Att dessa områden, som återfinns vid utsatta kuster öppna mot havet, kan ha begränsade förutsättningar för naturlig sedimentackumulation var känt under planeringsskedet och bekräftades delvis av fältundersökningarna. Att de ändå valdes ut var för att de bedömdes som mest prioriterade inom respektive län och för att kunskap även om dessa förhållanden bidrar till regeringsuppdragets syfte att få en nationell överblick över hur förorenade sediment uppträder.

Sammantaget bedöms de hydroakustiska undersökningar som gjordes inom i denna rapport aktuella kustområden som mycket användbara för att hitta lämpliga provlokaler.

Provtagningsmetodik

Varje utvalt undersökningsområde undersöktes med avseende på ett antal branschtypiska föroreningar. Merparten av de utvalda kustområdena påverkas av ett stort antal branscher och därmed även ett stort antal ämnen. Ju fler ämnen som ska analyseras, desto mer sediment behövs från varje provlokal för att laboratoriet ska kunna utföra analysen på ett tillförlitligt sätt.

Mot bakgrund av detta utfördes provtagningen i kustområdena huvudsakligen med hjälp av olika typer av lådprovtagare. Dessa provtagare har, jämfört med rörprovtagare, fördelen att de kan ta upp mer sediment vid varje hugg, det vill säga vid varje upptag av sediment. Detta innebär att färre hugg behöver göras inom en provlokal för att få upp tillräcklig mängd sediment. Huggen blir då inte lika utspridda inom provlokalen, och sannolikheten att provet tas från samma typ av sedimentationsmiljö ökar. Dessutom tar provtagningen kortare tid. I många fall är lådprovtagare också mer robusta, och kan få upp prov där rörprovtagare inte alltid lyckas. Lådprovtagare ger dock inte samma möjlighet till exakt urskiljning av sedimentnivå i djupled som en korrekt utförd rörprovtagning kan göra. De lådprovtagare som fanns tillgängliga för denna undersökning visade sig vara pålitliga och stabila och kunde användas för ett rationellt och upprepningsbart provtagningsförfarande. Noggrannheten som kan åstadkommas med en omsorgsfullt utförd lådprovtagning bedömdes som tillräckligt hög för denna undersöknings huvudsakliga syfte; att ge underlag till en nationell överblick och pröva en metodik för inventering och översiktlig provtagning av förorenade sediment.

Miljökemin i undersökta sediment

Över 300 olika branschtypiska ämnen med koppling till 12 olika branscher har analyserats. Resultaten ökar avsevärt kunskapen om vilka föroreningar som förekommer, såväl i de undersökta områdena som för en nationell överblick. De uppmätta halterna har utvärderats gentemot befintliga statistiska och effektbaserade bedömningsgrunder för de ämnen där sådana är fastställda.

För de 17 ämnen och ämnesgrupper vars halter i denna undersökning kan indelas i tillståndsklasser enligt befintliga statistiska bedömningsgrunder har något mer än 1 900 haltbestämningar utförts. Av dessa klassades cirka 16 % som mycket höga halter. Dessa utgjordes av koppar, zink, bly, kvicksilver, TBT och TBT:s nedbrytningsprodukter MBT och DBT, PAH_{11}, PCB_7 och ∑DDT.

Undersökningsområdena där flest ämnen med mycket höga halter uppmätts är Skurusundet, Skutskär, Inre fjärden och Avan, Ursviksfjärden, Loddbyviken och Pampusfjärden, Visby och Landskrona. I Skurusundet uppmättes mycket höga halter av 13 ämnen eller ämnesgrupper, vilket är flest i undersökningen. De ämnen och ämnesgrupper som påträffades i mycket höga halter i Skurusundet utgjordes av koppar, zink, bly, kvicksilver, HCB, MBT, DBT, TBT, PAH_{11}, PCB_7, ∑HCH och ∑DDT. Mycket höga halter uppmättes även i övriga undersökningsområden men då av färre ämnen, som minst ett ämne vardera i Saltkällefjorden och Pukaviksbukten. När det gäller uppmätta halter av dioxiner och furaner (PCDD/F), uppmättes som högst höga halter i Skutskär, Göteborg, Skurusundet, Loddbyviken och Pampusfjärden, Svartviksfjärden samt Inre fjärden och Avan. Den enda ämnesgrupp som inte uppmätts över sin kvantifieringsgräns är klorparaffiner.

När det gäller effektbaserade bedömningsgrunder för koppar, bly, kadmium, antracen, fluoranten, TBT och dekametylcyklopentasiloxan, enligt HVMFS 2019:25 (Havs- och vattenmyndigheten 2019), överskreds dessa i 228 av 774 haltbestämningar. I förhållande till antal utförda haltmätningar i ett undersökningsområde, överskreds bedömningsgrunderna flest gånger i Skurusundet; med 26 av 36 haltmätningar. Där var TBT och antracen de ämnen vilkas bedömningsgrunder överskreds flest gånger. TBT förekom i halter över bedömningsgrunden i alla undersökningsområden medan bedömningsgrunden för dekametylcyklopentasiloxan överskreds enbart i området Loddbyviken och Pampusfjärden.

Det stora flertalet ämnen i denna undersökning saknar dock bedömningsgrunder. För dessa ämnen har jämförelser gjorts med samtliga uppmätta halter av respektive ämne inom denna undersökning. Vid en sådan jämförelse framgår att halter är kraftigt förhöjda av till exempel tenn, uran, och alkylerade PAH:er i Visby, av silver och tetrabutyltenn i Skurusundet, av alkylfenoler och organofosfater i Landskrona samt av PFAS i Gåsfjärden.

Av analyserade läkemedel i denna undersökning (41 stycken) påträffades flest i Loddbyviken och Pampusfjärden. Läkemedel som där påträffades i uppmätbara halter utgjordes av ciprofloxacin, citalopram, diklofenak och klaritromycin. Andra läkemedel, vilka påträffades i något av de andra områdena, utgjordes av alfuzosin, orphenadrin och trimetoprim. Av alla påträffade läkemedel var citalopram, ett antidepressivt läkemedel, det som påträffades flest gånger i något av de analyserade proven.

Från varje undersökningsområde utfördes toxicitetstester av typen CALUX avseende dioxin-, östrogen- och PAH-respons. Jämfört med de kemiska analyserna fångar toxicitetstester inte enbart upp responsen från ett enda ämne utan summerar ihop responsen från flera ämnen med liknande egenskaper. Högst respons för de toxicitetstester som utfördes, det vill säga dioxin-, östrogen- och PAH-respons (CALUX), uppmättes i Skutskär, Skurusundet respektive Loddbyviken och Pampusfjärden. En samvariation noterades mellan toxicitetsrespons och kemiskt uppmätta halter. Till exempel samvarierar den toxiska responsen av PAH:er, mätt som ekvivalenter benso(a)pyren med uppmätt halt av benso(a)pyren i den kemiska analysen.

Toxicitetstester är ett viktigt komplement till kemiska analyser, varför de i större utsträckning borde utföras vid undersökningar av förorenade områden, och då både vid bestämning av ett områdes föroreningsgrad och i den efterföljande riskbedömningen.

Det är önskvärt i förlängningen av undersökningar som denna att koppla ihop förhöjda halter av ämnen i sediment med olika påverkanskällor inom ett undersökningsområde. Om ett undersökningsområde påverkas av en eller två påverkanskällor kan en källspårning vara förhållandevis enkel att utföra. Finns det däremot många olika potentiella påverkanskällor uppströms ett undersökningsområde kan det vara mer komplicerat att identifiera vilken eller vilka av dessa som gett upphov till förhöjda halter av ett eller flera ämnen i sedimenten. För att underlätta och utveckla arbetet med källspårning behöver flera områden undersökas med metoder som är jämförbara med de som har använts i denna undersökning. En början på detta arbete skulle kunna vara att gå vidare och undersöka de områden som i planeringen av denna undersökning tilldelades prioritet 2 men slutligen inte kom att undersökas.

Flera undersökningar skulle skapa ett växande kunskapsunderlag för att i framtiden ta fram statistiska bedömningsgrunder för fler ämnen och även användas för att identifiera eventuella ämnen för vilka det bör undersökas om effektbaserade bedömningsgrunder behöver tas fram. På så sätt kan kunskapen om förekomst och effekter av föroreningar i sediment och kopplingen till påverkanskällor höjas.

Behoven av fortsatt arbete och åtgärder för att komma till rätta med förorenade sediment kommer att redovisas i Naturvårdsverkets slutredovisning av regeringsuppdraget i början av 2023.

REFERENSLISTA

Aarts J.M., Denison M.S., Cox M.A., Schalk M.A., Garrison P.M., Tullis K., de Haan L.H. & Brouwer A., 1995: Species-specific antagonism of Ah receptor action by 2,2',5,5'-tetrachloro- and 2,2',3,3'4,4'-hexachlorobiphenyl. *European Journal of Pharmacology: Environmental Toxicology and Pharmacology, Volume 293,* 463–474.

Apler, A. & Nyberg, J., 2011: Metoder för att kartlägga fiberhaltiga sediment. *SGU-rapport 2011:04*. Sveriges geologiska undersökning, 93 s.

Apler, A., Nyberg, J., Jönsson, K., Hedlund, I., Heinemo, S. & Kjellin. B., 2014: Fiberbanksprojektet. Kartläggning av fiberhaltiga sediment längs Västernorrlands kust. *SGU-rapport 2014:16*. Sveriges geologiska undersökning, 598 s.

Borg, H. & Jonsson, P., 1996: Large-scale Metal Distribution in Baltic Sea Sediments. *Marine Pollution Bulletin, Volume 32,* 8–21.

Brack, K., Stevens, R.L. & Paetzel, M., 2000: Holocene environmental change and the accumulation-erosion balance of sheltered river-mouth sediments, Göteborg, SW Sweden. *Marine Geology 170 (3–4),* s 347–362.

Colavecchia, M.V., Backus, S.M., Hodson, P.V. & Parrot, J.L., 2004: Toxicity of oil sand to early life stages of fathead minnows (Pimephales promelas). *Environmental Toxicology and Chemistry, 23,* 1709–1718.

EBH-stödet, 2020: Länsstyrelsernas databas över potentiellt och konstaterat förorenade områden i Sverige. <https://ebh.lansstyrelsen.se/> utdrag under 2020.

Genesis Maps 2020: SocialMap. <https://www.genesismaps.com/SocialMap/Index> åtkommen den 24 oktober 2022.

Havs- och vattenmyndigheten, 2018: Metaller och miljögifter – Effektbaserade bedömningsgrunder och indikativa värden för sediment. Kunskapssammanställning baserad på ämnesrapporter framtagna inom vattendirektivsarbetet. <https://www.havochvatten.se/download/18.51861935167c35ddc681b7a2/1545293341873/rapport-2018-31-metaller-och-miljogifter.pdf> åtkommen 24 oktober 2022.

Havs- och vattenmyndigheten, 2019: Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. *HVMFS 2019:25*, 88 s.

Hawthorne, S.B., Miller, D.J. & Kreitinger, J.P. 2006: Measurement of total polycyclic aromatic hydrocarbon concentrations in sediments and toxic units used for estimating risk to benthic inverteberates at manufactured gas plant sites. *Environmental Toxicity and Chemistry, 25,* 287–296.

Håkanson, L. & Jansson, M., 1983: Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag, Berlin, 316 s.

Jonsson, P., 2018. Regionala bakgrundshalter av metaller, PAH-er och dioxiner/furaner i Stockholmsområdet, *JP Sedimentkonsult Rapport 2018:5*, 38 s.

Josefsson, S., 2016: Miljöföroreningar i sediment vid Blekinges kust och i Hanöbukten. *SGU-rapport 2016:22*. Sveriges geologiska undersökning, 40 s.

Josefsson, S., 2017: Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. *SGU-rapport 2017:12*. Sveriges geologiska undersökning, 14 s.

Karlsson, M., 2020: Vattenomsättning och fosfordynamik i Skurusundet. Rapport för Nacka kommun, 8 s.

Lantmäteriet, 2020: Min karta. <https://minkarta.lantmateriet.se/> utdrag under 2020.

Larsson, O., Norrlin, J., Nordgren, P. & Dahlgren, A., 2017: Bottenkartering av misstänkt förorenade områden, Norrbotten. *SGU-maringeologi rapport 2017:02*. Sveriges geologiska undersökning, 19 s.

Larsson, O., Norrlin, J., Johansson, H. & Josefsson. S., 2021: Förorenade sedimentområden i Vänern. *SGU-rapport 2021:21*. Sveriges geologiska undersökning, 1403 s.

Legler, J., van den Brink, C.E., Brouwer, A., Murk, A.J., van der Saag, P.T., Vethaak, A.D. & van der Burg, B., 1999: Development of a stably transfected estrogen receptor-mediated luciferase reporter gene assay in the human T47D breast cancer cell line. *Toxicological Sciences, Volume 48,* 55-–56. <https://doi.org/10.1093/toxsci/48.1.55> åtkommen den 24 oktober 2022.

Länsstyrelserna, 2022: GeodataKatalogen. <https://ext-geodatakatalog.lansstyrelsen.se/GeodataKatalogen/> åtkommen den 24 oktober 2022.

Loring, D. H., 1991: Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. *ICES Journal of Marine Science, 48,* 101–115.

Miljødirektoratet, 2020. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020, *M-608*. Miljødirektoratet, 13 s.

Mil-Homens, M., Stevens, R. L., Cato, I. & Abrantes, F., 2007: Regional geochemical baselines for Portuguese shelf sediments. *Environmental Pollution, 148,* 418–427.

NT ENVIR 008, 2015: Nordtest sampler certification scheme handbook version 2-1 (NT ENVIR 008), NORDTEST. <http://www.nordtest.info/wp/2015/04/14/nordtest-sampler-certification-scheme-handbook-version-2-1-nt-envir-008/?msclkid=868411dbc2da11eca446c8c5fec4fbf6> åtkommen den 24 oktober 2022.

Naturvårdsverket, 1999a: Metodik för inventering av förorenade områden. *Rapport nr 4918*. Naturvårdsverket, 150 s.

Naturvårdsverket, 1999b: Bedömningsgrunder för miljökvalitet, Kust och hav. *Rapport nr 4914*. Naturvårdsverket, 134 s.

Naturvårdsverket, 2020: Branschlistan (2020). <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/vagledning/fororenade-omraden/inventering/branschlistan-2020-fororenade-omraden.pdf> utdrag under 2020.

Navionics 2020: <https://webapp.navionics.com/> åtkommen den 24 oktober 2022.

NiKITa, 2020: Länsstyrelsens handläggarstöd för miljöfarlig verksamhet. <https://ext-geodatakatalog.lansstyrelsen.se/GeodataKatalogen/GetMetaDataById?id=a2f2a14f-3baa-4393-8333-7a33108eb7ec> utdrag under 2020.

Norrlin, J., Josefsson, S., Larsson, O. & Gottby. L., 2016: Kartläggning och riskklassning av fiberbankar i Norrland. *SGU-rapport 2016:21*. Sveriges geologiska undersökning, 765 s.

Norrlin, J., Josefsson, S., 2017: Förorenade fibersediment i svenska hav och sjöar. *SGU-rapport 2017:07*. Sveriges geologiska undersökning, 26 s.

Pieterse, B., Felzel, E., Winter, R., van der Burg, B. & Brouwer, A., 2013: PAH-CALUX, an optimized bioassay for AhR-mediated hazard identification of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) as individual compounds and in complex mixtures. *Environmental Science & Technology, Volume 47*, 11651–11659. <https://doi.org/10.1021/es403810w> åtkommen den 24 oktober 2022.

Pourabadehei, M. & Mulligan, C.N., 2016: Resuspension of sediment, a new approach for remediation of contaminated sediment. *Environmental pollution*, *213*, 63–75.

Rena Sediment, 2022: Rena sediment. Samlingsnod för förorenade sediment. Naturvårdsverket, Länsstyrelserna, Statens geotekniska institut, Sveriges geologiska undersökning samt Havs- och vattenmyndigheten. <https://www.renasediment.se/> åtkommen den 24 oktober 2022.

SGU, 2020a: GeoLagret – Hitta och ladda hem kartor, rapporter och geologiska data. Sveriges geologiska undersökning. <https://apps.sgu.se/geolagret/> utdrag under 2020.

SGU, 2020b: Kartvisaren – Jordarter och Maringeologi. Sveriges geologiska undersökning. <https://apps.sgu.se/kartvisare/> utdrag under 2020.

SGU, 2020c: Maringeologisk information om bottnarnas uppbyggnad och beskaffenhet. [Sekretessklassad]

SGU, 2022: Datavärdskap för miljögifter. <https://www.sgu.se/samhallsplanering/marin-miljo/miljoovervakning-i-utsjosediment/datavardskap-miljogifter/> åtkommen under 2022

SMHI, 2020: Damm- och sjöregister. Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut. <https://vattenwebb.smhi.se/svarwebb/> åtkommen under 2020.

SMP, 2020: Svenska miljörapporteringsportalen. <https://smp.lansstyrelsen.se/> utdrag under 2020.

Sanchez-Cabeza, J.A., Masqué, P. & Ani-Ragolta, I., 1998: ^{210}Pb and ^{210}Po analysis in sediments and soils by microwave acid digestion. *Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry 227*, 19–22.

Severin, M (red.), Josefsson, S., Nilsson, P., Ohlsson, Y., Stjärne, A & Wernersson, A-S., 2018: Förorenade sediment – behov och färdplan för en renare vattenmiljö. *SGU-rapport 2018:21*. Sveriges geologiska undersökning, 121 s.

Sjöfartsverket, 2020: Kartvisare Fyren. <https://geokatalog.sjofartsverket.se/kartvisarefyren/> åtkommen under 2020.

Sjöfartsverket, 2021: Elektroniska sjökort <www.sjofartsverket.se> åtkommen den 24 oktober 2022.

Sveriges riksdag 2013: Miljöprövningsförordning 2013-251. *Svensk författningssamling 2013:2013:251 t.o.m. SFS 2021:731*. Riksdagen. <https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/miljoprovningsforordning-2013251_sfs-2013-251> åtkommen 24 oktober 2022.

VISS, 2020: Vatteninformationssystem Sverige. <https://viss.lansstyrelsen.se/> utdrag av Förvaltningscykel 3 (2016–2021) under 2020.

Wemming, A., 2020: Urval inför fältundersökning inom regeringsuppdraget för förorenade sediment – vattenförvaltningens riskbedömning som utgångspunkt. PM Länsstyrelsen i Dalarnas län. <https://www.renasediment.se/wp-content/uploads/PM_Undersokningsunderlag_RUFS2B_II.pdf> åtkommen den 24 oktober 2022.

BILAGA 1

Duplikatprovtagning

Insamling av fältduplikat

Ett så kallat fältduplikatprov togs på sedimentnivån 0–5 cm vid en av de ordinarie provlokalerna i respektive undersökningsområde, i ett av undersökningsområdena togs två fältduplikatprover. Detta som ett led i certifierad provtagning av sediment enligt NORDTEST (NT ENVIR 008, 2015). Fältduplikat innebär att två olika sedimentprov insamlas med endast någon eller några meters sidoförflyttning i respektive undersökningsområde (tabell 1). Syftet med fältduplikat-proven är att skatta den samlade osäkerhet som uppstår under hela förloppet från provtagning till analys. Denna inbegriper både den analystekniska mätosäkerheten och osäkerhet i analysresultat orsakad av själva hanteringen av insamlat prov från insamlingstillfället tills provet analyserats på analyslaboratoriet, inklusive heterogenitet i föroreningsgrad inom det begränsade område fält-duplikatet insamlats. I tabell 2 redovisas de analyspaket som analyserats i fältduplikatproven.

Tabell 1. Insamlade fältduplikatprover. Prov 2 är inom respektive område fältduplikat till prov 1. De utgör de dubbelprov som används vid beräkning av mätosäkerheter.

Fältduplikat	Undersökningsområde	Provlitera prov 1	Provlitera prov 2	Northing	Easting
1	Mannöfjärden	rfs21_a001_000_005	rfs21_a002_000_005	7 271 443	824 620
2	Ursviksfjärden	rfs21_c002_000_005	rfs21_c004_000_005	7 188 676	794 292
3	Svartviksfjärden	rfs21_g003_000_005	rfs21_g006_000_005	6 915 319	623 889
4	Inre fjärden och Avan	rfs21_h005_000_005	rfs21_h006_000_005	6 729 492	619 902
5	Skutskär	rfs21_i007_000_005	rfs21_i010_000_005	6 726 278	630 235
6	Östhammarsfjärden	rfs21_j003_000_005	rfs21_j004_000_005	6 684 541	688 714
7	Skurusundet	rfs21_l003_000_005	rfs21_l004_000_005	6 581 507	683 008
8	Stadsfjärden och Mellanfjärden	rfs21_m001_000_005	rfs21_m004_000_005	6 513 273	619 573
9	Loddbyviken och Pampusfjärden	rfs21_n003_000_005	rfs21_n800_000_005	6 500 050	569 290
10	Loddbyviken och Pampusfjärden	rfs21_n006_000_005	rfs21_n008_000_005	6 500 190	575 740
11	Visby	rfs21_p005_000_005	rfs21_p007_000_005	6 392 720	693 510
12	Gåsfjärden	rfs21_q005_000_005	rfs21_q006_000_005	6 382 740	594 970
13	Pukaviksbukten	rfs21_s003_000_004	rfs21_s005_000_004	6 221 110	485 900
14	Landskrona	rfs21_u004_000_005	rfs21_u005_000_005	6 193 270	363 800
15	Kungsbackafjorden	rfs21_x002_000_005	rfs21_x005_000_005	6 367 160	322 680
16	Göteborg	rfs21_y003_000_005	rfs21_y005_000_005	6 397 750	307 400
17	Saltkällefjorden	rfs21_z003_000_005	rfs21_z005_000_005	6 480 634	304 845

Tabell 2. Analyserade analyspaket i fältduplikatproverna.

Analyspaket
Vattenhalt
TOC
LOI (Glödgningsförlust)
Metaller, inklusive metyl-Hg
PAH_{16}
PCB_7
Tennorganiska föreningar
Alifater, Aromater, BTEX
PFAS

Utvärderingsmetodik för fältduplikat

Metodiken för skattning av den samlade mätosäkerhet baserades på ”relative range statistics” enligt beskrivningen i SGF:s rapport ”*Kvalitetskontroller för provtagning av förorenade områden*” (Svenska Geotekniska Föreningen 2019). Kortfattat divideras absolutbeloppet av skillnaden mellan de båda dubbelproven (D_i) från varje lokal med medelhalten för de båda dubbelproven ($\bar{x}_i$). Detta ($D_i/\bar{x}_i$) ger ett lokal- och analysparameterspecifikt värde (d_i) av skillnaden mellan dubbelprov, relativt dubbelprovens medelhalt. I nästa steg beräknades summan av d_i, per analysparameter, för samtliga lokaler (summa d_i), dividerat med antal fältduplikat (n). Osäkerhetsmåtten RSA (relativ standardavvikelse, %) och U’ (utökad relativ osäkerhet), beräknades utifrån detta enligt följande:

$$RSA = 100 * \sum(d_i)/n * 1{,}128$$

U’=k* RSA, där k är täckningsfaktor för 90 % konfidensintervall.

Det antogs vidare att den relativa mätosäkerheten inom studerat haltintervall för respektive ämne var konstant och att mätfelen var normalfördelade. Den beräknade samlade mätosäkerheten U’ kan jämföras med den relativa analytiska mätosäkerhet som analyslaboratoriet anger för respektive parameter/ämne. Den sistnämnda hittas i analyslaboratoriets analysrapporter. Den relativa analytiska mätosäkerheten är beräknad för täckningsfaktor = 2 vilket ungefär motsvarar ett 95 % konfidensintervall. I de fall beräknade samlade U’ är mycket större än analytisk U’ kan det tolkas som om att det antingen kan finnas provtagningsrelaterade felkällor, heterogenitet i föroreningsgrad i insamlingsområdet eller bådadera som orsakar skillnaden mellan analytisk och beräknad samlad U’.

Resultat av duplikatprovtagningen

Mätosäkerheterna redovisade i form av framräknad RSA och U’ tillsammans med analytisk U’ redovisas i tabell 3 gäller haltbestämningar för enstaka prover vid en provlokal.

Av tabellen framgår att mätosäkerheten, uttryckt i form av RSA, för torrsubstans, TOC, glödgningsförlust samt flertalet metaller utom molybden och kvicksilver är förhållandevis låg (< 15 %) medan haltmätningarna av PAH:er, PFAS, PCB:er, tennorganiska föreningar (MBT, DBT, TBT) generellt har en högre RSA. Det är inte förvånande då den analytiska mätosäkerheten (U’) för de organiska analyserna generellt ligger minst en faktor två eller högre jämfört med den för metallerna. I likhet med den analytiska mätosäkerheten inbegriper den skattade samlade mätosäkerheten ett konfidensintervall. Den av analyslaboratoriet utrapporterade mätosäkerheten görs med ett 95 % konfidensintervall medan den samlade skattade mätosäkerheten görs med ett

90 % konfidensintervall, vilket enligt Naturvårdsverket (2009) kan vara ett lämpligt mått vid riskbedömning.

I de fall den uppskattade samlade mätosäkerheten är mycket större än den analytiska mätosäkerheten kan detta tolkas som att skillnaden är ett uttryck för heterogenitet i föroreningsgrad vid provlokalen eller att resultat av att halterna förändrats i proven av någon orsak. En sådan orsak kan till exempel vara kontaminering, ämnens flyktighet, förväxling av prov från provtagningstillfället till tillfället då proven analyseras vid laboratoriet. För flertalet ämnen eller parametrar kan konstateras att skillnaden mellan beräknad samlad och analysteknisk U' är förhållandevis låg, se tabell 3.

Skillnaden är jämförelsevis tämligen stor vid haltbestämningen av torrsubstans, glödgningsförlust, arsenik, kvicksilver, mangan, molybden, svavel, mono-, di- och tributyltenn, metylkvicksilver, alifater, PCB:er och PAH:er. Då insamlingen av sediment har utförts med utbildad och certifierad provtagningspersonal samt att *"Chain of Custody"* tillämpats (det vill säga att proven plomberas under transport till laboratoriet som skyddas för yttre påverkan), tolkas den förhållandevis stora skillnaden mellan skattad och analytisk mätosäkerhet U' för dessa parametrar sannolikt som ett resultat av att dessa ämnen eller parametrar är mer heterogent fördelade i insamlat sediment.

För att uppskatta mätosäkerheten om fler prover insamlas och analyseras separat vid en provlokal divideras framräknad samlad U' med $\sqrt{n}$ där n är lika med antalet prover som analyseras separat vid provlokalen. Att öka antalet insamlade prover från ett till två prover vid en provlokal, för exempelvis arsenik i tabell 3, skulle minska den samlade mätosäkerheten för medelhalten av arsenik till 21,2 % (=29,9 %/$\sqrt{2}$).

Att samla in flera prover inom en provlokal och analysera mätparametrar i vart och ett av de insamlade proven är ett sätt att minska mätosäkerheten, och därmed nå en eftersträvad mätosäkerhet i haltbestämningen av en parameter, om ekonomin för undersökningen tillåter det.

Tabell 3. Beräknade mått på mätosäkerhet baserat på insamlade dubbelprov (RSA, U') samt analytisk mätosäkerhet (enligt uppgift från ALS) för enstaka prover vid en provlokal i de utförda sedimentundersökningarna i svenska kustområden 2021. Redovisning av RSA och U´ görs enbart för ämne/parametrar vilka uppmätts i halter över kvantifieringsgränsen i fyra prover eller fler i de insamlade fältduplikaten.

Parameter	Antal dubbel-prov	RSA %	Beräknad U' (%, 90% konfidens-intervall)	Analytisk U' (%, täcknings-faktor = 2) från ALS
Torrsubstans (TS)	17	10,9	19,2	6
Total organiskt kol (TOC)	17	11,4	20	15
Glödgningsförlust (LOI)	17	12,6	22,2	5
Silver (Ag)	17	13,8	24,3	25
Aluminium (Al)	17	3,7	6,5	10
Arsenik (As)	17	17	29,9	10
Barium (Ba)	17	7,9	13,9	10
Kadmium (Cd)	17	13,1	23	10
Kobolt (Co)	17	7,3	12,8	10

Parameter	Antal dubbel-prov	RSA %	Beräknad U' (%, 90% konfidens-intervall)	Analytisk U' (%, täcknings-faktor = 2) från ALS
Krom (Cr)	17	5,6	9,8	10
Koppar (Cu)	17	8,8	15,4	10
Järn (Fe)	17	7,7	13,7	10
Kvicksilver (Hg)	17	21	37	20
Litium (Li)	17	8,9	15,7	20
Mangan (Mn)	17	16,2	28,4	10
Molybden (Mo)	17	25,5	45	10
Nickel (Ni)	17	9,3	16,3	10
Bly (Pb)	17	11,2	19,7	10
Svavel (S)	17	15,3	26,9	10
Antimon (Sb)	17	17,6	32	-
Skandium (Sc)	17	9,2	16,2	-
Tenn (Sn)	17	6,9	12,1	-
Strontium (Sr)	17	12,4	21,8	-
Titan (Ti)	17	6,7	11,9	-
Uran (U)	17	8,3	14,5	10
Vanadin (V)	17	6,9	12,1	10
Zink (Zn)	17	7,6	13,4	10
Monobutyltenn (MBT)	14	29,3	52,3	10
Dibutyltenn (DBT)	13	34	61,1	10
Tributyltenn (TBT)	16	29,6	52,3	10
Metylkvicksilver (MetHg)	16	28,6	50,4	9
Alifater > C16–C35	14	26,2	46,8	-
Perfluoroktansulfonsyra (PFOS), isomermix (linjär + grenad)	16	23,4	41,3	30
Perfluoroktansyra (PFOA), linjär	12	13,9	25,1	30
Perfluornonansyra (PFNA), linjär	9	16,1	30,5	30
Perfluordekansyra (PFDA), linjär	8	26,1	49,4	30
Perfluorundekansyra (PFUnDA), linjär	12	21	38,8	30
Perfluortridekansyra (PFTriDA), linjär	12	15,9	28,8	30
Perfluorododekansyra (PFDoDA)	7	7,5	14,7	30
2,4,4'-Triklorbifenyl (PCB28)	10	37	68,9	30
2,2',5,5'-Tetraklorbifenyl (PCB52)	6	51	102	30

Parameter	Antal dubbel-prov	RSA %	Beräknad U' (%, 90% konfidens-intervall)	Analytisk U' (%, täcknings-faktor = 2) från ALS
2,2',4,5,5'-Pentaklorbifenyl (PCB101)	14	34,5	61,5	30
2,3',4,4',5-Pentaklorbifenyl (PCB118)	13	28,9	51,9	30
2,2',3,4,4',5'-Hexaklorbifenyl (PCB138)	10	27,8	51,7	30
2,2',4,4',5,5'-Hexaklorbifenyl (PCB153)	15	28,1	49,8	30
2,2',3,4,4',5,5'-Heptaklorbifenyl (PCB180)	14	23,3	41,4	30
PCB_7	15	24,8	43,9	-
Naftalen	9	96	182	30
Acenaftylen	6	56	113	30
Acenaften	4	82	193	30
Fluoren	7	58,9	114,4	30
Fenantren	16	44,2	77,7	30
Antracen	10	42,7	79,5	30
Fluoranten	17	28,1	49,5	30
Pyren	17	28,5	50,3	30
Benso[a]antracen	14	30,5	54,3	30
Krysen	15	30,6	54,3	30
Benso[b]fluoranten	17	26,9	47,4	30
Benso[k]fluoranten	15	27	48,6	30
Benso[a]pyren	17	28,8	50,7	30
Dibenso[a,h]antracen	11	29,8	54,6	30
Benso[ghi]perylen	17	24,4	42,9	30
Indeno[1,2,3-cd]pyren	16	29,5	52	30
PAH_{11}	17	37,8	66,5	-

Referenser

Naturvårdsverket, 2009: Riskbedömning av förorenade områden – en vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. *Rapport 5977*. 143 s.

NT ENVIR 008, 2015: Nordtest sampler certification scheme handbook version 2-1 (NT ENVIR 008), NORDTEST. <http://www.nordtest.info/wp/2015/04/14/nordtest-sampler-certification-scheme-handbook-version-2-1-nt-envir-008/?msclkid=868411dbc2da11eca446c8c5fec4fbf6> åtkommen den 24 oktober 2022.

Svenska Geotekniska Föreningen, 2019: Kvalitetskontroller för provtagning av förorenade områden – från provtagning till analys. *Rapport 2:2013*. 92 s.

BILAGA 2

Dateringar

Från nio av de 16 undersökningsområdena insamlades sedimentkärnor för radiometrisk datering med ^{210}Pb. Sedimentkärnorna togs upp med rörprovtagare och skivades i 1 cm tunna skivor. Vid provtagning från R/V Skagerak användes en Gemax-provtagare medan det från undersöknings-båten Ugglan användes en så kallad Kajakprovtagare. I båda fallen togs delproven ut med hjälp av en för syftet anpassad utrustning. Delproven skickades efter frystorkning i väg till Universitat Autònoma de Barcelona i Spanien för att bestämma sedimentackumulationshastigheten (SAR). SAR anger, ofta i enheten cm/år, den hastighet med vilken sedimentet växer till i höjdled. Laboratoriets rapport återfinns i slutet av denna bilaga.

Intensiteten på den radioaktiva strålningen från ^{210}Pb mäts i sedimentkärnans delprov. För att metoden ska ge ett tolkningsbart resultat krävs att sedimentet ackumulerats kontinuerligt, det vill säga helt utan avbrott eller omrörning. Sedimentkärnorna tas därför från bedömt kontinuerliga ackumulationsbottnar. Om ackumulationen har pågått kontinuerligt kommer ^{210}Pb-strålningen att avta regelbundet med sedimentdjupet. Då kan SAR beräknas och med hjälp av den även åldern på olika nivåer i sedimentkärnan.

Exempel:
Om SAR beräknas till 0,5 cm/år innebär det att det sediment som vid provtagningstillfället befinner sig 5 cm under bottenytan sedimenterade för 5/0,5 = 10 år sedan.

Det är dock ofta svårt att i förväg med hjälp av hydroakustiken, eller i fält när provet är taget, avgöra om ackumulationen pågått kontinuerligt eller med avbrott och störningar. Om ackumulationen inte varit kontinuerlig kommer variationen i strålningsintensitet att variera på ett oregelbundet sätt varför SAR inte kan beräknas och en datering inte kan utföras.

Resultat

Uppmätta aktiviteter av ^{210}Pb i de insamlade sedimentkärnorna möjliggjorde bestämning av SAR i sex av de nio analyserade kärnorna. Att SAR inte kunde bestämmas i tre av sedimentkärnorna orsakades av att sedimentet var omblandat vilket omöjliggjorde bestämningen av SAR. Att sediment i sedimentkärnorna var omblandat var även delvis ett problem för bestämningen av SAR i de sex kärnor i vilka SAR kunde bestämmas. Dock kunde SAR bestämmas i delar av dessa kärnor. De av analyslaboratoriet framräknade SAR för dessa kärnor ska därför användas med en viss försiktighet.

Bäst resultat erhölls från en sedimentkärna från lokal q005 i området Gåsfjärden där en SAR på 0,25 cm per år kunde bestämmas för de översta 15 cm av kärnan. Detta innebär att det ytliga analysprovet på 0–5 cm sedimentnivå är avsatt under de senaste 20 åren. Det undre analysprovets övre del, vid nivån 15 cm ner i kärnan, är då avsatt för cirka 60 år sedan (tabell 1).

Tabell 1. Provlokal Gåsfjärden där bestämning av sedimentackumulationshastigheten har utförts med ^{210}Pb. Förkortningarna står för: TS = torrsubstans, TOC = totalt organiskt kol, SAR = sedimentackumulationshastighet. Halterna för TS och TOC är från den översta analysnivån, 0–5 cm. Ålder nivå 1 visar hur många år den översta analysnivån i varje sedimentkärna motsvarar. Ålder nivå 2 visar årsintervallet för den nedersta analysnivån i varje sedimentkärna.

Område	Provlokal	TS (%)	TOC (%)	Djup (m)	Analysnivåer (cm)	SAR cm/år	Ålder Nivå 1 5 cm (år)	Ålder Nivå 2 15 cm (år)
Gåsfjärden	q005	44,8	7,6	37	0–5, 15–20	0,250 ± 0,008	20	60

För kärnan j001 från Östhammarsfjärden kunde en SAR på cirka 0,17 cm per år bestämmas från 10 cm nivå och neråt i kärnan. Detta skulle innebära att analysprovet på 15–20 cm sedimentnivå har avsatts under en tidsperiod på cirka 30 år. I de översta 10 cm indikerar analysen att sedimentet är omrört vilket innebär att det inte går att datera sedimentnivåerna. I områdesbeskrivningen för Östhammarsfjärden formuleras under avsnittet *Geologiska förhållanden* att det är osäkert om det verkligen råder recent sedimentation i området. Orsaken till detta är sannolikt att sedimentationen avstannar när landhöjningen vartefter grundat upp fjärden mer och mer. Då avstannar sedimentationen gradvis och det ringa vattendjupet gör att ytsediment lätt störs av relativt ringa vattenrörelser.

I sedimentkärna l003 tagen på 42 m vattendjup i Skurusundet kunde en SAR på cirka 0,25 cm per år beräknas från nivån 18 cm och nedåt, det vill säga på nivåer huvudsakligen under de som provtagits för miljökemi i undersökningen. Från 18 cm nivå och uppåt tolkas mätresultaten så att sedimenten är kraftigt störda. I områdesbeskrivningen för Skurusundet omnämns under avsnittet *Geologiska förhållanden* att omväxlande nordliga respektive sydliga bottenströmmar förekommer i sundet (Karlsson 2020). Tolkningen av ^{210}Pb-mätningarna skulle då innebära att strömmarna förhindrar en kontinuerlig sedimentation.

För sedimentkärnan m001 från Stadsfjärden och Mellanfjärden kunde en SAR på cirka 0,28 cm per år beräknas från nivån 5 cm och neråt i kärnan. Detta innebär att intervallet 5–10 cm har avsatts under en tidsperiod på knappt 20 år. I de översta 5 cm indikerar analysen att sedimentet är omrört vilket innebär att det inte går att bestämma någon SAR. I områdesbeskrivningen för Stadsfjärden och Mellanfjärden omnämns i avsnittet *Geologiska förhållanden* att fjärdarna har ”ett vattendjup på mindre än två meter vilket leder till att energin som skapas av vågor och strömmar är högre än tidigare nere vid bottenytan, vilket minskar möjligheterna för ny sedimentation.” Det är denna brist på kontinuerlig sedimentation, liksom i området Östhammarsfjärden, som är den sannolika orsaken till att en SAR inte kan beräknas för den ytligaste delen.

I sedimentkärnan n006 från området Loddbyviken och Pampusfjärden kunde SAR inte beräknas i någon del av kärnan, laboratoriet tolkar detta som en effekt av omrörning. Detta skulle i de ytligare delarna kunna förklaras med närheten till en farled med regelbunden fartygstrafik vilken även muddrats flera gånger. Att även kärnans djupare delar skulle vara omrörda är mer överraskande. Men Motala ström, som avvattnar Vättern, har sitt utlopp i den inre delen av Bråviken. Den årliga variationen i vattenföring har förmodligen sen lång tid tillbaka inneburit att sedimentationsförhållandena har varierat under året. Under åren 1956–1962 byggdes även Lindökanalen som gav en kortare förbindelse från Norrköpings inre hamn till Bråviken, med den förbindelsen behövde fartygen inte längre följa Motala ströms ursprungliga strömfåra runt Händelö. Även 90 % av Motala ströms vatten följer Lindökanalen i stället för dess ursprungliga strömfåra, dessa förändringar har förmodligen också lett till varierande sedimentationsförhållanden i Bråviken.

I sedimentkärnan som togs på lokal p006, belägen på över 100 m vattendjup och sju kilometer rakt väster om Visby, kunde ingen säker trend för ^{210}Pb påvisas under de allra översta centimetrarna. Laboratoriets tolkning är att detta beror på en kombination av mycket låg SAR och att det inte råder kontinuerlig sedimentation på lokalen. Det senare styrks av den tolkning som gjordes under fältprovtagningen. I områdesbeskrivningen för området Visby, avsnittet *Geologiska förhållanden*, står det att under det tunna översta sedimentlagret påträffades postglacial silt och flera tusen år gammal finlaminerad lera, så kallad litorinalera.

Från undersökningsområdet Kungsbackafjorden analyserades sedimentkärna x002 för datering med ^{210}Pb. I de översta 12 cm indikerar analysen störda sediment. I områdesbeskrivningen för Kungsbackafjorden anges i avsnittet *Geologiska förhållanden*, att de hydroakustiska mätningarna

visar en viss lineation på bottenytan vilket antyder att området periodvis är utsatt för bottenströmmar vilka kan vara förklaringen till de störda sedimenten. I sedimentnivåintervallet 12–25 cm kunde en ungefärlig SAR på 0,35 cm per år beräknas. Analysprovet på nivå 15–20 cm skulle i så fall vara avsatt under cirka 15 år.

I sedimentkärnan y003 från Göteborg uppvisar halten av ^{210}Pb ingen tydlig trend varför en SAR inte kunde beräknas. Orsaken till detta är rimligen det som anges i områdesbeskrivningen under *Geologiska förhållanden*, det vill säga att sedimenten i Göta älvs mynningsområde av naturliga orsaker byggts upp under mycket varierande strömningsförhållanden. Eftersom området dessutom ligger i ett aktivt hamnområde har det under de senaste decennierna varit utsatt för omfattande antropogen påverkan både över och under vattenytan.

I Saltkällefjorden indikerar ^{210}Pb-analysen av sedimentkärna z003 omrörda sediment ner till sex centimeters djup under bottenytan. Det finns inga observationer i vare sig hydroakustiken eller fältbeskrivningen som kan ge förslag till vad omrörningen skulle bero på. Däremot mynnar Örekilsälven i den inre delen av Saltkällefjorden, två kilometer från provlokalen Variationer i älvens vattenföring kan ha orsakat varierande sedimentationsförhållanden på provlokalen. Under 6 cm-nivån kunde en SAR på 0,22 cm per år beräknas ner till 14 cm sedimentdjup.

Slutsatser

Som framgår av resultatredogörelsen ovan har alla daterade kärnor utom en, i olika grad visat tecken på omrörning av sedimenten, vilket försvårat eller omöjliggjort dateringarna. Ett sätt att minska risken för detta är att förlägga sedimentkärnorna som ska användas till datering längre från land, gärna på djupare bottnar, där en kontinuerlig ackumulation utan avbrott är mer sannolik.

I denna undersökning valdes sedimentkärnorna som skulle användas till ^{210}Pb-analys ut från provlokaler med bedömd ackumulationsbotten, ofta i yttre delen av det bestämda undersökningsområdet. Ackumulationsbottnar nära land kan i större utsträckning vara störda av vattenrörelser orsakade av vågor och strömmar. Därtill kommer att misstänkt förorenade bottnar oftast är belägna i områden med antropogen påverkan på sedimentationsförhållandena i form av muddring, fartygstrafik, byggnation av hamnanläggningar med mera.

I SGU:s undersökning av förorenade sediment i Vänern (Larsson m.fl. 2021) provtogs lokaler för datering oftast utefter mättransekter som sträckte sig från det huvudsakliga undersökningsområdet nära land till djupare områden längre ut. Dessa transekter provtogs främst för att se om miljöföroreningar har spridit sig från föroreningskällan nära land ut till utsjön i Vänern. På Vänern togs även prov för datering i de utsjölokaler, belägna långt från land, som undersöktes. Dateringarna på dessa lokaler gjordes främst för att få en ålder på de djupast liggande sedimentlagren i kärnan, för att ge en uppfattning om de är förindustriella och på så sätt kan fungera som bakgrundsvärden för olika metaller. Merparten av kärnorna från Vänern var möjliga att datera med ^{210}Pb-metoden, vilket indikerar att det var lokaler med kontinuerlig ackumulation som valdes ut.

Vid val av provlokal för datering måste man alltid göra en avvägning mellan att få en SAR så nära de förorenade sedimenten som möjligt, och förutsättningarna för att få en så tillförlitlig SAR som möjligt. En provlokal för långt bort från undersökningsområdet kan ge en mycket tillförlitlig datering och SAR-värde men samtidigt ökar risken att de är från en plats som inte är representativ för det område med förorenade sediment som man vill undersöka. De nu presenterade provlokalerna från regeringsuppdraget uppvisar förvisso mer eller mindre förorenade sediment men visade sig vara problematiska att datera.

Referenser

Karlsson, M., 2020: Vattenomsättning och fosfordynamik i Skurusundet. Rapport för Nacka kommun, 8 s.

Larsson, O., Norrlin, J., Johansson, H. & Josefsson. S., 2021: Förorenade sedimentområden i Vänern. *SGU-rapport 2021:21*. Sveriges geologiska undersökning, 1403 s.

Originalrapport

Se på de följande sidorna i denna bilaga den av Universitat Autònoma de Barcelona levererade originalrapporten ”Determination of sediment accumulation rates in sediment cores from coastal areas in Sweden”.

Date: 4/10/22 Number of pages: 20 Number of report: LRA/CE/0074	**GRUP DE RECERCA EN RADIOACTIVITAT AMBIENTAL DE BARCELONA**
Customer Name: Sveriges Geologiska Undersökning VAT number: SE202100252801 Address: Geological Survey of Sweden, Box 670, SE-751 28 Uppsala, Sweden	Universitat Autònoma de Barcelona

Determination of sediment accumulation rates in sediment cores from coastal areas in Sweden

Index:

1. AIM
2. SCOPE STATEMENT
3. MATERIALS & INSTRUMENTS
4. QUALITY CONTROL
5. RESULTS
6. CONCLUSIONS
7. REFERENCES
8. ANNEX

Prepared by:
Joan Manel Bruach Menchén and
Dr. Valentí Rodellas Vila

1. Aim

The aim of this study is the determination of the sedimentation rates in 9 sediment cores obtained in coastal zones of southern Sweden. Cores were collected in October 2021, dried and homogenized in Sweden. They were labelled as q005, l003, z003, x002, n006, m001, y003, j001 and p006.



Figure 1: Map with the location of the 9 sampling stations and their names.

2. Scope statement

Dr. Håkan Johansson from Svenska Geologiska Undersökning, SGU (Geological Service of Sweden) contacted the *Grup de Recerca en Radioactivitat Ambiental de Barcelona (GRAB)* of the *Universitat Autònoma de Barcelona* to determine sedimentation rates based on the technique of the ^{210}Pb and to establish age models of sediment record.

3. Materials and instruments

Samples received from SGU consisted in already dried sediment aliquots representative of several core slices. Each core was cut every 1 cm. ^{210}Pb was analyzed assuming its secular equilibrium with its daughter ^{210}Po. ^{210}Po was measured by alpha spectrometry, after a microwave assisted digestion with acids (Sanchez-Cabeza et al., 1998). For the determination of the sedimentation rate, the CF:CS model (Krishnaswami et al., 1971) and CRS model (Appleby and Oldfield, 1978) were used. Supported ^{210}Pb has been determined from the constant ^{210}Pb concentrations in the deepest layers of the sediment core. The reported sedimentation rates are not corrected for compression.

4. Quality control

GRAB regularly participates in several international and national intercomparison exercises for various radionuclides. During the realization of this study, reference material IAEA-447 and replicates were simultaneously analyzed in some batches of samples in order to ensure the quality control.

5. Results

Figure 1 shows the location of the sampling sites where selected sediment cores are shown. Table 1 shows the general characteristics of the sediment cores analyzed and summarizes some of the results obtained from the ^{210}Pb analyses.

Table 1. Some characteristics of the sampled sediment cores and their surficial ^{210}Pb activity, supported ^{210}Pb activity, sedimentation rate and mass accumulation rate calculated considering the CF:CS age model.

Core Code	Sampling date	$^{210}Pb_{flux}$	$^{210}Pb_{total}$		Mean mass accumulation rate	Mean sedimentation rate
			Surficial Activity	Supported		
	2021	(Bq·m^{-2}·y^{-1})	(Bq·kg^{-1})	(Bq·kg^{-1})	(mg·cm^{-2}·y^{-1})	(cm·y^{-1})
y003	27/10	nd	132 ± 6	nd*	nd	nd
p006	23/09	142 ± 3	685 ± 21	30 ± 3	nd	nd
q005	22/10	222 ± 3	408 ± 24	93 ± 4	48 ± 2	0.250 ± 0.008
l003	07/10	143 ± 4	220 ± 12	97 ± 6	46 ± 5	0.27 ± 0.03
z003	19/10	171 ± 5	127 ± 7	70 ± 2	129 ± 11	0.22 ± 0.02
x002	26/10	150 ± 4	160 ± 8	74 ± 3	129 ± 11	0.35 0.03
n006	23/10	nd	176 ± 9	nd	nd	nd
m001	09/10	84 ± 4	111 ± 6	57 ± 4	109 ± 12	0.28 ± 0.03
j001	06/10	49 ± 2	148 ± 8	76 ± 5	28 ± 3	0.17 ± 0.02

* Nd stands for not determined

Core y003

^{210}Pb concentration profile in core y003 (Figure 2) does not show a clear decreasing trend with depth, and thus a sedimentation rate cannot be estimated. After the analysis of a few samples, the core was discarded as being not appropriate for ^{210}Pb dating.

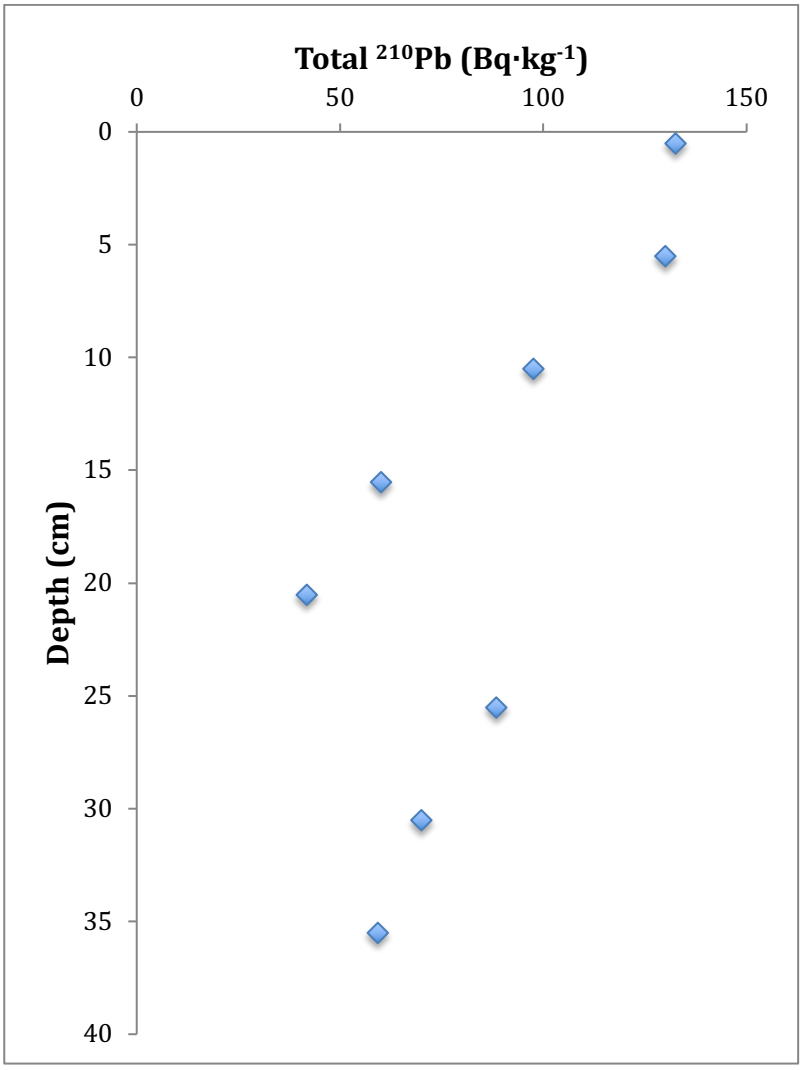


Figure 2: ^{210}Pb concentration vs. depth in core y003

Cores p006

Excess ^{210}Pb is only present along the upper 7 cm (Figure 3) in core p006, but the trend with depth is not clear enough, suggesting a combination of mixing and a low sedimentation rate, but this cannot be reliably estimated. The core was discarded as being not appropriate for ^{210}Pb dating.

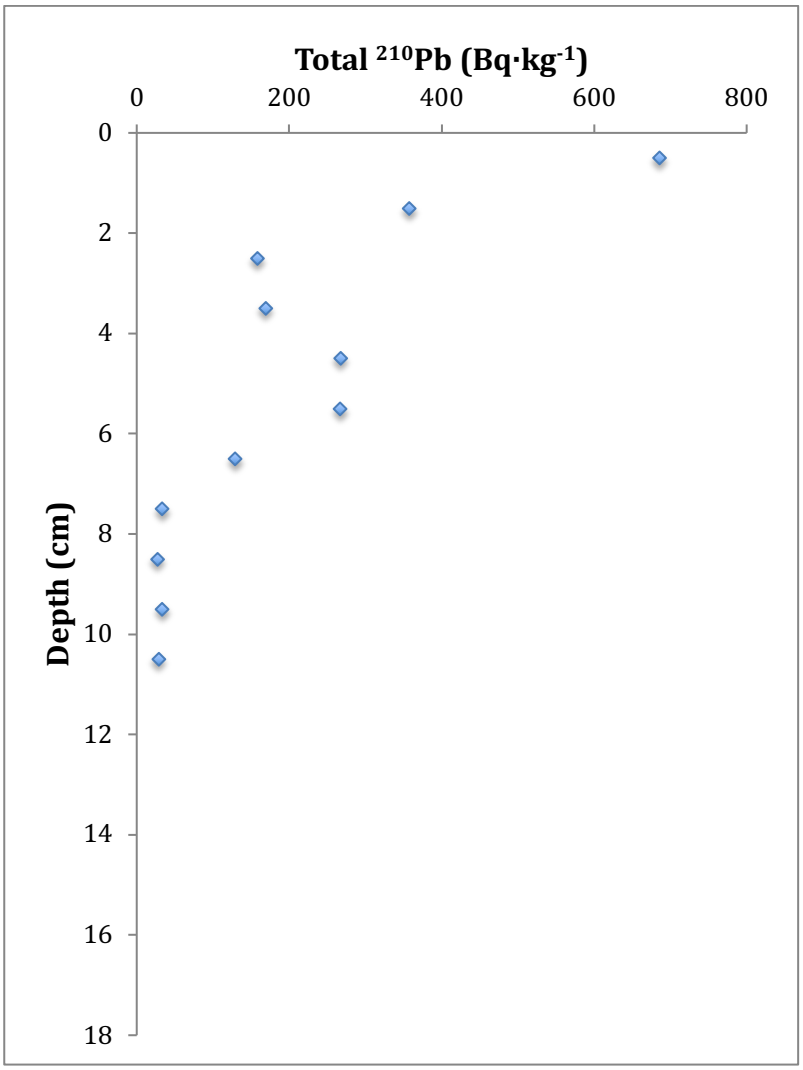


Figure 3: ^{210}Pb concentration vs. depth in core p006.

Core q005

^{210}Pb concentration profile of core q005 (Figure 4) shows a clear decreasing of ^{210}Pb activity along the first 15 centimeters. Model CF:CS was applied to calculate mean mass accumulation rate (0.048 ± 0.002 g·cm^{-2}·yr^{-1}) and mean mass sedimentation rate (0.250 ± 0.008 cm·yr^{-1}) in these first 15 centimeters. Below this layer, ^{210}Pb concentration profile suggests a relatively thick layer (about 10 cm) that is mixed, and thus we cannot calculate a sedimentation rate below this point.

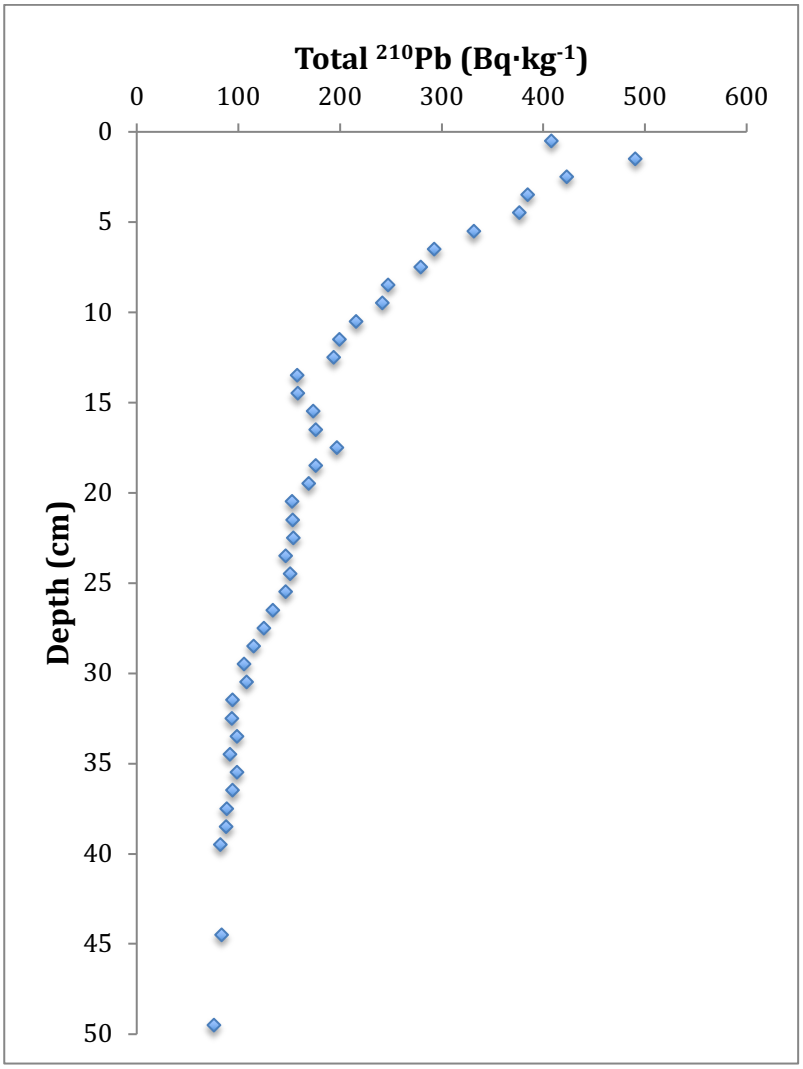


Figure 4: ^{210}Pb concentration vs. depth in core q005.

Core I003

^{210}Pb concentration profile of core I005 (Figure 5) shows a very intense mixing along the upper approximately 18 cm. An average sedimentation rate using the CF:CS model could be calculated below the mixed layer (0.046 ± 0.005 g·cm^{-2}·yr^{-1}), but it must be taken with caution.

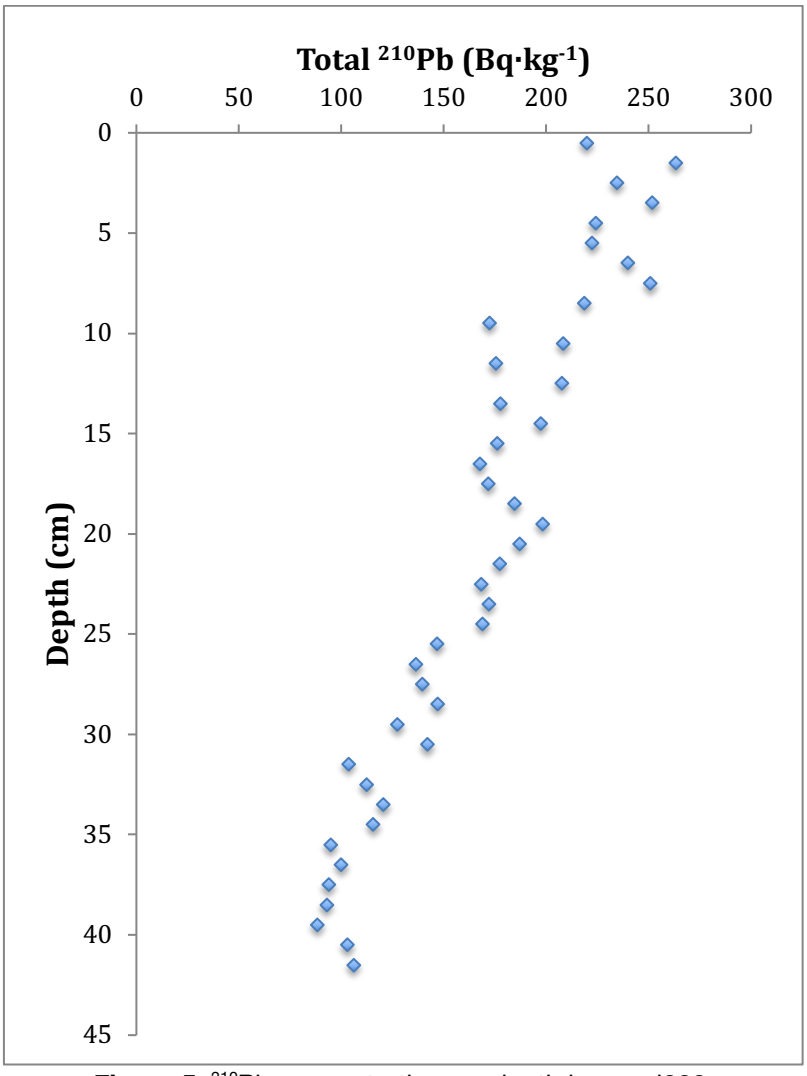


Figure 5: ^{210}Pb concentration vs. depth in core I003.

Core z003

^{210}Pb concentration profile of core z003 (Figure 6) also shows an intense mixing along the upper 6 cm of the core. A CF:CS age model was applied with confidence below the mixed layer. The CRS model can be applied with confidence below the mixed layer down to about 14 cm. Estimated sedimentation rate and mass accumulation rate calculated are 0.129 ± 0.011 g·cm^{-2}·yr^{-1} and 0.22 ± 0.02 cm·yr^{-1} respectively.

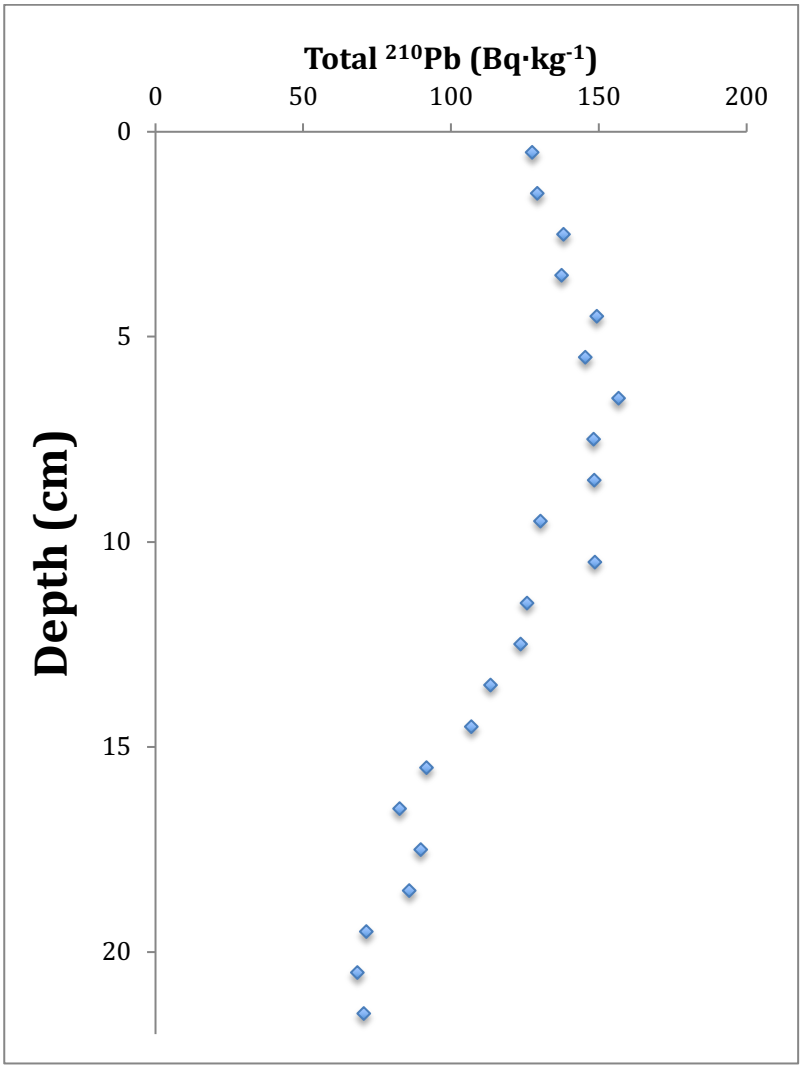


Figure 6: ^{210}Pb concentration vs. depth in core z003.

Core x002

Again, x002 core shows an intense mixing along the upper (at least) 12 cm of the core (Figure 7). Below 12 cm, the decreasing trend of the concentration of excess ^{210}Pb is not very clear, and thus the age model has a large uncertainty. The CRS model can be applied with confidence below the mixed layer down to about 25 cm. Estimated sedimentation rate and mass accumulation rate are 0.13 ± 0.01 g·cm^{-2}·yr^{-1} and 0.35 ± 0.03 cm·yr^{-1}, respectively.

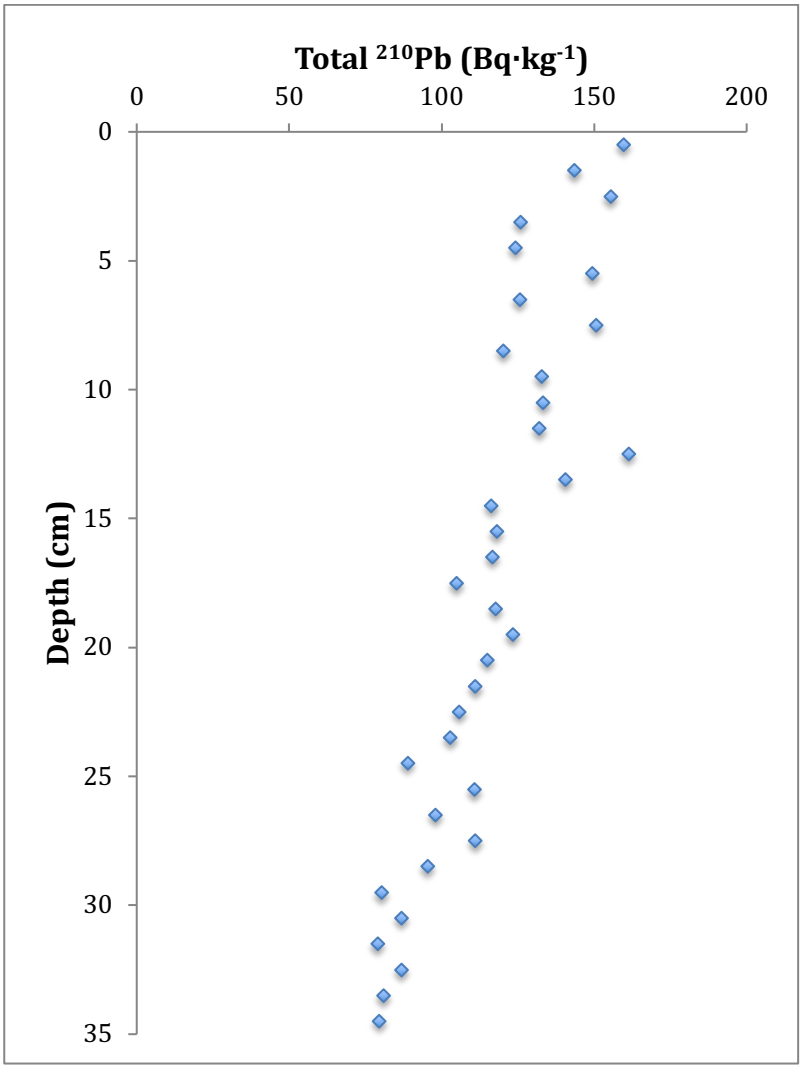


Figure 7: ^{210}Pb concentration vs. depth in core x002.

Core n006

^{210}Pb concentration profile of core n006 (Figure 8) shows apparent mixing along the whole core (50 cm) and thus a sedimentation rate cannot be estimated. The core was discarded after a few initial analyses.

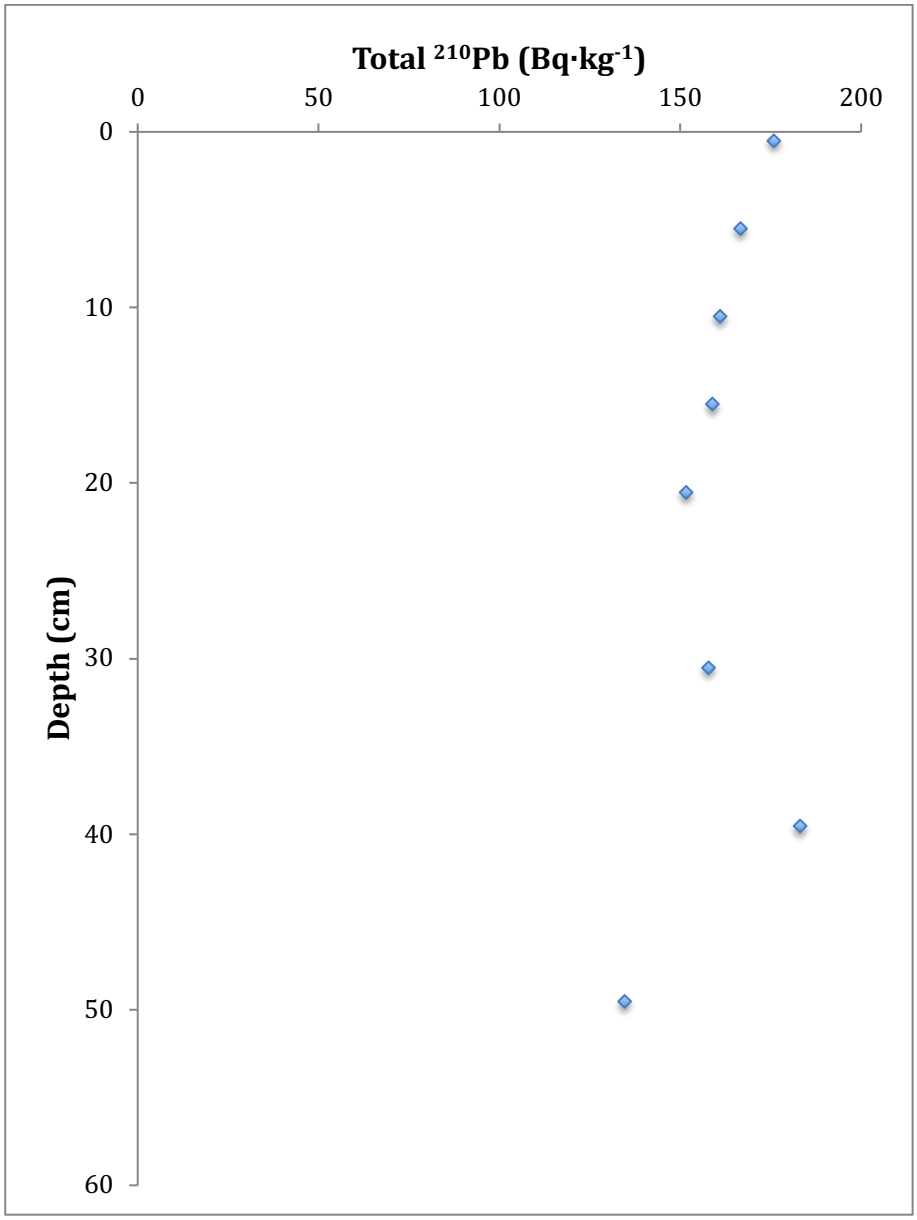


Figure 8: ^{210}Pb concentration vs. depth in n006.

Core m001

^{210}Pb concentration profile of core m001 (Figure 9) shows mixing in the upper part of the core. Assuming same sedimentation rate as in the lower part, CF:CS model was applied in the layer below 5 cm. The CRS model can be applied with confidence along the upper 13 cm (below the mixed layer). Estimated sedimentation rate and mass accumulation rate are 0.11 ± 0.01 g·cm^{-2}·yr^{-1} and 0.28 ± 0.03 cm·yr^{-1}, respectively.

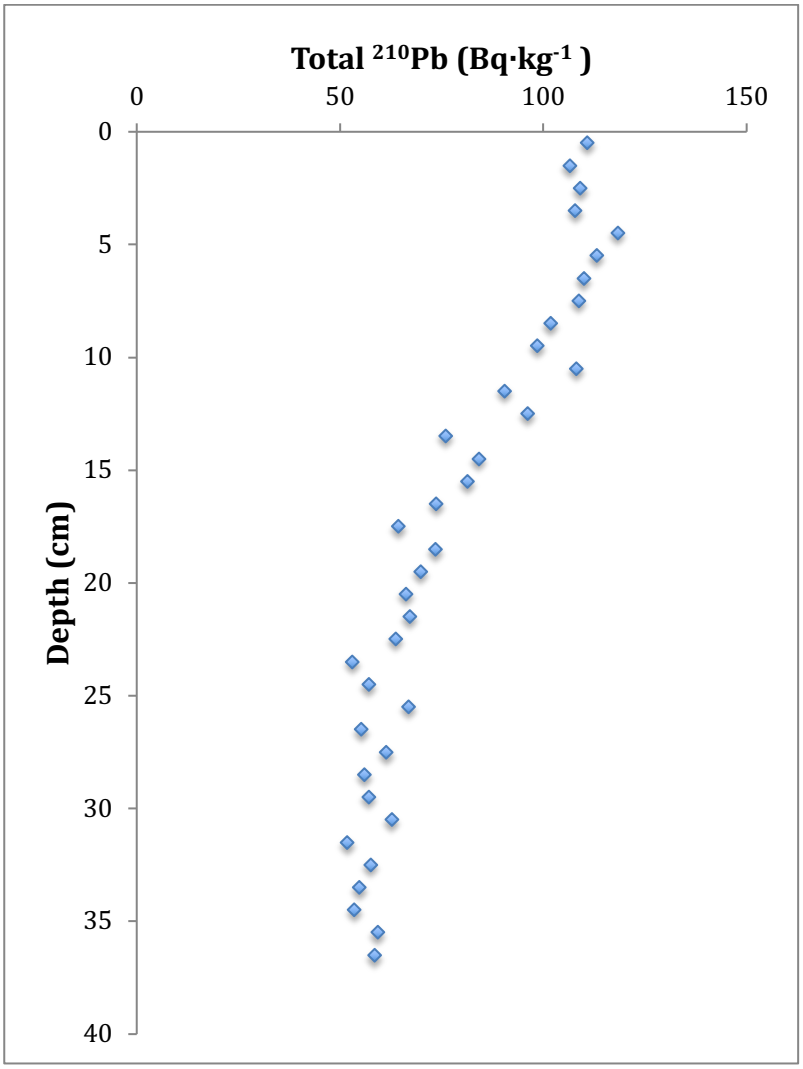


Figure 9: ^{210}Pb concentration vs. depth in core m001.

Core j001

^{210}Pb concentration profile of core j001 (Figure 10) mixing in the upper part of the core. We assumed same sedimentation rate as in the lower part where the CF:CS model is applied. The CRS model can't be applied with confidence. Estimated sedimentation rate and mass accumulation rate are 0.028 ± 0.003 g·cm^{-2}·yr^{-1} and 0.17 ± 0.02 cm·yr^{-1}, respectively.

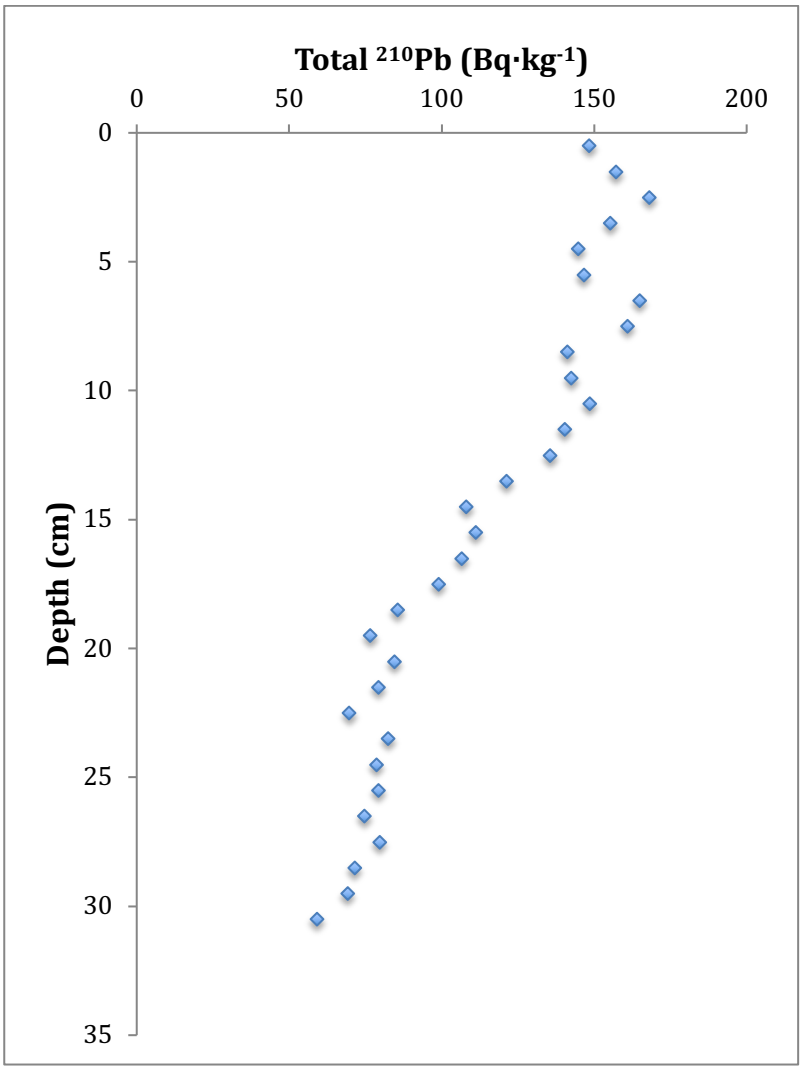


Figure 10: ^{210}Pb concentration vs. depth in core j001.

6. Conclusions

The analysis of ^{210}Pb concentration profiles in nine sediment cores from different points of South Sweden, only 6 could be dated, and only partially, because of the existence of mixed layers, mainly on the surface, but also in deeper layers. See the previous numbers in this report for the information that could be extracted in every case.

7. Bibliography

Appleby P.G. & Oldfield F. (1983). The assessment of ^{210}Pb data from sites with varying sediment accumulation rates. Hydrobiologia 103: 29-35.

Arias-Ortiz, A., Masqué, P., Garcia-Orellana, J., Serrano, O., Mazarrasa, I., Marbà, N., Lovelock, C.E., Lavery, P., Duarte, C.M., 2018. Reviews and syntheses: ^{210}Pb-derived sediment and carbon accumulation rates in vegetated coastal ecosystems: setting the record straight. Biogeosciences Discuss. https://doi.org/10.5194/bg-2018-78

Krishnaswami S. Lal D., Martin J. M. and Meybeck M., 1971: Geo-chronology of lake sediments. Earth and Planetary Science Letters 11: 407-414.

Sanchez-Cabeza JA, Masqué P, Ani-Ragolta I. 1998. ^{210}Pb and ^{210}Po analysis in sediments and soils by microwave acid digestion. J. Radioanal. Nucl. Chem. 227: 19–22.

8. Annex

Table 2: Dating of core q005. CF:CS age model was obtained considering a constant mass accumulation rate of 48 ± 2 mg·cm^{-2}·y^{-1}.

Depth (cm)	CF:CS model dating	CRS model dating	Mass accumulation rate based on CRS (g·cm^{-2}·y^{-1})	Sediment accumulation rate based on CRS (cm·y^{-1})
0	2021	nd	nd	nd
0.50	2020 ± 0	nd	nd	nd
1.50	2018 ± 0	nd	nd	nd
2.50	2015 ± 0	nd	nd	nd
3.50	2011 ± 0	nd	nd	nd
4.50	2007 ± 0	nd	nd	nd
5.50	2003 ± 1	nd	nd	nd
6.50	1999 ± 1	nd	nd	nd
7.50	1995 ± 1	nd	nd	nd
8.50	1991 ± 1	nd	nd	nd
9.50	1987 ± 1	nd	nd	nd
10.50	1982 ± 1	nd	nd	nd
11.50	1978 ± 1	nd	nd	nd
12.50	1973 ± 2	nd	nd	nd
13.50	1968 ± 2	nd	nd	nd
14.50	1964 ± 2	nd	nd	nd

Table 3: Dating of core l003. CF:CS age model was obtained considering a constant mass accumulation rate of 46 ± 5 mg·cm^{-2}·y^{-1}.

Depth (cm)	CF:CS model dating	CRS model dating	Mass accumulation rate based on CRS (g·cm^{-2}·y^{-1})	Sediment accumulation rate based on CRS (cm·y^{-1})
0	2021	2020 ± 1	nd	nd
0.50	mixing	nd	nd	nd
1.50	mixing	nd	nd	nd
2.50	mixing	nd	nd	nd
3.50	mixing	nd	nd	nd
4.50	mixing	nd	nd	nd
5.50	mixing	nd	nd	nd
6.50	mixing	nd	nd	nd
7.50	mixing	nd	nd	nd
8.50	mixing	nd	nd	nd
9.50	mixing	nd	nd	nd
10.50	mixing	nd	nd	nd
11.50	mixing	nd	nd	nd
12.50	mixing	nd	nd	nd
13.50	mixing	nd	nd	nd
14.50	mixing	nd	nd	nd
15.50	mixing	nd	nd	nd
16.50	mixing	nd	nd	nd
17.50	mixing	nd	nd	nd
18.50	nd	1955 ± 7	nd	nd
19.50	nd	1952 ± 8	nd	nd
20.50	nd	1949 ± 8	nd	nd
21.50	nd	1945 ± 8	nd	nd
22.50	nd	1942 ± 9	nd	nd
23.50	nd	1938 ± 9	nd	nd
24.50	nd	1934 ± 9	nd	nd
25.50	nd	1931 ± 10	nd	nd
26.50	nd	1927 ± 10	nd	nd
27.50	nd	1923 ± 11	nd	nd
28.50	nd	1920 ± 11	nd	nd
29.50	nd	1916 ± 11	nd	nd
30.50	nd	1912 ± 12	nd	nd
31.50	nd	1908 ± 12	nd	nd
32.50	nd	1904 ± 13	nd	nd
33.50	nd	1901 ± 13	nd	nd
34.50	nd	1897 ± 14	nd	nd
35.50	nd	1955 ± 7	nd	nd
36.50	nd	1952 ± 8	nd	nd

37.50	nd	nd	nd	nd
38.50	nd	nd	nd	nd
39.50	nd	nd	nd	nd
40.50	nd	nd	nd	nd
41.50	nd	nd	nd	nd

Table 4: Dating of core z003. CF:CS age model was obtained considering a constant mass accumulation rate of 130 ± 11 mg·cm^{-2}·y^{-1}.

Depth (cm)	CF:CS model dating	CRS model dating	Mass accumulation rate based on CRS (g·cm^{-2}·y^{-1})	Sediment accumulation rate based on CRS (cm·y^{-1})
0	2021	2021 ± 1	nd	nd
0.50	mixing	nd	nd	nd
1.50	mixing	nd	nd	nd
2.50	mixing	nd	nd	nd
3.50	mixing	nd	nd	nd
4.50	mixing	nd	nd	nd
5.50	mixing	nd	nd	nd
6.50	1997 ± 2	2007 ± 2	0.1635 ± 0.0087	0.000 ± 0.000
7.50	1993 ± 2	2003 ± 2	0.1293 ± 0.0070	0.226 ± 0.012
8.50	1989 ± 3	1999 ± 2	0.1247 ± 0.0074	0.253 ± 0.015
9.50	1985 ± 3	1993 ± 2	0.1101 ± 0.0068	0.171 ± 0.011
10.50	1981 ± 3	1988 ± 2	0.1194 ± 0.0087	0.201 ± 0.015
11.50	1977 ± 4	1981 ± 3	0.0785 ± 0.0051	0.135 ± 0.009
12.50	1972 ± 4	1974 ± 3	0.0879 ± 0.0077	0.144 ± 0.013
13.50	1967 ± 5	1964 3	0.0739 ± 0.0072	0.107 ± 0.010
14.50	1963 ± 5	nd	nd	nd
15.50	1958 ± 5	nd	nd	nd
16.50	1953 ± 6	nd	nd	nd
17.50	1947 ± 6	nd	nd	nd
18.50	1942 ± 7	nd	nd	nd

Table 5: Dating of core x002. CF:CS age model was obtained considering a constant mass accumulation rate of 129 ± 11 mg·cm^{-2}·y^{-1}.

Depth (cm)	CF:CS model dating	CRS model dating	Mass accumulation rate based on CRS (g·cm^{-2}·y^{-1})	Sediment accumulation rate based on CRS (cm·y^{-1})
0	mixing	2021	nd	nd
0.50	mixing	nd	nd	nd
1.50	mixing	nd	nd	nd
2.50	mixing	nd	nd	nd
3.50	mixing	nd	nd	nd
4.50	mixing	nd	nd	nd
5.50	mixing	nd	nd	nd
6.50	mixing	nd	nd	nd
7.50	mixing	nd	nd	nd
8.50	mixing	nd	nd	nd
9.50	mixing	nd	nd	nd
10.50	mixing	nd	nd	nd
11.50	mixing	nd	nd	nd
12.50	1992 ± 2	2001 ± 2	0.1491 ± 0.0095	0.000 ± 0.000
13.50	1990 ± 3	1997 ± 2	0.0926 ± 0.0052	0.250 ± 0.014
14.50	1987 ± 3	1994 ± 2	0.1073 ± 0.0070	0.310 ± 0.020
15.50	1985 ± 3	1992 ± 2	0.1538 ± 0.0126	0.449 ± 0.037
16.50	1982 ± 3	1989 ± 2	0.1372 ± 0.0100	0.439 ± 0.032
17.50	1979 ± 4	1987 ± 2	0.1318 ± 0.0116	0.375 ± 0.033
18.50	1976 ± 4	1984 ± 2	0.1688 ± 0.0175	0.448 ± 0.046
19.50	1973 ± 4	1981 ± 2	0.1109 ± 0.0099	0.261 ± 0.023
20.50	1971 ± 4	1976 ± 2	0.0867 ± 0.0075	0.211 ± 0.018
21.50	1968 ± 4	1972 ± 3	0.0903 ± 0.0080	0.243 ± 0.022
22.50	1965 ± 5	1968 ± 3	0.0883 ± 0.0092	0.266 ± 0.028
23.50	1963 ± 5	1964 ± 3	0.0915 ± 0.0107	0.236 ± 0.028
24.50	1960 ± 5	1960 ± 3	0.0889 ± 0.0119	0.245 ± 0.033
25.50	1957 ± 5	1957 ± 4	0.1531 ± 0.0298	0.367 ± 0.071
26.50	nd	nd	nd	nd
27.50	nd	nd	nd	nd
28.50	nd	nd	nd	nd
29.50	nd	nd	nd	nd
30.50	nd	nd	nd	nd
31.50	nd	nd	nd	nd
32.50	nd	nd	nd	nd
33.50	nd	nd	nd	nd
34.50	nd	nd	nd	nd
35.50	nd	nd	nd	nd
36.50	nd	nd	nd	nd

Table 6: Dating of core m001. CF:CS age model was obtained considering a constant mass accumulation rate of 109 ± 12 mg·cm^{-2}·y^{-1}.

Depth (cm)	CF:CS model dating	CRS model dating	Mass accumulation rate based on CRS (g·cm^{-2}·y^{-1})	Sediment accumulation rate based on CRS (cm·y^{-1})
0	mixing	2021	nd	nd
0.50	mixing	nd	nd	nd
1.50	mixing	nd	nd	nd
2.50	mixing	nd	nd	nd
3.50	mixing	nd	nd	nd
4.50	2009 ± 1	2013 ± 2	0.1396 ± 0.0107	0.000 ± 0.000
5.50	2006 ± 2	2010 ± 2	0.1076 ± 0.0078	0.350 ± 0.025
6.50	2003 ± 2	2007 ± 2	0.1078 ± 0.0083	0.332 ± 0.025
7.50	2000 ± 2	2003 ± 3	0.1039 ± 0.0085	0.260 ± 0.021
8.50	1997 ± 3	2000 ± 3	0.0943 ± 0.0083	0.261 ± 0.023
9.50	1993 ± 3	1995 ± 3	0.0968 ± 0.0094	0.241 ± 0.023
10.50	1990 ± 3	1991 ± 3	0.0922 ± 0.0094	0.229 ± 0.023
11.50	1987 ± 4	1985 ± 4	0.0650 ± 0.0065	0.172 ± 0.017
12.50	1983 ± 4	1981 ± 4	0.0833 ± 0.0109	0.219 ± 0.029
13.50	1980 ± 4	mixing	nd	nd
14.50	1976 ± 5	mixing	nd	nd
15.50	1972 ± 5	mixing	nd	nd
16.50	1968 ± 6	mixing	nd	nd
17.50	1964 ± 6	mixing	nd	nd
18.50	1960 ± 7	mixing	nd	nd
19.50	1956 ± 7	mixing	nd	nd
20.50	1952 ± 7	mixing	nd	nd
21.50	1949 ± 8	mixing	nd	nd
22.50	1945 ± 8	mixing	nd	nd
23.50	nd	nd	nd	nd
24.50	nd	nd	nd	nd
25.50	nd	nd	nd	nd
26.50	nd	nd	nd	nd
27.50	nd	nd	nd	nd
28.50	nd	nd	nd	nd
29.50	nd	nd	nd	nd
30.50	nd	nd	nd	nd
31.50	nd	nd	nd	nd
32.50	nd	nd	nd	nd
33.50	nd	nd	nd	nd
34.50	nd	nd	nd	nd
35.50	nd	nd	nd	nd
36.50	nd	nd	nd	nd

Table 6: Dating of core j001. CF:CS age model was obtained considering a constant mass accumulation rate of 28 ± 3 mg·cm^{-2}·y^{-1}.

Depth (cm)	CF:CS model dating	CRS model dating	Mass accumulation rate based on CRS (mg·cm^{-2}·y^{-1})	Sediment accumulation rate based on CRS (cm·y^{-1})
0	mixing	2021	nd	nd
0.50	mixing	2021 ± 2	nd	nd
1.50	mixing	2019 ± 2	0.0673 ± 0.0038	0.558 ± 0.032
2.50	mixing	2017 ± 2	0.0568 ± 0.0032	0.518 ± 0.029
3.50	mixing	2015 ± 2	0.0472 ± 0.0026	0.444 ± 0.024
4.50	mixing	2013 ± 2	0.0511 ± 0.0030	0.462 ± 0.027
5.50	mixing	2010 ± 2	0.0550 ± 0.0036	0.411 ± 0.027
6.50	mixing	2007 ± 2	0.0496 ± 0.0032	0.319 ± 0.020
7.50	mixing	2003 ± 2	0.0358 ± 0.0022	0.244 ± 0.015
8.50	mixing	1999 ± 2	0.0330 ± 0.0022	0.234 ± 0.016
9.50	mixing	1995 ± 2	0.0376 ± 0.0029	0.276 ± 0.021
10.50	1973 ± 6	1991 ± 3	0.0330 ± 0.0026	0.239 ± 0.019
11.50	1968 ± 6	1985 ± 3	0.0265 ± 0.0022	0.174 ± 0.015
12.50	1963 ± 7	1979 ± 3	0.0250 ± 0.0024	0.155 ± 0.015
13.50	1956 ± 8	1970 ± 4	0.0221 ± 0.0024	0.114 ± 0.012
14.50	1950 ± 8	1961 ± 5	0.0221 ± 0.0029	0.106 ± 0.014
15.50	1943 ± 9	1952 ± 6	0.0232 ± 0.0039	0.114 ± 0.019
16.50	1938 ± 10	1940 ± 7	0.0161 ± 0.0030	0.081 ± 0.015
17.50	1932 ± 10	1924 ± 10	0.0126 ± 0.0030	0.063 ± 0.015
18.50	1926 ± 11	1900 ± 18	0.0101 ± 0.0035	0.043 ± 0.015
19.50	1920 ± 12	1884 ± 26	0.0117 ± 0.0072	0.061 ± 0.037
20.50	1914 ± 13	1882 ± 22	0.0816 ± 0.2515	0.426 ± 1.314
21.50	1907 ± 13	1844 ± 53	0.0072 ± 0.0052	0.026 ± 0.019
22.50	nd	nd	nd	nd
23.50	nd	nd	nd	nd
24.50	nd	nd	nd	nd
25.50	nd	nd	nd	nd
26.50	nd	nd	nd	nd
27.50	nd	nd	nd	nd
28.50	nd	nd	nd	nd
29.50	nd	nd	nd	nd
30.5	nd	nd	nd	nd

BILAGA 3

Provlokaler

Provlokaler. Provlokaler med områdesbokstav och löpnummer. Positionerna är i SWEREF 99TM och anger provets koordinater. Analysnivåerna som beskrivs i tabellen är angivna från bottenytan och nedåt. Förkortningarna i kolumnen Analyspaket utläses: G = Grundpaket (Vattenhalt, TOC, LOI, metaller, metyl-Hg, PAH_{16}, PCB_7, tennorganiska föreningar, alifater, aromater, BTEX). T står för olika tilläggspaket där T1 = Alkylfenoler, T2 = Bromerade flamskyddsmedel, T3 = Cr^{6+}, T4 = Cyanid, T5 = Dioxiner + dioxinlika föreningar, T6 = Ftalater, T7 = Klorerade bekämpningsmedel, T8 = Klorfenoler, T9 = Klorparaffiner, T10 = Oljeindex, T11 = Organofosfater, T12 = PFAS, T13 = Siloxaner, T14 = Pesticider i jord och hamnsediment (”TBT-ersättare”), T15 = Alkylerade PAH:er, T16 = Läkemedel, T17 = DR CALUX, T18 = PAH CALUX, T19 = ER CALUX, T20 = Datering med ^{210}Pb, T21 = Non Target Screening.

Prov-lokal	Prov-tagen datum 2021	Vatten-djup (m)	Northing	Easting	Positio-nerings-metod	Plattform/ Provtagnings-utrustning för analysprov	Ana-lys-nivå (cm)	Analyspaket
MANNÖFJÄRDEN (a)								
a001	15-sep	15,6	7 271 443	824 620	RTK	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–5	G, T5, T7–T8, T12, T15, T17–T18, T21
							15–20	G
a003	16-sep	1,0	7 273 017	823 671	Analog	Brygga/Ekman-hämtare	0–5	G, T5, T7–T8, T15, T17–T18
							15–20	G
URSVIKSFJÄRDEN (c)								
c001	10-sep	14,5	7 188 743	793 797	RTK	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T2, T4–T19
							10–15	G, T5, T7, T10, T12
							20–25	G
c002	11-sep	15,6	7 188 676	794 292	RTK	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T2, T4–T19, T21
							10–15	G
c003	11-sep	6,9	7 188 544	795 015	RTK	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T2, T4–T19
							15–20	G
c005	17-sep	1,5	7 189 637	794 121	Analog	Brygga/Ekman-hämtare	0–5	G, T1–T2, T4–T19
							10–15	G
SVARTVIKSFJÄRDEN (g)								
g001	05-sep	37,7	6 912 223	623 480	RTK	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T3–T5, T7–T8, T10, T12, T14, T17
g002	07-sep	4,9	6 911 974	622 925	RTK	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T3–T5, T7–T8, T10, T12, T14, T17
g003	08-sep	55,0	6 915 319	623 889	RTK	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T3–T5, T7–T8, T10, T12, T14, T17, T21
							15–20	G
g004	08-sep	45,2	6 914 063	623 328	RTK	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T3–T5, T7–T8, T10, T12, T14, T17
							10–15	G
g005	08-sep	11,6	6 913 849	622 907	RTK	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–5	G, T3–T5, T7–T8, T10, T12, T14, T17
							10–15	G

Prov-lokal	Prov-tagen datum 2021	Vatten-djup (m)	Northing	Easting	Positio-nerings-metod	Plattform/ Provtagnings-utrustning för analysprov	Ana-lys-nivå (cm)	Analyspaket
INRE FJÄRDEN OCH AVAN (h)								
h001	18-sep	1,6	6 729 828	618 947	Hand-hållen GNSS	Roddbåt/ Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T15, T17–T19
							15–20	G
h002	19-sep	4,5	6 729 159	619 594	Analog	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T19
							10–15	G
h003	18-sep	2,3	6 729 446	620 933	Analog	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T19
							10–15	G
h004	19-sep	4,0	6 729 934	620 843	Analog	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T19, T21
							5–10	G
h005	19-sep	3,0	6 729 492	619 902	Analog	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T19
							5–10	G
SKUTSKÄR (i)								
i001	27-sep	17,1	6 727 490	630 847	RTK	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T5, T7–T8, T10, T12, T14–T15, T17–T18, T21
							15–20	G
i002	27-sep	14,9	6 727 378	630 056	Analog	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T5, T7–T8, T10, T12, T14–T15, T17–T18
i003	26-okt	9,7	6 726 937	630 118	Analog	Ugglan/ Kajakprovtagare	–	–
i004	26-okt	8,6	6 726 821	629 758	Analog	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–4	G, T5, T7–T8, T10, T12, T14–T15, T17–T18
i005	27-okt	10,3	6 726 469	630 567	Analog	Ugglan/ Kajakprovtagare	–	–
i006	27-okt	7,7	6 726 000	630 912	Analog	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–5	G, T5, T7–T8, T10, T12, T14–T15, T17–T18
							15–20	G
i007	26-okt	7,3	6 726 278	630 235	RTK	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–5	G, T5, T7–T8, T10, T12, T14–T15, T17–T18
							15–20	G
i008	27-okt	5,3	6 726 356	631 280	Analog	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–5	G, T5, T7–T8, T10, T12, T14–T15, T17–T18, T21
							15–20	G

Prov-lokal	Prov-tagen datum 2021	Vatten-djup (m)	Northing	Easting	Positio-nerings-metod	Plattform/ Provtagnings-utrustning för analysprov	Ana-lys-nivå (cm)	Analyspaket
ÖSTHAMMARSFJÄRDEN (j)								
j001	06-okt	4,2	6 685 022	687 564	Analog	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T14, T16–T19, T21
							15–20	G
						Ugglan/Kajak-provtagare	0–31	T20
j002	06-okt	4,5	6 685 996	687 245	Analog	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T14, T16–T19
							15–20	G
j003	06-okt	8,5	6 684 541	688 714	Analog	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T14, T16–T19
							15–20	G
SKURUSUNDET (l)								
l001	08-okt	10,3	6 578 109	683 347	Analog	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T3, T5, T7–T8, T10, T12, T14–T15, T17–T19
							15–20	G
l002	08-okt	13,3	6 578 737	683 288	Analog	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T3, T5, T7–T8, T10, T12, T14–T15, T17–T19
							15–20	G
l003	07-okt	34,6	6 581 507	683 008	Analog	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T3, T5, T7–T8, T10, T12, T14–T15, T17–T19, T21
							15–20	G
						Ugglan/Kajak-provtagare	0–42	T20
STADSFJÄRDEN OCH MELLANFJÄRDEN (m)								
m001	09-okt	2,3	6 513 273	619 573	Analog	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T14, T16–T19, T21
							15–20	G
						Ugglan/Kajak-provtagare	0–37	T20
m002	09-okt	2,3	6 512 865	617 686	Analog	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T14, T16–T19
							8–13	G
m003	09-okt	5,0	6 512 504	618 432	Analog	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T14, T16–T19
							15–20	G

Prov-lokal	Prov-tagen datum 2021	Vatten-djup (m)	Northing	Easting	Positio-nerings-metod	Plattform/ Provtagnings-utrustning för analysprov	Ana-lys-nivå (cm)	Analyspaket
LODDBYVIKEN OCH PAMPUSFJÄRDEN (n)								
n001	14-okt	3,9	6 497 090	570 435	Analog	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T19
							15–20	G
n002	13-okt	3,2	6 498 390	568 800	Analog	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T19, T21
							10–15	G
n003	14-okt	4,0	6 500 050	569 290	Analog	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T19
							15–20	G
n004	14-okt	5,2	6 500 140	573 485	Analog	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T19
n005	23-okt	11,0	6 499 000	574 120	Analog	RV Skagerak/ Liten boxcorer	0–5	G, T1–T16
							15–20	G
n006	23-okt	22,0	6 500 190	575 740	Analog	RV Skagerak/ Liten boxcorer	0–5	G, T1–T19, T21
							15–20	G
						RV Skagerak/ Gemax	0–55	T20
n007	15-okt	2,9	6 500 159	568 922	Analog	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T15
							15–20	G
							20–25	G
VISBY (p)								
p001	23-sep	7,5	6 392 589	695 474	RTK	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–5	G, T4–T7, T10, T12, T14–T15, T17–T19,
p002	23-sep	6,0	6 393 225	695 967	RTK	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–5	G, T4-T7, T10, T12, T14–T15, T17–T19, T21
p003	23-sep	5,8	6 393 113	696 124	RTK	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–2	G, T4–T7, T10, T12, T14–T15, T17–T19,
p005	24-okt	69,0	6 392 720	693 510	Analog	RV Skagerak/ Liten boxcorer	0–5	G, T4-T7, T10, T12, T14–T15, T18–T19, T21
p006	24-okt	107,0	6 392 780	688 450	Analog	RV Skagerak/ Liten boxcorer	0–5	G, T4–T7, T10, T12, T14–T15, T17–T19,
							15–20	G
						RV Skagerak/ Gemax	0–17	T20

Prov-lokal	Prov-tagen datum 2021	Vatten-djup (m)	Northing	Easting	Positio-nerings-metod	Plattform/ Provtagnings-utrustning för analysprov	Ana-lys-nivå (cm)	Analyspaket
GÅSFJÄRDEN (q)								
q001	16-okt	5,4	6 383 940	591 565	Analog	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–5	G, T5, T7–T8, T10, T12, T14, T17, T21
							15–20	G
q002	16-okt	22,1	6 383 420	591 020	Analog	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–5	G, T5, T7–T8, T10, T12, T14, T17, T21
							15–20	G
q003	22-okt	18,0	6 383 040	592 515	Analog	RV Skagerak/ Liten boxcorer	0–5	G, T5, T7–T8, T10, T12, T14, T17
							15–20	G
q004	22-okt	31,0	6 382 160	593 120	Analog	RV Skagerak/ Liten boxcorer	0–5	G, T5, T7–T8, T10, T12, T14, T17
							15–20	G
q005	22-okt	37,0	6 382 740	594 970	Analog	RV Skagerak/ Liten boxcorer	0–5	G, T5, T7–T8, T10, T12, T14, T17, T21
							15–20	G
						RV Skagerak/ Gemax	0–50	T20
PUKAVIKSBUKTEN (s)								
s001	17-okt	5,0	6 222 515	484 125	Analog	Ugglan/ Ekmanhämtare	–	–
s002	17-okt	11,6	6 222 778	485 642	Analog	Ugglan/ Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T12, T14–T15, T17–T19, T21
							15–20	G
s003	21-okt	17,0	6 221 110	485 900	Analog	RV Skagerak/ Liten boxcorer	0–4	G, T1–T12, T14–T15, T17–T19
s004	21-okt	22,0	6 218 610	487 475	Analog	RV Skagerak/ Liten boxcorer	–	–
LANDSKRONA (u)								
u001	20-okt	4,4	6 192 430	365 290	RTK	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T19
							15–20	G
u002	23-okt	6,6	6 192 535	364 508	RTK	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T19
							15–20	G
u003	23-okt	7,5	6 192 686	363 969	RTK	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T14, T16–T19
							15–20	G
u004	23-okt	10,9	6 193 270	363 800	RTK	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T16, T21
u004							10–15	G

Prov-lokal	Prov-tagen datum 2021	Vatten-djup (m)	Northing	Easting	Positio-nerings-metod	Plattform/ Provtagnings-utrustning för analysprov	Ana-lys-nivå (cm)	Analyspaket
KUNGSBACKAFJORDEN (x)								
x001	26-okt	29,0	6 362 890	321 730	Analog	RV Skagerak/ Gemini & Liten boxcorer	0–5	G, T1–T14, T16–T17
							15–20	G
x002	26-okt	14,0	6 367 160	322 680	Analog	RV Skagerak/ Gemini & Liten boxcorer	0–5	G, T1–T14, T16–T17, T21
							15–20	G
						RV Skagerak/ Gemax	0–40	T20
x003	21-okt	6,2	6 368 740	323 360	RTK	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T14, T16–T17
							15–20	G
x004	21-okt	3,0	6 371 016	323 708	RTK	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T14, T17
GÖTEBORG (y)								
y001	22-okt	4,6	6 398 455	314 841	RTK	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T19
							10–15	G
y002	22-okt	5,4	6 397 410	311 840	RTK	Ugglan/ Stor Ekmanhämtare	0–5	G, T1–T19
							15–20	G
y003	27-okt	11,5	6 397 750	307 400	Analog	RV Skagerak/ Gemax & Liten boxcorer	0–5	G, T1–T19, T21
							10–15	G
						RV Skagerak/ Gemax	0–41	T20
y004	27-okt	12,0	6 396 980	308 542	Analog	RV Skagerak/ Gemax & Liten boxcorer	0–5	G, T1–T19
							15–20	G
SALTKÄLLEFJORDEN (z)								
z001	18-okt	45,0	6 479 352	303 623	Analog	RV Skagerak/ Liten boxcorer	0–5	G, T1, T5–T12, T14, T17
							10–15	G
z002	19-okt	17,0	6 481 779	306 059	Analog	RV Skagerak/ Gemax	0–5	G, T1, T5–T12, T14, T17
							15–20	G
z003	19-okt	30,0	6 480 634	304 845	Analog	RV Skagerak/ Liten boxcorer	0–5	G, T1, T5–T12, T14, T17, T21
							10–15	G
						RV Skagerak/ Gemax	0–22	T20
z004	19-okt	25,0	6 481 190	305 544	Analog	RV Skagerak/ Gemax	0–5	G, T1, T5–T12, T14, T17
							15–20	G

BILAGA 4

Antal analyser, rapporteringsgräns, medelvärde, median, min- och maxhalter samt kvantifieringsgränser

Tabellen nedan presenterar antalet analyser, utlovad rapporteringsgräns (LOQ), medelvärde, median, uppmätta minimum- och maximumhalter inklusive analysmetodernas kvantifieringsgränser. Detta för ämnen som analyserats i sediment i de 16 marina undersökningsområdena inom regeringsuppdraget förorenade sediment. Detektionsfrekvens anger i hur många procent av utförda analyser respektive parameter har uppmätts över dess kvantifieringsgräns.

Parameter	Antal	Utlovad LOQ	Medel	Median	Min	Max	Kvantifierings-gräns	Enhet	Detektions-frekvens (%)
Torrsubstans, medel, vid 105 °C	140		28,8	27,675	7,22	70,9	-	%	100
Totalt organiskt kol (TOC)	140		5,57	3,92	0,61	46,1	-	%	100
Glödgnings-förlust vid 550 °C (GF)	140		13,7	10,8	1,7	87	-	%	100
METALLER / HALVMETALLER / ICKE-METALLER									
Cu, koppar	140	0,3	70,9	50,8	0,311	619	-	mg/kg TS	100
Zn, zink	140	1	240	158	27,4	1 610	< 1	mg/kg TS	99
Cd, kadmium	140	0,01	3,55	0,702	0,03	180	-	mg/kg TS	100
Co, kobolt	140	0,03	13,2	11,1	0,056	166	-	mg/kg TS	100
Pb, bly	140	0,05	62,6	35,75	0,121	271	-	mg/kg TS	100
Hg, kvicksilver	140	0,04	0,685	0,196	0,0444	8,12	< 0,04	mg/kg TS	92
Cr, krom	140	0,1	43,0	41,3	0,108	170	-	mg/kg TS	100
Cr^{6+}, Sexvärt krom	40	0,06	0,113	0,1	0,073	0,18	< 0,060–< 0,8	mg/kg TS	18
Ni, nickel	140	0,08	28,1	26,3	2,51	178	< 0,08	mg/kg TS	99
As, arsenik	140	0,1	18,2	10,65	1,11	183	-	mg/kg TS	100
Met-Hg	140	0,00005	2,53	0,721	0,0585	28,7	< 0,05–< 0,1	ng/g TS	96
V, vanadin	140	0,2	45,0	44,1	7,05	103	< 0,2	mg/kg TS	99
Ba, barium	140	1	95,3	82,8	14,5	299	< 1	mg/kg TS	99
Mn, mangan	140	0,5	490	349	43	8 380	< 0,5	mg/kg TS	99
S, svavel	140	50	8 978	7 580	774	36 300	< 50	mg/kg TS	99
Sr, strontium	140	0,2	58,1	50,1	15,5	216	< 2	mg/kg TS	99
U, uran	140	0,02	4,37	3,83	0,0242	21,9	-	mg/kg TS	100
Al, aluminium	140	10	67 799	62 150	5 300	167 000	-	mg/kg TS	100

Parameter	Antal	Utlovad LOQ	Medel	Median	Min	Max	Kvantifierings-gräns	Enhet	Detektions-frekvens (%)
Fe, järn	140	20	38 640	39 500	2 160	179 000	-	mg/kg TS	100
Sc, skandium	140	0,1	10,3	10,7	2,97	16,6	< 1	mg/kg TS	99
Ti, titan	140	2	2 928	2945	305	4 580	-	mg/kg TS	100
Li, litium	140	1	25,9	27,2	2,41	68,7	< 1	mg/kg TS	99
Ag, silver	140	0,05	0,700	0,2065	0,0545	11,3	< 0,04–< 0,05	mg/kg TS	98
Mo, molybden	140	0,2	4,24	1,89	0,428	70,4	< 2	mg/kg TS	99
Sb, antimon	140	0,1	0,270	0,204	0,0471	1,07	< 0,04–< 0,10	mg/kg TS	77
Sn, tenn	140	0,1	4,89	2,53	0,422	71,4	-	mg/kg TS	100
METYLKVICKSILVER									
Metyl-Hg	140		2,53	0,721	0,0585	28,7	< 0,05–< 0,1	ng/kg TS	96
PAH 16									
Naftalen	140		2,19	0,145	0,01	63,2	< 0,010–< 0,100	mg/kg TS	65
Acenaftylen	140	0,01	0,123	0,034	0,011	2,39	< 0,010–< 0,030	mg/kg TS	43
Acenaften	140	0,01	0,797	0,05	0,01	32	< 0,010–< 0,030	mg/kg TS	43
Fluoren	140	0,01	1,16	0,044	0,01	66,1	< 0,010–< 0,050	mg/kg TS	56
Fenantren	140	0,01	0,607	0,087	0,01	31,6	< 0,010–< 0,260	mg/kg TS	95
Antracen	140	0,01	0,113	0,0335	0,004	1,69	< 0,0040–< 0,332	mg/kg TS	80
Fluoranten	140	0,007	0,597	0,186	0,02	7,78	< 0,010–< 0,700	mg/kg TS	99
Pyren	140	0,01	0,497	0,1555	0,014	6,62	< 0,010–< 0,650	mg/kg TS	99
Bens(a)antracen	140	0,01	0,328	0,08	0,01	5,29	< 0,010–< 0,310	mg/kg TS	93
Krysen	140	0,01	0,344	0,0785	0,01	4,52	< 0,010–< 0,230	mg/kg TS	93
Bens(b)fluoranten	140	0,01	0,567	0,162	0,014	6,91	< 0,750	mg/kg TS	99
Bens(k)fluoranten	140	0,01	0,202	0,065	0,01	2,26	< 0,010–< 0,240	mg/kg TS	91
Bens(a)pyren	140	0,01	0,366	0,094	0,011	5,16	< 0,010–< 0,440	mg/kg TS	97
Dibens(a,h)antracen	138	0,01	0,107	0,038	0,01	0,985	< 0,010–< 0,350	mg/kg TS	70
Bens(g,h,i)perylen	138	0,01	0,268	0,0905	0,0102	3,45	< 0,0100–< 2,49	mg/kg TS	97
Indeno(123cd)pyren	140	0,005	0,258	0,0955	0,01	3,02	< 0,010–< 0,940	mg/kg TS	94
Summa PAH 16	140	0,01	6,53	1,27	0,0458	186	< 2,49	mg/kg TS	99
Summa cancerogena PAH	140		2,07	0,507	0,014	26,7	< 1,20	mg/kg TS	99

Parameter	Antal	Utlovad LOQ	Medel	Median	Min	Max	Kvantifierings-gräns	Enhet	Detektions-frekvens (%)
Summa övriga PAH	140		4,47	0,674	0,0148	184	< 1,29	mg/kg TS	99
Summa PAH L	140		2,65	0,2055	0,01	80,8	< 0,0150–< 0,0800	mg/kg TS	69
Summa PAH M	140		2,43	0,501	0,038	102	< 0,0220–< 0,996	mg/kg TS	99
Summa PAH H	140		2,33	0,589	0,014	29,2	< 1,42	mg/kg TS	99
Summa PAH 11	140		3,99	1,06	0,0458	49,4	< 2,34	mg/kg TS	99
PCB 7									
PCB 28	140		0,00272	0,00031	0,00010	0,15200	< 0,00010–< 0,00510	mg/kg TS	68
PCB 52	140	0,0001	0,00186	0,00066	0,00010	0,03320	< 0,00010–< 0,00250	mg/kg TS	62
PCB 101	140	0,0001	0,00290	0,00095	0,00010	0,03250	< 0,00010–< 0,00210	mg/kg TS	94
PCB 118	140	0,0001	0,00180	0,00071	0,00010	0,01280	< 0,00010–< 0,00060	mg/kg TS	85
PCB 138	140	0,0001	0,00468	0,00155	0,00012	0,07270	< 0,00010–< 0,0300	mg/kg TS	85
PCB 153	140	0,0001	0,00444	0,00152	0,00014	0,06610	< 0,00010–< 0,00060	mg/kg TS	94
PCB 180	140	0,0001	0,0161	0,00100	0,00011	1,66000	< 0,00010–< 0,00490	mg/kg TS	91
Summa PCB 7	140	0,0001	0,0203	0,00608	0,00077	0,24400	< 0,00070–< 0,0182	mg/kg TS	88
Summa PCB 7, lower bound	140		0,0297	0,00541	0	1,66	-	mg/kg TS	95
TENNORGANISKA ÄMNEN									
MBT, monobutyltenn	140	50	18,5	8,485	1,04	314	0	µg/kg TS	87
DBT, dibutyltenn	140	0,333	38,9	13	1,14	506	< 1–< 6	µg/kg TS	84
TBT, tributyltenn	140	0,333	103	6,545	0,215	4180	< 0,2	µg/kg TS	93
TTBT, tetrabutyltenn	140	0,067	67,9	13,2	1,06	483	< 1–< 10	µg/kg TS	19
MOT, monooktyltenn	140	0,333	18,0	2,31	1,19	120	< 1–< 10	µg/kg TS	6
DOT, dioktyltenn	140	0,333	13,9	2,495	1,01	213	< 1–< 10	µg/kg TS	14
TCyT, tricyklohexyltenn	140	0,333	-	-	0	0	< 1	µg/kg TS	0
MPhT, monofenyltenn	140	0,333	5,64	2,115	1,01	27,4	< 1–< 10	µg/kg TS	7
DPhT, difenyltenn	140	0,333	4,82	2,03	1,08	34,1	< 1–< 10	µg/kg TS	9
TPhT, trifenyltenn	140	0,333	24,4	2,83	1,03	295	< 1–< 10	µg/kg TS	11
ALIFATER, AROMATER OCH BTEX									
Alifater > C5–C8	140	0,33	-	-	0	0	< 10,0	mg/kg TS	0

Parameter	Antal	Utlovad LOQ	Medel	Median	Min	Max	Kvantifierings-gräns	Enhet	Detektions-frekvens (%)
Alifater > C8–C10	140	4	-	-	0	0	< 10,0	mg/kg TS	0
Alifater > C10–C12	140	4	36,7	23	20	129	< 20,0	mg/kg TS	6
Alifater > C12–C16	140	20	58,2	28	21	303	< 20,0	mg/kg TS	12
Alifater > C5–C16	140	20	77,6	41	23	432	< 30,0	mg/kg TS	12
Alifater > C16–C35	140	30	253	60,5	20	20 300	< 20,0	mg/kg TS	93
Alifater > C5–C16_Lower_bound	140	20	9,43	0	0	432	-	mg/kg TS	12
Aromater > C8–C10	140		0,331	0,179	0,09	1,86	< 0,480–< 1,01	mg/kg TS	8
Aromater > C10–C16	140	0,48	0,697	0,249	0,08	3,96	< 1,24–< 2,60	mg/kg TS	10
Metylpyrener /metyl-fluorantener	140	1,24	7,43	1,6	1	54	< 1,0–< 44,4	mg/kg TS	6
Metylkrysener /metylbens(a) -antracener	140	1	1,25	1,25	1,1	1,4	< 1,0	mg/kg TS	1
Aromater > C16–C35	140	1	6,94	1,45	1	54	< 1,0–< 22,7	mg/kg TS	7
Bensen	140	1	0,0547	0,048	0,044	0,072	< 0,010–< 0,022	mg/kg TS	2
Toluen	140	0,01	2,54	2,5395	0,169	4,91	< 0,050–< 0,110	mg/kg TS	1
Etylbensen	140	0,05	-	-	0	0	< 0,050–< 0,110	mg/kg TS	0
Summa xylener	140	0,05	0,243	0,243	0,101	0,385	< 0,050–< 0,110	mg/kg TS	1
Summa BTEX	140	0,05	1,39	0,275	0,1	4,91	< 0,10–< 0,22	mg/kg TS	3
DIOXINER OCH DIOXINLIKA PCB:ER									
PCB 77	66	0,1	373	270	180	720	< 14 –< 830	ng/kg TS	9
PCB 81	66	220	-	-	0	0	< 3,3–< 160	ng/kg TS	0
PCB 105	66	150	1 964	1 600	110	5 400	< 110–< 4 600	ng/kg TS	19
PCB 114	66	580	91,1	51	11	190	< 4,4–< 1 900	ng/kg TS	10
PCB 118	66	50	5 401	3 850	310	17 000	< 160–< 4 500	ng/kg TS	27
PCB 123	66	1 200	957	240	36	4 700	< 4–< 1 300	ng/kg TS	16
PCB 126	66	25	40,0	30	6,1	120	< 2,9–< 39	ng/kg TS	15
PCB 156	66	10	1 909	1 300	30	8 600	< 16–< 1 000	ng/kg TS	28
PCB 157	66	180	338	270	6	1 100	< 7,4–< 520	ng/kg TS	22
PCB 167	66	50	772	600	16	3 300	< 12–< 1 000	ng/kg TS	25

Parameter	An-tal	Utlovad LOQ	Medel	Median	Min	Max	Kvanti-fierings-gräns	Enhet	Detektions-frekvens (%)
PCB 169	66	90	9,00	9	9	9	< 1,8 - < 80	ng/kg TS	1
PCB 189	66	10	333	190	4,3	1 400	< 7,7–< 720	ng/kg TS	22
TEQ (dl-PCB) – Lower_bound	66	50	0,693	0	cu	13	-	ng/kg TS	28
2,3,7,8-tetraCDD	66		2,30	2,3	2,3	2,3	< 0,41–< 4,1	ng/kg TS	1
1,2,3,7,8-pentaCDD	66	1	13,2	13	4,9	27	< 0,49–< 8,6	ng/kg TS	7
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	66	2	3,70	3,7	3,7	3,7	< 0,27–< 16	ng/kg TS	1
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	66	3	82,5	81,5	37	130	< 0,22–< 18	ng/kg TS	6
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	66	3	28,7	17	15	54	< 0,22–< 17	ng/kg TS	4
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	66	3	104	66,5	7,1	510	< 3,2–< 90	ng/kg TS	39
OCDD	66	5	538	195	29	7 000	< 6–< 190	ng/kg TS	48
2,3,7,8-tetraCDF	66	10	19,7	13,5	4,6	87	< 0,61–< 4,7	ng/kg TS	24
1,2,3,7,8-pentaCDF	66	1	8,11	6,8	2,8	24	< 1,2–< 6,9	ng/kg TS	19
2,3,4,7,8-pentaCDF	66	2	11,7	10,45	1,8	22	< 1,3–< 7,6	ng/kg TS	15
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	66	2	20,0	17,5	3,1	52	< 0,18–< 20	ng/kg TS	21
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	66	3	13,1	13	2,9	32	< 0,21–< 22	ng/kg TS	15
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	66	3	5,80	5,8	5,8	5,8	< 0,23–< 22	ng/kg TS	1
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	66	3	8,44	6,8	4,6	16	< 0,22–< 23	ng/kg TS	7
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	66	3	178	110	24	800	< 2,2–< 72	ng/kg TS	40
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	66	5	9,53	7,8	4,1	21	< 2,3–< 65	ng/kg TS	10
OCDF	66	5	743	220	47	12 000	< 3,5–< 160	ng/kg TS	42
WHO 2005 TEQ - lowerbound	66	10	4,68	0,038	0	48	-	ng/kg TS	52
WHO-2005-PCDD/F-PCB-TEQ - lowerbound	66		5,37	0,47	0	48	-	ng/kg TS	58
<u>CYANID</u>									
Total cyanid	45		0,778	0,8	0,57	0,98	< 0,40–< 2,61	mg/kg TS	13
Lättillgängliga cyanider	45		0,675	0,675	0,52	0,83	< 0,40–< 2,61	mg/kg TS	4
Fri cyanid	45		0,675	0,675	0, 52	0,83	< 0,40–< 2,61	mg/kg TS	4

Parameter	Antal	Utlovad LOQ	Medel	Median	Min	Max	Kvantifierings-gräns	Enhet	Detektions-frekvens (%)
PFAS									
Perfluorbutan-syra (PFBA)	83		-	-	0	0	< 0,050–< 5,00	µg/kg TS	0
Perfluoro-pentansyra (PFPeA)	83	0,05	-	-	0	0	< 0,20–< 2,00	µg/kg TS	0
Perfluorhexan-syra (PFHxA)	83	0,2	-	-	0	0	< 0,20–< 2,00	µg/kg TS	0
Perfluor-heptan-syra (PFHpA)	83	0,2	-	-	0	0	< 0,20–< 2,00	µg/kg TS	0
perfluoroktan syra (PFOA)	83	0,2	0,185	0,094	0,05	1,09	< 0,050–< 0,100	µg/kg TS	61
Perfluoro-nonansyra (PFNA)	83	0,05	0,247	0,1075	0,05	1,4	< 0,050–< 0,500	µg/kg TS	41
Perfluoro-dekansyra (PFDA)	83	0,05	0,161	0,088	0,051	0,74	< 0,050–< 0,500	µg/kg TS	39
Perfluorun-dekansyra (PFUnDA)	83	0,05	0,176	0,137	0,052	0,701	< 0,050–< 0,500	µg/kg TS	61
Perfluoro-dodekansyra (PFDoDA)	83	0,05	0,0977	0,0695	0,05	0,341	< 0,050–< 0,500	µg/kg TS	36
PFTrDA perfluortri-dekansyra	83	0,05	0,0910	0,071	0,05	0,25	< 0,050–< 0,500	µg/kg TS	58
PFTeDA perfluor-tetradekan-syra	83	0,05	0,0949	0,0755	0,053	0,182	< 0,050–< 0,500	µg/kg TS	12
PFHxDA perfluor-hexadekan-syra	83	0,05	-	-	0	0	< 1,0–< 10,0	µg/kg TS	0
PFOcDA perfluorokta-dekansyra	83	1	-	-	0	0	< 5,0–< 50,0	µg/kg TS	0
Perfluorbutan-sulfonsyra (PFBS)	83	5	0,190	0,19	0,13	0,25	< 0,10–< 1,0	µg/kg TS	2
PFPeS perfluorpentan-sulfonsyra	83	0,1	-	-	0	0	< 0,050–< 0,500	µg/kg TS	0
Perfluorhexan-sulfonsyra (PFHxS)	83	0,05	0,579	0,345	0,11	2,31	< 0,10–< 10,0	µg/kg TS	17
Perfluoro-heptansulfon-syra (PFHpS)	83	0,1	0,140	0,14	0,14	0,14	< 0,10–< 2,0	µg/kg TS	1
Perfluoroktan-sulfonsyra (PFOS)	83	0,1	0,401	0,251	0,053	2,01	< 0,050–< 20,0	µg/kg TS	90
PFNS perfluornonan-sulfonsyra	83	0,05	-	-	0	0	< 0,050–< 0, 500	µg/kg TS	0

Parameter	Antal	Utlovad LOQ	Medel	Median	Min	Max	Kvantifierings-gräns	Enhet	Detektions-frekvens (%)
Perfluorodekansulfonsyra (PFDS)	83	0,05	-	-	0	0	< 0,050–< 0,500	µg/kg TS	0
PFDoDS perfluordodekansulfonsyra	83	0,05	-	-	0	0	< 0,050–< 0,500	µg/kg TS	0
4:2 FTS fluortelomersulfonat	83	0,05	-	-	0	0	< 0,050–< 0,500	µg/kg TS	0
6:2 FTS fluortelomersulfonat	83	0,05	0,108	0,1075	0,056	0,159	< 0,050–< 0,500	µg/kg TS	2
8:2 FTS fluortelomersulfonat	83	0,05	-	-	0	0	< 0,10–< 1,00	µg/kg TS	0
10:2Fluorotelomersulfan-syra (10:2 FTS)	83	0,1	0,210	0,21	0,21	0,21	< 0,20–< 2,00	µg/kg TS	1
Perfluoroktan-sulfonamid (FOSA)	83	0,2	0,207	0,17	0,077	0,411	< 0,050–< 0,500	µg/kg TS	5
N-metylperfluoroktansulfon-amid (MeFOSA)	83	0,05	-	-	0	0	< 0,050–< 1,00	µg/kg TS	0
N-etylperfluoroktansulfonamid (EtFOSA)	83	0,05	-	-	0	0	< 0,050–< 0,500	µg/kg TS	0
N-metylperfluoroktansulfonamidetanol (MeFOSE)	83	0,05	-	-	0	0	< 0,20–< 20,0	µg/kg TS	0
N-etylperfluoroktansulfonamidetanol (EtFOSE)	83	0,2	0,502	0,52	0,23	0,77	< 0,20–< 20,0	µg/kg TS	7
7H-perfluorheptansyra (HPFHpA)	83	0,2	-	-	0	0	< 0,20–< 2,00	µg/kg TS	0
PF37DMOA perfluor-3,7-dimetyloktansyra	83	0,2	-	-	0	0	< 0,20–< 2,00	µg/kg TS	0
FOSAA perfluoroktansulfonamidättiksyra	83	0,2	-	-	0	0	< 0,500	µg/kg TS	0
N-metylperfluoroktansulfonamidättiksyra (MeFOSAA)	83	0,5	-	-	0	0	< 0,500	µg/kg TS	0
N-etylperfluoroktansulfon-	83	0,5	1,18	1,18	1,18	1,18	< 0,500	µg/kg TS	1

Parameter	Antal	Utlovad LOQ	Medel	Median	Min	Max	Kvantifierings-gräns	Enhet	Detektions-frekvens (%)
amidättiksyra (EtFOSAA)									
SummaPFAS35_Lower_bound	83	0,5	1,02	0,531	0	5,29	-	µg/kg TS	95
KLORPARAFFINER									
Klorerade alkaner C10-C13 (SCCP)	40		-	-	0	0	< 300–< 500	µg/kg TS	0
Klorerade alkaner C14-C17 (MCCP)	40	300	-	-	0	0	< 300	µg/kg TS	0
Klorparaffiner_Lower_bound	40	300	0	0	0	0	-	µg/kg TS	100
FTALATER									
Dimetylftalat	43		-	-	0	0	< 50	µg/kg TS	0
Dietylftalat	43	50	-	-	0	0	< 50	µg/kg TS	0
Di-n-butylftalat DBP	43	50	285	115	60	1 200	< 50	µg/kg TS	14
Di-iso-butyl-ftalat (DIBP)	43	50	-	-	0	0	< 50	µg/kg TS	0
Di-n-oktylftalat (DNOP)	43	50	-	-	0	0	< 50–< 100	µg/kg TS	0
Di(2-etylhexyl)-ftalat DEHP	43	50	237	165	62	940	< 50	µg/kg TS	65
Butylbensyl-ftalat (BBP)	43	50	530	530	110	950	< 50	µg/kg TS	5
Di-cyklohexyl-ftalat (DCP)	43	50	120	120	120	120	< 50–< 100	µg/kg TS	2
Di-iso-decyl-ftalat (DIDP)	43	50	-	-	0	0	< 2 500–< 5 000	µg/kg TS	0
Di-iso-nonyl-ftalat (DINP)	43	1 000	3 800	3 800	3 800	3 800	< 2 500	µg/kg TS	2
Di-n-hexylftalat (DNHP)	43	1 000	-	-	0	0	< 50	µg/kg TS	0
BROMERADE FLAMSKYDDSMEDEL									
BDE-28	36	50	-	-	0	0	< 0,050	µg/kg TS	0
TetraBDE	36	0,1	-	-	0	0	< 0,50	µg/kg TS	0
BDE-47	36	3	0,116	0,115	0,051	0,2	< 0,050	µg/kg TS	22
PentaBDE	36	0,1	0,770	0,77	0,77	0,77	< 0,50	µg/kg TS	3
BDE-99	36	3	0,241	0,165	0,074	0,62	< 0,050–< 0,20	µg/kg TS	17
BDE-100	36	0,1	0,0825	0,0825	0,055	0,11	< 0,050	µg/kg TS	6
HexaBDE	36	0,1	0,720	0,72	0,55	0,89	< 0,50	µg/kg TS	6

Parameter	Antal	Utlovad LOQ	Medel	Median	Min	Max	Kvantifierings-gräns	Enhet	Detektions-frekvens (%)
BDE-154	36	3	0,135	0,135	0,12	0,15	< 0,050	µg/kg TS	6
BDE-153	36	0,1	0,335	0,335	0,32	0,35	< 0,050	µg/kg TS	6
HeptaBDE	36	0,1	1,20	1,2	1,2	1,2	< 1–< 1,0	µg/kg TS	3
OktaBDE	36	3	3,30	3,8	1,1	5	< 1–< 2	µg/kg TS	8
NonaBDE	36	3	6,00	6	6	6	< 5–< 5,0	µg/kg TS	3
Deca BDE	36	3	12,9	9	5	32	<5–< 10	µg/kg TS	25
Tetrabrombis-fe-nol-A(TBBP-A)	36	5	3,11	2,3	0,61	6,5	< 0,50–< 2,5	µg/kg TS	14
Dekabrom-bifenyl (DeBB)	36	0,5	-	-	0	0	< 5–< 5,0	µg/kg TS	0
Hexabrom-cyklododekan (HBCD)	36	5	8,90	8,9	5,8	12	< 5–< 5,0	µg/kg TS	6
KLORERADE BEKÄMPNINGSMEDEL									
o,p'-DDE	66	5	0,00102	0,00043	0,0001	0,00751	< 0,00010–< 0,00063	mg/kg TS	21
o,p'-DDT	66	0,0001	0,000947	0,00052	0,00016	0,00216	< 0,00010–< 0,00710	mg/kg TS	4
o,p'-DDD	66	0,0001	0,103	0,001195	0,00012	2,9534	< 0,00010–< 0,00230	mg/kg TS	45
p,p'-DDD	66	0,0001	0,0195	0,001545	0,00012	0,62	< 0,00010–< 0,00190	mg/kg TS	81
p,p'-DDE	66	0,0001	0,00511	0,00115	0,00011	0,133	< 0,00030–< 0,00090	mg/kg TS	90
p,p'-DDT	66	0,0001	0,174	0,00027	0,00026	0,522	< 0,00010–< 0,00660	mg/kg TS	4
Summa_(p,p)_DDT_LOWER BOUND	66	0,0001	0,0281	0,00188	0	1,1674	-	mg/kg TS	93
Summa_(p,p)_DDT + (o,p)_DDT_LOWER BOUND	66		0,0743	0,00229	0	2,96587	-	mg/kg TS	93
Aldrin	66		-	-	0	0	< 0,00010	mg/kg TS	0
Dieldrin	66	0,01	-	-	0	0	< 0,00010	mg/kg TS	0
Endrin	66	0,01	-	-	0	0	< 0,00010	mg/kg TS	0
Heptaklor	66	0,01	-	-	0	0	< 0,00010–< 0,00020	mg/kg TS	0
cis-Hepta-klorepoxid	66	0,01	-	-	0	0	< 0,00010	mg/kg TS	0
trans-Hepta-klorepoxid	66	0,01	-	-	0	0	< 0,00010	mg/kg TS	0
Hexaklor-bensen (HCB)	66	0,01	0,00319	0,00053	0,00012	0,0411	< 0,00010–< 0,00060	mg/kg TS	55
Hexaklor-butadien	66	0,0001	0, 0130	0,013	0,013	0,013	< 0,00010	mg/kg TS	1

Parameter	An-tal	Utlovad LOQ	Medel	Median	Min	Max	Kvanti-fierings-gräns	Enhet	Detektions-frekvens (%)
alfa-HCH	66	0,01	0,000676	0,00042	0,00011	0,00476	< 0,00010–< 0,00060	mg/kg TS	46
beta-HCH	66	0,0001	0,00128	0,000845	0,00011	0,00505	< 0,00010–< 0,00100	mg/kg TS	39
gamma-HCH (lindan)	66	0,0001	0,000447	0,000375	0,00013	0,00117	< 0,00010–< 0,00063	mg/kg TS	18
Sum_HCH, Lower bound	66	0,0001	0,000878	0	0	0,01098	-	mg/kg TS	49
Hexakloretan	66		0,108	0,108	0,108	0,108	< 0,00010	mg/kg TS	1
Isodrin	66	0,01	-	-	0	0	< 0,00010	mg/kg TS	0
Pentaklor-bensen	66	0,01	-	-	0	0	< 0,00010	mg/kg TS	0
Telodrin	66	0,01	-	-	0	0	< 0,00010	mg/kg TS	0
alfa-Endosulfan	66	0,01	-	-	0	0	< 0,00010–< 0,00020	mg/kg TS	0
beta-Endosulfan	66	0,02	-	-	0	0	< 0,00010–< 0,00020	mg/kg TS	0
PESTICIDER I JORD OCH HAMNSEDIMENT									
Irgarol (cybutryn)	64	0,02	2,48	0,41	0,19	22	< 0,18–< 1	µg/kg TS	52
Diuron	64	0,18	44,7	32	25	77	< 10	µg/kg TS	5
Triklosan	64	10	-	-	0	0	< 3,0–< 6,0	µg/kg TS	0
Pesticider LOWER BOUND	64	10	3,37	0,195	0	92	-	µg/kg TS	52
KLORFENOLER									
2-monoklor-fenol	61		-	-	0	0	< 10	µg/kg TS	0
3-monoklor-fenol	61	10	-	-	0	0	< 10	µg/kg TS	0
4-monoklor-fenol	61	10	27,7	29	11	53	< 10	µg/kg TS	25
2,3-diklorfenol	61	10	-	-	0	0	< 10	µg/kg TS	0
2,4+2,5-diklorfenol	61	10	-	-	0	0	< 10	µg/kg TS	0
2,6-diklorfenol	61	10	-	-	0	0	< 10	µg/kg TS	0
3,4-diklorfenol	61	10	-	-	0	0	< 10	µg/kg TS	0
3,5-diklorfenol	61	10	-	-	0	0	< 10–< 20	µg/kg TS	0
2,3,4-triklor-fenol	61	10	29,8	20	13	71	< 10	µg/kg TS	8
2,3,5-triklor-fenol	61	10	-	-	0	0	< 10	µg/kg TS	0
2,3,6-triklor-fenol	61	10	-	-	0	0	< 10	µg/kg TS	0
2,4,5-triklor-fenol	61	10	-	-	0	0	< 10	µg/kg TS	0
2,4,6-triklor-fenol	61	10	-	-	0	0	< 10	µg/kg TS	0

Parameter	Antal	Utlovad LOQ	Medel	Median	Min	Max	Kvantifierings-gräns	Enhet	Detektions-frekvens (%)
3,4,5-triklorfenol	61	10	-	-	0	0	< 10	µg/kg TS	0
2,3,4,5-tetraklorfenol	61	10	-	-	0	0	< 10	µg/kg TS	0
2,3,4,6-tetraklorfenol	61	10	-	-	0	0	< 10	µg/kg TS	0
2,3,5,6-tetraklorfenol	61	10	-	-	0	0	< 10	µg/kg TS	0
pentaklorfenol	61	10	-	-	0	0	< 10	µg/kg TS	0
Klorfenoler_ LOWER BOUND	61	10	9,26	0	0	100	-	µg/kg TS	26
ORGANOFOSFATER									
tris(Klorpropyl) -fosfat (TCPP)	40		1 047	930	810	1 400	< 50	µg/kg TS	8
tris(2-Kloroetyl)-fosfat (TCEP)	40	50	39,3	39,065	0,068	79	< 0,050–< 50	µg/kg TS	10
tris(1,3-Diklor-2-propyl)fosfat (TDCP)	40	50	-	-	0	0	< 50	µg/kg TS	0
Tributylfosfat (TBP)	40	50	-	-	0	0	< 50	µg/kg TS	0
tris(2-Butoxi-etyl)fosfat (TBEP)	40	50	-	-	0	0	< 100	µg/kg TS	0
tris(2-Etyl-hexyl)fosfat (TEHP)	40	100	340	340	340	340	< 50–< 100	µg/kg TS	3
tri-Isobutyl-fosfat (TiBP)	40	50	-	-	0	0	< 50	µg/kg TS	0
Trikresylfosfat (TCrP)	40	50	-	-	0	0	< 500–< 600	µg/kg TS	0
tri-o-Kresyl-fosfat (ToCrP)	40	500	-	-	0	0	< 50	µg/kg TS	0
Trifenylfosfat (TPHP)	40	50	-	-	0	0	< 100–< 500	µg/kg TS	0
Dibutylfenyl-fosfat (DBPhP)	40	50	-	-	0	0	< 100	µg/kg TS	0
Difenylbutyl-fosfat (DPhBP)	40	100	-	-	0	0	< 50	µg/kg TS	0
2-etylhexyl-difenylfosfat (EHDPhP)	40	50	280	280	280	280	< 50	µg/kg TS	3
Organofosfater_LOWER BOUND	40	50	97,9	0	0	1 478	-	µg/kg TS	13
ALKYLERADE PAH:er + PAH_{16}									
Naftalen	41		0,112	0,075	0,0031	0,53	< 0,050–< 0,15	mg/kg TS	32
Acenaftylen	41	0,05	0,101	0,06	0,0053	0,58	< 0,050	mg/kg TS	32

Parameter	An-tal	Utlovad LOQ	Medel	Median	Min	Max	Kvanti-fierings-gräns	Enhet	Detektions-frekvens (%)
Acenaften	41	0,05	0,0570	0,0081	0,003	0,15	< 0,050	mg/kg TS	12
Fluoren	41	0,05	0,0826	0,064	0,0046	0,32	< 0,050	mg/kg TS	29
Fenantren	41	0,05	0,275	0,21	0,016	1,7	< 0,050	mg/kg TS	68
Antracen	41	0,05	0,166	0,11	0,008	0,92	< 0,050	mg/kg TS	51
Fluoranten	41	0,05	0,525	0,305	0,039	4	< 0,050	mg/kg TS	88
Pyren	41	0,05	0,453	0,33	0,03	3,4	< 0,050	mg/kg TS	80
bens(a)-Antracen	41	0,05	0,395	0,235	0,024	3,9	< 0,050	mg/kg TS	68
krysen	41	0,05	0,345	0,195	0,024	3,2	< 0,050	mg/kg TS	68
bens(b)-Fluoranten	41	0,05	0,372	0,18	0,036	3,4	< 0,050	mg/kg TS	73
Bens(k)-fluoranten	41	0,05	0,299	0,16	0,027	3	< 0,050	mg/kg TS	76
Bens(a)pyren	41	0,05	0,344	0,19	0,022	3,4	< 0,050	mg/kg TS	71
Dibenso(ah)-antracen	41	0,05	0,117	0,0815	0,0055	0,67	< 0,050	mg/kg TS	39
Bens(g,h,i)-perylen	41	0,05	0,276	0,16	0,021	2	< 0,050	mg/kg TS	73
Indeno-(1,2,3,cd)pyren	41	0,05	0,311	0,165	0,022	2,4	< 0,050	mg/kg TS	73
summa PAH 16	41	0,05	3,15	1,765	0,053	33,3	< 0,400	mg/kg TS	93
Summa cancerogena PAH	41	0,4	2,01	0,88	0,16	20	< 0,175	mg/kg TS	76
Summa övriga PAH	41	0,18	1,51	0,84	0,053	13,3	< 0,225	mg/kg TS	93
summa PAH L	41	0,23	0,161	0,06	0,013	0,98	< 0,0750–< 0,100	mg/kg TS	46
Summa PAH M	41	0,08	1,28	0,8395	0,056	10,3	< 0,125	mg/kg TS	88
Summa PAH H	41	0,12	2,28	1,04	0,18	22	< 0,200	mg/kg TS	76
Naftalen (C1-alkyl,)	41	0,2	1,57	0,0645	0,054	9,5	< 0,050	mg/kg TS	29
Naftalen (C2-alkyl,)	41	0,05	7,27	0,355	0,057	97	< 0,050	mg/kg TS	93
Naftalen (C3-alkyl,)	41	0,05	1,80	2	1,3	2,1	< 0,050	mg/kg TS	7
Fenantren/an-tracen (C1-alkyl)	41	0,05	5,63	0,21	0,052	110	< 0,050–< 0,10	mg/kg TS	78
Fenantren/an-tracen (C2-alkyl,)	41	0,05	10,2	0,11	0,06	120	< 0,050–< 0,10	mg/kg TS	51
Fenantren/an*tracen (C3-alkyl,)	41	0,05	3,16	0,0905	0,05	15	< 0,050–< 0,10	mg/kg TS	24

Parameter	Antal	Utlovad LOQ	Medel	Median	Min	Max	Kvantifierings-gräns	Enhet	Detektions-frekvens (%)
Dibensotiofen	41	0,05	6,11	2,235	0,078	20	< 0,050	mg/kg TS	15
dibensotiofen (C1-alkyl,)	41	0,05	1,63	0,077	0,05	9,5	< 0,050	mg/kg TS	32
dibensotiofen (C2-alkyl,)	41	0,05	8,79	0,11	0,055	31	< 0,050	mg/kg TS	17
Dibensotiofen (C3-alkyl,)	41	0,05	0,379	0,44	0,057	0,58	< 0,050–< 0,10	mg/kg TS	10
OLJEINDEX									
Oljeindex > C10–< C40	65	0,05	227	150	50	983	< 50–< 150	mg/kg TS	57
Fraktion C10–C12	65	20	7,37	7,4	5,7	10,4	< 5–< 10	mg/kg TS	18
Fraktion C12–C16	65	2	12,6	9,4	5,7	38,9	< 5–< 15	mg/kg TS	37
Fraktion C16–C35	65	3	171	103,5	31	804	< 30–< 90	mg/kg TS	62
Fraktion C35–C40	65	10	43,5	26,5	10,4	153	< 10–< 30	mg/kg TS	38
ALKYLFENOLER									
4-n-nonylfenol	40	5	-	-	0	0	< 10–< 20	µg/kg TS	0
4-tert-oktylfenol	40	10	7,48	1,8	1,1	25	< 1,0–< 20	µg/kg TS	13
4-t-butylfenol	40	1	762	74	29	8 000	< 10	µg/kg TS	48
4-tert-pentylfenol	40	10	33,8	46	10	47	< 10–< 100	µg/kg TS	13
SILOXANER									
D3, hexametyl-cyklotrisiloxan	34	10	1,13	1,13	0,56	1,7	< 0,50–< 5	mg/kg TS	6
D4, oktame-tylcyklotetrasiloxan	34	2	10,8	8	1,3	23	< 0,50–< 5	mg/kg TS	9
D5, dekame-tylcyklopentasiloxan	34	2	14,1	8,8	0,94	38	< 0,50–< 5	mg/kg TS	12
D6, dodecame-thylcyclohexasiloxan	34	2	10,3	6,3	0,73	28	< 0,50–< 5	mg/kg TS	12
Hexametyl-disiloxan	34	2	-	-	0	0	< 0,50–< 5	mg/kg TS	0
Octametyl-trisiloxan	34	2	-	-	0	0	< 0,50–< 5	mg/kg TS	0
Dekametyl-tetrasiloxan	34	2	-	-	0	0	< 0,50–< 5	mg/kg TS	0
Dodekametyl-pentasiloxan	34	2	-	-	0	0	< 0,50–< 5	mg/kg TS	0
LÄKEMEDEL									
Alfuzosin	30	2	0,312	0,312	0,175	0,448	< 0,1	ng/g TS	7
Atenolol	30	0,0001	-	-	0	0	< 5,0	ng/g TS	0

Parameter	Antal	Utlovad LOQ	Medel	Median	Min	Max	Kvantifierings-gräns	Enhet	Detektions-frekvens (%)
Azithromycine	30	0,005	-	-	0	0	< 5,0	ng/g TS	0
Carbamazepine	30	0,005	-	-	0	0	< 1,0	ng/g TS	0
Ciprofloxacin	30	0,001	20,8	20,768	12,188	29,348	< 10,0	ng/g TS	7
Citalopram	30	0,01	11,9	9,418	5,671	30,565	< 5,0	ng/g TS	40
Clindamycine	30	0,005	-	-	0	0	< 1,0	ng/g TS	0
Clomipramine	30	0,001	-	-	0	0	< 0,5	ng/g TS	0
Clotrimazol	30	0,0005	-	-	0	0	< 1,0	ng/g TS	0
Cyklofosfamid	30	0,001	-	-	0	0	< 10,0	ng/g TS	0
Diazepam	30	0,01	-	-	0	0	< 5,0	ng/g TS	0
Diklofenak	30	0,005	58,0	57,955	57,955	57,955	< 10,0	ng/g TS	3
Diphenhydramin	30	0,01	-	-	0	0	< 0,1	ng/g TS	0
Enalapril	30	0,0001	-	-	0	0	< 10,0	ng/g TS	0
Etinylöstradiol	30	0,01	-	-	0	0	< 10,0	ng/g TS	0
Flecainide	30	0,01	-	-	0	0	< 0,1	ng/g TS	0
Fluoxetin	30	0,0001	-	-	0	0	< 5,0	ng/g TS	0
Furosemid	30	0,005	-	-	0	0	< 50	ng/g TS	0
Haloperidol	30	0,05	-	-	0	0	< 0,1	ng/g TS	0
Hydroklortiazid	30	0,0001	-	-	0	0	< 50	ng/g TS	0
Ibuprofen	30	0,05	-	-	0	0	< 0,5	ng/g TS	0
Ifosfamid	30	0,0005	-	-	0	0	< 10,0	ng/g TS	0
Ketoconazole	30	0,01	-	-	0	0	< 50	ng/g TS	0
Ketoprofen	30	0,05	-	-	0	0	< 10,0	e	0
Klaritromycin	30	0,01	1,52	1,520	1,385	1,656	< 1,0	ng/g TS	7
Metformin	30	0,001	-	-	0	0	< 100,0	ng/g TS	0
Metoprolol	30	0,1	-	-	0	0	< 50	ng/g TS	0
Naproxen	30	0,005	-	-	0	0	< 10,0	ng/g TS	0
Noretisteron	30	0,01	-	-	0	0	< 10,0	ng/g TS	0
Orphenadrin	30	0,01	0,492	0,50302	0,2572	0,7150	< 0,1	ng/g TS	10
Oxazepam	30	0,0001	-	-	0	0	< 5,0	ng/g TS	0

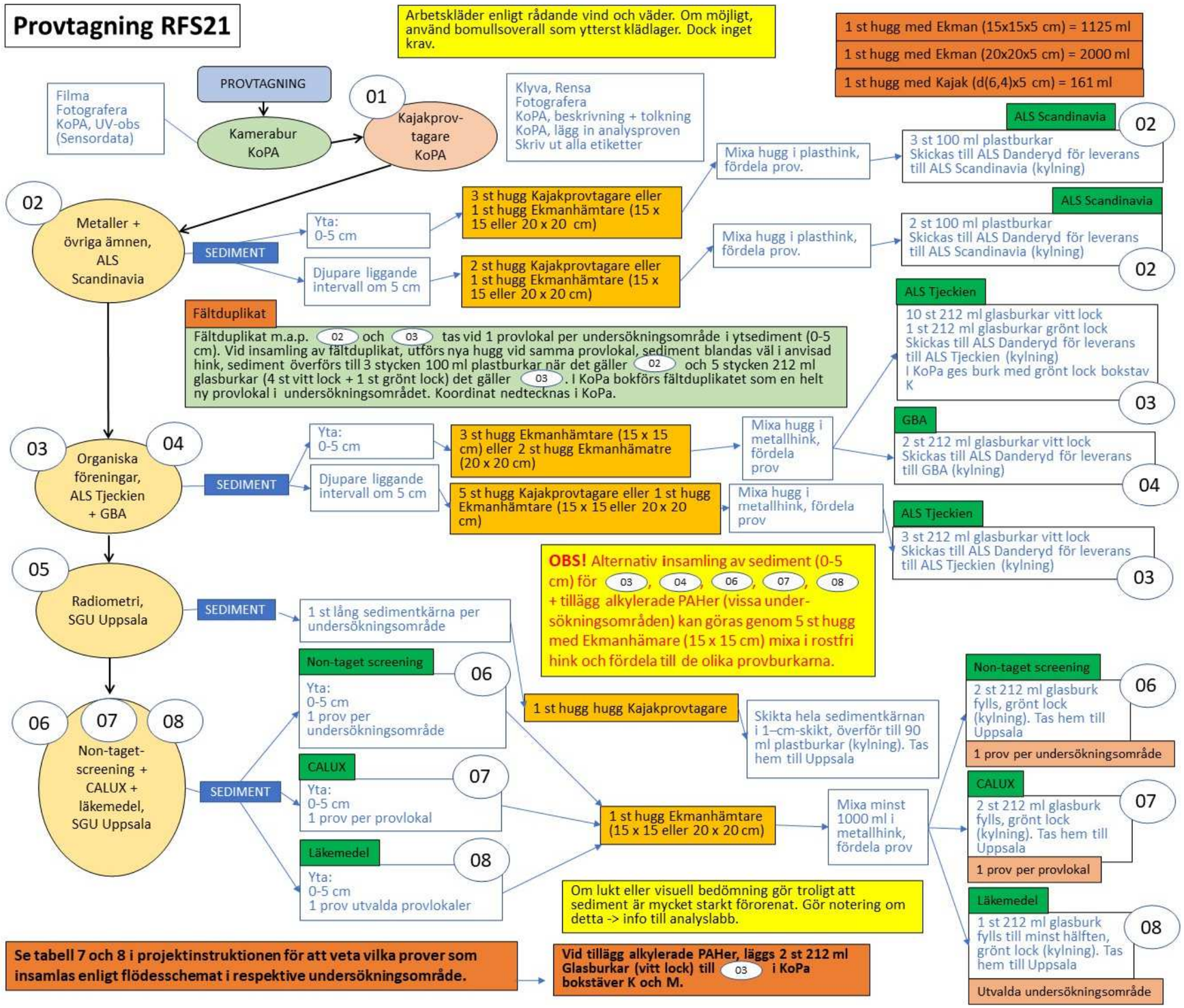
Parameter	Antal	Utlovad LOQ	Medel	Median	Min	Max	Kvantifierings-gräns	Enhet	Detektions-frekvens (%)
Paracetamol	30	0,005	-	-	0	0	< 10,0	ng/g TS	0
Ranitidin	30	0,01	-	-	0	0	< 5,0	ng/g TS	0
Salbutamol	30	0,005	-	-	0	0	< 5,0	ng/g TS	0
Sertralin	30	0,005	-	-	0	0	< 10,0	ng/g TS	0
Simvastatin	30	0,01	-	-	0	0	< 5,0	ng/g TS	0
Sulfa-metoxazol	30	0,005	-	-	0	0	< 5,0	ng/g TS	0
Trimetoprim	30	0,005	7,18	7,182	7,182	7,182	< 0,1	ng/g TS	3
Venlafaxine	30	0,0001	-	-	0	0	< 0,5	ng/g TS	0
Warfarin	30	0,0005	-	-	0	0	< 5,0	ng/g TS	0
17-beta-Östradiol	30	0,005	-	-	0	0	< 10,0	ng/g TS	0
CALUX									
DR CALUX	62	0,01	15,8	7,75	0,85	300	-	*	100
ER CALUX	37		0,200	0,16	0,0068	0,67	-	**	100
PAH CALUX	45		24 075	8 900	680	450 000	-	***	100

Enheter för CALUX: * pg 2,3,7,8 TCDD eq./g TS
** ng 17b estradiol eq./g TS
*** ng benzo[a]pyrene eq./g TS

BILAGA 5

Flödesschema för beskrivning och provtagning av sediment ombord undersökningsbåten Ugglan

Bilaga 5: Flödesschema för beskrivning och provtagning av sediment ombord undersökningsbåten Ugglan. Löpnumreringen 01–08 följer ordningen på de olika aktiviteterna och används ombord som checklista för detaljer i provtagningsförfarandet. Alla volymer avser våta sediment.



BILAGA 6

Provprotokoll

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_a001

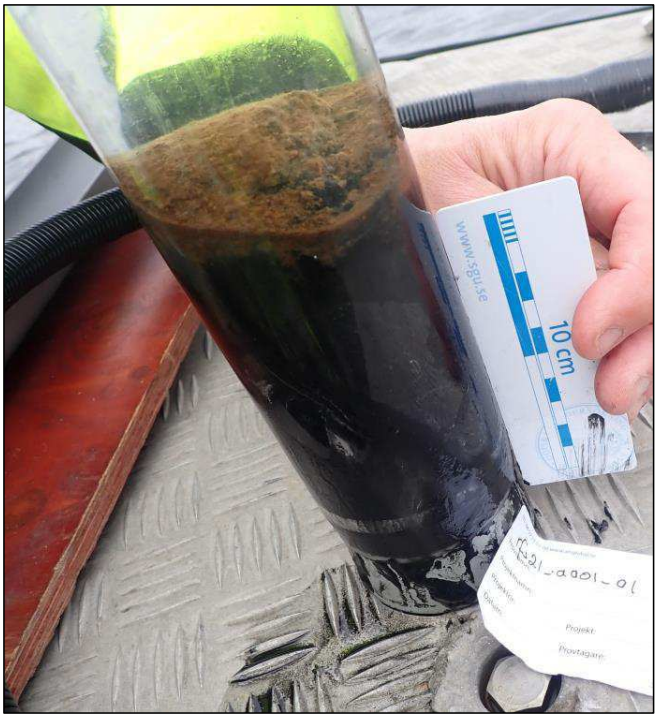
Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	7 271 443	824 620	15,61
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_a_318		2021-09-15 01.00	
Provtagare:			
UV-kamera, Ekmanhämtare, Kajakprovtagare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-20	Postglacial lergyttja		Oxiderad yta, reducerad därunder
Frågeställning:			
Lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 15-20 cm			



Figur 1. När kamerburen landar på bottnen virvlar den upp sediment.



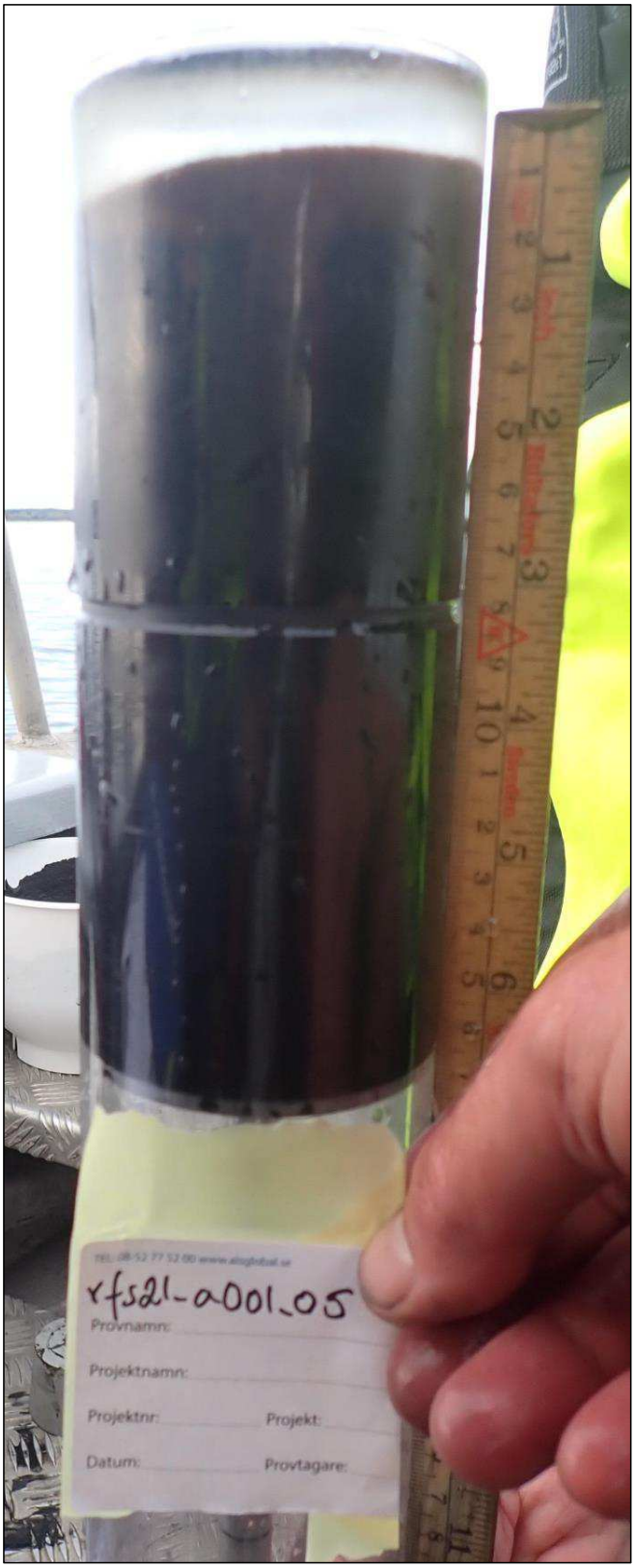
Figur 2. En lös och jämn mjukbotten med oxiderad yta. Märke efter kameraburen i bortre delen av bottnen och där omkring av kameraburen upprivna sedimentklumpar.



Figur 3. Sedimentkärna i Kajakprovtagarens rör. Ytskiktet är rostbrunt, dvs. oxiderat



Figur 4. Sedimentkärna uttagen ur röret för beskrivning. ”Uppåt” är t.v. i bild. Allt utom ytskiktet är reducerat på grund av syrebrist.



Figur 5. Bild på sedimentkärnan i kajakprovtagaren

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_a003**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 7 273 017	**Easting:** 823 671	**Vattendjup (m):** 1,0
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-09-16 01.00	
Provtagare: UV-kam, Ekmanhämtare, Ekmanhämtare, X-Ray			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-20	Recent gyttjelera		En aning inblandning av grovsilt-finsand i nedre delan av lagret
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov? Recent sediment?			
Slutsats/kommentar: Taget med Liten Ekman från Bryggspets I Alhamn. UV-foto utgick. Positionerad med hjälp av ortofoto Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 15-20 cm			



Figur 1. Sedimentöverytan sedd i provtagaren



Figur 2. Sedimentpacken sedd från sidan, med rödbrun oxiderad överyta.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_c001**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 7 188 743	**Easting:** 793 797	**Vattendjup (m):** 14,49
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-09-10 15.57	
Provtagare: UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-10	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Postglacial gyttjelera med oxiderad yta. Måttligt konsoliderad med ökande konsolideringsgrad nedåt. Luktar svagt av petroleum. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 , 10-15 och 20-25 cm			



Figur 1. Lös mjukbotten med oxiderad yta. Gasavgång observerades.



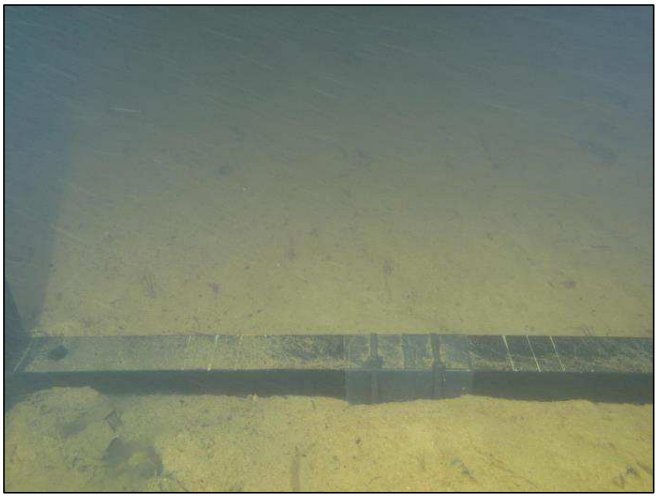
Figur 2. Sedimentkärnan i Kajakprovtagarens rör. Det ytliga sedimentet är rostbrunt, dvs oxiderat. Därunder mörkare gråsvart färg, dvs reducerat.



Figur 3. Sedimentkärnan urtagen ur röret. Upp är till vänster i bild. I kärnans nedre del det viss laminering med oreducerad grönaktigt gyttjigt sediment.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_c002**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 7 188 676	**Easting:** 794 292	**Vattendjup (m):** 15,6
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-09-11 10.39	
Provtagare: UV-kamera, Stor Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0–10	Postglacial gyttjelera		
10–15	Postglacial siltig gyttjelera		
Frågeställning: Lämplig för miljöprov? Bedömt recent ?			
Slutsats/kommentar: Postglacial gyttjelera med löv och kvistar i vissa lager, längre ner blir det betydligt siltigare. I visa hugg förekom även sågspånsrika nivåer. Den stora variationen mellan lagren och huggen återspeglar miljön som är Skellefteälvens mynningsområde. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 10-15 cm			



Figur 1. Den rostbruna oxiderade sedimentytan med växtfragment på.

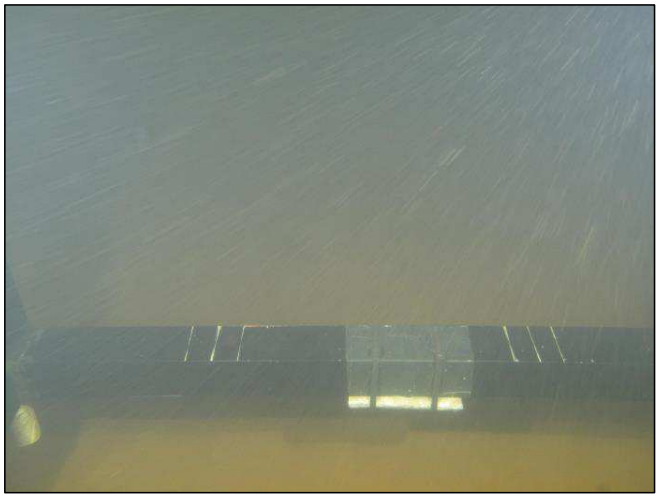




Figur 2a och b. Sedimentprovet uttaget ur Stora Ekmanhuggaren

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_c003**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 7 188 544	**Easting:** 795 015	**Vattendjup (m):** 6,87
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-09-11 16.45	
Provtagare: UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhuggare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-15	Postglacial gyttjelera		
15-25	Postglacial gyttjelera		Oljedroppar och synliga fibrer av okänt ursprung. Luktar svagt av industri.
Frågeställning: Lämplig för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Postglacial gyttjelera där 15-25 cm innehöll oljedroppar och synliga fibrer av osäkert ursprung samt luktade svagt av industri. Den övre enheten tolkas som senindustriell. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 15-20 cm.			



Figur 1. Undervattenskamerans bur strax innan den landar på botten med rostbrun oxiderad överyta.



Figur 2. Kameraburen har landat och rört upp sediment ur den lösa mjukbottnen.



Figur 3. Sedimentkärnan i Kajakprovtagarens rör. Det ytliga sedimentet är rostbrunt, dvs oxiderat. Därunder mörkare gråsvart färg, dvs reducerat.



Figur 4. Sedimentkärnan urtagen ur röret. Upp är till vänster i bild. I kärnan syns laminering med oreducerat grönaktigt gyttjigt sediment.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_c005**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 7 189 637	**Easting:** 794 121	**Vattendjup (m):** 1,5
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-09-17	
Provtagare: Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0–15	Recent lerig grovdetritusgyttja		Med grovdetritus, särskilt 0–8 cm. Svag svavellukt
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Prov taget från brygga. Dagvattenutlopp något väster om bryggan. Grovdetritusgyttja. Positionerad med hjälp av ortofoto. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 10-15 cm.			



Figur 1. Sedimentets överyta med rikligt med grovdetritus i form av växtfragment, sett i Ekmanhuggaren


Figur 2. Sedimentet urtaget ur huggaren och sett från sidan. Rikligt med växtfragment i hela provet men något mot djupet även finare material.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_g001

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 912 223	623 480	37,67
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_g_339		2021-09-05 15.18	
Provtagare:			
UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-10	Postglacial lergyttja		Oxiderad yta, reducerad för övrigt. Luktar SOx
10-18	Fluvial gyttjig silt		Bedöms vara distalt älvsediment från Ljungans mynning
Frågeställning:			
Lämpligt för miljöprov			
Slutsats/kommentar:			
Inledningsvis fältbedömt som lämplig ackumulationsbotten represenativ för södra delen av området. Efter provtagning med stor Ekmanhämtare visade det sig att det under 10 cm nivå var siltigt vilket gör det tveksamt hur uthållig recent sedimentation som har förelagat. Därför provtogs endast 0-5 och ingen lägre nivå för analys. UV-bildfil saknas, men bottnen var jämn och mjuk med oxiderad yta.			



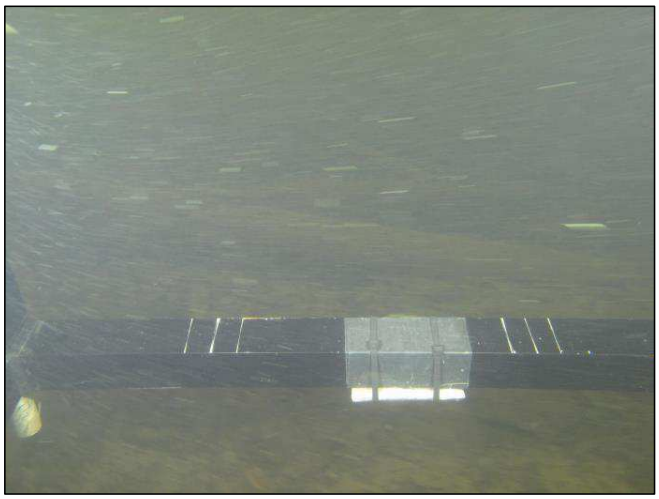
Figur 1. Sedimentkärnan i Kajakprovtagarens rör.

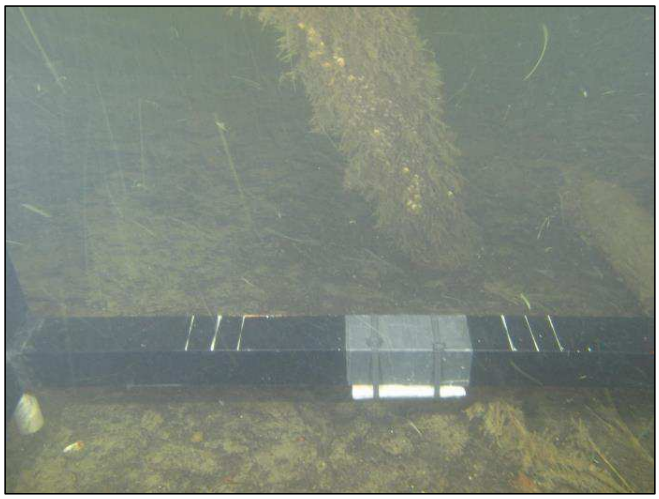


Figur 2. Sedimentkärnan urtagen ur röret. Oxiderad yta. I kärnans nedre del det viss laminering med reducerade mörkare fläckar och band.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_g002

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 911 974	622 925	4,9
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_g_319		2021-09-07 19.12	
Provtagare:			
UV-kamera, Stor Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-9	Gyttjelera men med ett stort innehåll av flis, fibrer, sågspån		Luktar pappersmassa
Frågeställning:			
Massafibrer i misstänkt fiberbank?			
Slutsats/kommentar:			
UV-bilderna visade sjunktimmer. Provet visade rikligt med flis, fibrer, sågspån och barkflagor. Lukt av pappersmassa. Översta delen innehöll en större del finkornigt material, typ gyttjelera och fibrer. Provtagen för miljökemisk analys på nivån 0-5 cm			





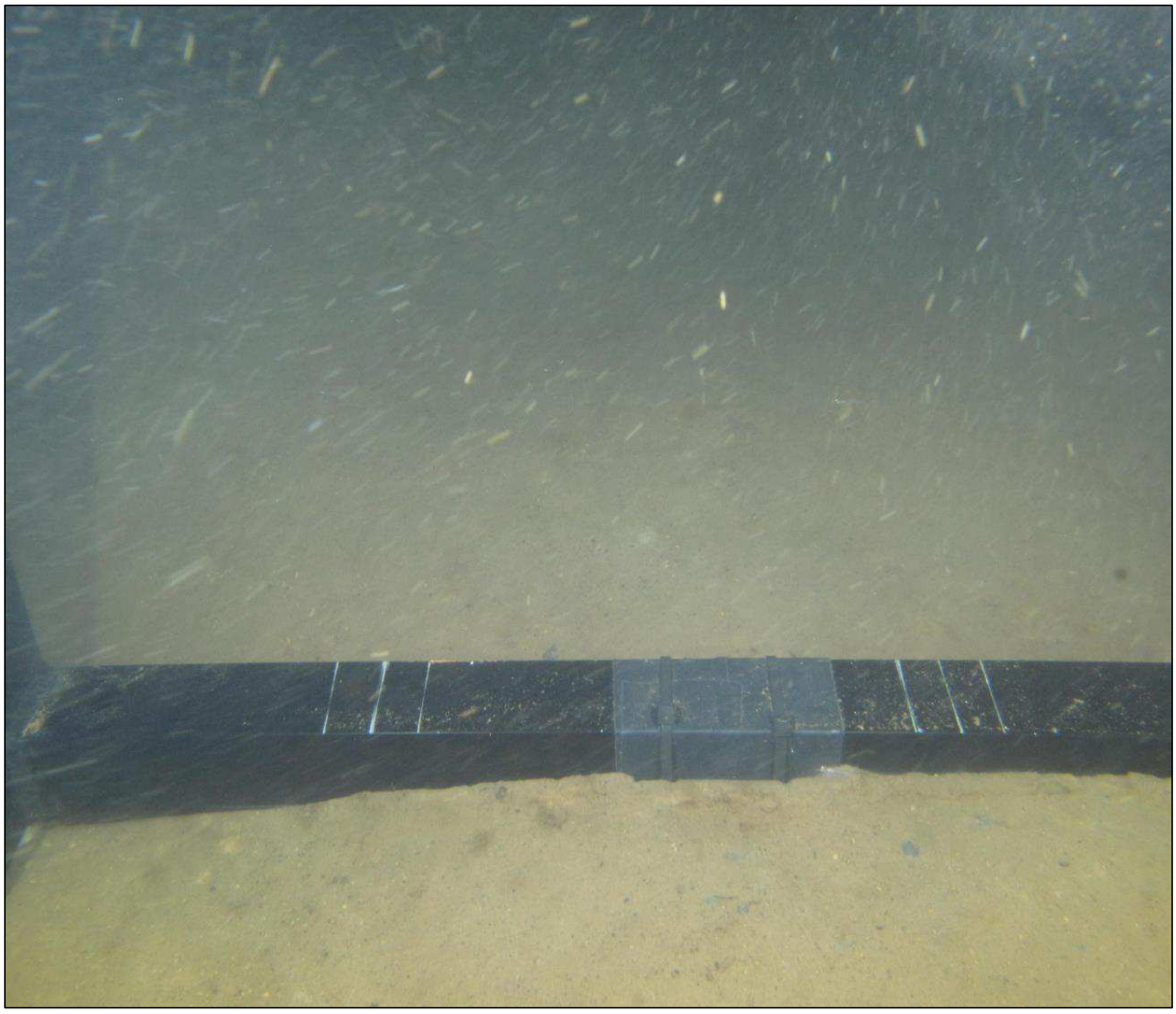
Figur 1 & 2 Mjuk botten med bark och stockar



Figur 3. Sedimentet så som det föll ur den stora Ekmanhuggaren.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_g003

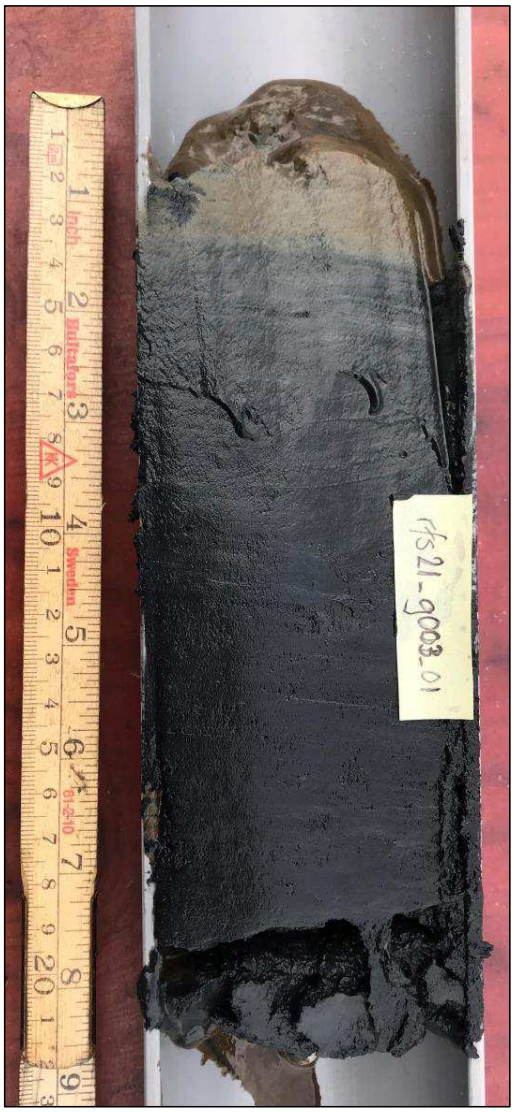
Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 915 319	623 889	54,95
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_g_336		2021-09-08	
Provtagare:			
UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhuggare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0–20	Postglacial gyttjelera		Laminerat, något snedställd laminering vilket kan bero på något störd sedimentation
Frågeställning:			
Sediment lämpligt för miljöprovtagning?			
Slutsats/kommentar:			
Postglacial gyttjelera med oxiderad överyta. Ökad konsolideringsgrad nedåt. Luktar svagt av pappersbruk I nedre delen. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0–5 och 15–20 cm. Provtagen för radiometrisk datering Pb-210, 0–13 cm.			



Figur 1. En jämn mjukbotten med oxiderad yta.



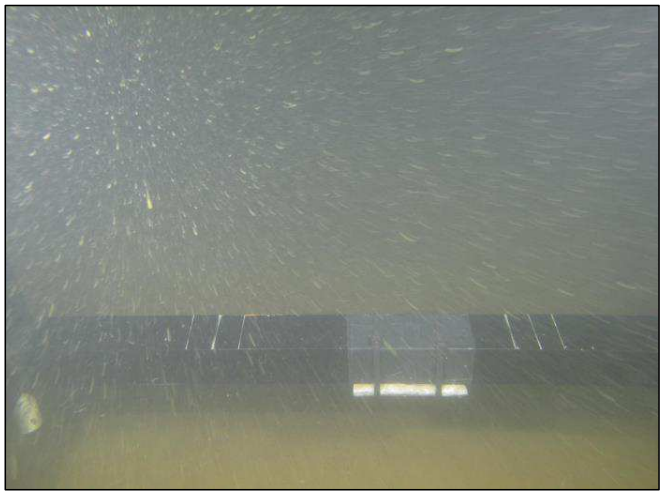
Figur 2. Sedimentkärnan i Kajakprovtagarens rör.



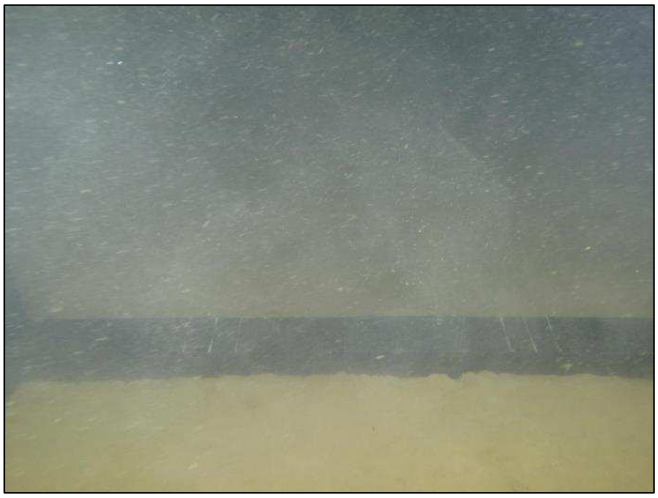
Figur 3. Det ytliga sedimentet är rostbrunt, dvs oxiderat. Därunder laminerat med skikt med mörkare gråsvart färg, därunder alltmer reducerat.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_g004

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 914 063	623 328	45,19
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_g_336		2021-09-08 01.00	
Provtagare:			
UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-5	Postglacial gyttjelera		
5-15	Tippmassor		
Frågeställning:			
Sediment lämpligt för miljöprovtagning?			
Slutsats/kommentar:			
De övre fem centimetrarna verkar vara naturligt avlagrade medan det under lagret hade klumpar av mer konsoliderad lera blandat med lösare lera. Den undre delen luktade pappersbruk. I den stora Ekmanhämtaren var den nedre lagerföljden något annorlunda, där verkade den nedre enheten bara naturlig postglacial gyttjelera vilken var överkonsoliderad. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 10-15 cm.			



Figur 1. En jämn mjukbotten med oxiderad yta



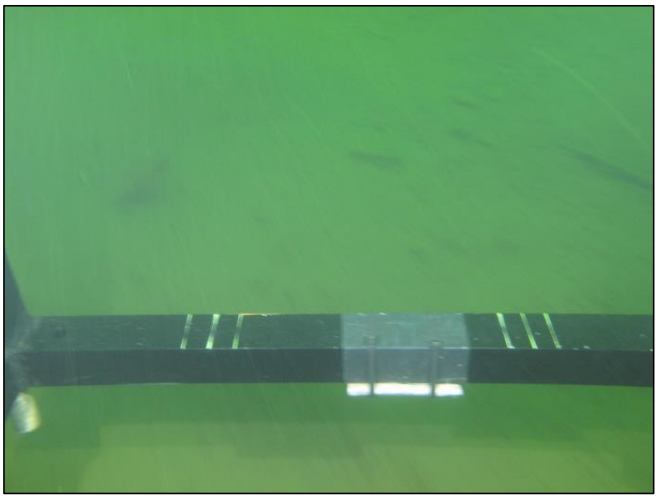
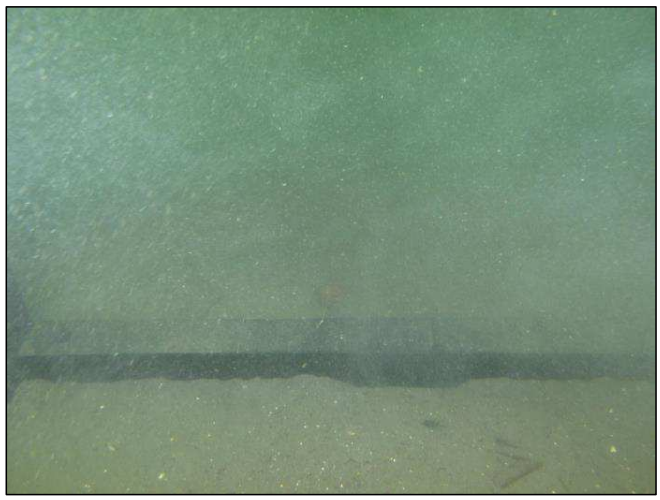
Figur 2. En jämn mjukbotten med oxiderad yta



Figur 3. Sedimentkärna från Kajakprovtagare, oxiderad yta, därunder reducerat.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_g005

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 913 849	622 907	11,54
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_g_323		2021-09-08	
Provtagare:			
UV-kamera, Ekmanhämtare, Kajakprovtagare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-17	Postglacial siltig gyttjelera		Troligen muddermassor
Frågeställning:			
Vad har tippats, lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Den störda lagerföljden, klumparna och omvänd konsolideringsgrad tyder på troliga muddermassor. Oljeskimmer och lukt av pappersbruk. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 10-15 cm.			

Figur 1 & 2. En jämn mjukbotten med oxiderad yta, dålig sikt





Figur 3 & 4 Sedimentkärnan i och utanför Kajakprovtagarens rör. Oxiderad yta, därunder metsadels reducerat.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_h001**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 729 828	**Easting:** 618 947	**Vattendjup (m):** 1,6
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-09-18	
Provtagare: Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-20	Recent gyttjelera		Oxiderad yta, därunder reducerad
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Provtagen från roddbåt. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 15-20 cm.			



Figur 1. Sedimentet i ett av huggen med Ekmanhämtaren, oxiderad yta.



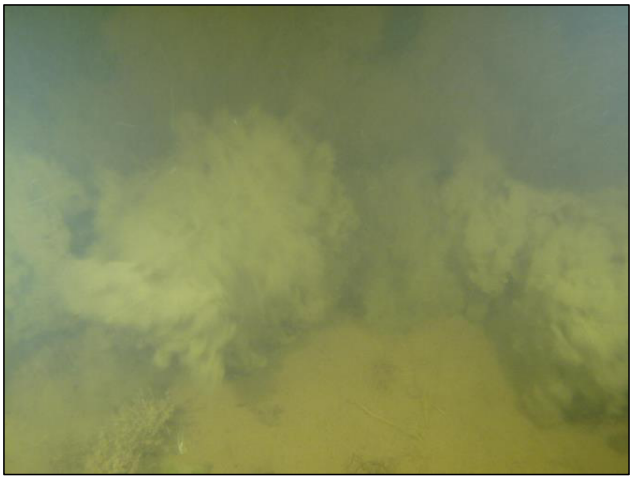
Figur 2. Sedimentet faller ur hämtaren.



Figur 3. Ett av huggen utanför Ekmanhämtaren.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_h002

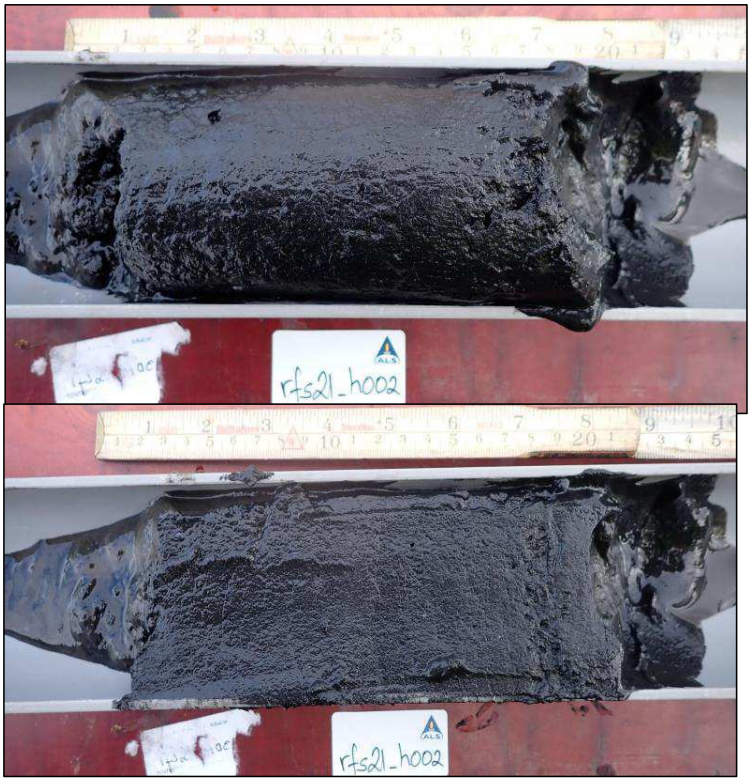
Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 729 159	619 594	4,5
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_h_379		2021-09-19	
Provtagare:			
UV-kamera, Kajakprovtagare, Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-18	Postglacial lergyttja		Oxiderad yta, reducerad därunder.
Frågeställning:			
Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
En lös botten med gasbubblor som frigjordes även innan kameran landade- Därefter kraftig gasavgång och kraftig uppslamning av sediment som dolde sikten. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 10-15 cm. Provtagen för radiometrisk datering Pb-210, 0-13 cm.			





Figur 1 & 2 En lös botten med gas som frigjordes redan innan kameran landade. Därefter kraftig gasavgång och uppslamning av sediment som dolde sikten.





Figur 4-6. T.v. sedimentkärna i Kajakprovtagarens rör, oxiderad yta. T.h. sedimentkärnan uttagen ur röret med ”uppåt” till vänster i bild. Reducerade, diffus laminering.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_h003**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 729 446	**Easting:** 620 933	**Vattendjup (m):** 2,3
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-09-18	
Provtagare: UV-kamera, Ekmanhämtare, Kajakprovtagare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-18	Postglacial lergyttja		Reducerad
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 10-15 cm.			



Figur 1. Mycket grumligt, sannolikt sjönk kameraburen ner ganska djupt. Gasbubblor frigjordes när den lyftes.

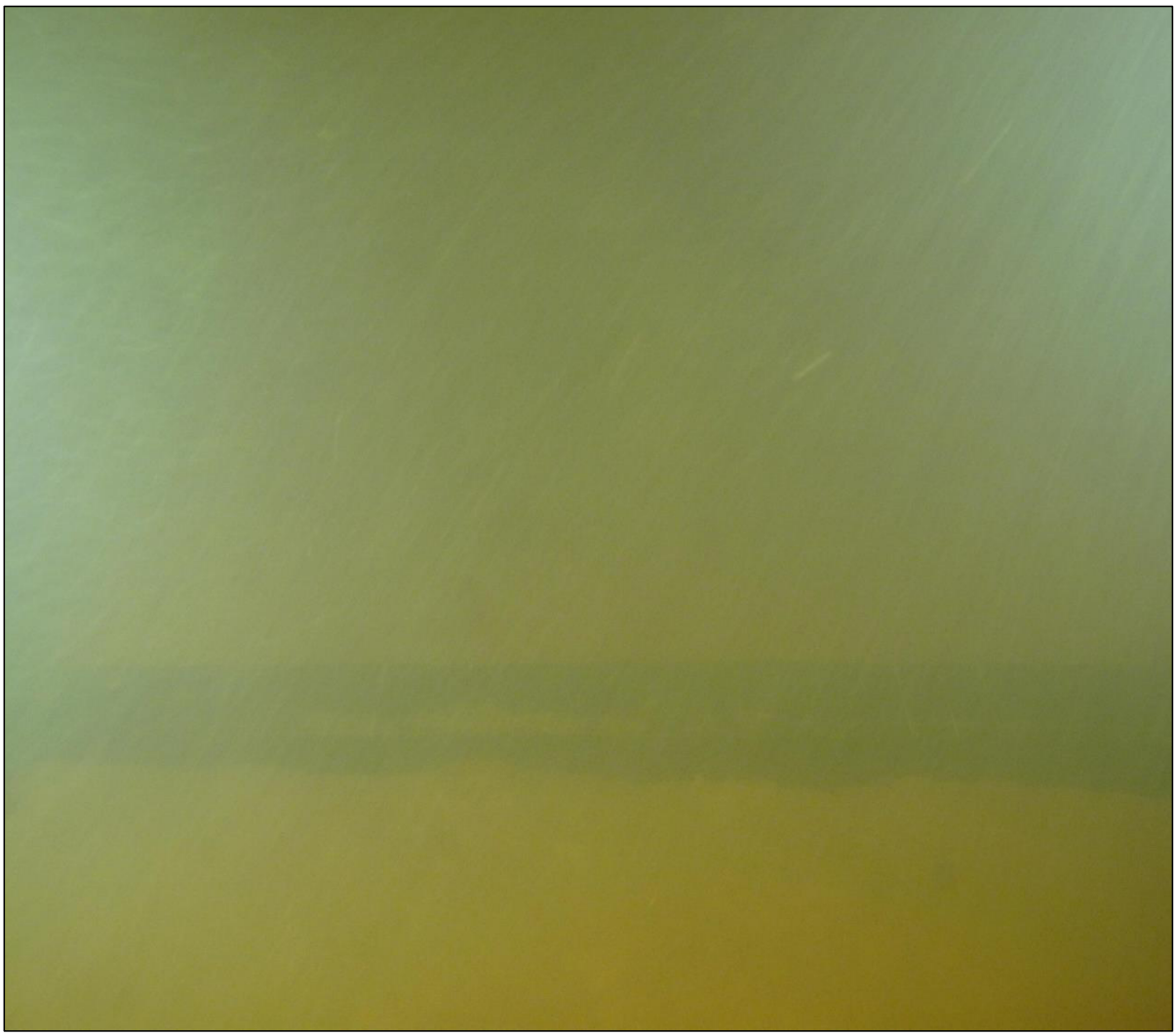




Figur 2 & 3. Sedimentkärnan i och urtagen ur Kajakprovagaren. Reducerat med diffus laminering.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_h004

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 729 934	620 843	4,0
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_h_302		2021-09-19	
Provtagare:			
UV-kamera, Ekmanhämtare, Kajakprovtagare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-10	Recent gyttjelera		Oxiderad yta, laminerad.
Frågeställning:			
Hydroakustiken tolkas som helt recent sedimentation på muddrad moränyta. Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Massafiberliknande trådar i nivån 0-5 cm. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 5-10 cm.			



Figur 1. En fast jämn botten med oxiderad yta.

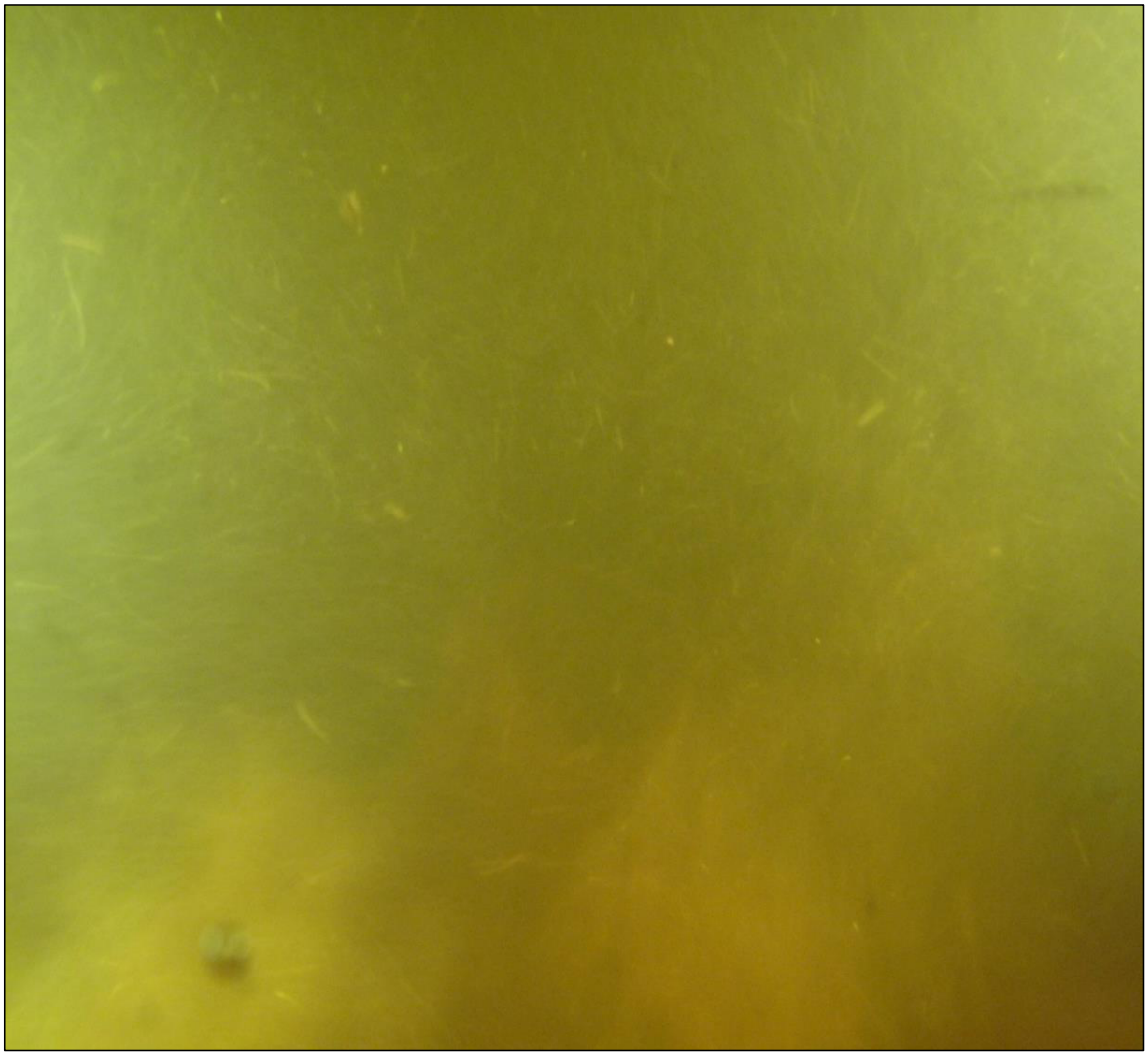




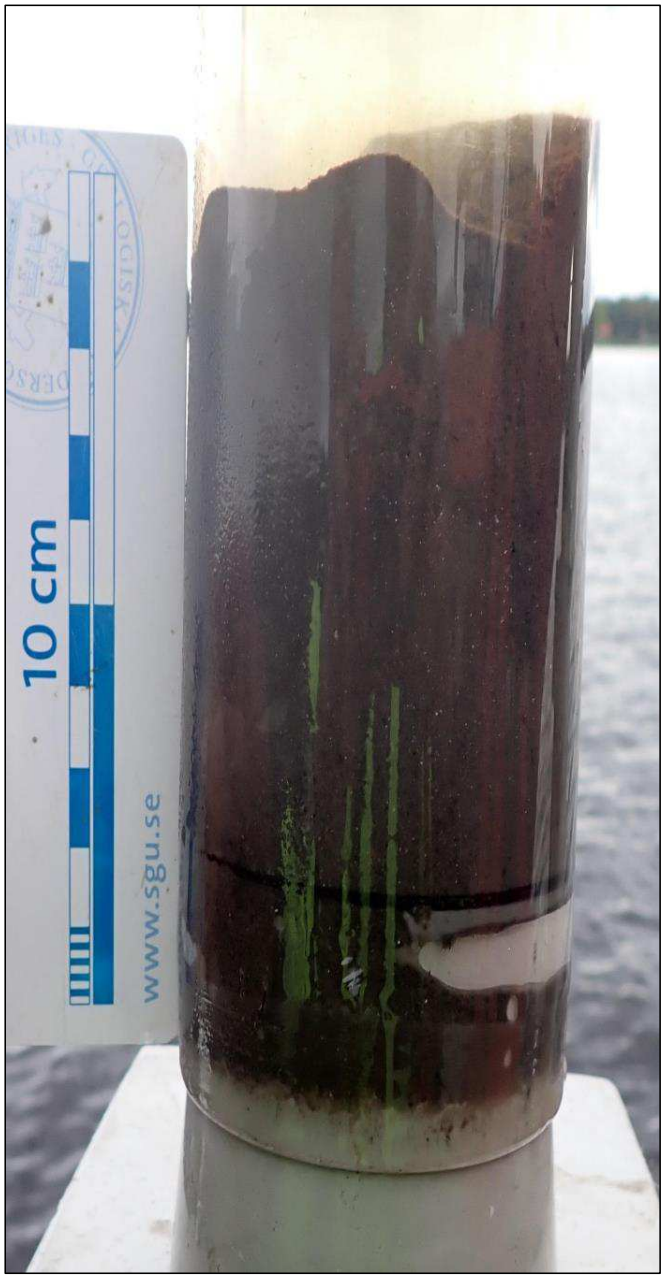
Figur 2 & 3. Sedimentkärnan i och utanför Kajakprovtagarens rör. T.h. är kärnans ”uppåt” lagd åt vänster i bild. Under den oxiderade ytan är sedimentet laminerat med reducerade skikt.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_h005

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 729 492	**Easting:** 619 902	**Vattendjup (m):** 3,0
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-09-19	
Provtagare: UV-kamera, Ekmanhämtare, Kajakprovtagare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-12	Recent gyttjelera		Laminerad
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Sannolikt på muddrad moränyta. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 5-10 cm.			



Figur 1. En jämn mjukbotten med oxiderad yta. Gasbubblor och sediment virvlar upp.



Figur 2. Sedimentkärnan i Kajakprovtagarens rör. Ett reducerat sediment under tunt oxiderat skikt.

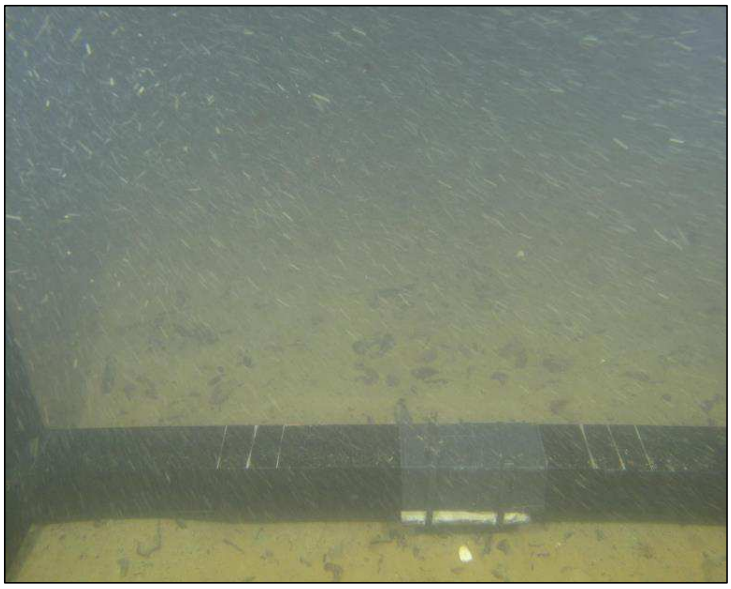




Figur 3 & 4. Kärnan uttagen ur röret, ”Uppåt” är till vänster i bild.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_i001**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 727 490	**Easting:** 630 847	**Vattendjup (m):** 17,07
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-09-27 09.34	
Provtagare: UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-20	Postglacial gyttjelera		Reducerade band
20-22	Postglacial gyttjig lerig silt		
Frågeställning: Lämplig lokal för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Postglacial gyttjelera på postglacial gyttjig lerig silt. Oxiderad yta med mer eller mindre reducerade skikt. Möjlig cesiumlokal för de översta 20 centimetrarna. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 15-20 cm.			



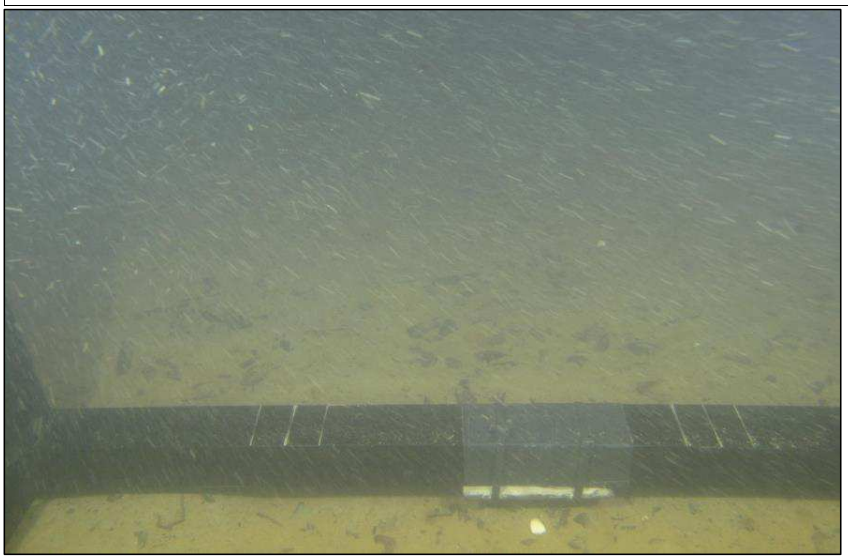
Figur 1. Oxiderad jämn mjukbotten med skal.



Figur 2. Postglacial gyttjelera med reducerade band. Längst till höger (nederst i kärnan) den leriga silten som är ljusgråare.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_i002

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 727 378	**Easting:** 630 056	**Vattendjup (m):** 14,91
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-10-25 11.37	
Provtagare: UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhuggare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-4	Postglacial siltig finsand		
4-5			Sedimentbeskrivning saknas för intervallet 4-5 cm
Frågeställning: Lämplig lokal för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Provtagen för miljökemisk analys på nivån 0-5 cm.			



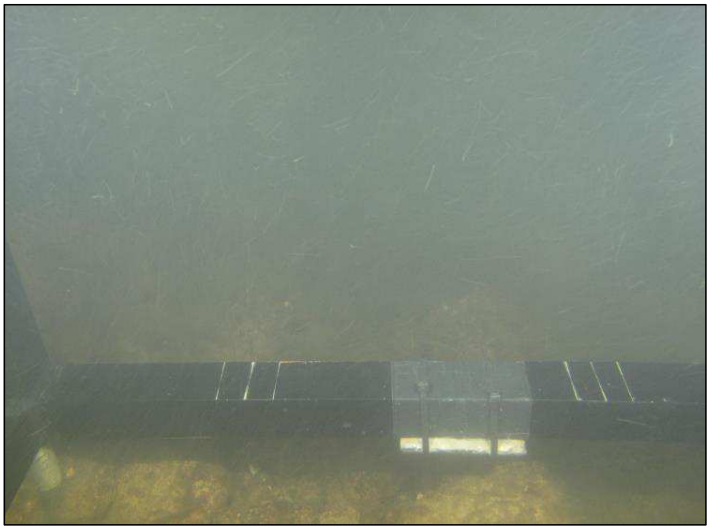
Figur 1. En fast botten med oxiderad yta och sannolikt växtfragment ovanpå.



Figur 2. Sedimentkärna uttagen ur Kajakprovtagaren med ”uppåt” t.h i bild. Oxiderad ylig del med siltig finsand underlagras av ett reducerat sediment som i bilden ser gyttjigt ut.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_i003**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 726 937	**Easting:** 630 118	**Vattendjup (m):** 9,7
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-10-26 12.37	
Provtagare: UV-kamera, Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-1	Postglacial grusig sten		
Frågeställning: Går det att provta tippmassor här? Ser ut som dumpade massor på hårdbotten, är det lämpligt? Stryk om tveksamt.			
Slutsats/kommentar: Rester av fibrer/träflis eller annat organiskt material saknas. Inget material finare än sand. Ej lämpligt för miljökemisk provtagning.			



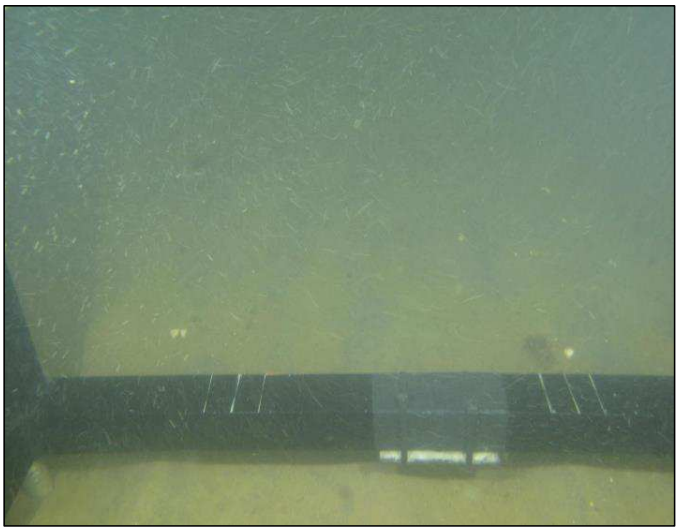
Figur 1. Hård botten med sten, grus och sand



Figur 2. Sten grus och sand. Med musselskal.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_i004

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 726 821	629 758	8,6
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_i_349		2021-10-26 13.11	
Provtagare:			
UV-kamera, Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-4	Recenta sandigt lerigt siltiga tippmassor		
Frågeställning:			
Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Tippmassor. Provtagen för miljökemisk analys på nivån 0-4 cm.			



Figur 1. En fast jämn botten, möjligen med små sandvågor.



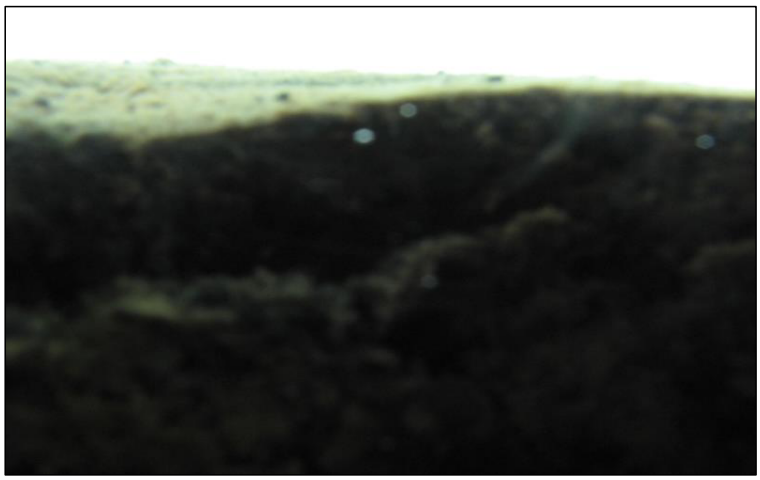
Figur 2. Sandig lerig silt, bedömt som tippmassor.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_i005

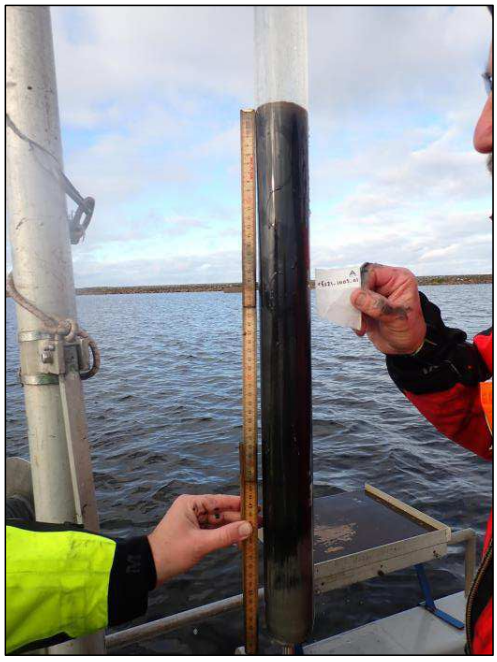
Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 726 469	**Easting:** 630 567	**Vattendjup (m):** 10,3
Mätlinje: rfs21_i_336		**Tidpunkt:** 2021-10-27 12.48	
Provtagare: UV-kamera, Ekmanhämtare, Kajakprovtagare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-66	Postglacial gyttjelera		Mycket sannolikt till dels uppbyggd av nedbrutna massafibrer. Reducerat.
66-69	Glacial lera		
Frågeställning: Fibersediment? Lämpligt för miljöprov			
Slutsats/kommentar: Sannolikt ett fiberrikt sediment ner till 66 cm nivå. Det gick ej att få upp detta mycket lösa sediment med bibehållen överyta. Inga analysprover togs då dessa därför ej kunde nivåbestämmas mot bottenytan.			



Figur 1. En jämn oxiderad bottenyta, sedd innan kameraburen landade.



Figur 2. Kameran har sjunkit ned i den mycket lösa bottnen. Under den oxiderade ytan är sedimentet reducerat.





Figur 3 & 4 Sedimentkärnan i Kajakprovtagarens rör och t.h uttagen på däck med ”uppåt” t.h. i bild

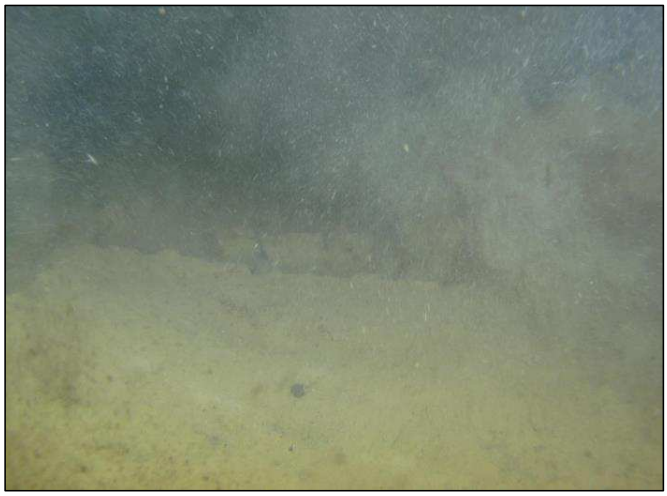


Figur 5. Sedimentet var så lös att dess överyta trycktes upp igenom ej kunde fångas ens i den lättare lilla Ekmanhuggaren. Nivån från överytan är därför okänd vilket i sin tur gjorde att nivåintervall för analysprov ej kunde definieras.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_i006**

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 725 980	630 908	7,7
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_i_331		2021-10-27 11.25	
Provtagare:			
UV-kamera, Ekmanhämtare, Kajakprovtagare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-46	Recent lergyttja		Sannolikt delvis uppbyggd av delvis nedbrutna massafiber
46-55	Tippmassor		Bark och mineralfragment, ev. kisaska
Frågeställning:			
Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Svag lukt av pappersmassa. Sannolikt ett fiberrikt sediment. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 15-20 cm.			





Figur 1 & 2. En jämn lös botten med oxiderad yta, sediment virvlar upp när kameran slår ner.





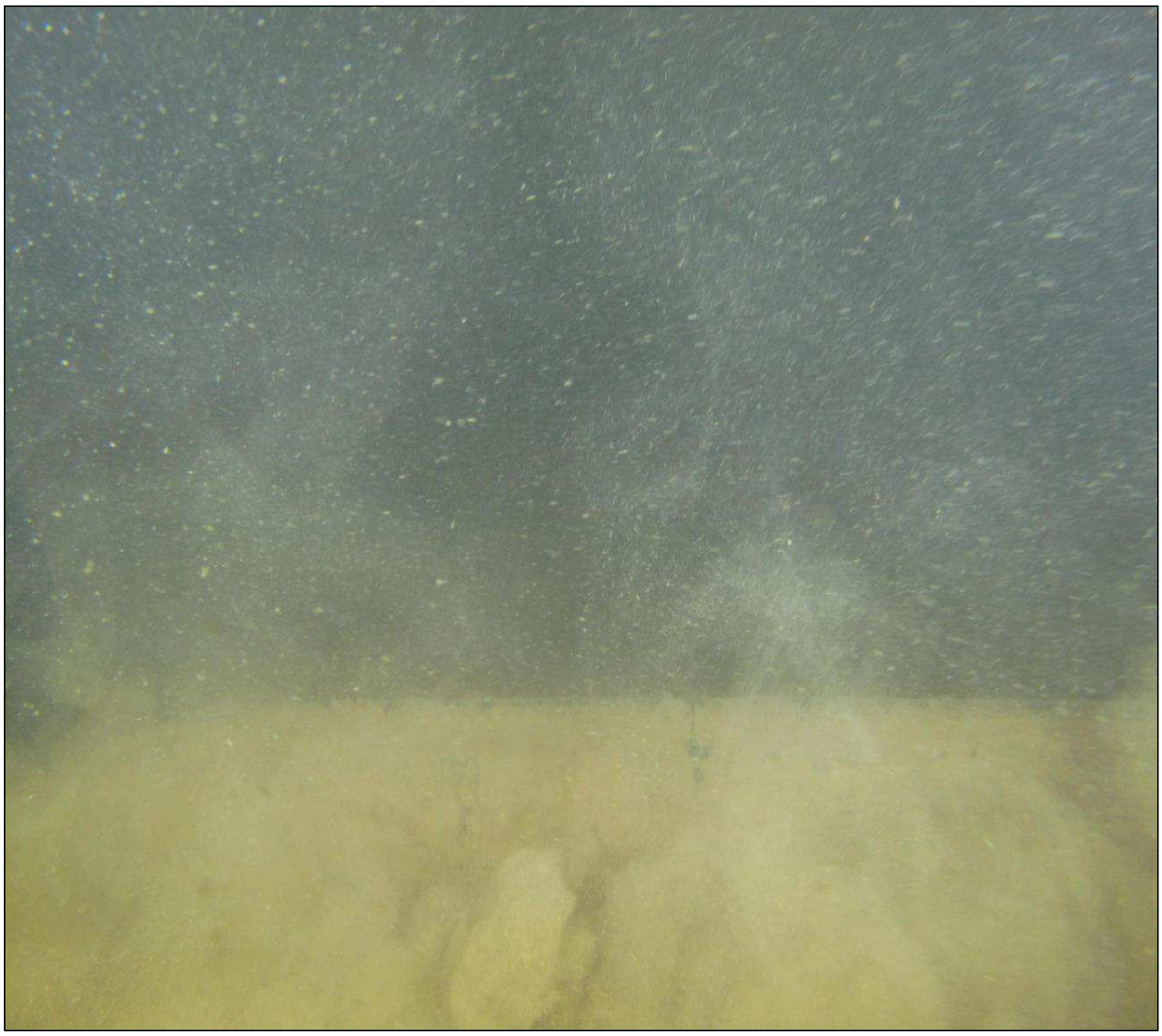
Figur 3 & 4. Sedimentkärnan i Kajakprovtagarens rör, t. h. övre delen.



Figur 5. Sedimentkärnan uttagen ur röret, ”uppåt” t.h. i bild. En recent laminerad lergyttja överlagrar tippmassor.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_i007

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 726 278	630 235	7,3
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-10-26 15.27	
Provtagare: UV-kamera, Ekmanhämtare, Kajakprovtagare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-46	Postglacial gyttjelera		Med stark massalukt särskilt mot djupet.
Frågeställning: Är det massafibrer eller morän här?			
Slutsats/kommentar: Gyttjelera. Stark doft av pappersmassa särskilt mot djupet. Inga synliga massafibrer men dessa kan vara kraftigt nedbrutna. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 15-20 cm.			



Figur 1. En jämn mjukbotten med oxiderad yta.

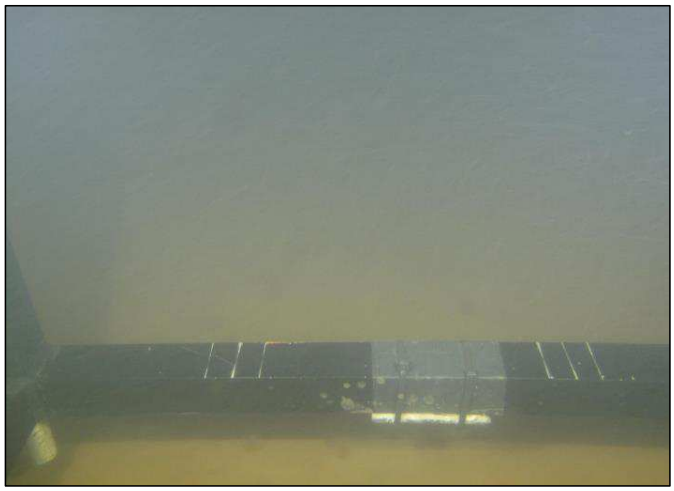




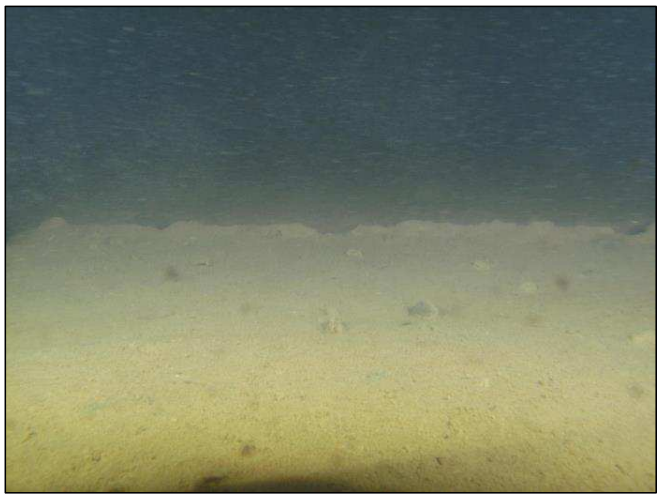
Figur 2 & 3. Sedimentkärna från Kajakprovtagaren, t.v. i röret, t.h. uttagen ur röret med ”uppåt” t.v. i bild. Förutom en tunn oxiderad bottenyta så är allt sediment reducerat.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_i008**

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 726 356	631 280	5,2
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-10-27 09.19	
Provtagare: UV-kamera, Ekmanhämtare, Kajakprovtagare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-50	Recent gyttjelera		Oxiderad yta, reducerat därunder, Lös 0-15 cm
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Gas i sedimentet, oljefilmsdroppar på ytan. Svag lukt av pappersmassa. Ca 45 cm-nivån inslag av lera, ev. dumpade muddermassor. Sannolikt fiberrika tippmassor, Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 15-20 cm.			



Figur 1. En jämn botten med oxiderad yta innan kameraburen landat



Figur 2. Kameran är nästan helt nedsjunken i sediment.

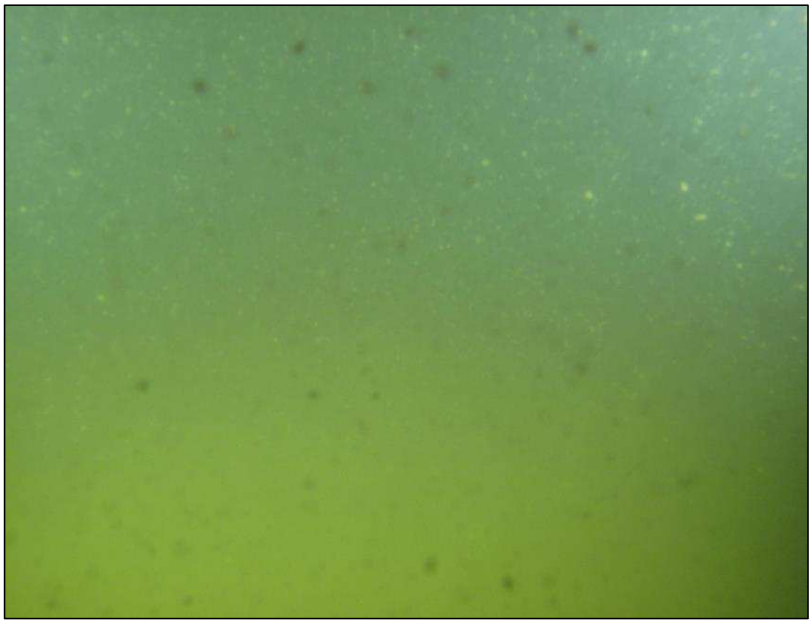




Figur 3 & 4. T.v. sedimentkärnan i Kajakprovtagarens rör, t.h. uttagen ur röret med ”uppåt” t. v i bild. Sedimentet är reducerat och gasrikt.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_j001**

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 685 022	687 564	4,2
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_j_301		2021-10-06 09.40	
Provtagare:			
UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-40	Postglacial lergyttja		Svagt laminerad
Frågeställning:			
Recent sediment lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Postglacial lergyttja med reducerade skikt. Lös i ytan och ökande konsolidering nedåt. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 15-20 cm. Provtagen för radiometrisk datering med Pb-210, 0-31 cm.			



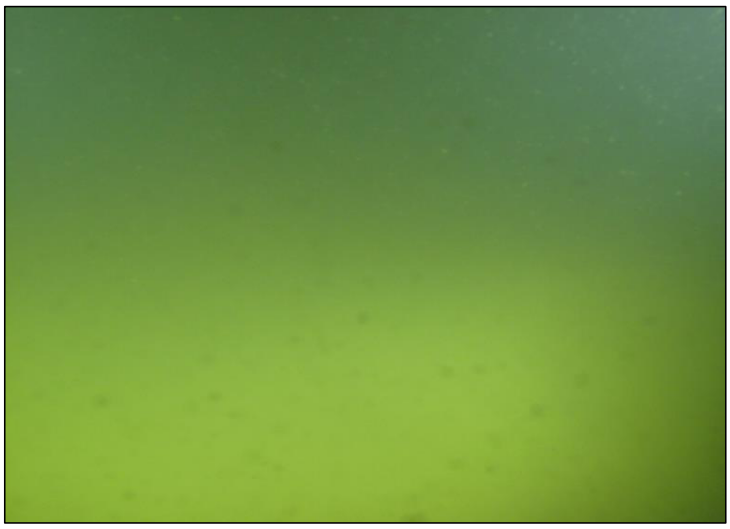
Figur 1. Ingen sikt men mjukbotten eftersom det virvlade upp en massa sediment.



Figur 2. Sedimentkärnan urtagen ur Kajakprovtagaren med ”uppåt” till vänster i bild.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_j002**

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 685 996	687 245	4,5
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_j_306		2021-10-06 13.45	
Provtagare:			
UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-40	Postglacial lergyttja		
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Postglacial lergyttja med reducerade skikt. Lös i ytan och ökande konsolidering nedåt. Lukt av svavelväte i nedre delen av kärnan. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 15-20 cm.			



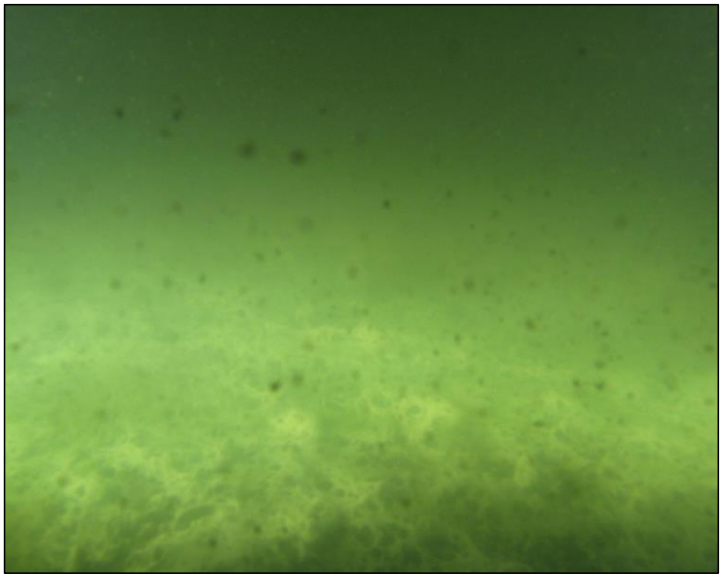
Figur 1. Ingen sikt men sedimentet virvlade upp från en mjukbotten.



Figur 2. Sedimentkärnan urtagen ur Kajakprovtagaren med ”uppåt” till vänster i bild. Lergyttja med reducerade skikt.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_j003**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 684 541	**Easting:** 688 714	**Vattendjup (m):** 8,5
Mätlinje: sp_rfs21_j_303		**Tidpunkt:** 2021-10-06 15.20	
Provtagare: UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-40	Postglacial lergyttja		0-10 luktar industri och svavelväte. Sannolikt Beggiatoa på ytan.
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: 0-10 luktar industri och svavelväte. Beggiatoa på ytan. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 15-20 cm.			



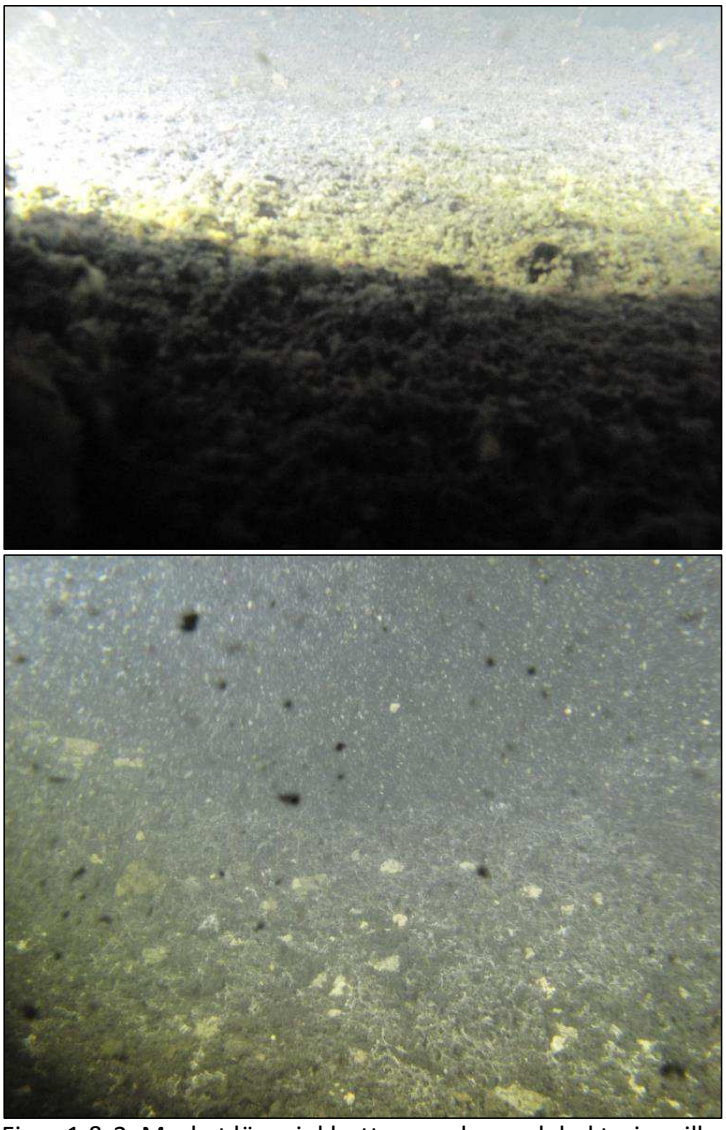
Figur 1. Ojämn mycket lös mjukbotten. Såg vitflammig ut men svårt att avgöra på grund av grumligt vatten. Det vita kan eventuellt vara kolonibildande svavelbakterier (Beggiatoa) vilka indikerar syrebrist.



Figur 2. Sedimentkärnan urtagen ur Kajakprovtagaren med ”uppåt” till vänster i bild.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_l001

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 578 109	683 347	10,3
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_l_305		2021-10-07 15.29	
Provtagare:			
UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-58	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning:			
Lämpligt för miljöprovtagning?			
Slutsats/kommentar:			
Proven tagna ca 100 m norr om planerad lokal pga alltför lösa sediment. Postglacial gyttjelera med fåtal oljefläckar, lukt av svavelväte. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 15-20 cm.			



Figur 1 & 2. Mycket lös mjukbotten med svavalebakterier vilket indikerar syrebrist, sediment virvlar upp när kameraburen landar.



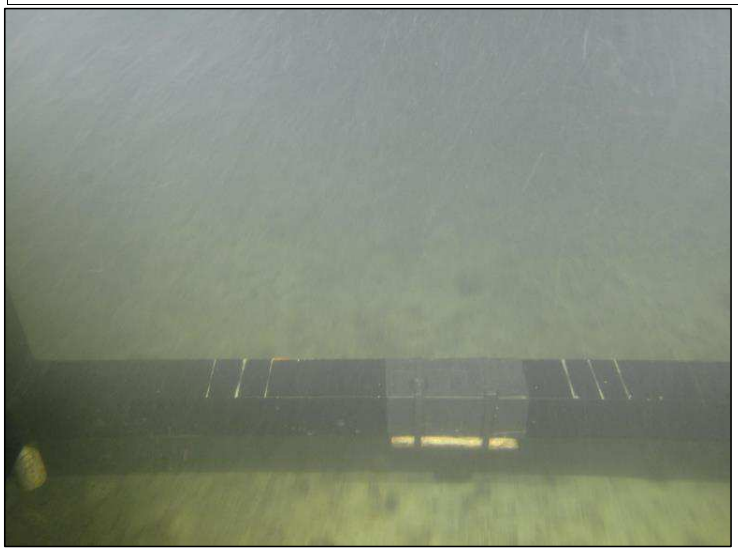




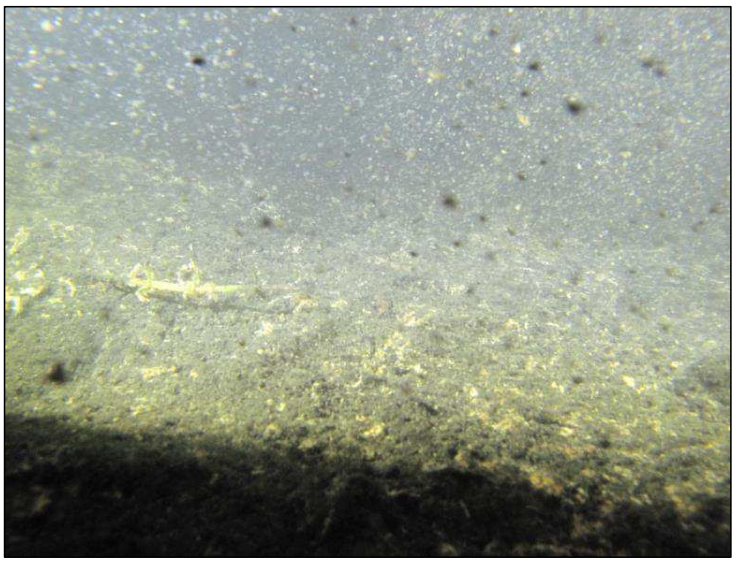
Figur 3, 4 & 5. Sedimentkärna från Kajakprovtagare. T.v. i röret, t.h. urtagen ur röret med ”uppåt” t.v. i bild. Den nedre bilden visar den kluvna kärnan, där lamineringen framträder tydligt.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_l002

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 578 737	683 288	13,3
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_l_301		2021-10-08 11.31	
Provtagare:			
UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-70	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning:			
Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Postglacial gyttjelera med ökande konsolideringsgrad nedåt. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 15-20 cm.			



Figur 1. Innan kamerburen landar



Figur 2. Mycket lös mjukbotten med svavelbakterier vilka indikerar syrebrist.

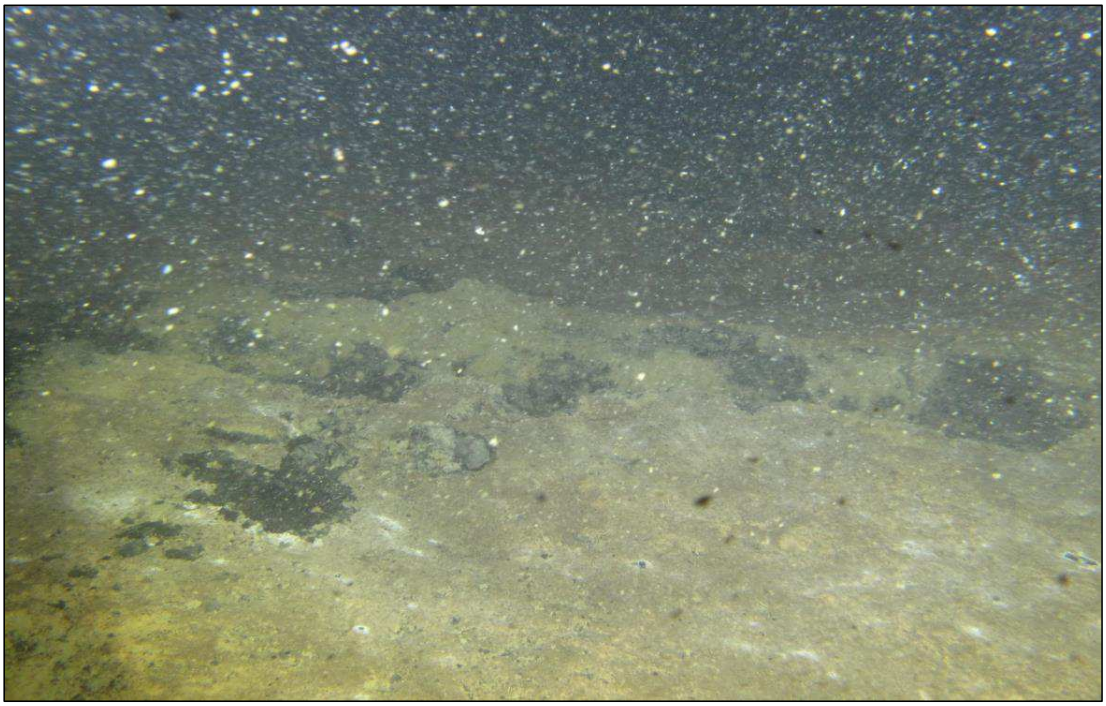




Figur 3 & 4. Till vänster sedimentkärnan i Kajakprovtagarens rör, t.h. urtagen ur röret med ”uppåt” t.v. i bild. Bilden visar laminerad gyttjelera, lös i yliga delar, mer konsoliderad mot djupet, dvs till höger i bild.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_l003**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 581 507	**Easting:** 683 008	**Vattendjup (m):** 34,6
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-10-07 16.04	
Provtagare: UV-kam, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-50	Postglacial gyttjelera		Lösare upptill. Gradvis ökande konsolidering nedåt.
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Små oljiga prickar/fläckar på sedimentytan. Luktar svavelväte. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 15-20 cm. Provtagen för radiometrisk datering Cs-137/Pb-210, 0-42 cm.			



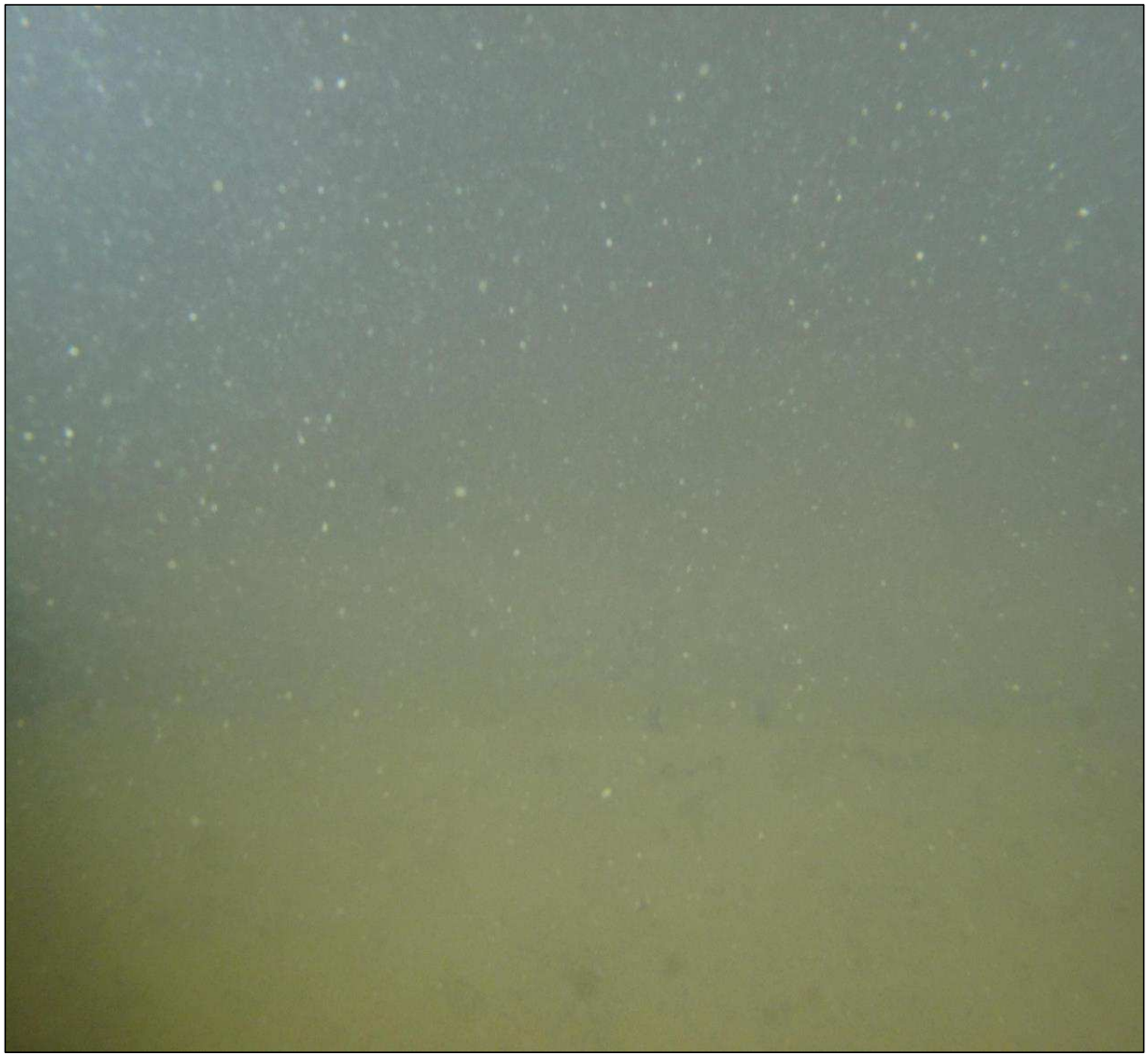
Figur 1. Mycket lös ojämn mjukbotten med svavelbakterien Beggiatoa på ytan vilket indikerar syrebrist. De svarta kraterliknande strukturerna är gasavgångshål från rötgaser som bubblar upp



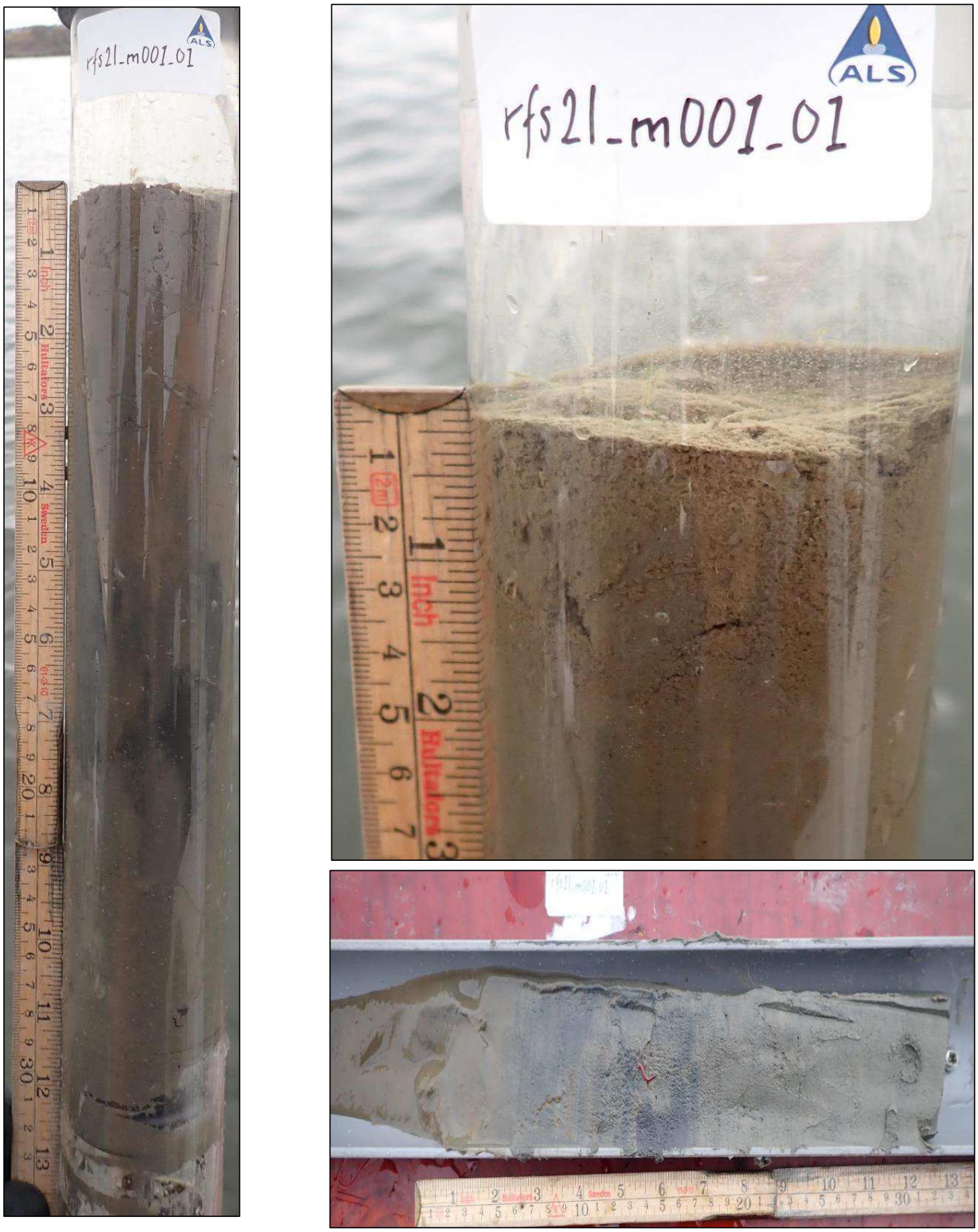
Figur 2. Sedimentkärna från Kajakprovtagaren med ”uppåt t.v. i bild. Gyttjeera med reducerade skikt och band.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_m001**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 513 273	**Easting:** 619 573	**Vattendjup (m):** 2,3
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-10-09 13.36	
Provtagare: UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhuggare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-30	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Postglacial gyttjelera. En fjädermyggslarv i kärnan, ingen tydlig lukt. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 15-20 cm. Provtagen för radiometrisk datering Pb-210, 0-37 cm.			



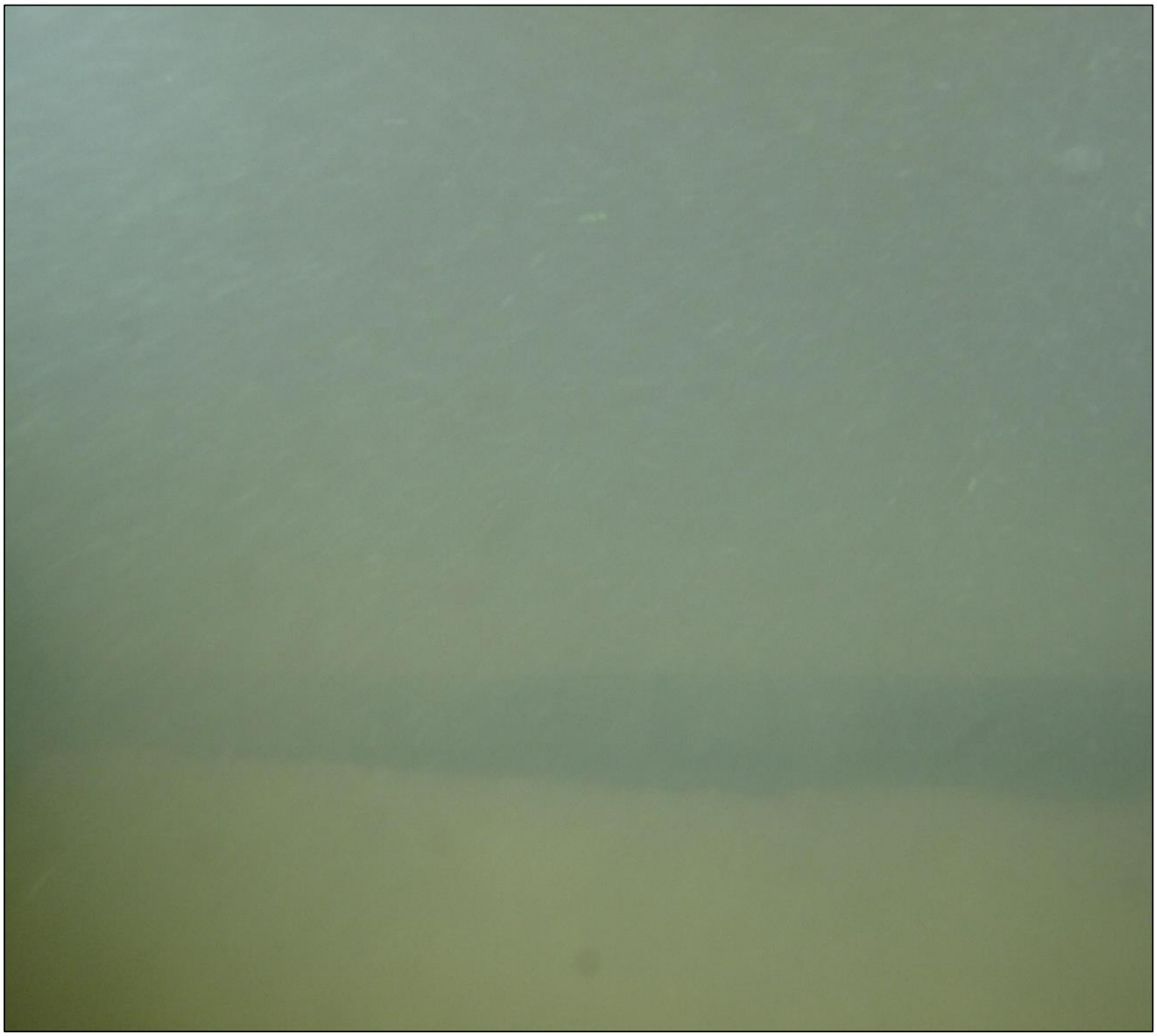
Figur 1. Dålig sikt, men troligen mjukbotten eftersom kameraburen virvlade upp sediment vid landning.



Figur 2-4. Sedimentkärna från Kajak provtagaren, två bilder i röret, Nere t.h. uttagen ur röret med ”uppåt” t.v. i bild. Gyttjelera med reducerade band.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_m002

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 512 865	617 686	2,3
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-10-09 16.26	
Provtagare: UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-33	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Postglacial gyttjelera. Troligtvis en äldre postglacial lera från fyra centimeter och nedåt. Växtdelar i den undre och mer konsoliderade leran. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 8-13 cm.			



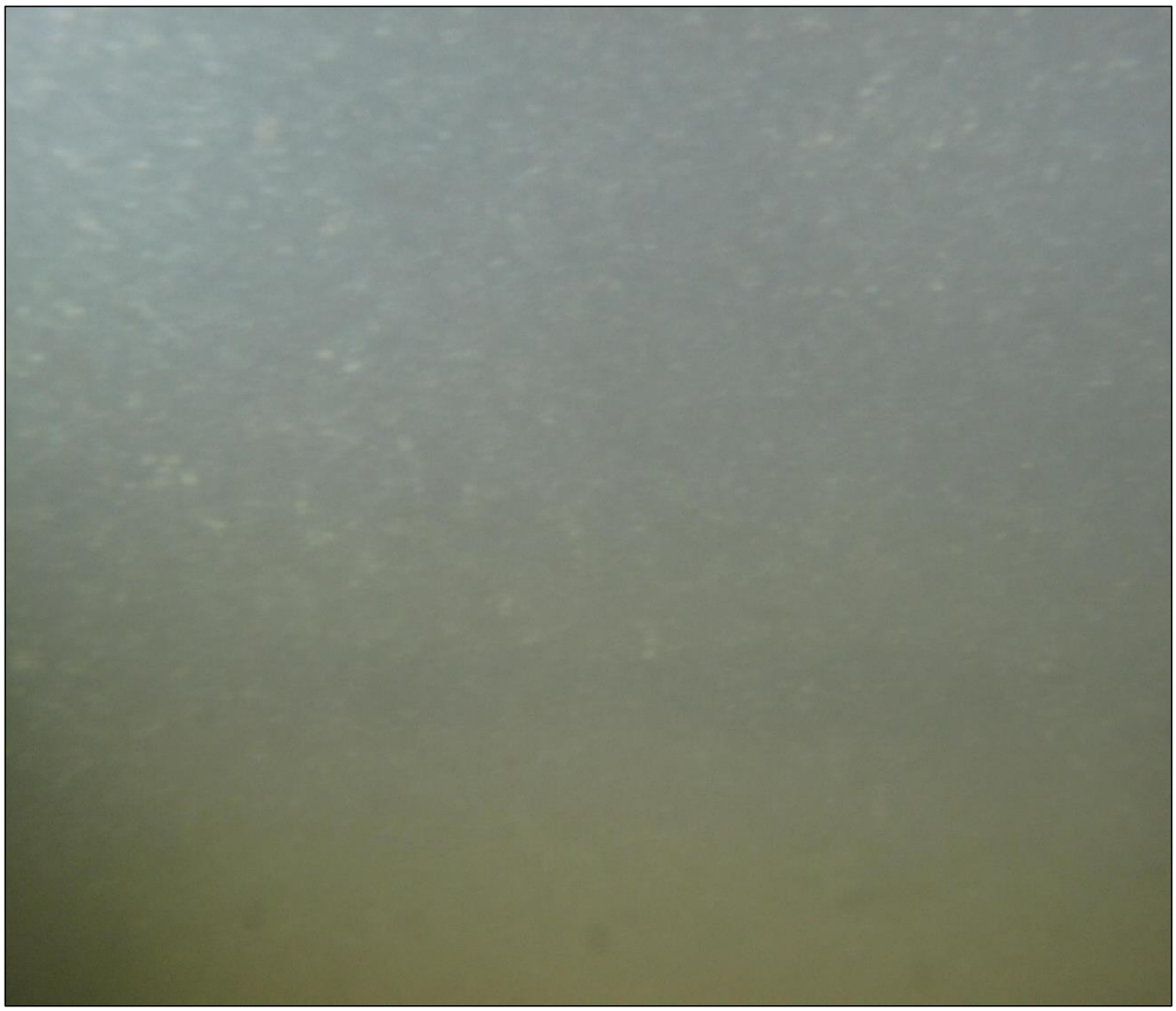
Figur 1. Jämn mjukbotten, dålig sikt. Kameraburens stag har delvis sjunkit ner i sedimentet



Figur 2-4. Sedimentkärna från Kajak provtagaren, två bilder i röret, Nere t.h. uttagen ur röret med ”uppåt” t.v. i bild.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_m003**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 512 504	**Easting:** 618 432	**Vattendjup (m):** 5,0
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-10-09 10.39	
Provtagare: UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-34	Postglacial gyttjelera		Laminerad, reducerade skikt
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Postglacial gyttjelera med fjädermyggslarver i kärnan. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 15-20 cm.			



Figur 1. Det virvlade upp sediment vid landning av kameraburen men i övrigt gick det inte att se något på bilden.

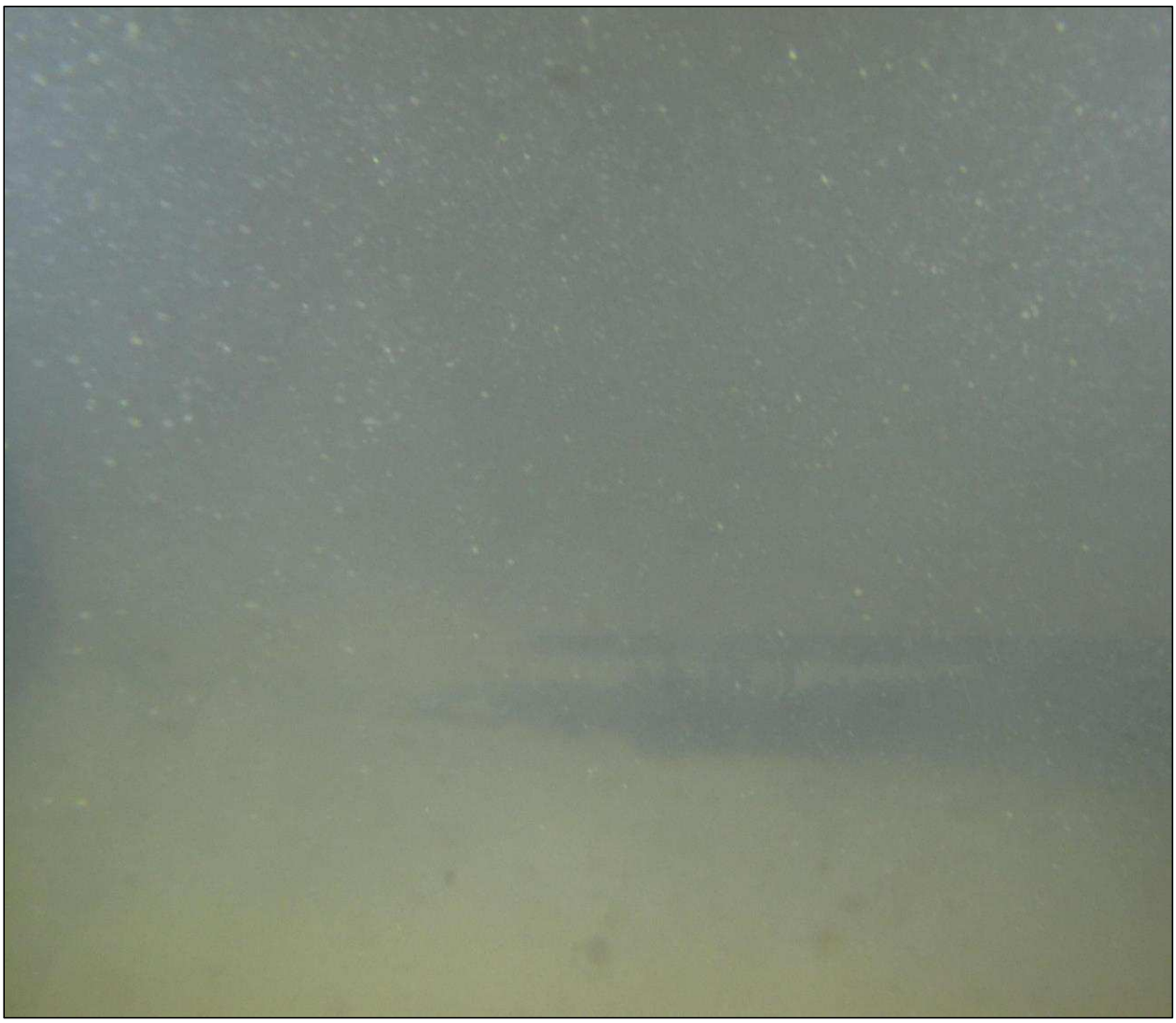




Figur 2 & 3.Sedimentkärnan, t.v. i Kajakprovtagarens rör, t.h. urtagen ur röret med ”uppåt” t.v. i bild. Gyttjelera med oxiderad yta och därunder med reducerade skikt.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_n001

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 497 090	570 435	3,9
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_n_348		2021-10-14	
Provtagare:			
UV-kamera, Kajakprovtagare, Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-10	Postglacial gyttjelera		Gråbrun, Pärlemorskimrande fläckar som av oljor, Oxiderad yta, måttligt reducerad, underkonsoliderad
10-31	Postglacial gyttjelera		Brungrå
Frågeställning:			
Recent sediment? Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Tydlig färggräns och konsolideringsgräns mellan lager 1 och 2. Kan vara en hiatus mellan lagren. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 15-20 cm.			



Figur 1. Kameraburens ram är delvis nedsjunken i den mjuka bottenytan.





Figur 2 & 3.Sedimentkärnan, t.v. i Kajakprovtagarens rör, t.h. urtagen ur röret med ”uppåt” t.v. i bild. Gyttjelera med oxiderad yta, något reducerad i övre delen.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_n002**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 498 390	**Easting:** 568 800	**Vattendjup (m):** 3,2
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-10-13	
Provtagare: UV-kamera, Kajakprovtagare, Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-10	Postglacial gyttjelera		Lite stänk av oljeskimmer. Underkonsoliderad
10-27	Postglacial gyttjelera		Normalkonsoliderad.
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Nivå 10-15 luktade starkt av petroleumbränslen i ett av Ekmanhuggen. En del vattenväxter på botten. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 10-15 cm.			



Figur 1. Kameraburens ram är delvis nedsjunken i den mjuka bottenytan

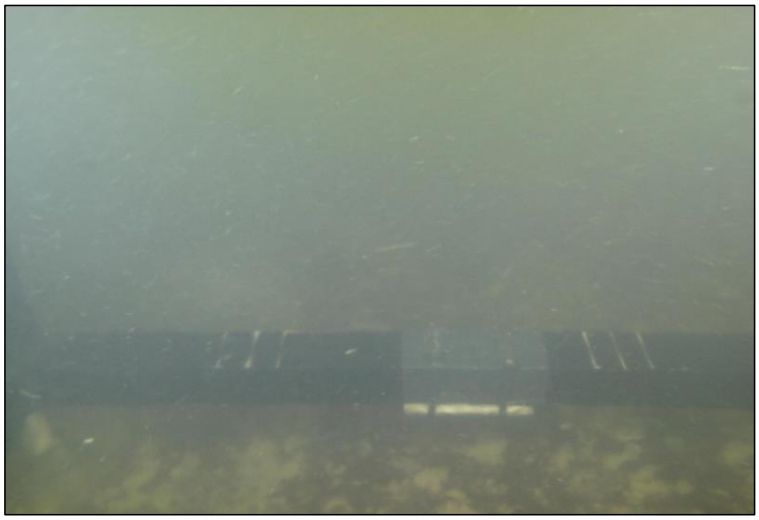


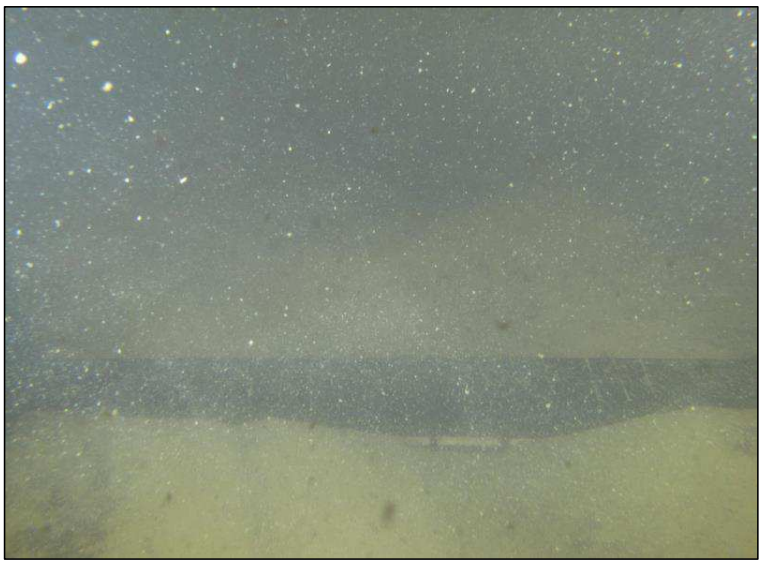


Figur 2 & 3. Sedimentkärna i gyttjelera. Urtagen ur Kajakprovtagaren, t.h. är den även kluven.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_n003

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 500 050	569 290	4,0 m
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_n_362		2021-10-14 17.19	
Provtagare:			
UV-kamera, Kajakprovtagare, Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-15	Postglacial gyttjelera		Underkonsoliderad. Fläckigt av Beggiatoa på ytan
15-37	Postglacial gyttjelera		Normalkonsoliderad. Grönbrun.
Frågeställning:			
Recent sediment i tunt skikt på möjligt fibersediment?			
Slutsats/kommentar:			
Lite gas. Luktar svavelväte och svaveloxider. Möjligen en del små korta massafibrer i kärnan, i så fall i undre lagret. Vid positionen för duplikatprovet luktade det starkt av svavel. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 15-20 cm.			





Figur 1 & 2. Sandvågeliknande former på bottenytan, sedimentet visade sig dock vara gyttjelera, inte sand.



Figur 3-6. Sedimentkärna i hyttjelera, t.v. och överst i Kajakprovtagarens rör. Nere t.h. urtagen ur röret och nederst kluven.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_n004

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 500 140	573 485	5,2
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_n_333		2021-10-14 14.08	
Provtagare:			
UV-kamera, Kajakprovtagare, Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-8	Recent gyttjelera		Skarp kontakt mot nästa lager, möljigen erosiv
8-46	Postglacial siltig gyttjelera		
Frågeställning:			
Recent sediment? Lämpligt för miljöprov			
Slutsats/kommentar:			
Bottnen sannolikt tidvis på verkat av strömmar i sundet mellan Händelö och småöarna i öster. Analysprov togs därför endast för nivån 0-5 cm vilken bedömdes vara ung. Det siltiga sedimentet från cirka 8 cm och djupare har mycket oklar åldersstatus och kan vara påverkat av strömmande vatten. Provtagen för miljökemisk analys på nivån 0-5 cm			



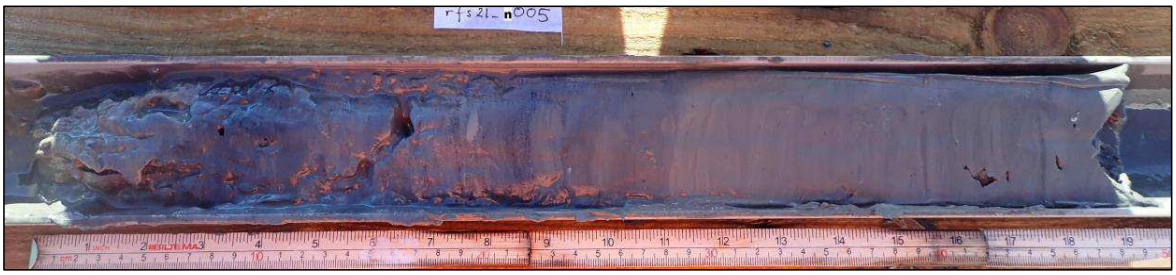
Figur 1. En jämn lös botten med oxiderad yta.



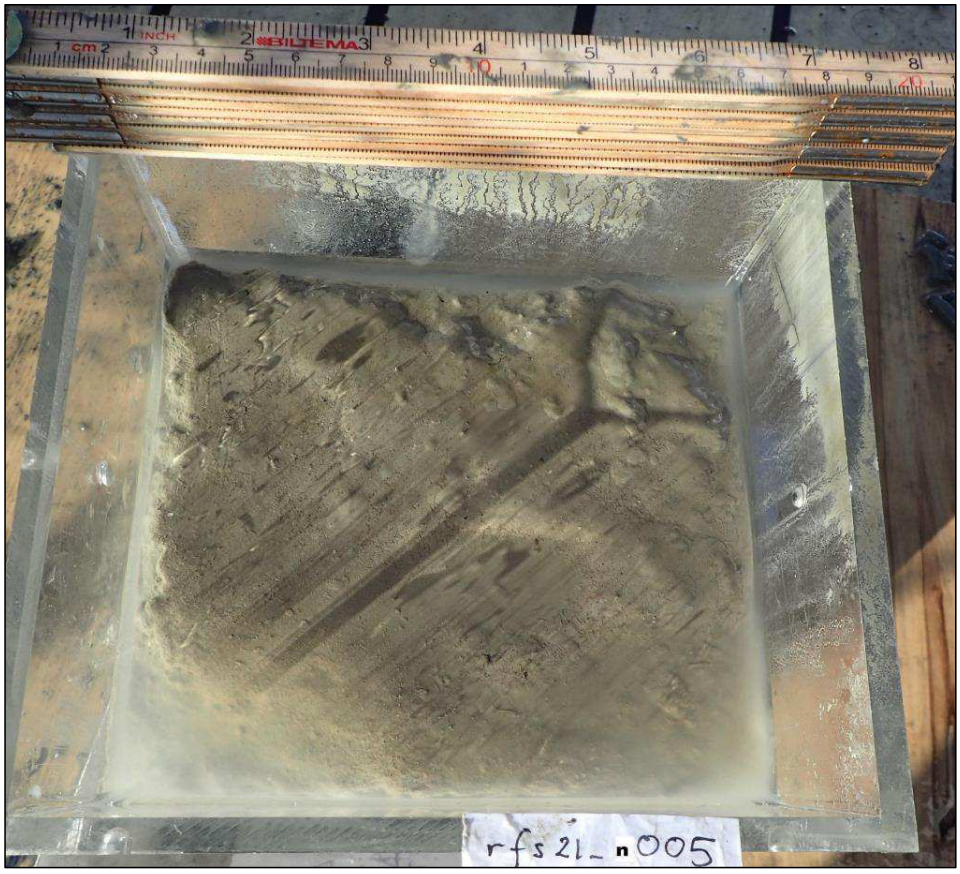
Figur 2-4. Sedimentkärnan, t.v. i Kajakprovtagarens rör. Nere t.h. urtagen ur röret och nederst även kluven.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_n005**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 499 000	**Easting:** 574 120	**Vattendjup (m):** 11,0
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-10-23 11.07	
Provtagare: Stötlod, Liten box corer			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-50	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Trolig recent sedimentation. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 15-20 cm. (Analysprov 03 nådde endast 15-18 cm).			



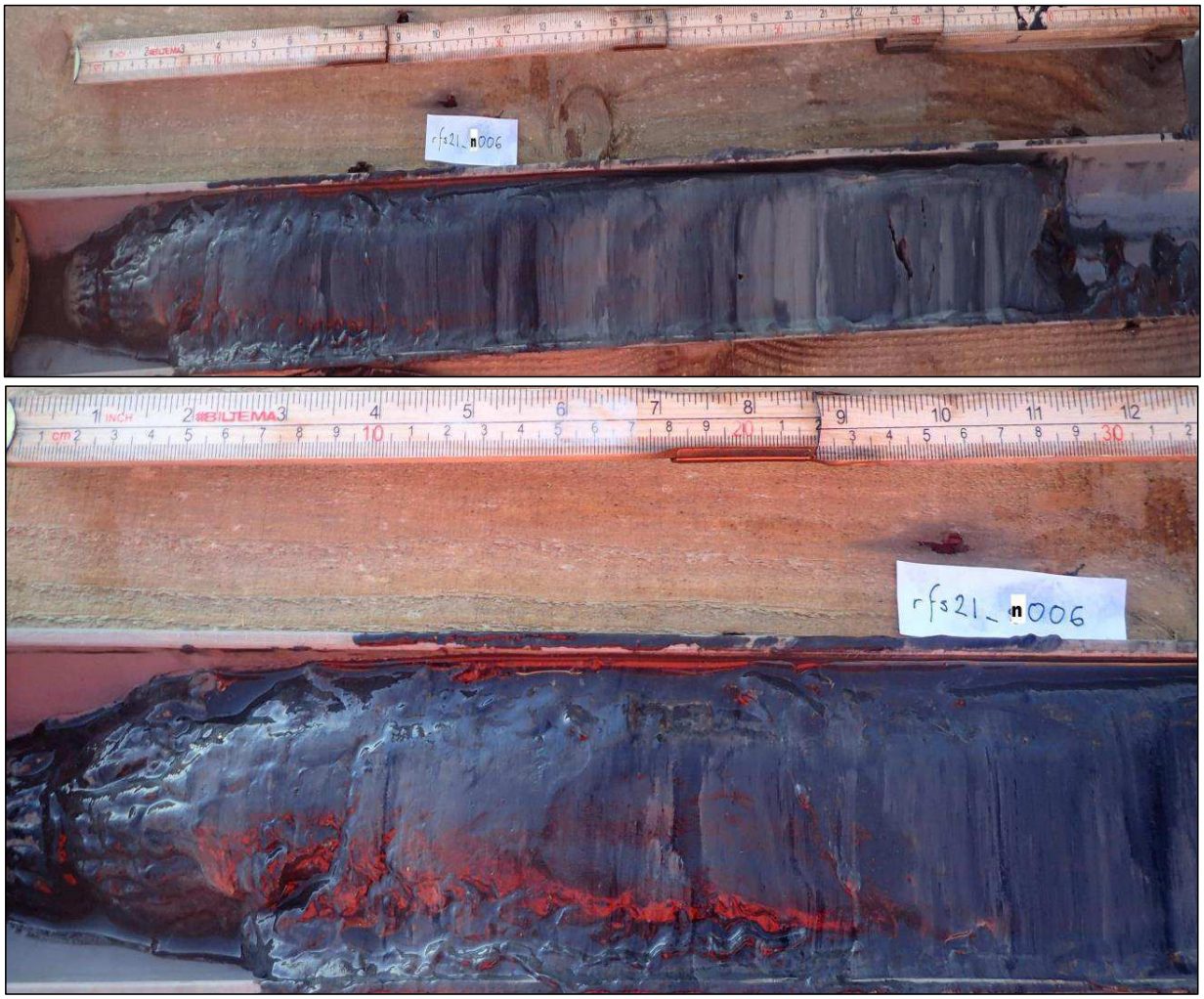
Figur 1. Sedimentkärna i postglacial gyttjelera uttagen ur stötlodet, ”uppåt” är t.v. i bild.



Figur 2. Sedimentets överyta i lådan till ”Liten box corer”.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_n006**

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 500 190	575 740	22,0
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-10-23 08.08	
Provtagare: Stötlod, Gemax, Liten box corer			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-70	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Troligen recent sedimentation, bra lokal för miljöprov. Svag lukt av svavelväte i hela kärnan. Gasbubblor. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 och 15-20 cm. Provtagen för radiometrisk datering Pb-210, 0-55 cm.			



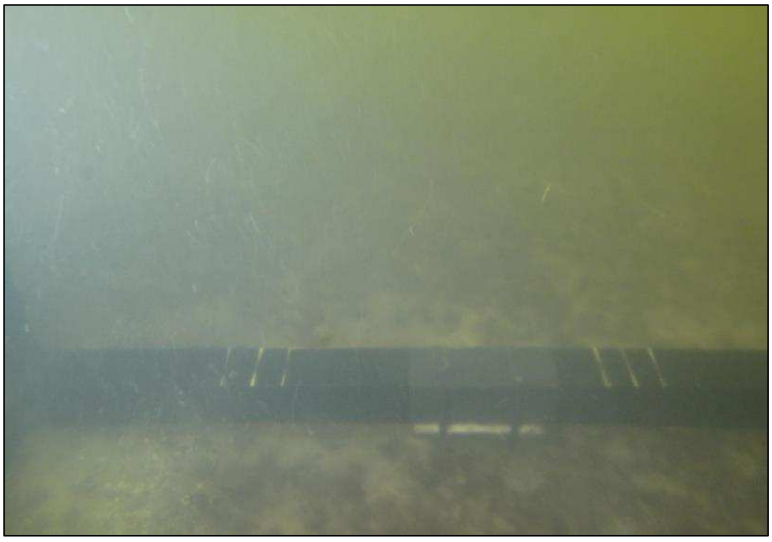
Figur 1 & 2 Sedimentkärna i gyttjelera med ”uppåt” till vänster i bild. Gyttjelera med reducerade skikt och band. Nedre bilden visar övre delen i närbild.



Figur 3. Sedimentet sett från sidan genom lådan till ”Liten box corer”.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_n007

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 500 159	**Easting:** 568 922	**Vattendjup (m):** 2,9
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-10-15 11.02	
Provtagare: UV-kamera, Kajakprovtagare, Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-19	Recent lergyttja		Fiberrik, lös
19-66	Massafibrer		
Frågeställning: Fiberbank?			
Slutsats/kommentar: Det yngsta översta lagret med fiberrikt sediment har en påtagligt oregelbunden utbredning, i vissa upptagna sedimentkärnor gick lager 2, de rena massafibrerna upp i bottenytan. Fiberbanken är sålunda endast delvis översedimenterad. Analysprov taget på nivåerna 0-5 cm, 15-20 cm i fiberrik lergyttja, samt ca 20-30 cm i rena massafibrer. De olika sedimentkärnorna togs inom lokalen på några få meters avstånd från varandra.			



Figur 1. Mycket bubblor, mosaikartad botten med ljusa fläckar. sannolikt Beggiatoa. Mycket material rördes upp, svårt att se hur långt kameraburen sjönk. Kameran rör upp mycket flagor, trädbitar, fibrer. Stora mängder gas bubblade upp i vattenytan.



Figur 2. Denna sedimentkärna är tagen där fiberbanken går upp i bottenytan utan yngre överlagring.



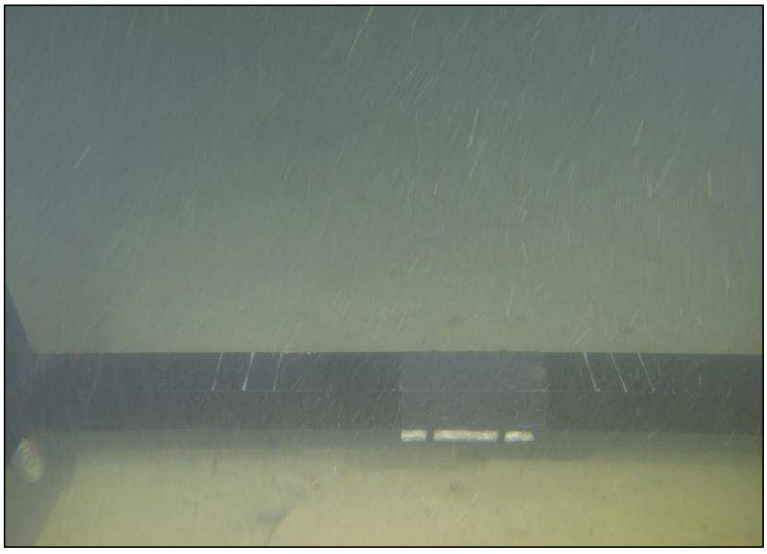
Figur 3. Där denna sedimentkärna är tagen överlagras de ljusare massafibrerna av cirka 20 cm fiberrika sediment.



Figur 4. Närbild på lagret med uteslutande massafibrer.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_p001

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 392 589	**Easting:** 695 474	**Vattendjup (m):** 7,53
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-09-22 18.10	
Provtagare: UV-kamera, Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-1	postglacial gyttjelera		
1-7	postglacial gyttjelera		Betydligt äldre än den översta centimetern
Frågeställning: Lämplig lokal för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Ett tunt lager med lös postglacial lera över äldre postglacial lera, hiatusen där emellan är förmodligen skapad genom muddring. Provtagen för miljökemisk analys på nivå 0-5 cm.			



Figur 1. En fast jämn botten med oxiderad yta.

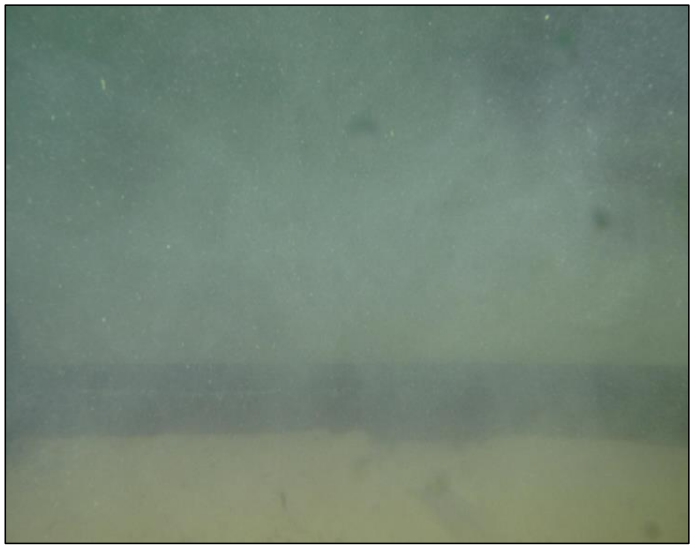




Figur 2 & figur 3. Sedimentprovet från Ekmanhuggaren, t.v. sett uppifrån, t.h. från sidan.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_p002**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 393 225	**Easting:** 695 967	**Vattendjup (m):** 5,98
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-09-23 10.28	
Provtagare: UV-kamera, Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-1	postglacial gyttjelera		
1-8	postglacial gyttjelera		Denna enhet är betydligt äldre än den ovanliggande
Frågeställning: Lämplig lokal för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Ett tunt lager med lös postglacial lera över äldre postglacial lera, hiatusen där emellan är förmodligen skapad genom muddring. Provtagen för miljökemisk analys på nivå 0-5 cm			



Figur 1. En fast botten med oxiderad yta. Växtlighet synlig i bild.

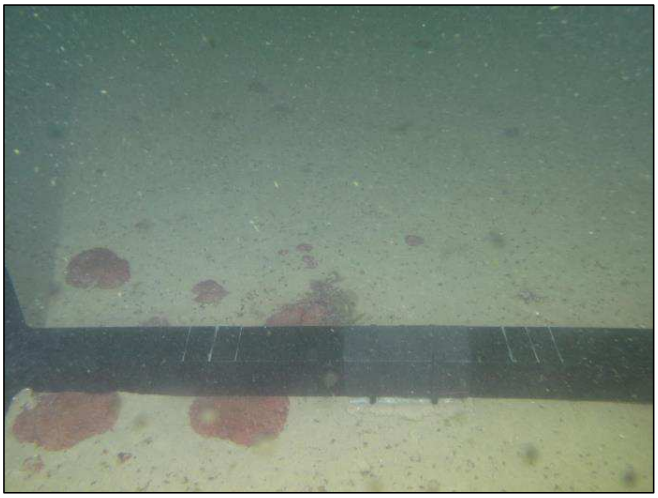




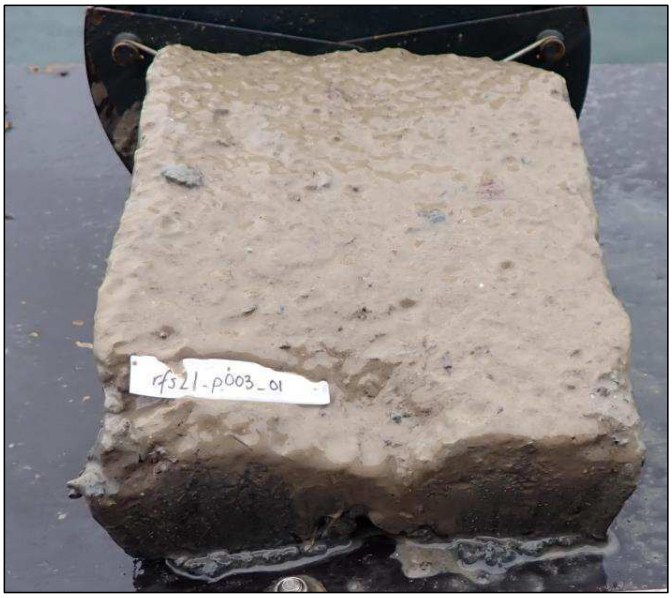
Figur 2 & figur 3. Sedimentprovet från Ekmanhuggaren, t.v. sett uppifrån, t.h. från sidan.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_p003**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 393 114	**Easting:** 696 125	**Vattendjup (m):** 5,79
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-09-23 13.19	
Provtagare: UV-kamera, Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-2	Postglacial gyttjelera		
2-6	Postglacial gyttjelera		Denna enhet är förmodligen betydligt äldre
Frågeställning: Lämplig lokal för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Ett tunt lager med lös postglacial lera över äldre postglacial lera, hiatusen där emellan är förmodligen skapad genom muddring Provtagen för miljökemisk analys på nivå 0-2 cm.			



Figur 1. En fast jämn botten med oxiderad yta och enstaka stenar.





Figur 2 & figur 3. Sedimentprovet från Ekmanhuggaren, t.v. sett snett uppifrån, t.h. från sidan.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_p005**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 392 720	**Easting:** 693 510	**Vattendjup (m):** 69,0
Mätlinje: sp_rfs21_p_301		**Tidpunkt:** 2021-10-24 08.19	
Provtagare: Stötlod, Liten box corer			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-4	Postglacial siltig gyttjelera		Flytande. Ung. Oxiderad 0-1. Reducerad 1-4.
4-12	Postglacial gyttjig finsand		Hiatus
12-23	Postglacial siltig gyttjelera		Troligen flera hundra, eller några tusen, år gammal.
23-29	Postglacial gyttjig lerig silt		Trolig Hiatus.
29-39	Postglacial gyttjelera		Troligen flera hundra, eller några tusen, år gammal.
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Provtagen för miljökemisk analys på nivå 0-5 cm			



Figur 1 & 2. I alla prov tagna med liten box på denna lokal fanns ett löst ytlager 0-4 cm med postglacial siltig gyttjelera med oxiderad yta och därunder reducerad. Detta lager saknades i stötlodsprovet i figur 3 nedan.



Figur 3. Sedimentkärnan urtagen ur stötlodet och kluven, med ”uppåt” t.v. i bild.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_p006**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 392 780	**Easting:** 688 450	**Vattendjup (m):** 107,0
Mätlinje: sp_rfs21_p_301		**Tidpunkt:** 2021-10-24 10.19	
Provtagare: Stötlod, Liten box corer, Gemax			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-4	Postglacial gyttjelera		Flytande. Ytskiktet troligtvis mkt ungt.
4-9	Postglacial lerig silt		Hiatus mellan det över- och underlagrande postglaciala lerorna.
9-56	Postglacial gyttjelera		Troligtvis flera hundra, ev. några tusen, år gammal.
Frågeställning: Recent sediment? Lämpligt för miljöprov			
Slutsats/kommentar: Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-4 cm och 15-20 cm. Provtagen för radiometrisk datering Cs-137/Pb-210, 0-17 cm.			



Figur 1. En kluven sedimentkärna från stötlodet med ”uppåt” t.v. i bild. Mörk flytande gyttjelera överst, därunder grå lerig silt, därunder gyttjelera, delvis tydligt laminerad.

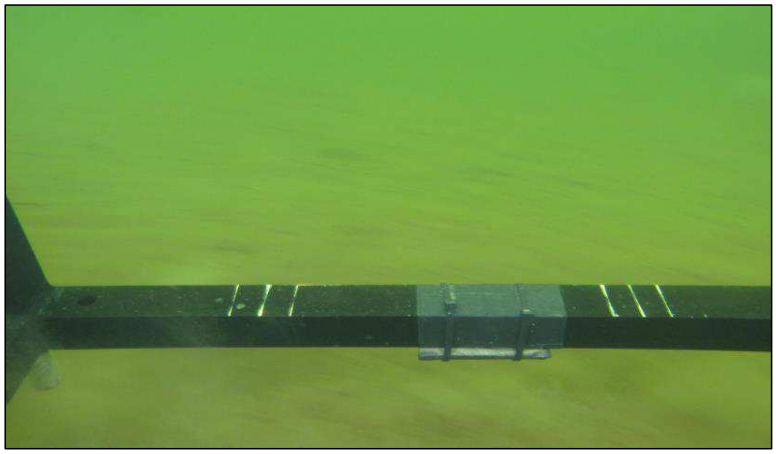


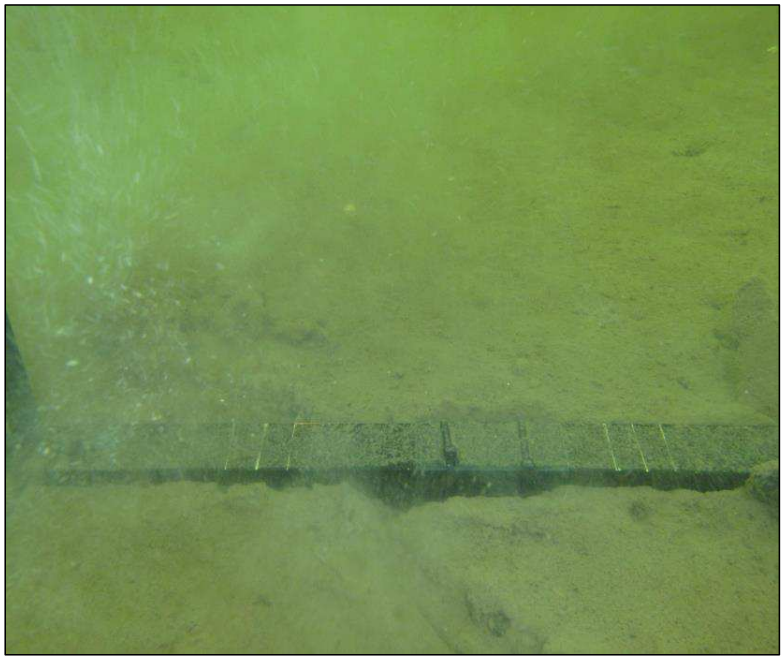


Figur 2 & 3. Sedimentet sett från sidan av Liten box corer t.h. och Gemax t.v.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_q001

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 383 940	591 565	5,4
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_q_323		2021-10-16 12.55	
Provtagare:			
UV-kamera, Kajakprovtagare, Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-25	Postglacial gyttjelera		Mörkt brungrå, grynig
Frågeställning:			
Antropogent sediment?			
Slutsats/kommentar:			
Barkflagor och en Östersjömussla på ytan i ett Ekmanhugg. Provkärl för nivån 15-20 luktade starkt av svavelväte. Ytliga nivån 0-5 luktade mycket svagt eller inte alls av svavelväte. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 15-20 cm.			





Figur 1 & 2. En mjuk, slät botten med oxiderad yta



Figur 3. Sedimentprovet I Kajakprovatagens rör.



Figur 4 & 5 Sedimentkärnan urtagen ur kajakprovtagarens rör med ”uppåt” t.v. i bild. En gyttjelera med antydan till reducerade tunna skikt.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_q002

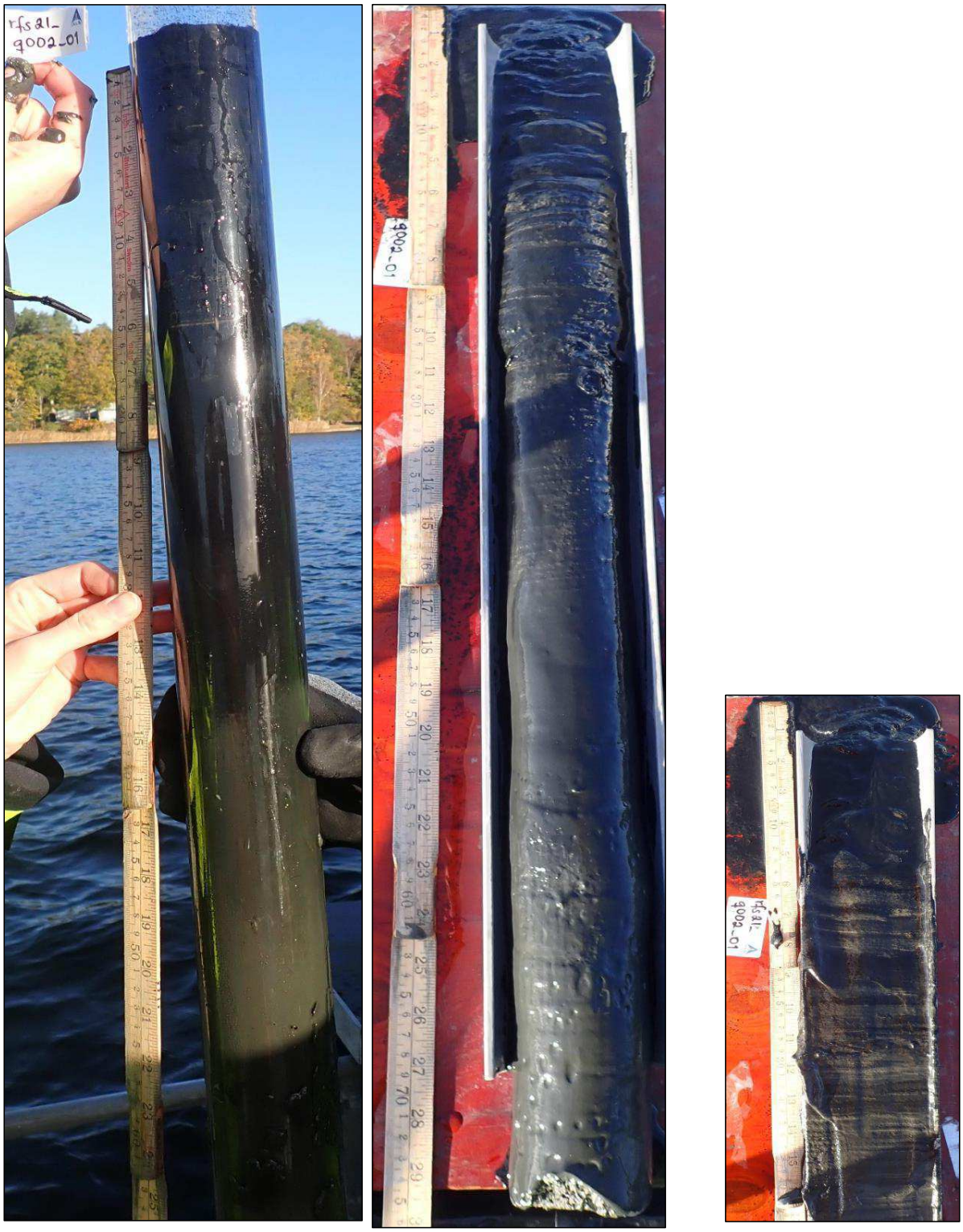
Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 383 420	**Easting:** 591 020	**Vattendjup (m):** 22,1
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-10-16 09.45	
Provtagare: UV-kamera, Kajakprovtagare, Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-75	Recent lergyttja på postglacial gyttjelera		Laminerad med reducerade skikt
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Svårt att veta när huggaren mötte bottenytan då ytsedimentet var mycket löst. Efter uppmärkning av linan gick det bättre. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 15-20 cm.			



Figur 1. Mörk svartgrå och extremt lös botten, maneter syntes när kameran träffade botten.



Figur 2. Kameran är nästan helt nedsjunken i det mjuka sedimentet. På sedimentytan syns ett gult löv.



Figur 3-5. Sedimentkärnan i och utanför Kajakprovtagarens rör, t.h. detalj på den mycket lösa och tydligt laminerad övre delen där högst sannolikt uppbyggd av recent ackumulation.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_q003

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 383 040	**Easting:** 592 515	**Vattendjup (m):** 18,0
Mätlinje: sp_rfs21_q_351		**Tidpunkt:** 2021-10-22 11.27	
Provtagare: Stötlod, Liten box corer			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-43	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Trolig recent sedimentation, och därmed lämplig för miljöprovtagning. Lukt av svavelväte Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 15-20 cm.			



Figur 1. Sedimentkärnan urtagen ur stötlodets rör och kluven, ”uppåt” är t.v. i bild. Gyttjelera med något lösare ytlig del och antydan till laminering.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_q004**

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 382 160	593 120	31,0
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_q_336		2021-10-22 12.34	
Provtagare:			
Stötlod, Liten box corer			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-45	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning:			
Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Trolig recent sedimentation, och därmed lämplig lokal för miljöprov. Svag lukt av svavelväte. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 15-20 cm.			



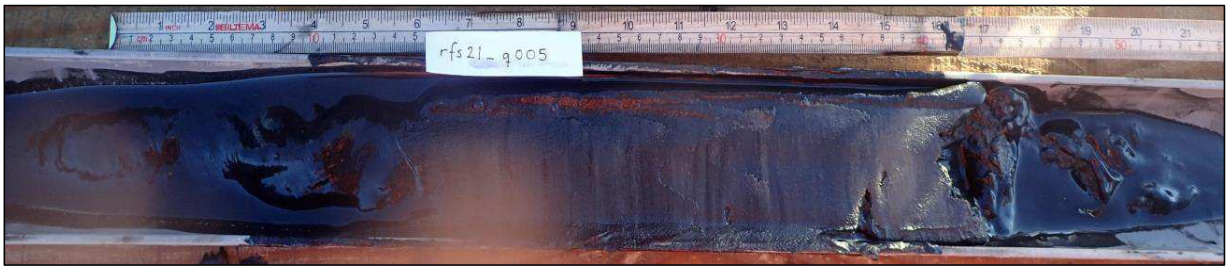
Figur 1. Sedimentkärnan urtagen ur stötlodets rör och kluven, ”uppåt” är t.v. i bild. Gyttjelera med lösare och laminerad övre del.



Figur 2. Sedimentet sedd genom plexiglassidan på Liten boxcorer.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_q005

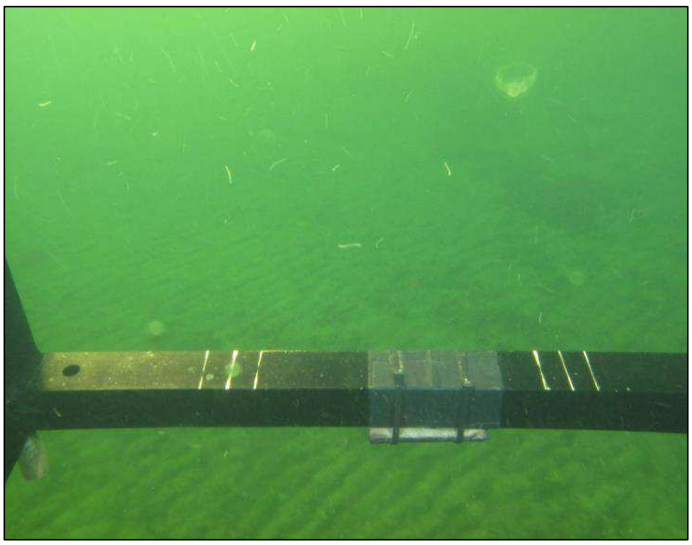
Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 382 740	594 970	37,0
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_q-341		2021-10-22 08.41	
Provtagare:			
Stötlod, Liten box corer, Gemax			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-45	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning:			
Lämpligt för miljöprov? Föreslås som radiometri-skivning.			
Slutsats/kommentar:			
Trolig recent sedimentation. Lukt av svavelväte. Troligtvis lämplig lokal för miljöprovtagning. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 15-20 cm. Provtagen för radiometrisk datering Pb-210, 0-50 cm. Djup enligt matros (vajer) 37 m.			



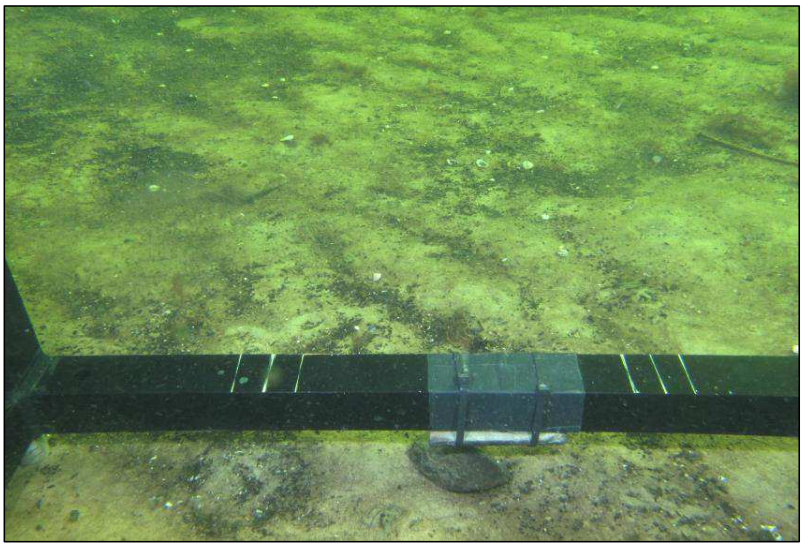
Figur 1. Sedimentkärnan urtagen ur stötlodets rör och kluven, ”uppåt” är t.h. i bild. Laminerad gyttjelera med lös övre del.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_s001**

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 222 515	484 125	5,0
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_s_306		2021-10-17 11.47	
Provtagare:			
UV-kamera, Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-3	Postglacial grovsiltig finsand		Något gyttjig, mest grovdetritus
Frågeställning:			
Recent distalt å-sediment? Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Distalt deltasediment på transportbotten utanför Mörrumsåns mynning. Ett transportsediment, ej relevant för miljökemisk analysprovtagning.			



Figur 1. Bilden visar sandvågor



Figur 2. Små sandvågor med organiskt material i vågdalarna. Lösdrivande alger förekommer, skal av musslor, en sten.

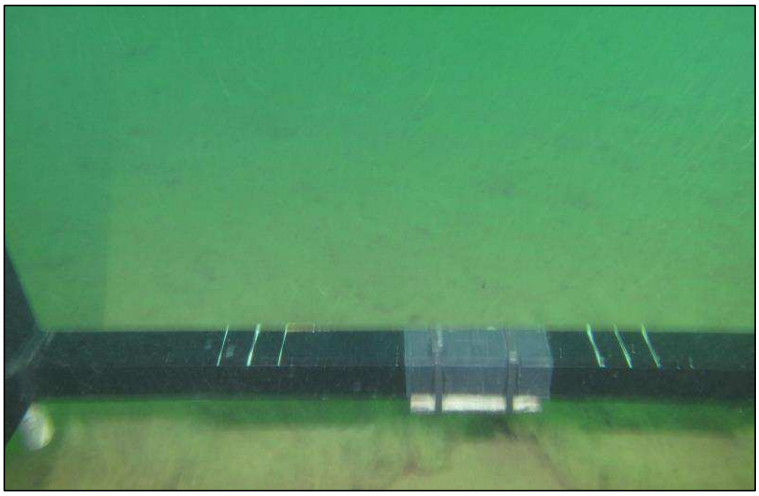




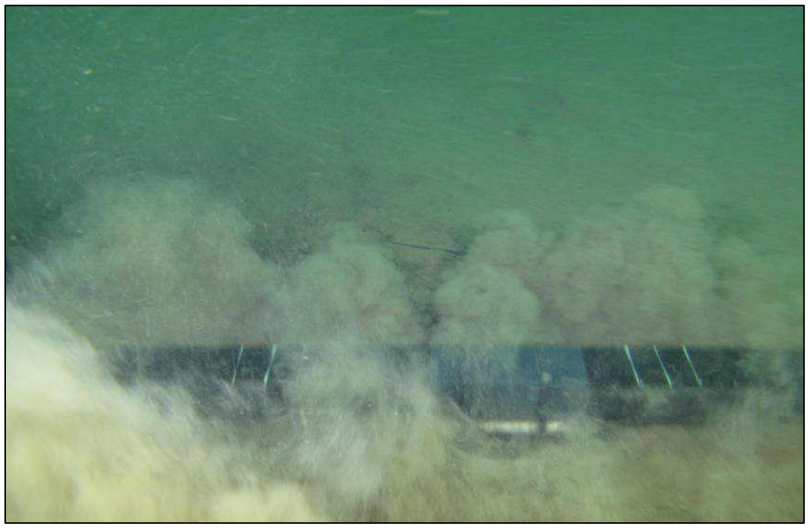
Figur 3 & 4. 0-3 cm grovsiltigt sandiga, sannolikt unga, distala deltasediment från Mörumsån. Innehåller fin- och grovdetritus; växtdelar och tusensnäckor.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_s002

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 222 778	485 642	11,6
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
rfs21_s_308		2021-10-17 12.55	
Provtagare:			
UV-kamera, Kajakprovtagare, Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-20	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning:			
Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 15-20 cm.			



Figur 1. Jämn, oxiderad, ljus botten med mörka fläckar.



Figur 2. Kameran landar I en mjuk till fast botten med lösa sediment åtminstone ytligt.



Figur3-5. T.v. Sedimentkärnan I provtagarens rör, t.h. urtagen med ”uppåt” t.v. i bild, nederst även kluven. Gyttjelera som från cm djup är reducerad.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_s003

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 221 110	485 900	17,0
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_s_301		2021-10-21 08.34	
Provtagare:			
UV-kamera, Liten box corer			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-4	Postglacial gyttjig siltig finsand		
Frågeställning:			
Organiskt sediment? Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Tveksamt om lämpligt för miljöprov. Dock något gyttjigt. Därför provtagen för miljökemisk analys på nivån 0-4 cm. Ingen kärna för radiometri togs då vi bara kom 3-4 cm ned.			



Figur 1. Provet så som det föll ut ur Liten boxcorer. Postglacial gyttjig siltig finsand.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_s004**

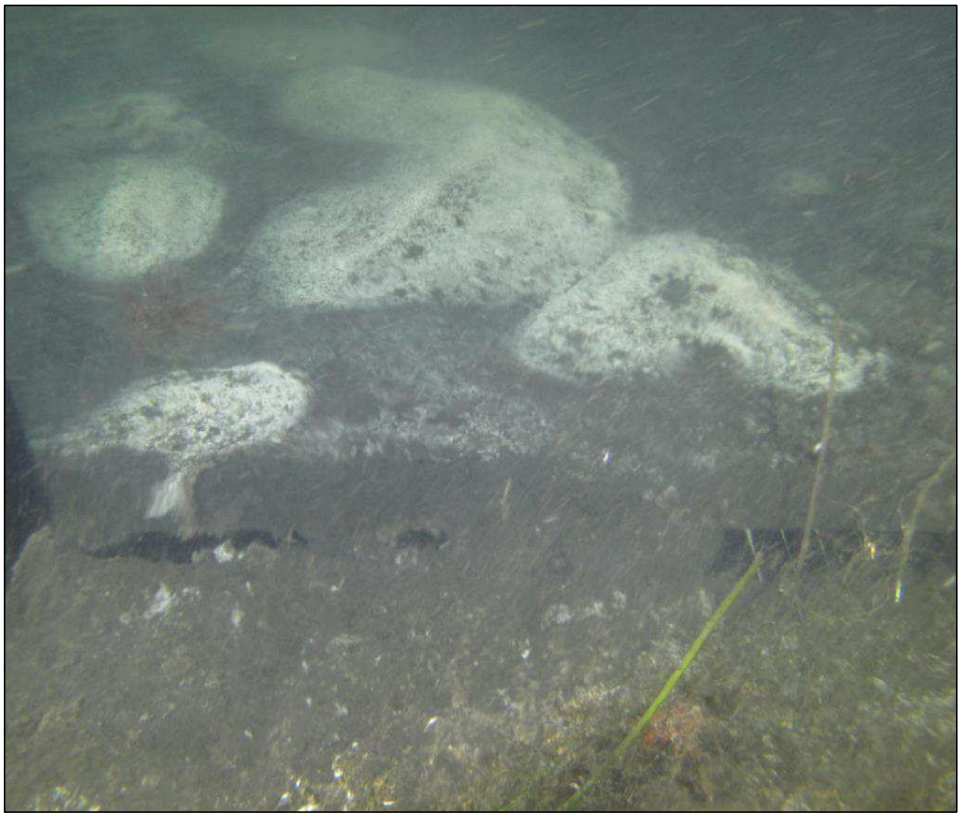
Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 218 610	487 475	22,0
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_s_317		2021-10-21 09.12	
Provtagare:			
UV-kamera, Liten box corer			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-4	Postglacial finsand		
Frågeställning:			
Organiskt sediment? Antropogen ackumulation?Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Postglacial finsand med skalrester och enstaka musslor (Macoma Baltica?). Ett transportsediment ej relevant för miljöprov. Analysprov ej taget.			



Figur 1. Provet så som det föll ut ur Liten boxcorer. Postglacial finsand.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_u001

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 192 430	365 290	4,36
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_u_307		2021-10-20 09.30	
Provtagare:			
UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhuggare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-28	Postglacial gyttjelera		Lukt av svavelväte. Laminerad. Reducerad 0-18 cm
Frågeställning:			
Antropogent mtrl? Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 15-20 cm.			



Figur 1. Vita sjok på bottnen kan vara kolonier av svavelbakterier. Det skarpa haket eller gränsen som löper horisontellt i bilden ger intryck av antroprogen påverkan, t.ex. muddring.



Figur 2. Sedimentkärnan urtagen ur kajakprovtagarens rör och kluven, ”uppåt” är till höger i bild.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_u002

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 192 535	364 508	6,56
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-10-23	
Provtagare: UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhuggare			
Djup i cm	**Lagerföljd**	**Anmärkning**	
0-25	Postglacial gyttjelera	Tunt laminerad. Kameraobservation utförd men bildfiler saknas.	
Frågeställning: Tippmassor? Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 15-20 cm.			



Figur 1. Sedimentkärnan urtagen ur kajakprovtagarens rör och kluven, ”uppåt” är till höger i bild.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_u003

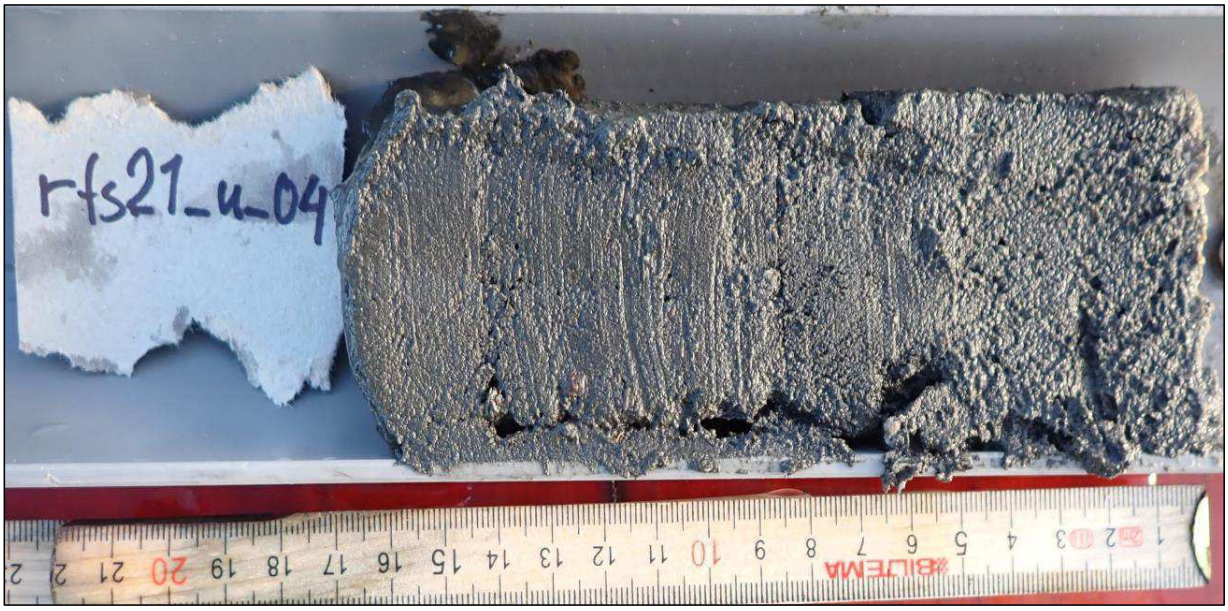
Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 192 686	**Easting:** 363 969	**Vattendjup (m):** 7,53
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-10-23 13.43	
Provtagare: UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhuggare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-28	Postglacial gyttjelera		Kameraobservation utförd men bildfiler saknas.
Frågeställning: Tippmassor? Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 15-20 cm.			



Figur 1. Sedimentkärnan urtagen ur kajakprovtagarens rör och kluven, ”uppåt” är till höger i bild.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_u004

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 193 270	363 800	10,87
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_u_318		2021-10-23 15.30	
Provtagare:			
UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhuggare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-1	Postglacial finsandig silt		Kameraobservation utförd men bildfiler saknas.
1-16	Postglacial gyttjelera		
Frågeställning:			
Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Tunn 1-0,5 cm finsandig silt på en oxiderad bottenyta. Den underlagrande gyttjelerans ålder är oklar. Tveksamt om relevant för miljöprov, dock togs prov för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 10-15 cm.			



Figur 1. Sedimentkärnan urtagen ur kajakprovtagarens rör och kluven, ”uppåt” är till höger i bild.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_x001

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 362 890	321 730	29,0
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_x_309		2021-10-26 18.25	
Provtagare:			
Stötlod, Gemini, Liten box corer			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-44	Postglacial lergyttja		Grå/ Svartgrå
Frågeställning:			
Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Materialet är lämpligt för miljökemisk analys. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 15-20 cm. Provtagen 0-40 cm för radiometrisk datering Pb-210. Analysprov även tagna för provningsjämförelser.			



Figur 1. Sedimentkärnan urtagen ur stötlodets rör och kluven, ”uppåt” är till vänster i bild.



Figur 2. Sedimentkärnan i Geminins rör.





Figur 3 & 4. Sedimentets överyta sedd uppifrån och från sidan i Liten boxcorer.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_x002

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 367 160	322 680	14,0
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_x_323		2021-10-26 15.20	
Provtagare:			
Stötlod, Gemini, Liten boxcorer			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-30	Postglacial lergyttja		
30-45	Postglacial gyttjig silt		
45-55	Postglacial gyttjig sandig silt		
55-90	Postglacial lera		
Frågeställning:			
Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Postglacial lergyttja på gyttjig silt på gyttjig sandig silt med en skarp gräns mot postglacial lera. Lukt av svavelväte i kärnan ned till 55 cm. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 15-20 cm. Provtagen för radiometrisk datering Pb-210, 0-40 cm.			



Figur 1. Sedimentkärnan urtagen ur stötlodets rör och kluven, ”uppåt” är till vänster i bild.



Figur 2. Sedimentkärnan i Geminins rör.

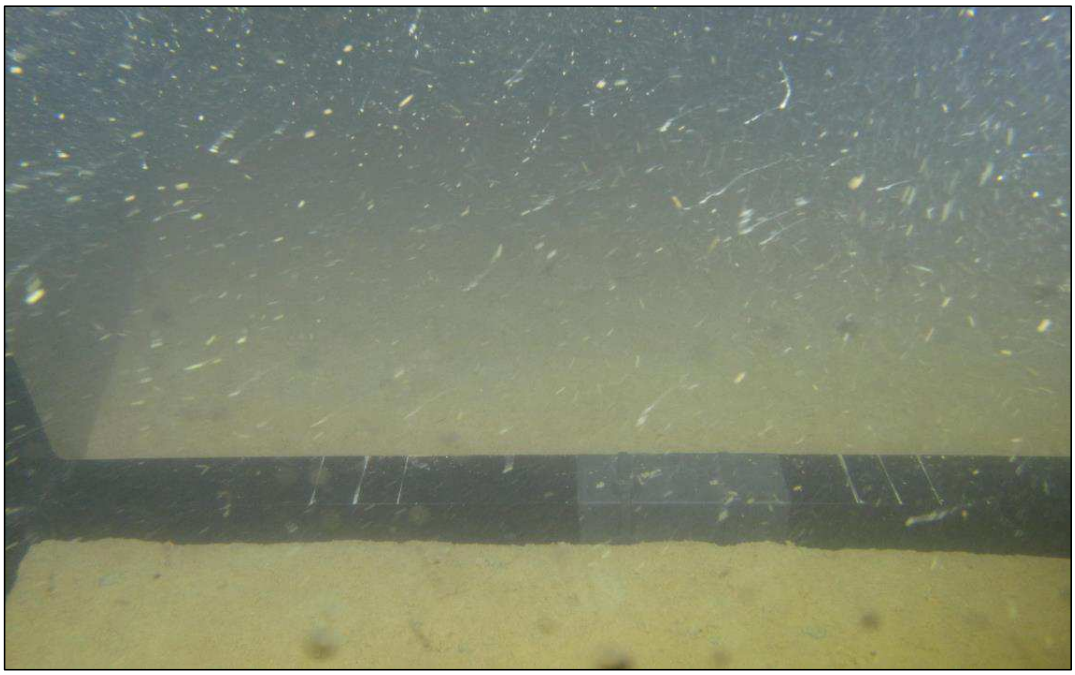




Figur 3 & 4. Sedimentets överyta sedd uppifrån och från sidan i Liten box corer.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_x003

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 368 740	323 360	6,21
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_x_305		2021-10-21 09.59	
Provtagare:			
UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhuggare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-25	Postglacial gyttjelera		Laminerad
Frågeställning:			
Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 15-20 cm			



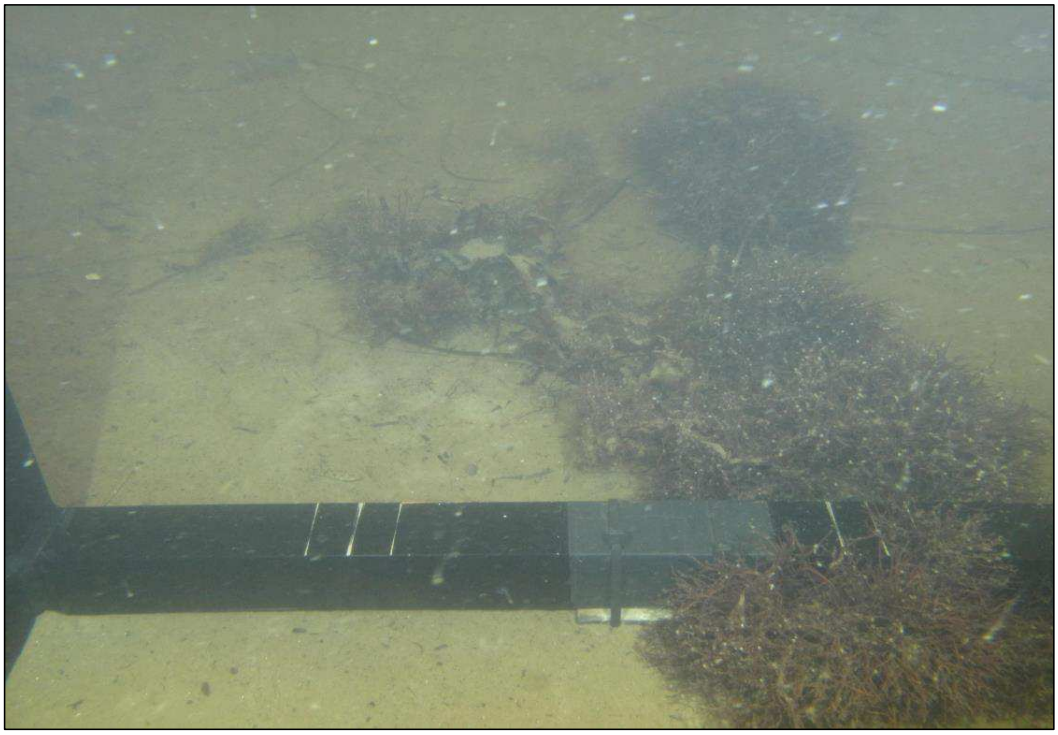
Figur 1. En fast jämn botten med oxiderad yta.



Figur 2. Sedimentkärnan urtagen ur kajakprovtagarens rör och kluven, ”uppåt” är till höger i bild.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_x004

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 372 684	324 296	3,02
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_x_305		2021-10-21 13.10	
Provtagare:			
UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-20	Postglacial gyttjig silt		Silt med lite gyttja
Frågeställning:			
Reccent åsediment? Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Provlokalen flyttad från ursprungligt planerad position pga. att det var för grunt. Provtagen för miljökemisk analys på nivån 0-5 cm. Ja, sannolikt sediment från Kungsbackaån, åtminstone delvis.			



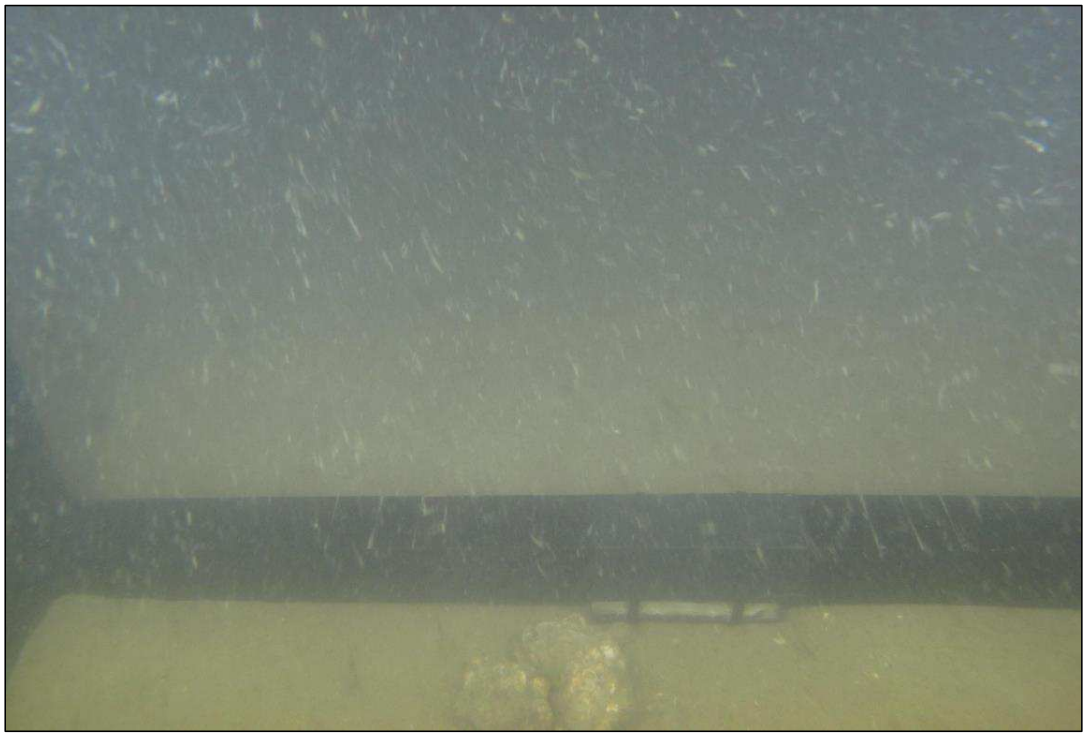
Figur 1. En fast jämn botten med oxiderad yta och en del brunalger



Figur 2. Sedimentkärnan urtagen ur kajakprovtagarens rör och kluven, ”uppåt” är till höger i bild.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_y001

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 398 455	314 841	4,6
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_rivo_345		2021-10-22 12.46	
Provtagare:			
UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-15	Postglacial siltig gyttjelera		Mycket lös och överyta med lite silt. Lukt av svavelväte och petroleum
Frågeställning:			
Recent sediment? Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 10-15 cm. OBS! Endast ett hugg nådde ner till 10-15cm. Analysprov på denna nivå är alltså homogeniserade från ett hugg.			



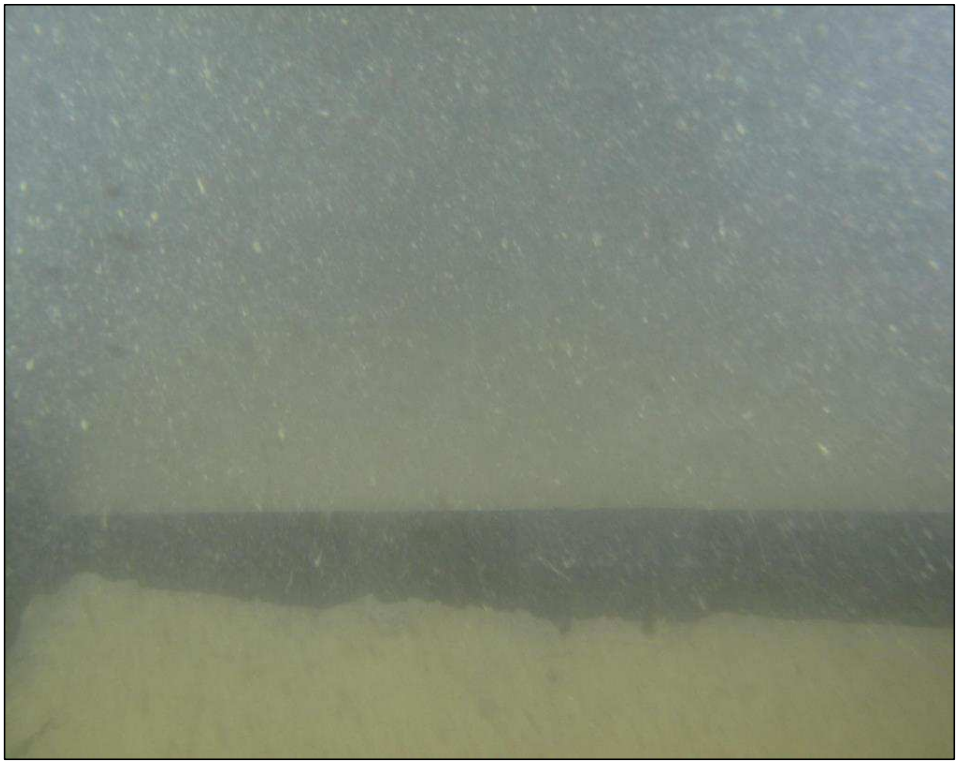
Figur 1. En jämn fast botten med oxiderad yta.. Oklart föremål nederst, stenar?



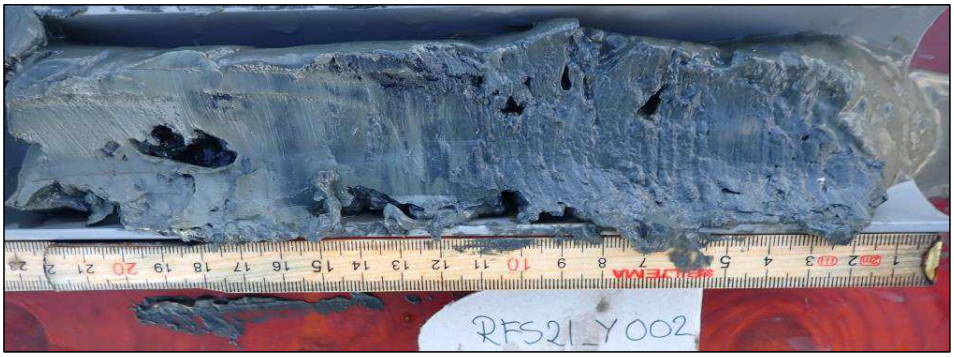
Figur 2. Sedimentkärnan urtagen ur kajakprovtagarens rör och kluven, ”uppåt” är till höger i bild.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_y002

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 397 410	**Easting:** 311 840	**Vattendjup (m):** 5,37
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-10-22 09.26	
Provtagare: UV-kamera, Kajakprovtagare, Stor Ekmanhämtare			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-20	Postglacial gyttjelera		Oxiderad yta, reducerade band 0-10, därunder i avtagande omfattning
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 15-20 cm.			



Figur 1. En jämn fast botten med oxiderad yta.



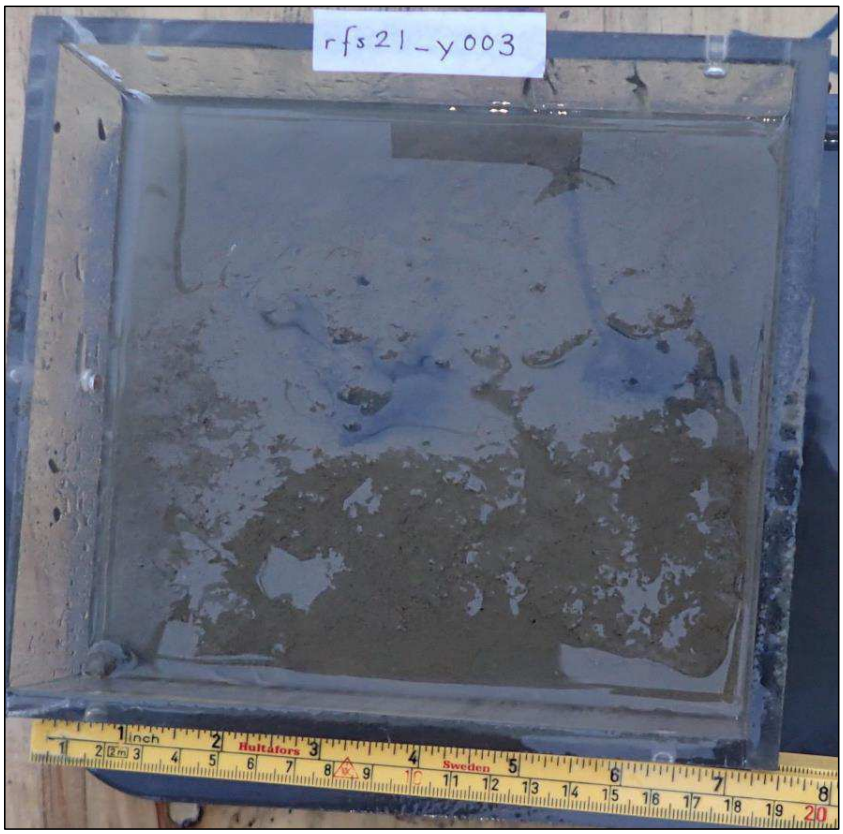
Figur 2. Sedimentkärnan urtagen ur kajakprovtagarens rör och kluven, ”uppåt” är till höger i bild.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_y003

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 397 750	307 400	11,5
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-10-27 08.29	
Provtagare: Stötlod, Gemax, Liten box corer			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-15	Postglacial gyttjelera		Reducerad
15-74	Postglacial siltig gyttjelera		Varierande redox i olika avsnitt
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Bra lokal för miljöprov, dvs bedömd recent sedimentation i ytliga delen. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 10-15 cm. Sedimentet i analysprov på nivå 10-15 cm kan i kontakten mot lager 2 vara påverkat av sedimenttransport. Provtagen för radiometrisk datering Cs-137/Pb-210, 0-41 cm.			



Figur 1. Sedimentkärnan urtagen ur stötlodets rör och kluven, ”uppåt” är till vänster i bild.



Figur 2. Sedimentets överyta sedd uppifrån i Liten box corer.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_y004

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 396 980	308 542	12,0
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_rivo_340		2021-10-27 11.22	
Provtagare: Stötlod, Gemax, Liten box corer			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-10	Postglacial lergyttja		
10-79	Postglacial siltig gyttjelera		
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 15-20 cm (delprov 03 på 15–18 cm).			



Figur 1. Sedimentkärnan urtagen ur stötlodets rör och kluven, ”uppåt” är till vänster i bild.



Figur 2. Sedimentkärnan i Gemax rör.





Figur 3 & 4. Sedimentets överyta sedd uppifrån och från sidan i Liten boxcorer.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_z001**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 479 352	**Easting:** 303 623,4	**Vattendjup (m):** 45,0
Mätlinje: rfs21_z312		**Tidpunkt:** 2021-10-18 19.56	
Provtagare: Stötlod, Gemini, Liten box corer			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-34	Postglacial siltig gyttjelera		Grå till gråbrun färg. Oxiderad yta.
34-50	Postglacial siltig lera		Grå till gråbrun färg.
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 10-15 cm.			



Figur 1. Sedimentkärnan urtagen ur stötlodets rör och kluven, ”uppåt” är till vänster i bild.

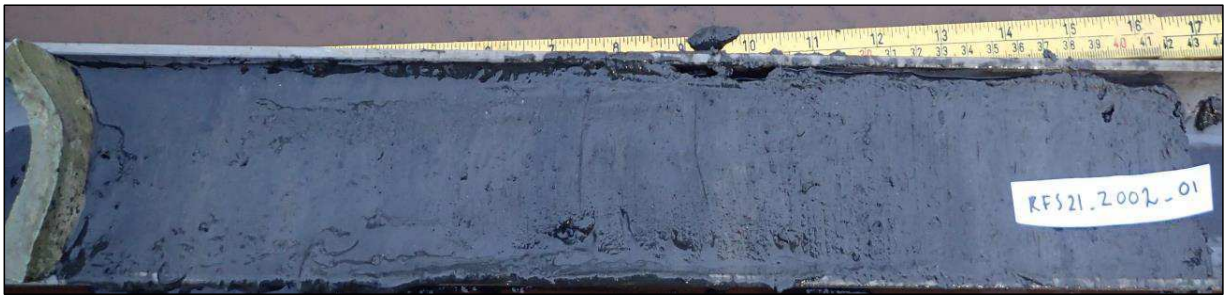




Figur 2 & 3. Sedimentets överyta sedd uppifrån och från sidan i Liten boxcorer.

PROVPROTOKOLL Projekt: rfs21 Lokal: rfs21_z002

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 481 778,8	306 058,9	17,0
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
rfs21_z408		2021-10-19 08.39	
Provtagare:			
Stötlod, Gemax			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-10	Postlacial siltig gyttjelera		
10-41	Postglacial sandig siltig gyttjelera		Troligtvis fluvial process som avsätter silt och sand då och då.
Frågeställning:			
Ligger vid Örekilsälvens mynning. Hur mycket organiskt? Finns det massafibrer?			
Slutsats/kommentar:			
Svag doft av svavelväte. Hela kärnan har inslag av fibröst organiskt material (blandat, några relativt långa). Dessa undersöktes och fotograferades i efterhand och har tolkats som rottrådar från växter. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 15-20 cm.			



Figur 1. Sedimentkärnan urtagen ur stötlodets rör och kluven, ”uppåt” är till vänster i bild.



Figur 2 & 3. Sedimentkärnan i Gemax rör, från sidan respektive snett uppifrån.

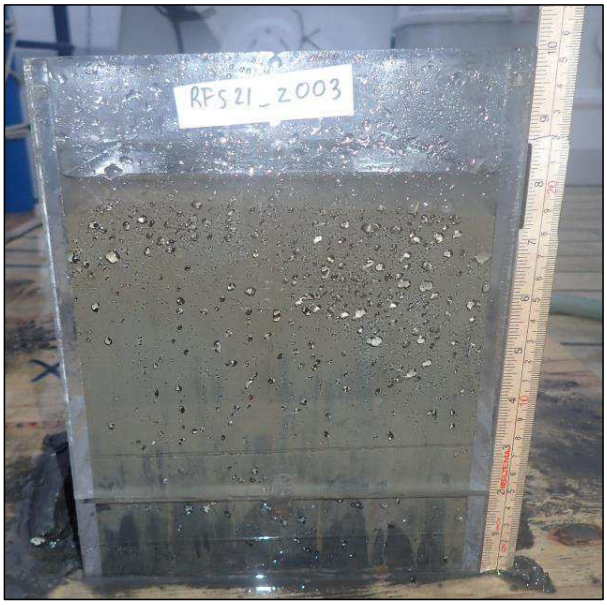
PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_z003**

Positionering:	**Northing:**	**Easting:**	**Vattendjup (m):**
SWEREF 99 TM	6 480 634	304 845	30,0
Mätlinje:		**Tidpunkt:**	
sp_rfs21_z_310		2021-10-19 15.32	
Provtagare:			
Stötlod, Gemax, Liten box corer			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-35	Postglacial siltig gyttjelera		Oxiderad och rinnande 0-1. Reducerade band och fläckar samt elastisk 1-35.
35-40	Träfiberskiva och träflis		
Frågeställning:			
Fibersediment? Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar:			
Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 10-15 cm. Provtagen för radiometrisk datering Pb-210 0-22 cm.			



Figur 1. Sedimentkärnan urtagen ur Geminins rör och kluven, ”uppåt” är till vänster i bild.





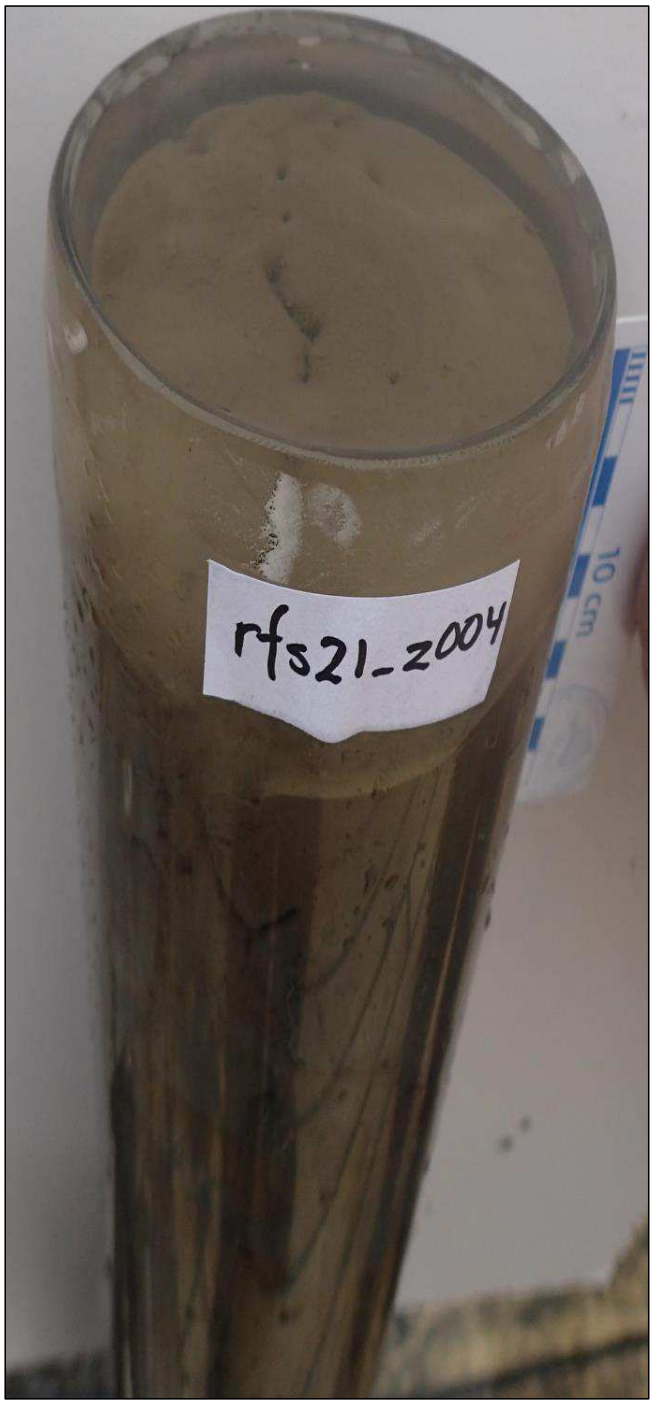
Figur 2 & 3. Sedimentets överyta och sett från sidan i Liten boxcorer.

PROVPROTOKOLL **Projekt: rfs21** **Lokal: rfs21_z004**

Positionering: SWEREF 99 TM	**Northing:** 6 481 190	**Easting:** 305 544	**Vattendjup (m):** 25,0
Mätlinje:		**Tidpunkt:** 2021-10-19 11.38	
Provtagare: Stötlod, Gemax			
Djup i cm	**Lagerföljd**		**Anmärkning**
0-10	Postglacial gyttjelera		
10-68	Postglacial siltig gyttjelera		Inslag av silt och skal. Linser av lera med avvikande färg på 51cm.
Frågeställning: Lämpligt för miljöprov?			
Slutsats/kommentar: Jämfört med lokal z002 är denna lokal gråare och ser äldre ut. Några kärnor kom upp utan överliggande vattenpelare, dessa kasserades. Några hade även väldigt sluttande ytor, dessa kasserades också. Vi flyttade punkten några meter på de sista huggen, inom ramen för angiven tolerans, vilket gav bra resultat. Provtagen för miljökemisk analys på nivåerna 0-5 cm och 15-20 cm.			



Figur 1. Sedimentkärnan urtagen ur stötlodets rör och kluven, ”uppåt” är till vänster i bild.





Figur 2 & 3. Sedimentkärnan i Gemax rör, snett uppifrån respektive från sidan.

BILAGA 7

Analysprotokoll, läkemedelsanalyser

Umeå universitets analysprotokoll med SGU:s inledande förklaring av provnumreringen

Bilaga 7. Utrapporterade analysresultat för läkemedel

Analyser utförda av **Kemiska institutionen vid Umeå universitet (**https://www.umu.se/kemiska-institutionen/)

Exempel:

Undersökningsområde	**Provlittera**
Göteborg	rfs21_y001_000_005

Provlittera **rfs21_y001_000_005** utläses som att provet insamlades under regeringsuppdraget förorenade sediment, i område a på lokal 001, och att analyserat prov utgörs av sediment i djup intervallet 0-5 cm under bottenytan

Provlittera

rfs21	Regeringsuppdraget förorenade sediment
y001	lokal 001 i område y
000	provintervallet startar vid ytan
005	provintervallet slutar vid 5 cm djup

För en lista över alla undersökningsområden och deras bokstavslittera, se bilaga 3

Substans	**Enhet**	**rfs21_y001_000_005**	**rfs21_y002_000_005**	**rfs21_y003_000_005**	**rfs21_y004_000_005**	**rfs21_x001_000_005**	**rfs21_x002_000_005**	**rfs21_x003_000_005**	**rfs21_m001_000_005**	**rfs21_m002_000_005**	**rfs21_m003_000_005**	**LOQ**
Alfuzosin	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	0,45	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	0.1
Atenolol	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	5.0
Azithromycine	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	5.0
Carbamazepine	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	1.0
Ciprofloxacin	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	10,0
Citalopram	ng/g dw	*<LOQ*	6,56	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	8,41	10,43	*<LOQ*	*<LOQ*	5.0
Clindamycine	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	1.0
Clomipramine	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	0.5
Clotrimazol	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	1.0
Cyklofosfamid	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	10,0
Diazepam	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	5.0
Diklofenak	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	10,0
Diphenhydramin	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	0.1
Enalapril	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	10,0
Etinylöstradiol	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	10,0
Flecainide	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	0.1
Fluoxetin	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	5.0
Furosemid	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	50,0
Haloperidol	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	0.1
Hydroklortiazid	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	50,0
Ibuprofen	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	0.5
Ifosfamid	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	10,0
Ketoconazole	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	50,0
Ketoprofen	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	10,0
Klaritromycin	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	1.0
Metformin	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	100,0
Metoprolol	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	5.0
Naproxen	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	10,0
Noretisteron	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	10,0
Orphenadrin	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	0.1
Oxazepam	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	5.0
Paracetamol	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	10,0
Ranitidin	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	5.0
Salbutamol	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	5.0
Sertralin	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	10,0
Simvastatin	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	5.0
Sulfametoxazol	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	5.0
Trimetoprim	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	0.1
Venlafaxine	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	0.5
Warfarin	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	5.0
17-beta-Östradiol	ng/g dw	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	*<LOQ*	10,0

Substans	Enhet	rfs21_n001_000_005	rfs21_n002_000_005	rfs21_n003_000_005	rfs21_n004_000_005	rfs21_n005_000_005	rfs21_n006_000_005	rfs21_j001_000_005	rfs21_j002_000_005	rfs21_j003_000_005	rfs21_u001_000_005	LOQ
Alfuzosin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.1
Atenolol	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
Azithromycine	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
Carbamazepine	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	1.0
Ciprofloxacin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	29,35	<LOQ	12,19	<LOQ	<LOQ	10,0
Citalopram	ng/g dw	6,97	<LOQ	30,57	<LOQ	<LOQ	8,17	<LOQ	<LOQ	<LOQ	12,75	5.0
Clindamycine	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	1.0
Clomipramine	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.5
Clotrimazol	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	1.0
Cyklofosfamid	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Diazepam	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
Diklofenak	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	57,96	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Diphenhydramin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.1
Enalapril	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Etinylöstradiol	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Flecainide	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.1
Fluoxetin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
Furosemid	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	50,0
Haloperidol	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.1
Hydroklortiazid	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	50,0
Ibuprofen	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.5
Ifosfamid	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Ketoconazole	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	50,0
Ketoprofen	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Klaritromycin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	1,66	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	1.0
Metformin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	100,0
Metoprolol	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
Naproxen	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Noretisteron	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Orphenadrin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,26	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.1
Oxazepam	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
Paracetamol	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Ranitidin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
Salbutamol	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
Sertralin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Simvastatin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
Sulfametoxazol	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
Trimetoprim	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.1
Venlafaxine	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.5
Warfarin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
17-beta-Östradiol	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0

Substans	Enhet	rfs21_u002_000_005	rfs21_u003_000_005	rfs21_u004_000_005	rfs21_c001_000_005	rfs21_c002_000_005	rfs21_c003_000_005	rfs21_h002_000_005	rfs21_h003_000_005	rfs21_h004_000_005	rfs21_h005_000_005	
Alfuzosin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	0,18	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.1
Atenolol	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
Azithromycine	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
Carbamazepine	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	1.0
Ciprofloxacin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Citalopram	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5,67	<LOQ	<LOQ	15,94	16,13	8,10	13,22	5.0
Clindamycine	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	1.0
Clomipramine	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.5
Clotrimazol	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	1.0
Cyklofosfamid	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Diazepam	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
Diklofenak	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Diphenhydramin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.1
Enalapril	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Etinylöstradiol	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Flecainide	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.1
Fluoxetin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
Furosemid	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	50,0
Haloperidol	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.1
Hydroklortiazid	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	50,0
Ibuprofen	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.5
Ifosfamid	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Ketoconazole	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	50,0
Ketoprofen	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Klaritromycin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	1,39	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	1.0
Metformin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	100,0
Metoprolol	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
Naproxen	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Noretisteron	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Orphenadrin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0,50	<LOQ	0,71	<LOQ	<LOQ	0.1
Oxazepam	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
Paracetamol	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Ranitidin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
Salbutamol	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
Sertralin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0
Simvastatin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
Sulfametoxazol	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
Trimetoprim	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	7,18	0.1
Venlafaxine	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	0.5
Warfarin	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	5.0
17-beta-Östradiol	ng/g dw	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	<LOQ	10,0

BILAGA 8

Analysprotokoll, CALUX toxicitetstester

Bio Detection Systems analysprotokoll med SGU:s inledande förklaring av provnumreringen

Bilaga 8. Utrapporterade analysresultat för DR CALUX, PAH CALUX och ERa CALUX

Analyser utförda av **BioDetection Systems** (https://biodetectionsystems.com/)

Exempel:

Undersökningsområde	**Provlittera ("Client sample code" i tabellen nedan)**
Mannöfjärden	rfs21_a001_000_005

Provlittera **rfs21_a001_000_005** utläses som att provet insamlades under regeringsuppdraget förorenade sediment, i område a på lokal 001, och att analyserat prov utgörs av sediment i djup intervallet 0-5 cm under bottenytan

Provlittera

rfs21	Regeringsuppdraget förorenade sediment	
a001	lokal 001 i område a	För en lista över alla undersökningsområden och deras bokstavslittera, se bilaga 3
000	provintervallet startar vid bottenytanytan	
005	provintervallet slutar 5 cm under bottenytan	

BDS number	**Client sample code**	**Matrix**	**Technic**	**Parameter**	**Result**	**Unit**
42264	rfs21_a001_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	5,5	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42264	rfs21_a001_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	1900	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42265	rfs21_a003_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	1,6	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42265	rfs21_a003_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	1300	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42266	rfs21_c001_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	2,2	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42266	rfs21_c001_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	1300	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42266	rfs21_c001_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,089	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42267	rfs21_c002_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	1,7	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42267	rfs21_c002_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	680	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42267	rfs21_c002_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,072	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42268	rfs21_c003_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	2,7	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42268	rfs21_c003_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	2700	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42268	rfs21_c003_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,072	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42269	rfs21_c005_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	6,6	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42269	rfs21_c005_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	45000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42269	rfs21_c005_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,38	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42270	rfs21_g001_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	1,9	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42271	rfs21_g002_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	22	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42272	rfs21_g003_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	9	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42273	rfs21_g004_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	9,8	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42274	rfs21_g005_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	9,4	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42275	rfs21_h001_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	7,4	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42275	rfs21_h001_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	20000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42275	rfs21_h001_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,1	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42276	rfs21_h002_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	7,7	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42276	rfs21_h002_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	36000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42276	rfs21_h002_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,25	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42277	rfs21_h003_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	23	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42277	rfs21_h003_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	56000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42277	rfs21_h003_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,077	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42278	rfs21_h004_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	9,9	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42278	rfs21_h004_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	35000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42278	rfs21_h004_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,18	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42279	rfs21_h005_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	8,4	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42279	rfs21_h005_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	65000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42279	rfs21_h005_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,15	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42280	rfs21_j001_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	2,6	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42280	rfs21_j001_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	3100	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42280	rfs21_j001_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,33	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42281	rfs21_j002_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	5,1	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42281	rfs21_j002_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	1800	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42281	rfs21_j002_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,081	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42282	rfs21_j003_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	2,2	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42282	rfs21_j003_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	1300	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42282	rfs21_j003_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,0068	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42283	rfs21_i001_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	300	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42283	rfs21_i001_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	5500	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42284	rfs21_i002_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	54	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42284	rfs21_i002_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	12000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42285	rfs21_i004_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	9,6	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42285	rfs21_i004_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	2000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42286	rfs21_i006_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	13	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42286	rfs21_i006_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	3200	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42287	rfs21_i007_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	97	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42287	rfs21_i007_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	15000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42288	rfs21_i008_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	35	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42288	rfs21_i008_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	8100	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight

BDS number	Client sample code	Matrix	Technic	Parameter	Result	Unit
42289	rfs21_l001_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	25	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42289	rfs21_l001_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	25000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42289	rfs21_l001_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,67	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42290	rfs21_l002_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	24	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42290	rfs21_l002_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	25000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42290	rfs21_l002_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,43	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42291	rfs21_l003_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	16	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42291	rfs21_l003_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	15000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42291	rfs21_l003_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,38	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42292	rfs21_m001_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	3,3	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42292	rfs21_m001_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	4700	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42292	rfs21_m001_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,041	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42293	rfs21_m002_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	2,6	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42293	rfs21_m002_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	23000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42293	rfs21_m002_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,14	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42294	rfs21_m003_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	2,8	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42294	rfs21_m003_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	3500	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42294	rfs21_m003_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,12	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42295	rfs21_n001_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	17	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42295	rfs21_n001_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	24000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42295	rfs21_n001_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,4	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42296	rfs21_n002_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	24	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42296	rfs21_n002_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	450000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42296	rfs21_n002_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,21	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42297	rfs21_n003_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	17	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42297	rfs21_n003_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	30000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42297	rfs21_n003_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,35	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42298	rfs21_n004_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	2,5	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42298	rfs21_n004_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	1700	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42298	rfs21_n004_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,08	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42299	rfs21_n006_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	1,7	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42299	rfs21_n006_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	1300	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42299	rfs21_n006_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,29	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42300	rfs21_p001_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	1,4	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42300	rfs21_p001_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	3200	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42300	rfs21_p001_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,078	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42301	rfs21_p002_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	2,5	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42301	rfs21_p002_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	6700	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42301	rfs21_p002_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,33	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42302	rfs21_p003_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	2,1	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42302	rfs21_p003_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	10000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42302	rfs21_p003_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,11	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42303	rfs21_p005_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	2,4	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42303	rfs21_p005_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	25000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42303	rfs21_p005_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,19	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42304	rfs21_p006_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	7,1	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42304	rfs21_p006_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	5600	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42304	rfs21_p006_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,24	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42305	rfs21_q001_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	7,8	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42306	rfs21_q002_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	7,3	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42307	rfs21_q003_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	5,1	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42308	rfs21_q004_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	6,1	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42309	rfs21_q005_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	11	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42310	rfs21_s002_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	5,8	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42310	rfs21_s002_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	9400	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42310	rfs21_s002_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,05	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42311	rfs21_s003_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	0,85	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42311	rfs21_s003_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	20000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42311	rfs21_s003_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,079	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42312	rfs21_u001_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	13	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42312	rfs21_u001_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	13000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42312	rfs21_u001_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,39	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42313	rfs21_u002_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	9,2	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42313	rfs21_u002_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	24000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42313	rfs21_u002_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,16	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42314	rfs21_u003_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	6	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42314	rfs21_u003_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	7700	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42314	rfs21_u003_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,19	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42315	rfs21_x001_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	10	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42316	rfs21_x002_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	6,9	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42317	rfs21_x003_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	3,4	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42318	rfs21_x004_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	1,3	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42319	rfs21_y001_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	15	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42319	rfs21_y001_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	14000	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42319	rfs21_y001_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,34	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42320	rfs21_y002_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	15	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight

BDS number	Client sample code	Matrix	Technic	Parameter	Result	Unit
42320	rfs21_y002_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	8900	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42320	rfs21_y002_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,13	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42321	rfs21_y003_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	15	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42321	rfs21_y003_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	6900	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42321	rfs21_y003_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,16	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42322	rfs21_y004_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	13	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42322	rfs21_y004_07_000_005	Soil	PAH CALUX	Polycyclic aromatic hydrocarbons	8900	ng Benzo[a]pyrene eq./g dry weight
42322	rfs21_y004_07_000_005	Soil	ERa CALUX	Estrogens	0,066	ng 17b Estradiol eq./g dry weight
42323	rfs21_z001_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	8,9	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42324	rfs21_z002_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	3,1	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42325	rfs21_z003_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	12	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight
42326	rfs21_z004_07_000_005	Soil	DR CALUX	PCDD/PCDF and dl-PCBs (only total TEQ)	8,7	pg 2,3,7,8 TCDD eq./ g dry weight