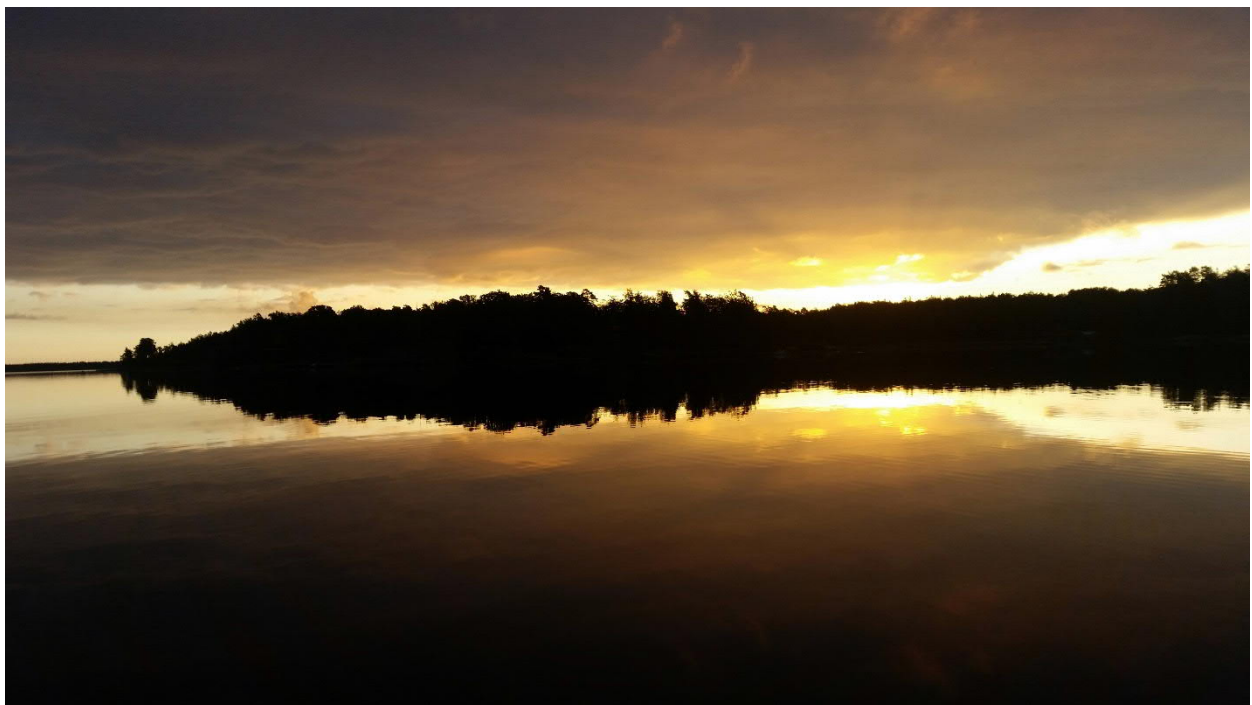


LÄNSSTYRELSEN I STOCKHOLMS LÄN

SAMMANFATTNING AV SEDIMENTUNDERSÖKNINGAR

MIFO FAS 2-UNDERSÖKNINGAR I STOCKHOLMS LÄN

2023-01-18



wsp

SAMMANFATTNING AV SEDIMENTUNDERSÖKNINGAR

MIFO fas 2 undersökningar i Stockholms län

KUND

Länsstyrelsen i Stockholms län

Nicklas Boussard
Box 22067
104 22 Stockholm

KONSULT

WSP Environmental Sverige

121 88 Stockholm-Globen
Besök: Arenavägen 7
Tel: +46 10 7225000
WSP Sverige AB
Org nr: 556057-4880
Styrelsens säte: Stockholm
<http://www.wsp.com>

KONTAKTPERSONER

Inger Johansson WSP
010 - 722 81 44
inger.johansson@wsp.com

PROJEKT
577-2923-2019

UPPDRAGSNAMN
MIFO fas 2, Sediment i Stockholms län

UPPDRAGSNUMMER
10284848

FÖRFATTARE
Lukas Mustajärvi, Martin Lagerkvist

GRANSKARE
Inger Johansson

DATUM
2022-12-13

ÄNDRINGSDATUM

SAMMANFATTNING

WSP Sverige AB har på uppdrag av Länsstyrelsen i Stockholm utfört MIFO fas 2-undersökningar av sediment i 15 områden i Stockholms län.

Uppdraget syftade till att kartlägga föroreningsutbredning vid de utvalda objekten samt föreslå en ny riskklass utifrån MIFO. Inom uppdraget utvärderades också urvalsmetodiken av undersökningsområden samt metodiken för riskklassning av förorenade sediment.

Utvalda undersökningsområden är lokaliserade med närhet till prioriterade MIFO-objekt på land där misstanke om påverkan på närliggande sediment finns.

Riskklassningen baseras på föroreningsnivå i sediment, miljörisker kopplade till uppmätta föroreningshalter, föroreningsutbredning, undersökningsområdenas känslighet och skyddsvärde samt risk för spridning av föroreningar.

Provtagningen riktades dels mot ackumulationsområden, där föroreningar kan förväntas ansamlas, dels mot områden med närhet till potentiellt förorenade landområden. Dessa områden identifierades preliminärt inför provtagningarna utifrån djupkartor/sjökort och information i EBH-stödet.

Uppmätta föroreningsnivåer jämförs mot bedömningsgrunder framtagna av Naturvårdsverket och SGU. Miljörisker avseende uppmätta föroreningshalter utvärderas mot effektbaserade bedömningsgrunder från Sverige, Kanada och Norge. Föroreningsutbredningen utvärderas genom bedömning av förekomst av höga halter i provpunkterna. Kvalitativa bedömningar görs av undersökningsområdenas känslighet, skyddsvärde och föroreningars spridningsförutsättningar. För varje undersökningsområde sammanvägs de enskilda parametrarna och resulterar i en riskklass.

De undersökta områdena uppvisar stor variation sinsemellan avseende de olika parametrarna. Föroreningar påträffas vid samtliga undersökningsområden, men i olika grad och utbredning, vilket kopplar till att också risken för negativa effekter på miljön uppvisar stora skillnader mellan de undersökta områdena. Även spridningsförutsättningarna och skyddsvärde uppvisar stora variationer mellan de undersökta objekten. Känsligheten bedöms som stor eller mycket stor för samtliga undersökta områden, vilket är ett resultat av att förekomst av badplatser var ett av urvalskriterierna.

Undersökningarna visar att TBT förekommer i halter vid samtliga undersökta områden som kan innebära negativa effekter på miljön. Metaller och PAH förekommer också i halter som kan medföra risk för negativa miljöeffekter vid flertalet av de undersökta områdena.

Utförda undersökningar och tillämpad riskklassningsmetodik bedöms ha gett ett bra prioriteringsunderlag för fortsatta undersökningar och riskbedömningar. Den största svårigheten ligger i att göra rimliga och relevanta bedömningar av respektive parameter utifrån de förutsättningar som finns för respektive undersökningsområde för att fastställa en riskklass. En mer tydlig definition av respektive parameter, och i synnerhet de kvalitativt bedömda parametrarna, skulle ge en mer likvärdig och transparent metod för riskklassning.

Inför framtida MIFO fas 2-undersökningar kan inventering av bottenlevande organismer, analys av föroreningshalter i organismer och undersökning av förorenings-spridning ge underlag till säkrare bedömning av riskklass. I samband med framtagandet av provtagningsplaner och val av provtagningsområden och provtagningspunkter bedöms sjömätning utgöra ett bra underlag, då befintligt tillgängligt underlag inte ger tillräckligt detaljerad information. Inom ramen för undersökningarna bör också opåverkade referensområden inkluderas för att kunna bedöma påverkan på och spridning från undersökningsområdet.

INNEHÅLL

1	BAKGRUND OCH SYFTE	6
2	OMFATTNING	6
2.1	IDENTIFIERING OCH URVAL AV UNDERSÖKNINGSOMRÅDEN	6
3	GENOMFÖRANDE	9
3.1	PROVTAGNINGSPLANER	9
3.2	FÄLT	9
3.3	LABORATORIEANALYSER	9
3.4	RAPPORTERING	9
3.5	RISKKLASSNING ENLIGT MIFO	10
3.5.1	Föroreningsgrad	10
3.5.2	Föroreningsutbredning	10
3.5.3	Miljörisker	10
3.5.4	Känslighet	11
3.5.5	Skyddsvärde	11
3.5.6	Spridningsförutsättningar	11
3.5.7	Sammanvägd riskklassning	11
4	RESULTAT	12
4.1	FÄLT OBSERVATIONER OCH FÄLTANALYSER	12
4.2	ANALYSRESULTAT	13
4.2.1	Kontrollprover	13
4.2.2	Torrsubstans (TS) och organisk halt (TOC)	15
4.2.3	Halter	15
4.3	RISKKLASSNING	20
4.3.1	Föroreningsgrad	20
4.3.2	Utbredning	20
4.3.3	Miljöeffekter	21
4.3.4	Känslighet och skyddsvärde	22
4.3.5	Spridningsförutsättningar	22
4.3.6	Sammanfattning av riskklassning	23

5	DISKUSSION KRING UNDERSÖKNINGSMETOD, RISKKLASSNING, SAMT FÖRDJUPADE UNDERSÖKNINGAR	24	
5.1	URVAL AV UNDERSÖKNINGSOMRÅDEN	24	
5.2	RISKKLASSNING/PARAMETRAR	24	
5.2.1	Föroreningsgrad och föroreningsutbredning	24	
5.2.2	Miljöeffekter	24	
5.2.3	Känslighet	25	
5.2.4	Skyddsvärden	26	
5.2.5	Spridningsförutsättningar	26	
5.3	ERFARENHETSÅTERKOPPLING	27	
5.3.1	Avgränsning av undersökningsområdet och provtagning av djuphål	27	27
5.3.2	Provtagningsdjup	27	
5.3.3	Analys	28	
5.3.4	Ytterligare utredningsbehov och prioritering av undersökningar	28	
6	SLUTSATSER	29	
7	REFERENSER	30	

KARTOR

N101	Undersökningsområden, lokalisering
N201	Undersökningsområden med riskklass

1 BAKGRUND OCH SYFTE

Regeringen har för åren 2019-2021 avsatt medel (60 Mkr) för att öka kunskapen kring förorenade sediment. Flera myndigheter har fått i uppdrag av regeringen att genomföra utredningar och kartläggningar för att kunna ta fram bättre vägledningsmaterial för efterbehandlingsarbetet kring förorenade sediment. En långsiktig målsättning med satsningen är att på en nationell nivå utveckla branschens arbetssätt för att uppnå en kostnadseffektiv hantering av områden med förorenade sediment. Som del av regeringsuppdraget har Länsstyrelserna ett drivansvar för att utveckla en prioriteringsmetodik samt utföra inventering av förorenade sediment.

Länsstyrelsen i Stockholm beviljades medel från Naturvårdsverket för att genomföra översiktliga sedimentundersökningar vid ett antal områden i Stockholms län. WSP har på uppdrag av Länsstyrelsen i Stockholm genomfört dessa sedimentundersökningar.

Motivet att undersöka utvalda områden baserades på att det troligen skett en stor påverkan från närliggande verksamhet under lång tid vid dessa områden. Syftet med varje enskild undersökning var att undersöka föroreningssituationen i sedimenten, samt att riskklassa respektive sedimentområde. Ett underliggande syfte har även varit att utveckla metodik för urval, undersökning, utvärdering och riskklassning av förorenade sedimentområden.

Uppdraget har fokuserat på de ämnen som de landbaserade objekten i området bedömts kunna ha förorenat med och utgör huvudsakligen metaller, PAH, PCB och TBT. Även dioxin och PFAS har undersökts vid varje område.

Föreliggande rapport sammanfattar arbetet och resultatet från sedimentundersökningarna som genomförts inom uppdraget mellan hösten 2019 och hösten 2020. Vidare diskuteras urvalsmetodiken och de parametrar som använts för att ge undersökningsområdena en ny riskklass, samt förslag kring fördjupade och fortsatta undersökningar.

2 OMFATTNING

2.1 IDENTIFIERING OCH URVAL AV UNDERSÖKNINGSOMRÅDEN

Undersökningsområden identifierades i ett första steg i vattenområden där det fanns prioriterade MIFO-objekt på land inom 100 m. Ett vidare urval gjordes utifrån att objekt med misstanke om stor risk för påverkan på närliggande sediment prioriterades. Förekomst av närliggande badplats beaktades vid urval och prioritering mellan undersökningsområden.

Länsstyrelsen i Stockholms län utförde urvalsarbetet vilket resulterade i att 15 områden valdes ut för vidare undersökning. Utvalda områden innefattar både sötvatten och brackvatten, och förekommer i både urbana och rurala områden. Undersökningsområdena sammanfattas i tabell 1 och lokalisering av samtliga undersökningsområden illustreras i figur 1.

Tabell 1. Undersökningsområden inom föreliggande uppdrag.

Område-ID	Område	Lokalisering	Vattentyp
A	Älmorafjärden	Stockholms södra skärgård	Brackvatten
B	Vadviken	Stockholms södra skärgård	Brackvatten
C	Skeboån	Roslagen	Sötvatten, vattendrag
D	Herräng (Singöfjärden)	Roslagens skärgård	Brackvatten
E	Svinviken, Vaddö (Ortalaviken)	Roslagens skärgård	Brackvatten
F	Slagsta	Mälaren (Rödstensfjärden och Albysjön)	Sötvatten
G	Hornstull	Mälaren (Riddarfjärden och Årstaviken)	Sötvatten
H	Smedsudden	Mälaren (Riddarfjärden)	Sötvatten
I	Kallhäll	Mälaren (Görveln)	Sötvatten
J	Vallentunasjön	Sjö i Täby och Vallentuna kommun	Sötvatten
K	Älkistan	Stockholms innerskärgård	Brackvatten
L	Norra Vaxholmsfjärden	Stockholms innerskärgård	Brackvatten
M	Nysätra Varv	Stockholms innerskärgård	Brackvatten
N	Gåshaga	Stockholms innerskärgård	Brackvatten
O	Spillersboda	Roslagens skärgård	Brackvatten



Figur 1. Lokalisering av undersökningsområden. Bokstav indikerar internt ID för respektive undersökningsområde, se tabell 1.

3 GENOMFÖRANDE

3.1 PROVTAGNINGSPLANER

Provtagningsplaner togs fram i samråd med Länsstyrelsen för respektive undersökningsområde. Provtagningsplanerna innefattar områdesbeskrivning, problembeskrivning (föroreningshistorik), provtagningsstrategi och beskrivning av undersökningens omfattning.

Provpunkternas lokalisering för respektive område valdes ut utifrån djupkartor/sjökort, där provtagning riktades mot områden där ackumulationsbottnar bedömdes förekomma. Närhet till potentiellt förorenande objekt samt känsliga området beaktades. Således provtogs även sediment där botten utgjordes av transportbotten eller erosionsbotten. Provtagning av sediment i flera djupnivåer planerades till djuphålur.

Fältundersökningarna avgränsades till en fältdag per undersökningsområde.

3.2 FÄLT

Genomförandet av provtagningen följde i stort provplanerna, men viss justering gjordes i samband med provtagningen efter att vattendjup och bottenstruktur undersöktes med ekolod vid de planerade provpunkterna. Provpunkter placerades i den djupaste delen inom område för respektive provpunkt. Uppmätt syrehalt i vattenpelaren användes för att bedöma förekomst av djuphålur. Det antogs att låg syrehalt indikerade låg vattenomsättning och således förekomst av djuphåla där sedimentpartiklar skulle kunna ackumuleras.

Ytligt sediment (0-2 cm/0-5 cm) provtogs i samtliga provlokaler. Djupare sediment togs i regel i den punkt som bedömdes vara lokaliserad i djuphålan för undersökningsområdet.

Vid två objekt, Herräng och Hornstull, utfördes kompletterande sedimentprovtagning samt provtagning av ytvatten. Vattenprover togs ut i två nivåer ca 0,5 m under vattenytan och ca 0,5 m över bottenytan. Proverna togs i anslutning till provpunkterna för sediment. För att bedöma exponeringsrisk av sedimentbundna föroreningar, provtogs vatten vid badstranden innan och efter det att mekanisk uppgrumling av partiklar utförts. Den mekaniska grumlingen utfördes för att efterlikna scenariot när badande grumlar upp och får i sig vatten. För att införskaffa information för stöd i bedömning avseende områdets skyddsvärde utfördes i samband med den kompletterande provtagningen videokartering i transekter.

Provtagningen genomfördes som certifierad provtagning där dubbelprov, blankprov, rengöringsprov togs ut för kvalitetskontroll.

3.3 LABORATORIEANALYSER

Analyspaket valdes utifrån identifierade potentiella belastningskällor. I samtliga undersökningsområden analyserades: Torrsubstans (TS), organisk halt (TOC) (beräknad utifrån glödförlust samt analyserad), metaller, tennorganiska ämnen (TBT, DBT, MBT), PAH, oljeämnen, PCB, dioxin och PFAS i sedimenten. Ytliga prov från djuphålur analyserades avseende PCB (med låg LOQ), dioxin och PFAS. Klorerade alifater, klorerade och icke klorerade bekämpningsmedel inkluderades vid ett begränsat antal undersökningsområden där det bedömdes att dessa ämnen kunde förekomma utifrån närbelägna landbaserade MIFO-objekt.

3.4 RAPPORTERING

För respektive undersökningsområde beskrevs hydromorfologiska förhållanden samt jordarts- och markanvändningsförhållanden. Vid beskrivning av områdets status beaktades de landbaserade potentiella belastningskällor som identifierats i EBH-stödet. Risk för spridning av föroreningar från dessa områden till sedimenten bedömdes kunna ske via dagvatten, ytavrinning, grundvatten samt

damning. Direkta utsläpp från landbaserade verksamheter kan även ha skett historiskt. Statusklass hos ytvattenförekomsten undersökningsområdet var lokaliserat inom beskrevs samt resultat från tidigare kända undersökningar.

3.5 RISKKLASSNING ENLIGT MIFO

Riskklassning är främst utförd för att fungera som ett prioriteringsunderlag för Länsstyrelsens arbete med förorenade områden. Underlaget bygger främst på en kvalitativ bedömning om påverkan, spridning, skyddsvärde och känslighet och ska inte ses som en exakt beskrivning av enskilda förutsättningar.

I föreliggande undersökningar görs bedömning av nedanstående parametrar, vilka efter sammanvägning resulterar i en bedömning av den risk för människors hälsa och miljö ett område ger eller kan ge upphov till. I enlighet med MIFO innebär Klass 1: Mycket stor risk, Klass 2: Stor risk, Klass 3: Måttlig risk, Klass 4: Liten risk (Naturvårdsverket, 1999a).

3.5.1 Föroreningsgrad

Undersökningsområdenas föroreningsgrad bedömdes genom att jämföra de uppmätta halterna med Naturvårdsverkets jämförvärden för metaller samt jämförvärden framtagna av SGU för organiska ämnen (Naturvårdsverket, 1999b och 1999c och SGU, 2017). Jämförvärdena för metaller redovisas som avvikelser från rena, förindustriella sediment och jämförvärdena för organiska ämnen redovisas som statistisk tillståndsklassning. Dessa jämförvärden avser tillståndsklassning och skall inte ses som en klassning avseende miljörisk. Föroreningshalterna är indelade i fem klasser från 1, mycket låg halt, till 5, mycket hög halt. Föroreningsgraden utvärderades genom andel prover i klass 5 (se avsnitt 4). Undersökningsområden med ett större andel prover i klass 5 bedömdes ha en högre föroreningsgrad än område med ett lägre antal prover i klass 5. Uppmätta PFAS halter jämfördes med uppmätta halter i Mälarens sediment (NIRAS, 2019).

3.5.2 Föroreningsutbredning

Föroreningsutbredning inom respektive undersökningsområde utvärderades utifrån om höga halter förekom i enstaka provpunkt, i delar eller inom hela undersökningsområdet, där utbredningen bedömdes som större om höga halter påträffats inom hela undersökningsområdet. Utbredning i djup beaktades utifrån de prover av djupare sediment som analyserats. I regel togs djupare sediment ut endast i förmodad djuphåla, och utbredning i djup har inte kunnat bedömas i andra delar av undersökningsområdena.

3.5.3 Miljörisker

Miljörisker kopplade till de uppmätta föroreningshalterna utvärderades översiktligt med hjälp av effektbaserade bedömningsgrunder. Framförallt användes de svenska bedömningsgrunderna framtagna av Havs- och vattenmyndigheten (HVMFS 2019:25) men även kanadensiska och norska bedömningsgrunder användes.

Bedömningsgrunderna från Havs- och vattenmyndigheten (HVMFS 2019:25) är framtagna för att klargöra måluppfyllelse av en vattenförekomsts miljö kvalitetsnorm och bygger ofta på studier som inkluderar biologiska effekter. Bedömningsgrunder för sediment finns framtagna för ämnena antracen, fluoranten, bly, kadmium, koppar och TBT. Värdena avser sediment med 5 % organiskt kol med undantag för kadmium och bly. Vid avvikande kolhalt justeras uppmätt halt utifrån halten organiskt kol. Koppar justeras även för bakgrundhalt.

Bedömningsgrunder framtagna av kanadensiska myndigheter (CCME, 1999) är uppdelade i två nivåer, PEL (probable effect level) och ISQG (interim sediment quality guidelines). När halterna understiger ISQG är en negativ effekt på organismer inte trolig. Vid halter mellan gränserna för ISQG

och PEL är effekter troliga och vid halter över PEL förväntas negativa effekter på organismer. För bedömning av effekter av dioxiner (PCDDs) och furaner (PCDFs) beräknas den totala toxiska effekten för dessa ämnen "TEQfish" utifrån WHO TEFs för fisk (CCME, 2001).

De norska bedömningsgrunderna är framtagna baserat på tillgänglig information från akuttoxiska och kroniska tester. Alla tester för de norska gränsvärdena är framtagna för leriga och/eller siltiga sediment med en TOC-halt på 1% (Miljödirektoratet, 2016).

3.5.4 Känslighet

Känslighet avser risker kopplade till människors hälsa och risk för exponering. De undersökta områdenas känslighet beaktades och utvärderades utifrån förekomst av badplatser och platser där bad potentiellt kan förekomma. Känslighet utvärderades även avseende förekomst av områden där fritidsfiske bedömdes kunna ske. Förekomst av badplats har generellt medfört att området har bedömts ha en hög känslighet. I princip kan badning alltid ske från bryggor och båtar inom undersökningsområdena, men har främst antagits ske där människor bor och vistas i samband med rekreation och ej inom hamnområden. Samma antaganden har gjorts för förekomst av fritidsfiske. Undersökningsområden inom vattenområden som används som dricksvattenresurs bedömdes ha en hög känslighet.

Förekomst av vattenbruk, t.ex. musselodling, har ej undersökts.

3.5.5 Skyddsvärde

Bedömning av områdets skyddsvärde (miljö) baserades på modellerad förekomst av lek- och uppväxtområden för fisk, förutsättningar för värdefull bottenvegetation (hög täckningsgrad, diversitet, funktion eller hotstatus) och områden med goda förutsättningar för fiskyngel (Länsstyrelserna, 2019). Inga uppgifter fanns om bottenlevande organismer (zoobentos) inom undersökningsområdena, således beaktades inte bottenlevande organismer vid bedömning av områdenas skyddsvärde.

Vidare beaktades förekomst av skyddade områden som exempelvis naturreservat eller vattenskyddsområden i bedömningen av områdets skyddsvärde.

3.5.6 Spridningsförutsättningar

Risken för spridning av föroreningar från sediment bedömdes utifrån förekomst av båttrafik (småbåtshamnar, farleder), vattendjup, vågpåverkan och batymetri (dvs terrängens fysiska form under vattenytan). Båttrafik, oavsett storlek på båt, litet vattendjup och sluttande botten medförde generellt att spridningsrisken bedömdes som stor.

3.5.7 Sammanvägd riskklassning

De enskilda parametrarna sammanvägs och resulterar i en riskklassning per undersökningsområde. Ingen viktning gjordes av de enskilda parametrarna.

4 RESULTAT

4.1 FÄLT OBSERVATIONER OCH FÄLTANALYSER

I föreliggande undersökningar provtogs bottnar med varierande karaktär. Från lösa till fasta sediment, från gyttjiga och dyiga sediment till sandiga och grusiga. Ackumulationsbotten och transportbotten förekom i princip i samtliga undersökningsområden. Erosionsbotten förekom inom ett fåtal av undersökningsområdena.

Skeboån och Vallentunasjön skiljer sig från övriga undersökningsområden, främst på grund av att de är små grunda sötvattenförekomster. Skeboån är ett vattendrag som rinner igenom flera områden där industriell verksamhet pågår eller har pågått historiskt. Sedimenten där är gyttjiga, dyiga eller grusiga. Inga vattendjup uppmättes i Skeboån, då provtagningen utfördes från strandkanten.

I Vallentunasjön är sedimenten extremt lösa och dyiga med bedömt högt näringsinnehåll, med undantag för ett prov från badplatsen som bestod av sand. Största vattendjup i de undersökta punkterna i Vallentunasjön är 4,5 m.

I Mälaren undersöktes fyra områden (sötvatten), där Hornstull och Smedsudden är centralt belägna inom Stockholm.-Kallhäll och Slagsta är belägna inom tätbebyggda områden men på något större avstånd till Stockholm. Vid Hornstull förekommer erosionsbotten inom hela undersökningsområdet. Sedimenten bestod av omblandad dy och sand till grus och sand. Sedimentens konsistens är lös till fast och vattendjupet är ca 7 m till 10 m i de undersökta punkterna. Vid Smedsudden förekommer områden med ackumulationsbotten samt områden med transportbotten. Sedimentens konsistens är lös till fast och vattendjupet är mellan ca 7 m och 29 m i de undersökta punkterna.

Undersökningsområdet vid Kallhäll är beläget i en relativt grund och öppen vik i den del av Mälaren som kallas Görveln. I Kallhäll påträffas transportbotten, men erosionsbotten och ackumulationsbotten förekommer också. Sedimenten består främst av sandig silt och vattendjupet är mellan 1 m och 7 m i de undersökta punkterna. Undersökningsområdet vid Slagsta ligger inom vattenförekomsten Rödstensfjärden. Inom undersökningsområdet förekommer främst transportbotten, men erosionsbotten förekommer i en provpunkt. Sedimenten består främst av silt och sand och vattendjupet är mellan ca 9 m och 23 m i de undersökta punkterna.

Övriga undersökningsområden utgörs av brackvattenområden i skärgården.

Vid Ålkistan förekommer erosionsbotten i området närmast Brunnsvikskanalen. Ackumulationsbotten förekommer i den östra, djupaste delen av undersökningsområdet. I de centrala delarna av undersökningsområdet, närmast de potentiellt förorenade områdena på land, förekommer transportbotten. Sedimentens konsistens är lös till medelfast, består främst av silt och sand men också av lera och gyttja. Vattendjupet är mellan 3 m och 24 m i de undersökta punkterna.

Vid Nysätra varv består botten av transportbotten med undantag för djuphålan där ackumulationsbotten förekommer. Sedimentens konsistens är relativt fast och består främst av silt och sand. Vattendjupet är mellan 1,5 m och 27 m i de undersökta punkterna.

Vid Gåshaga förekommer ackumulationsbotten i det djupaste området, samt möjligen inom småbåtshamnen. I de landnära områdena förekommer erosionsbotten och däremellan transportbotten. Vattendjupet är mellan 3 m och 52 m i de undersökta punkterna. Lösa sediment förekommer i områden med ackumulationsbotten och övergår till fasta sediment i områden med erosionsbotten. Sedimenten består av sand, silt och lera.

I de centrala delarna inom undersökningsområdet för Norra Vaxholmsfjärden förekommer ackumulationsbotten och sedimenten där är mycket lösa. I resterande delar av undersökningsområdet förekommer transportbotten och i en punkt förkom erosionsbotten där sedimentet har en fast

konsistens. Sedimenten består främst av silt och gyttja, men sand förekommer i en punkt. Vattendjupet är mellan 3,5 m och 24 m i de undersökta punkterna.

För undersökningsområden vid Ällmorafjärden, Vadviken och Ortalaviken är vattenområdena mer eller mindre avgränsade av land. Undersökningsområdena vid Herräng och Spillersboda är svåravgränsade då de är lokaliserade inom fjärdar som åtskiljs av öar från havet.

Inom Ällmorafjärden förekommer generellt ackumulationsbotten, bestående av gyttja, lera och silt. Vattendjupet är stort och varierar mellan 15 m och 27 m i de provtagna punkterna. Vid Vadviken undersöktes dels själva Vadviken, dels områden norr och söder om, inklusive Dalarökanal samt badstranden vid Schweizerbadet. Inom Vadviken och norr om Vadviken förekommer ackumulationsbotten som består av silt, gyttja och lera. I provpunkten söder om Vadviken förekommer transportbotten. Vid Dalarökanal förekommer dyiga och gytjiga sediment med mycket växtdelar. Området vid Schweizerbadet består av sandig erosionsbotten. Vattendjupet varierar mellan ca 0,5 m till 38 m i undersökta punkterna. Inom Vadviken är vattendjupet ca 10 m till 28 m i de undersökta punkterna.

I Ortalaviken förekommer ackumulationsbotten, bestående av siltig lerig gyttja, vid samtliga provtagningsområden. Sedimentens konsistens är lös i ytan och fastheten ökar med sedimentdjupet. Vattendjupet är mellan 4 m och 25 m i de undersökta punkterna.

Inom småbåtshamnen i Herräng förekommer erosionsbotten och transportbotten. I Singöfjärden förekommer både transportbotten och ackumulationsbotten. Sedimenten är relativt lösa och består av gyttja. Området vid sandstranden utgörs av erosionsbotten. Vattendjupet är mellan 1 m och 29 m i de undersökta punkterna.

I undersökningsområdet i Spillersboda är vattendjupet mellan ca 1 m till ca 7 m. Botten består mestadels av transportbotten, utom i en punkt där ackumulationsbotten förekommer. Sedimenten utgörs framför allt av gytjig silt.

4.2 ANALYSRESULTAT

Nedan diskuteras halter av ett urval av de undersökta ämnena. Dessa ämnen har valts ut då de förekommer i höga halter i merparten av de undersökta områdena, samt att det finns bedömningsgrunder för dessa ämnen.

I undersökningsrapporterna redovisas sammanställning över samtliga analyserade parametrar inom respektive undersökningsområde.

4.2.1 Kontrollprover

I samband med provtagningarna togs kontrollprov ut i form av dubbelprov, rengöringsblankprov, fältblankprov och transportblankprov.

Dubbelprov utfördes genom att utföra provtagning två gånger i samma punkt. Rengöringsblank gjordes genom att efter utförd provtagning gnida sand mot provtagningsutrustningen. Sanden lades sedan i provkärl. Fältblank utgjordes av ett prov med sand i ett provkärls som var öppet under provtagning och i övrigt hanterades i fält på samma sätt som proverna. Transportblank utgjordes av ett prov med sand som packades i transportlådan inför transport av proverna till lab.

Dubbelprover utgjordes av totalt 12 prover (24 unika prover). Kontrollprov i form av rengöringsblankprov, fältblankprov och transportblankprov utgjordes av totalt 14 unika prover.

Samtliga dubbelprover analyserades med avseende på metaller inklusive kvicksilver, samt torrsbstans och sju analyserades avseende tennorganiska föreningar. Organisk halt (TOC beräknad) analyserades i tio dubbelprov. Ett dubbelprov analyserades även avseende PAH.

Av totalt sju rengöringsblankprover analyserades fyra med avseende på metaller inklusive kvicksilver, fem för tennorganiska föreningar, tre för PCB, två för PAH och ett med avseende på alifater och aromater, samt BTEX. Av de fyra fältblankproverna analyserades tre för tennorganiska föreningar och PCB och ett för metaller inkl. Hg. Av tre transportblankprover analyserades samtliga för tennorganiska föreningar och PCB.

Samtliga blankprover uppvisade halter under detektionsgränsen för organiska ämnen (alifater, aromater, BTEX, PAH och PCB), inklusive tennorganiska ämnen. Metallhalterna är låga och under lokala och nationella bakgrundshalter. Detta indikerar att det inte förekommer någon korskontaminering mellan proverna eller någon kontaminering i samband med transport och provberedning.

Tabell 2. Uppmätta halter i kontrollprov. Rengöringsblank (n=7), fältblank (n=4) och transportblank (n=3). Halter angivna som medelvärde, alternativt högsta halt om antalet analyser för enskild parameter var under 3. Halter angivna i mg/kg TS för PAH, PCB och metaller. Halter av tennorganiska ämnen är angivna i µg/kg TS.

	Rengöringsblank (n=7)			Fältblank (n=4)			Transportblank (n=3)		
	Medel	CV	(n)	Medel /högsta halt	CV	(n)	Medel	CV	(n)
PAH-L	<0,015	-	2	-	-	0	-	-	0
PAH-M	<0,025	-	2	-	-	0	-	-	0
PAH-H	<0,035	-	2	-	-	0	-	-	0
S:a PCB (7st)	<0,0070	-	3	<0,0070	-	3	<0,0070	-	3
Arsenik, As	0,50	0,08	4	<2,0	-	1	-	-	0
Barium, Ba	13	0,09	4	13	-	1	-	-	0
Bly, Pb	1,7	0,03	4	1,8	-	1	-	-	0
Kadmium, Cd	<0,091 / <0,2	-	4	<0,20	-	1	-	-	0
Kobolt, Co	2,0	0,15	4	2,1	-	1	-	-	0
Koppar, Cu	5,1	0,08	4	5,5	-	1	-	-	0
Krom, Cr	15	0,49	4	3,8	-	1	-	-	0
Kvicksilver, Hg	<0,046	-	4	<0,010	-	1	-	-	0
Nickel, Ni	3,4	0,24	4	2,4	-	1	-	-	0
Vanadin, V	6,9	0,05	4	6,3	-	1	-	-	0
Zink, Zn	14	0,10	4	14	-	1	-	-	0
Monobutyltenn (MBT)	<1,0	-	5	<1,0	-	3	-	-	0
Dibutyltenn (DBT)	<1,0	-	5	<1,0	-	3	-	-	0
Tributyltenn (TBT)	<1,0	-	5	<1,0	-	3	<1,0	-	3

Dubbelprov utgörs av analys av två unika sedimentkärnor uttagna i samma provpunkt, med undantag för dubbelprover från Vadviken och Herräng som utgörs av replikat uttagna från sammanslagna sedimentkärnor från samma provpunkt. I dubbelprov från Vadviken och Herräng uppvisas relativt låga skillnader i uppmätta halter jämfört med dubbelprov från andra undersökningsområden. För att osäkerheter i själva provtagningsförfarandet, samt naturlig variation i det material där provtagning sker också ska inkluderas bör unika prover tas ut i samma provtagningspunkt.

Resultaten av dubbelproverna för utvalda ämnen redovisas i tabell 3 som kvoten mellan dubbelproverna i procent. För utvalda metaller uppmättes halter i A- och B-prov som skiljer sig som mest med en faktor två (100 % skillnad). Skillnaden i uppmätta halter av TBT är mellan ca 7 % till ca 5000 %. Den stora skillnaden i TBT-halt som dubbelproverna från Gåshaga uppvisar kan möjligen förklaras med förekomst av TBT-innehållande färgflagor i ett av dubbelproven. Bortses dubbelprov från Gåshaga är skillnaden i TBT-halterna i dubbelprover som högst en faktor två (ca 120 %). I det dubbelprov där PAH analyserades var skillnaden i uppmätta PAH-M- och PAH-H-halter, 28% och 22 %. Torrsubstansen och halten organiskt kol i skiljer sig i medeltal 15% respektive 20 % mellan dubbelproverna.

Tabell 3. Utvärdering av dubbelprover. Kvoten mellan halter i dubbelproverna anges i procent, presenterat som minimum, maximum, medel samt konfidensintervall för arsenik, bly, koppar, zink och TBT. Notera att dubbelprov från Vadviken och Herräng utgörs av replikat från sammanslagna sedimentkärnor, medan övriga dubbelprover utgörs av unika sedimentkärnor från samma provpunkt.

	Arsenik (n=12)	Bly (n=12)	Koppar (n=12)	Zink (n=12)	TBT (n=7)
Min	0,0%	0,0%	0,0%	0,0%	6,8%
Max	75%	100%	68%	63%	4956%
Medel	13%	23%	19%	15%	762%
CV	1,6	1,4	1,1	1,2	2,4

4.2.2 Torrsubstans (TS) och organisk halt (TOC)

Torrsubstansen i ytliga prover var i medeltal 25 % (Variationskoefficient, CV:70%), men varierade från 2,6 % till 85 %. Inom föreliggande undersökningar förekom sediment med mycket hög vattenhalt till sediment med mycket låg vattenhalt.

Skillnaden mellan uppmätt organisk halt (TOC) och beräknad TOC (glödförlust i TS x 0.57 = TOC i % TS) undersöktes i ett begränsat antal (n=4) ytliga prover (0-2 cm och 0-5 cm). Beräknad TOC gav i medeltal ca 30 % högre organisk halt (mellan 0 % och 60 % för individuella prover) jämfört med analyserad organisk halt. Detta indikerar att den faktiska organiska halten i sedimenten är lägre än vad resultaten från beräknade TOC visar. För att med större säkerhet fastställa differensen mellan analyserad och beräknad TOC bör utvärderingen göras på ett större antal analyser.

4.2.3 Halter

Vid bedömning av föroreningsnivåer används i första hand jämförvärden framtagna av Naturvårdsverket (Naturvårdsverket, 1999b och 1999c) och SGU (SGU 2017:12). Dessa jämförvärden beskriver ej risk för negativa konsekvenser för miljön. För TBT används jämförvärdet som återfinns i HVMFS 2019:25 och för PAH och PFOS används norska jämförvärden (Miljödirektoratet, 2016).

Uppmätta halter avseende metaller och organiska föroreningar, uppvisade stor spridning inom och mellan undersökningsområdena, se Figur 2 nedan. Sex områden urskiljer sig med genomgående höga metallhalter; Herräng (D), Hornstull (G), Smedsudden (H), Ålkistan (K), Nysätra varv (M) och Gåshaga (N). Dessa områden är lokaliserade i eller i närhet till centrala Stockholm, med undantag för Herräng (D), som är lokaliserad i den norra delen av länet. Hornstull (G) och Smedsudden (H) är lokaliserade inom sötvattensområden och jämförvärdena för limnologiska system är högre än de för kust och hav. Detta medför att bly- och zinkhalterna ligger under klass 5 och endast enstaka koppar- och kvicksilverhalter ligger över nivå för klass 5, trots höga halter vid jämförelse undersökningsområden emellan. Herräng (D), Ålkistan (K), Nysätra varv (M) och Gåshaga (N) är lokaliserade inom brackvattenområden och jämförvärden för kust och hav används för dessa områden. För dessa områden överskrider uppmätta halter i flertalet prover nivån för klass 5.

Kopparhalterna uppvisar en relativt stor variation, dels med genomgående höga halter i Herräng (D), Ålkistan (K), Nysätra varv (M) och Gåshaga (N), samt Norra Vaxholmsfjärden (L); men även höga halter i enstaka prover vid flera områden.

Höga zinkhalter förekommer i enstaka prover vid nästan samtliga undersökningsområden, men genomgående höga halter av zink påträffas främst vid Herräng (D) och i viss utsträckning även Ålkistan (K).

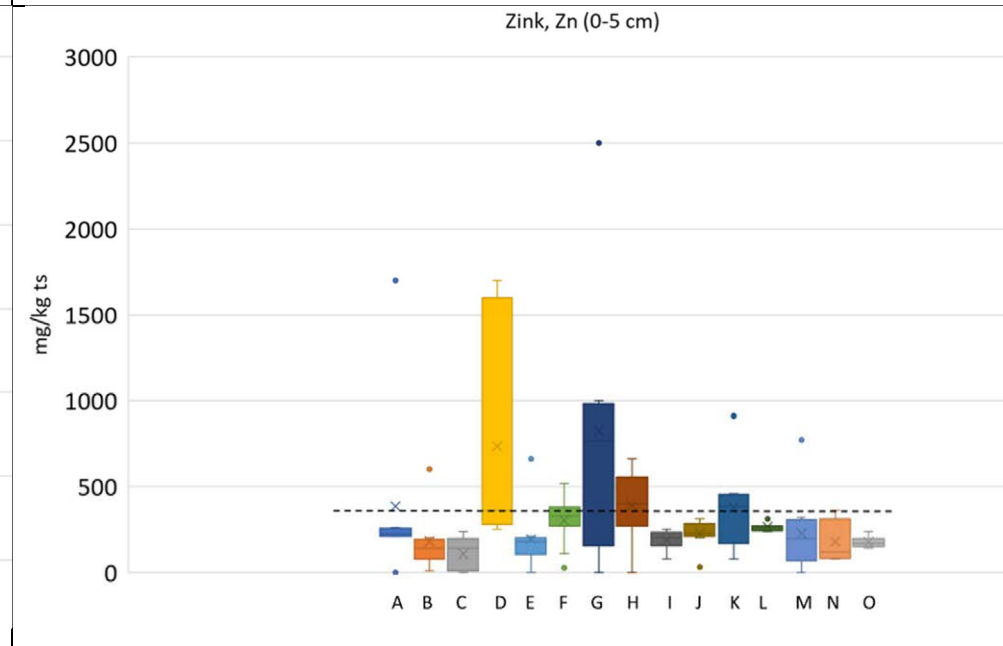
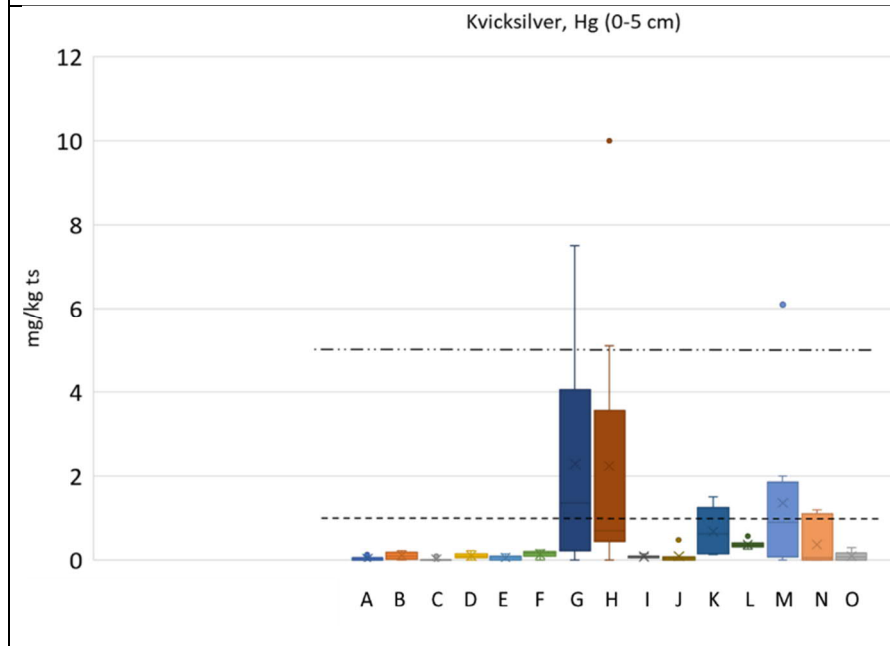
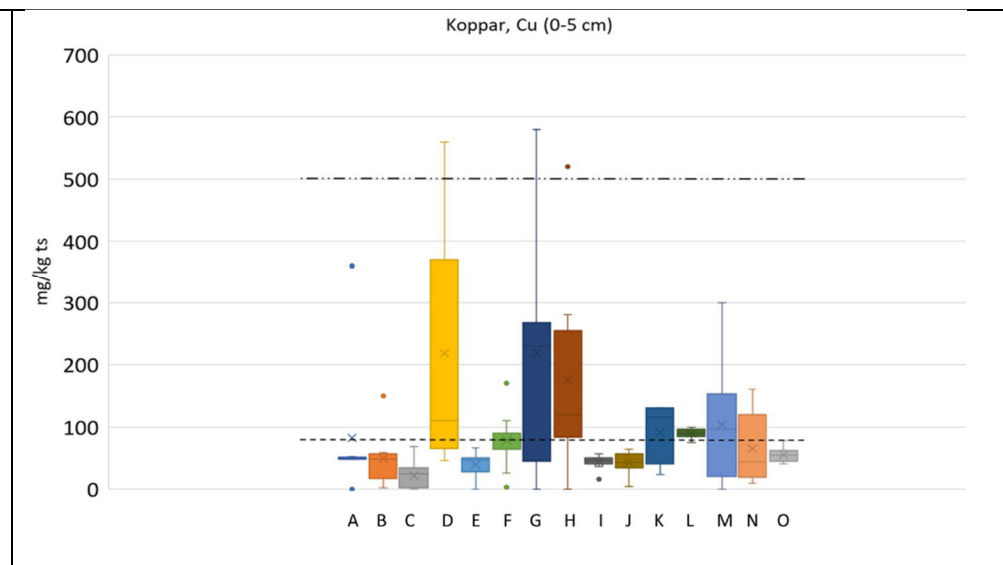
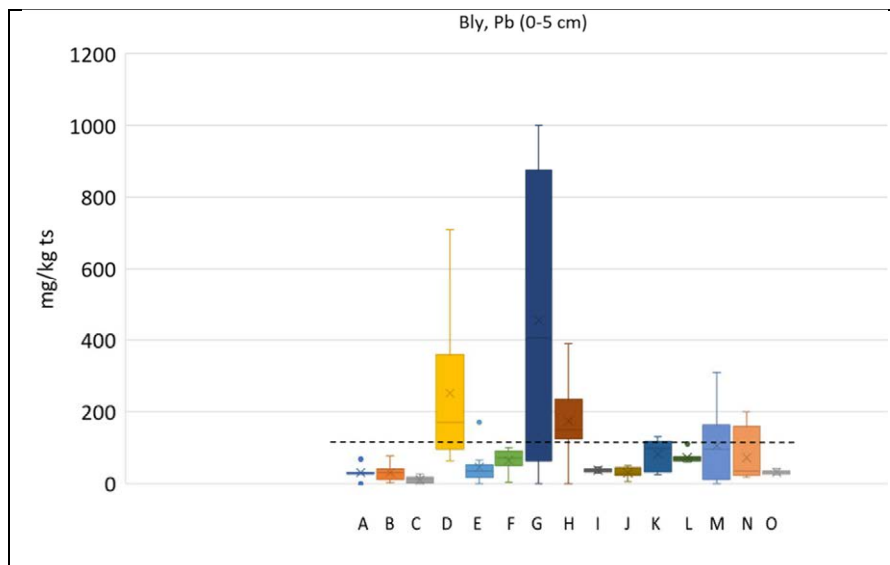
För kvicksilver förekommer de högsta halterna i Hornstull (G), Smedsudden (H), Ålkistan (K), Nysätra varv (M) och Gåshaga (N).

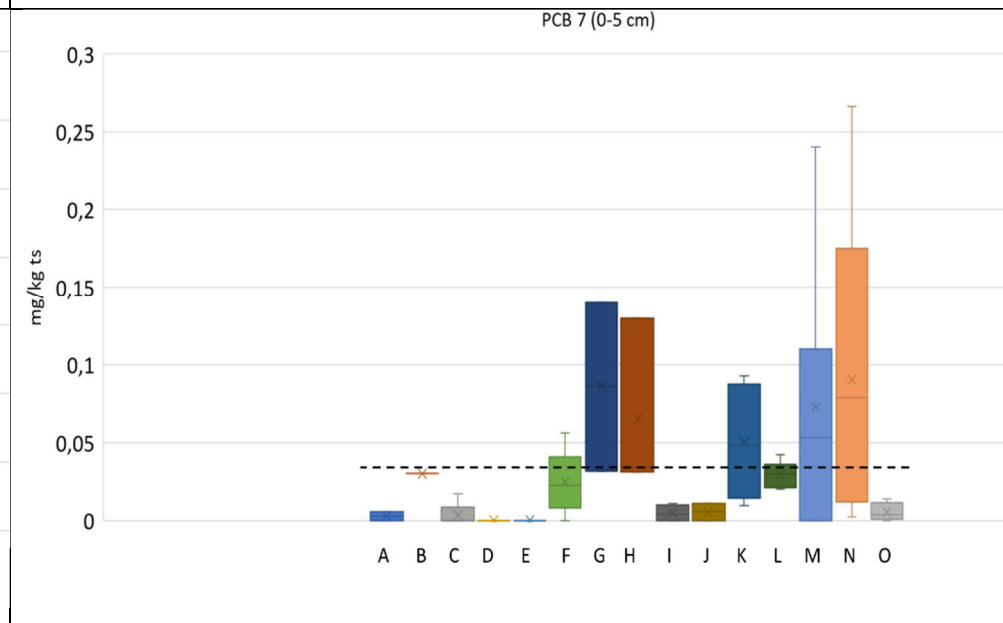
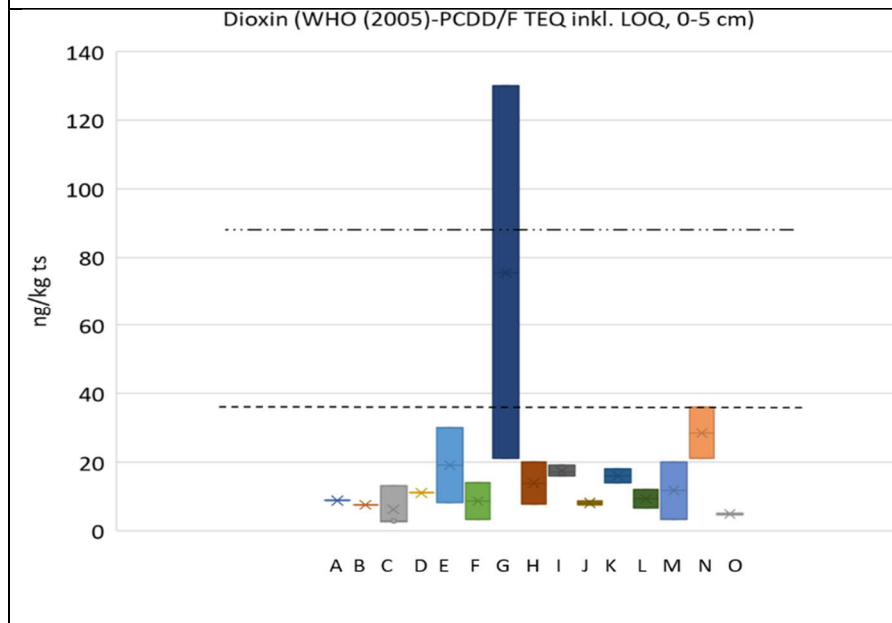
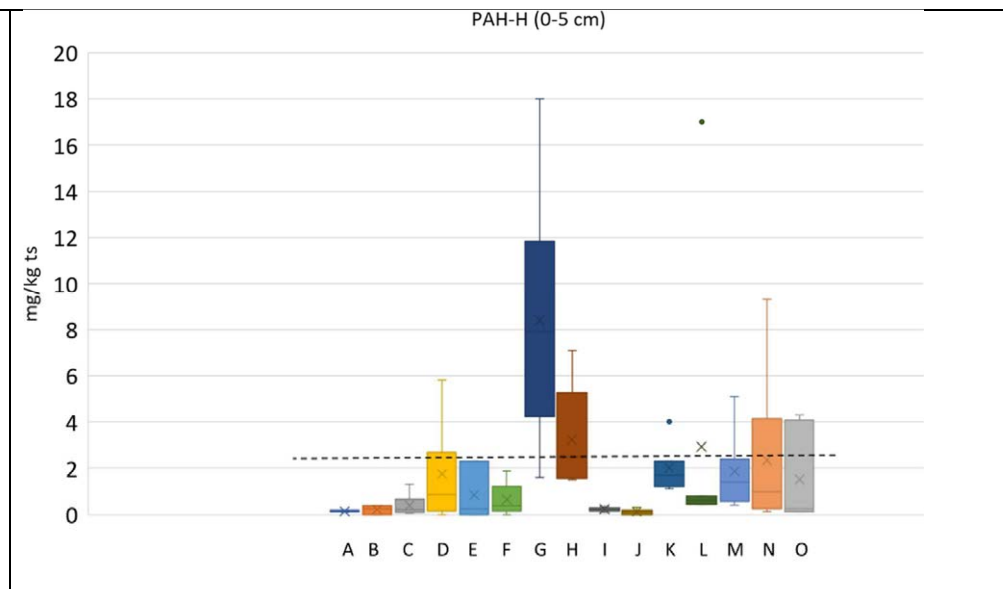
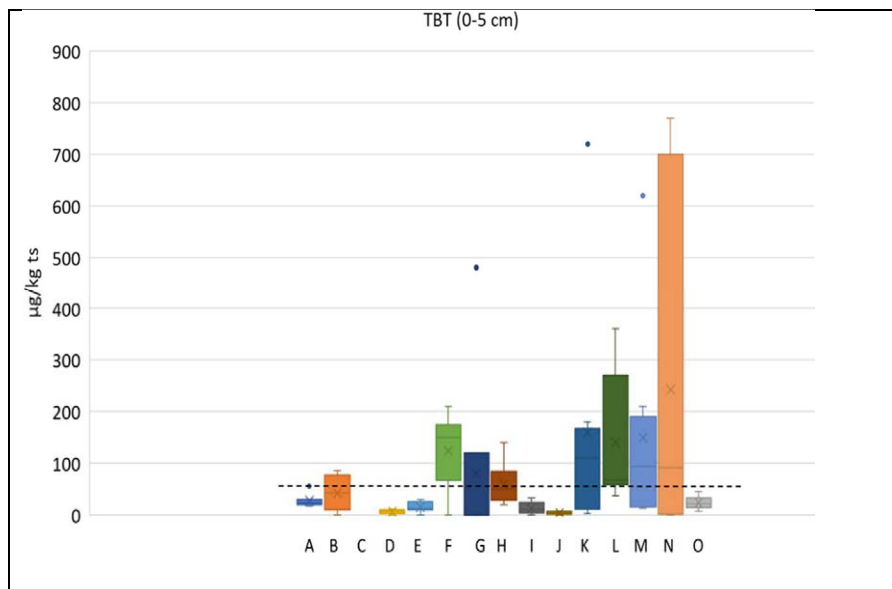
Halter av PAH-H uppvisar likartat mönster som för metallerna, med undantag för genomgående lägre halter vid Herräng och högre halter vid Spillersboda (O). För TBT påträffas höga halter i områden där båttrafik bedöms vara omfattande, till exempel Gåshaga (N), Nysätra varv (M), Ålkistan (K), Norra Vaxholmsfjärden (L), Hornstull (G) och Smedsudden (H) samt även i delar av Slagsta (F) och Vadviken (B). I samtliga undersökningsområden förekommer halter av TBT överskridande gränsvärden i HVMFS 2019:25 i en eller flera punkter.

I Hornstull (G) uppvisar ett av två prover hög dioxinhalt (WHO (2005)-PCDD/F TEQ inkl. LOQ), jämfört med resterande undersökta områden. Samtliga halter underskrider klass 5 i de norska bedömningsgrunderna (500 ng/kg TS), dock överskrider halterna i Hornstull klass 4 i de norska bedömningsgrunderna för sötvatten. Dioxinhalter uppmätta i sediment vid de andra undersökningsområden underskrider klass 4 i de norska bedömningsgrunderna.

PCB-halten överskrider nivå för klass 5 vid de i Stockholm centralt belägna områdena Hornstull (G) och Smedsudden (H). Även vid de Stockholmsnära områdena Slagsta (F), Ålkistan (K), Nysätra Varv (M), Gåshaga (N) samt vid Norra Vaxholmsfjärden (L) överskrider PCB-halterna klass 5. Även i Vallentunasjön påträffas PCB-halter över klass 5. Vid Kallhäll och övriga områden längre från Stockholm är halterna i nivån för klass 3 och klass 4.

PFOS detekteras i de flesta undersökta områden, men förekommer i relativt låga halter. Dock ses en mycket hög halt av PFOS i ett prov från Vallentunasjön (J), samt relativt höga halter i sedimenten vid Smedsudden (H) och Kallhäll (I). Orsaken till den höga halten av PFOS i Vallentuna (J) har inte utretts. PFOS-halten i Kallhäll (I) är något lägre än nivåer i sediment i Görveln i Mälaren 2017 (Niras, 2019). PFOS vid Smedsudden uppvisar jämförbara med nivåer i Ulvsundasjön, Bällstaviken och Årstaviken (Niras, 2019).





■ Ällmorafjärden - A	■ Vadviken - B	■ Skeboån - C
■ Herräng - D	■ Ortalaviken - E	■ Slagsta - F
■ Hornstull - G	■ Smedsudden - H	■ Kallhäll - I
■ Vallentunasjön - J	■ Ålkistan - K	■ N. Vaxholmsfjärden - L
■ Nysätra varv - M	■ Gåshaga - N	■ Spillersboda - O

Figur 2. Förekomst av uppmätta halter i yttligt sediment (0-5 cm) i samtliga undersökta områden, för sex utvalda ämnen. I figuren redovisas data från samtliga prover i intervallet 0-5 cm. Prov från intervallen 0-2 cm och 2-5 cm, samt 0-5 cm är alltså inkluderade. Streckad linje markerar klass 5 i NV 4914 och SGU 2017:12, streckad linje med punkter markerar klass 5 i NV 4913 (limnologiska system), förutom för dioxin där streckad linje markerar klass 4 i de norska bedömningsgrunderna för marint vatten och streckad linje med punkter markerar klass 4 för sötvatten i de norska bedömningsgrunderna. Observera att Dioxin utgörs av ett fåtal (1-3) analyser per undersökningsområde.

4.3 RISKKLASSNING

Parametrar som ingår i riskklassningen beskrivs översiktligt under sektion 3.5. Nedan diskuteras parametrarna, hur dessa bedömts samt resultaten från undersökningarna. För mer ingående redovisning och diskussion av resultat hänvisas till undersökningsrapporterna för de enskilda områdena.

4.3.1 Föroreningsgrad

Vid samtliga undersökningsområden påträffas föroreningar i olika grad. Till exempel förekommer relativt låga halter vid Skeboån, Kallhäll och Vallentunasjön, medan de högsta halterna påträffas vid undersökningsområdena Herräng, Hornstull, Smedsudden, Ålkistan, Nysätra varv, Norra Vaxholmsfjärden och Gåshaga.

Undersökningsområden med en större andel prover i klass 5, mycket hög halt, enligt Naturvårdsverkets och SGU:s jämförvärden bedöms vara förorenade i högre grad än områden där andelen är låg eller där endast halter uppmäts i lägre klasser. Detta ger en grov uppskattning av föroreningsgraden inom ett undersökningsområde. Föroreningsgraden bedöms även utifrån om höga halter finns i både ytliga och djupare tagna prover 0-5 cm och > 5 cm.

Mycket höga metallhalter påträffas endast i enstaka prover eller inte alls vid över hälften av undersökningsområdena. Det finns fyra områden där mycket höga metallhalter, klass 5, förekommer i mer än 80 % av de ytliga proverna, Herräng, Ålkistan, Norra Vaxholmsfjärden och Nysätra varv. Jämförvärdena och klassgränserna för limniska system är höga vilket medför att till exempel Hornstull och Smedsudden har en relativt låg andel av proverna i klass 5, men de bedöms dock som starkt påverkade områden på grund av de höga halter som påträffas där.

För organiska ämnen finns bara jämförvärden som baseras på prover från kust- och havsområden. Dessa jämförvärden har dock tillämpats för samtliga områden. Föroreningsgraden, antal prover i klass 5, med avseende på PAH är högst i Hornstull, Smedsudden och Ålkistan. Där har mellan 60 och 80 % av proverna PAH-halter i klass 5. Vid övriga undersökningsområden förekommer PAH-halter i klass 5 i 0 till ca 45 % av proverna. Vid åtta områden förekommer TBT i klass 5 i 50 till 75 % av proverna. Höga halter av PCB förekommer i mer begränsad omfattning. PCB i klass 5 förekommer i ca 40 % av proverna i fyra undersökningsområden och i 11 undersökningsområden förekommer PCB i höga halter i färre än 20 % av proverna.

I totalt nio provpunkter, vid åtta olika undersökningsområden, analyserades sedimentintervallen 0-2 cm och 2-5 cm. I de olika provdjupen uppmättes metallhalter i likartade nivåer. För TBT ses tendenser till ökande halter med djupet i dessa två provintervall. Dock baseras detta endast på tre prover från 2-5 cm intervallet och resultaten bör tolkas med försiktighet. Skillnader i PAH- och PCB-halter mellan provdjupen 0-2 cm och 2-5 cm har inte kunnat utvärderas på grund av för få data.

4.3.2 Utbredning

För respektive undersökningsområde utvärderades var de högsta halterna av bly, koppar, kvicksilver, PAH-H, PCB-7 och TBT påträffats, med avseende på lokalisering, botten typ samt i ytliga (0-5 cm) eller djupa (>5 cm) prover. Provtagningen var riktad dels mot ackumulationsområden, där föroreningar kan förväntas ansamlas, dels mot områden med närhet till potentiellt förorenade områden på land. Provpunkter var även i viss utsträckning placerade för att kunna bedöma om föroreningsnivån ökar eller avtar med avstånd från trolig källa. Bilden av föroreningsutbredningen vid respektive undersökningsområde avspeglas således också av provpunkternas placering.

De högsta halterna förekommer framför allt i provpunkter med närhet till potentiellt förorenade objekt på land, samt i respektive undersökningsområdes djuphåla. Beroende på områdenas olika karaktär varierar avstånd till land där de högsta halterna påträffas. Det beror bland annat på batymetrin och vilken typ av verksamhet som bedrivits på land och inom undersökningsområdet. Att de högsta

påträffade halterna inom respektive undersökningsområde inte alltid påträffas i djuphålor kan bero på att det område som bedöms vara undersökningsområdets djuphåla kan finnas på stora avstånd från förorenade landobjekt och att föroreningar till större del ackumulerats inom andra områden. Vid några av undersökningsområdena förekom samtliga undersökningspunkter nära land och inom områden med ett relativt litet vattendjup vilket kan påverka uppfattningen om var de högsta halterna påträffas, dvs ackumulationsområdet kanske finns utanför det undersökta området.

Utifrån strikt tillämpning av kriterier för att beskriva botten typer utifrån vatteninnehåll och organisk halt (Håkanson och Rosenberg, 1987) förekommer de högsta föroreningshalterna framför allt i områden med ackumulationsbotten. Den bilden är inte lika entydig utifrån bedömning av botten typ som gjorts i samband med fältarbetena. Utifrån fältnoteringarna påträffas de högsta halterna främst inom områden där ackumulations- eller transportbotten bedömts förekomma, med övervikt på områden med transportbotten. I regel förekommer ingen skarp gräns mellan dessa botten typer. Att de olika metoderna för bedömning av botten typ ger olika resultat är i sig inget uppseendeväckande. Dock visar det på svårigheten i att göra exakta bedömningar av botten typ utifrån fältobservationer, uppmätt vatteninnehåll och organisk halt. Överlag förekommer de högsta halterna i provpunkter med en hög vattenhalt (>75%) och en relativt hög organisk halt (>4%).

I enstaka fall påträffas de högsta halterna inom områden med erosionsbotten, där man normalt sett inte bedömer att höga nivåer av föroreningar förekommer. Detta bedöms bero på att erosionsbotten förekommer inom hela undersökningsområdet, som vid Hornstull.

4.3.3 Miljöeffekter

Att härleda förekomst av föroreningar till negativa effekter på miljö är i sig svårt och tidskrävande. I dessa översiktliga undersökningar har risk för negativa miljöeffekter bedömts genom att jämföra uppmätta halter i sediment med effektbaserade jämförvärden. Generella (effektbaserade) jämförvärden, s.k. bedömningsgrunder kan ge en indikation på förekomst av risk för negativa effekter på bottenlevande och akvatiska organismer. Dock är generella bedömningsgrunder associerade med stora osäkerheter och låg precision till följd av bland annat lokala variationer i ekosystemens känslighet samt att föroreningars biotillgänglighet också påverkas av sedimentens karaktär, t.ex. mineralinnehåll, kornstorlek, ursprung och halt av organiskt kol, som kan variera stort mellan olika vattenområden. Nedan redovisade resultat skall således beaktas med den osäkerhet som är kopplad till denna metodik. I denna rapport diskuteras risken för negativa effekter på miljön utifrån svenska bedömningsgrunderna framtagna av Havs och Vattenmyndigheten (HVMFS 2019:25) samt kanadensiska myndigheter (CCME, 1999). I undersökningsrapporterna finns en mer ingående bedömning av miljöriskerna.

I samtliga undersökningsområden förekommer halter av TBT överskridande gränsvärden i HVMFS 2019:25 i en eller flera punkter. I alla undersökningsområden kan således TBT utgöra en risk för negativa effekter på bottenlevande organismer. I Skeboån analyserades ej TBT då det bedömdes osannolikt att tennorganiska ämnen förekommer i någon större omfattning där. I åtta av objekten uppmäts antracen och/eller fluoranten i halter överskridande gränsvärden i HVMFS 2019:25 i ytligt sediment och i två av områdena förekommer halter över gränsvärdena i djupare sediment. Uppmätta halter av bly, kadmium och koppar överskrider gränsvärdena i sju, sex respektive tio av de undersökta områdena, samtliga provdjup medräknade. Således bedöms miljörisiker kopplade till PAH och tungmetaller förekomma vid majoriteten av de undersökta områdena.

Halter av metaller, PAH:er och dioxiner underskrider nivån för förväntade negativa effekter (PEL) i samtliga prover från Skeboån och Vallentunasjön, vilket innebär att halter troligen inte innebär risk för negativa effekter på bottenlevande och akvatiska organismer. Metallhalter över PEL förekommer i enstaka prover från Vadviken, Ällmorafjärden, Ortalaviken, Kallhäll, Norra Vaxholmsfjärden och Gåshaga. Metallhalter över PEL förekommer i flertalet prover från Smedsudden och Hornstull, Slagsta, Ålkistan och Nysätra varv, och i Herräng förekommer metallhalter över PEL i samtliga prover.

PAH över PEL förekommer i enstaka prover från Gåshaga, Spillersboda, Slagsta, Norra Vaxholmsfjärden och Herräng. PAH över PEL förekommer i flertalet prover från Smedsudden och Hornstull, Ålkistan och Nysätra varv.

Dioxiner och furaner uttryckt som summa WHO TEF för fisk förekommer över PEL i enstaka prover i Ortalaviken, Hornstull och Gåshaga och PCB i halter över PEL påträffas i Gåshaga och i Nysätra varv i enstaka prover.

4.3.4 Känslighet och skyddsvärde

Undersökningsområdena valdes delvis ut på grund av förekomst av badplatser, badstränder och badbryggor. Således finns platser för bad samt områden där bad är möjligt i eller nära samtliga undersökningsområden. Detta ligger till grund för bedömning att människor vistas frekvent inom områdena, framför allt under sommarhalvåret. Områdena har därför bedömts ha stor till mycket stor känslighet. Förekomst av småbåtshamnar bör eventuellt också inkluderas i bedömning av känslighet då människor vistas vid småbåtshamnar och bad kan ske även från båt. Detta har dock i denna undersökning inte bedömts öka känsligheten. I de fall bostadshus har funnits i direkt närheten av undersökningsområdena, t.ex. i Gåshaga, har detta också beaktats och medfört att området har bedömts ha stor känslighet. Förekomst av vattenskyddsområde för uttag av ytvatten har medfört att området bedömts ha en stor känslighet. Detta har framför allt varit aktuellt för undersökningsområdena i Mälaren.

Då föroreningarna i de flesta fall förekommer på större vattendjup än vad människor kan tänkas exponeras för i samband med bad kan det anses att badstränder och områden som möjliggör bad är av mindre vikt för områdets känslighet än vad som bedömts i föreliggande undersökningar. Vid några av undersökningsområdena (Herräng och Smedsudden) har material från badstränder provtagits på ett vattendjup <1 m och föroreningar i höga halter har påträffats. Inom sådana områden kan det dock anses att en faktisk risk för exponering av föroreningar föreligger.

Inom ramen för undersökningarna har bedömningen av skyddsvärde baserats på digitalt kartunderlag (Länsstyrelsen i Stockholms län, 2007 och Aquabiota, 2013). Kartdataunderlagen beskriver bland annat att förutsättningarna finns för lek- och uppväxtområden för fisk, samt förutsättningar för värdefull bottenvegetation (hög täckningsgrad, diversitet, funktion eller hotstatus) och områden med goda förutsättningar för fiskyngel. Dessa digitala underlag finns bara tillgängliga för kustvatten. Inga undersökningar eller kontroller av dessa förutsättningar gjordes i fält. Ett område bedömdes ha större skyddsvärde om det digitala underlaget visade på förekomst av uppväxt- och lekområden för fisk, samt goda förutsättningar för fiskyngel och bottenvegetation.

4.3.5 Spridningsförutsättningar

För respektive undersökningsområde har spridningsförutsättningarna bedömts kvalitativt utifrån batymetri och båttrafik. Bedömning av risk för spridning av föroreningar gjordes både med avseende på spridning inom undersökningsområdet samt med avseende på spridning från undersökningsområdet till intilliggande vattenförekomster. Undersökningar för att titta på spridning från sediment till botten- eller vattenlevande organismer har inte utförts i detta projekt.

Båttrafik, framför allt inom grundare områden, bedömdes medföra risk för spridning av sediment från ett område till annat djupare område. Båttrafik förekommer i någon grad i samtliga undersökningsområden. Områden med sluttande botten bedömdes medföra en större risk för spridning av förorening från grundare områden till djupare områden än flacka områden.

Risken för spridning ut från undersökningsområdet bedömdes vara lägre i områden mer avgränsade av land än mer öppna vattenområden. Till exempel bedömdes risken för spridning från trösklade eller avgränsade fjärdar (Ällmorafjärden, Vadviken och Ortalaviken) vara låg, med viss risk för spridning från grundare till djupare områden. Risk för spridning från djuphålan bedömdes som låg.

Spridningsrisken bedömdes vara stor i tio av undersökningsområdena, måttlig i fyra samt liten vid ett område (Vallentunasjön).

4.3.6 Sammanfattning av riskklassning

Samtliga undersökningsområden var prioriterade för undersökning då det troligen skett stor påverkan från närliggande verksamheter under lång tid. Således var det förväntat att föroreningsgraden och föroreningsutbredningen skulle vara stor vid dessa områden. Känsligheten bedöms vara stor till mycket stor för samtliga områden. Detta då förekomst av badplatser var en faktor som styrde urvalet samt att människor frekvent vistas i samtliga undersökningsområden. Några av områdena ligger dessutom inom dricksvattentäkt.

Vid de flesta undersökta områdena finns förekomst av lekområden för fisk, samt goda förutsättningar för bottenvegetation och fiskyngel. Vid några av områdena har någon eller några av dessa förutsättningar inte funnits och därmed bedömts ha lägre skyddsvärde. Föroreningsutbredningen i ytligt sediment bedömdes vara stor i majoriteten, åtta, av de undersökta områdena. För djupare sediment bedömdes utbredningen vara stor vid fyra av områdena. För de flesta av områdena bedömdes risken för spridning vara stor (tio områden), men undersökningsområden med måttlig eller liten risk för spridning förekommer också.

Majoriteten av undersökningsområdena, nio, bedöms tillhöra riskklass 2, stor risk. Ett mindre antal, tre, av områdena bedöms tillhöra riskklass 1, mycket stora risker och tre bedöms tillhöra riskklass 3, måttlig risk. En sammanfattning av riskklassningen redovisas i Tabell 4.

Tabell 4. Sammanfattning av parametrar för riskklassningen samt förslag till ny riskklass. ”/” indikerar att inga djupare prover finns för området.

Parameter Undersöknings- område	Föroreningsgrad	Föroreningsutbredning		Risk för spridning	Känslighet	Skyddsvärde	Förslag till ny riskklass
		Yta	Djup				
Ällmorafjärden	Medelhög - mycket hög	Stor	Måttlig	Måttlig	Stor	Stort	2
Vadviken	Hög - mycket hög	Måttlig	Liten	Stor	Stor	Stort	2
Skeboån	Medelhög - Hög	Liten	Liten	Stor	Stor	Stort	3
Herräng	Hög- Mycket hög	Stor	/	Måttlig	Stor	Stort	1
Ortalaviken	Medelhög - mycket hög	Måttlig	Måttlig	Stor	Stor	Stort	2
Slagsta	Medelhög - Mycket hög	Måttlig	Liten	Stor	Mycket stor	Litet	2
Hornstull	Mycket hög	Stor	Stor	Stor	Mycket stor	Måttligt	1
Smedsudden	Mycket hög	Stor	Stor	Stor	Mycket stor	Måttligt	1
Kallhäll	Medelhög	Liten	Liten	Måttlig	Stor	Måttligt	3
Vallentunasjön	Medelhög	Måttlig	/	Liten	Mycket stor	Stort	3
Ålkistan	Hög - Mycket hög	Stor	/	Stor	Stor	Stort	2
N Vaxholm	Hög - mycket hög	Stor	/	Stor	Stor	Stort	2
Nysätra	Mycket hög	Stor	Stor	Måttlig	Stor	Stort	2
Gåshaga	Hög - mycket hög	Stor	/	Stor	Stor	Måttligt	2
Spillersboda	Medelhög - Hög (mycket hög)	Måttligt	Stor	Stor	Mycket stor	Stor	2

5 DISKUSSION KRING UNDERSÖKNINGSMETOD, RISKKLASSNING, SAMT FÖRDJUPADE UNDERSÖKNINGAR

5.1 URVAL AV UNDERSÖKNINGSOMRÅDEN

Vid samtliga undersökningsområden påträffades föroreningar i någon grad. Detta indikerar att de avgränsningar som gjorts samt de parametrar som inkluderats vid urvalet av undersökningsområden ger en rimlig bild av områden som kan vara förorenade av närliggande verksamheter. Dock har endast områden där föroreningar förväntats påträffas valts ut inom detta uppdrag, vilket medför viss osäkerhet i urvals metodens träffsäkerhet i att identifiera icke förorenade områden. Då sediment kan vara påverkade av många olika källor är det också viktigt att referensområden och referensprover inkluderas i undersökningarna för att sätta områden med hög föroreningsbelastning i perspektiv med opåverkade områden samt för att kunna bedöma vad som orsakar de höga halterna. Referensområden möjliggör också att uppmätta halter jämförs mot möjlig bakgrundsbelastning, t.ex. atmosfäriskt nedfall. Det kan dock vara svårt att hitta opåverkade referenslokaler inom tätbebyggda områden.

5.2 RISKKLASSNING/PARAMETRAR

De parametrar (föroreningsnivå, potentiella miljöeffekter, föroreningsutbredning, spridning, känslighet och skyddsvärde) som inkluderats i riskklassningen ger en sammanfattande bild av de främsta riskerna kopplade till förorenade sedimentområden.

Bedömningsmetodikerna innefattar ett visst mått av subjektivitet. För att få en mer likartad riskklassning samt likartad och transparent bedömning av enskilda parametrar bör i framtiden tydliga definitioner för respektive parameter tas fram. Ett sätt att bedöma t.ex. föroreningsgrad skulle kunna vara att utgå från andelen prover i t.ex. klass 5. Ett undersökningsområde skulle kunna bedömas ha mycket hög föroreningsgrad om föroreningshalter i klass 5 förekommer i 80 % eller fler av proverna. På samma sätt skulle en låg föroreningsgrad kunna definieras som halter i klass 5 i mindre än t.ex. 20 % av proverna. Här bör också antalet referensprover, där låga halter förväntas, beaktas då dessa påverkar den procentuella fördelningen av prover med höga/låga halter. Föroreningsutbredningen bör också undersökas bättre genom att provta i fler punkter i förslagsvis transekter utifrån det misstänkt förorenade området. Provpunkternas placering bör göras utifrån batymetrisk information. Finns inte sådan att tillgå bör mätningar göras innan provpunkternas placering bestäms.

5.2.1 Föroreningsgrad och föroreningsutbredning

För att bedöma föroreningsgraden jämfördes uppmätta halter mot jämförvärden framtagna av Naturvårdsverket och SGU. Jämförelse mellan uppmätta halter och bedömningsgrunder ger en möjlighet till att översiktligt bedöma om området är lite, måttligt eller mycket förorenat, en indikation på föroreningsutbredningen, samt en indikation på om halter kan innebära en miljörisk. För metaller finns jämförvärden för kust- och havsområden, samt för limniska system. Denna skillnad saknas i dagsläget för organiska ämnen och jämförelsen avseende organiska ämnen i limniska system kan således vara något missvisande.

5.2.2 Miljöeffekter

Vid jämförelse mellan uppmätta halter och effektbaserade bedömningsgrunder ges indikation på att potential för negativa effekter på miljön föreligger. Dock råder stor osäkerhet kring förekomst av negativa effekter på miljön kopplade till föroreningar som påträffats i undersökningarna (se avsnitt 4.3.3). Osäkerheter i bedömningen av miljöeffekter beror bland annat av att endast ett fåtal ämnen

(antracen, fluoranten, bly, kadmium, koppar och TBT) finns i de svenska effektbaserade bedömningsgrunderna och effekter kan orsakas även av de andra ämnena som påträffats samt av ämnen där förekomsten inte undersökts. Ytterligare osäkerheter kopplade till de svenska bedömningsgrunderna är att halterna ska justeras för organisk- och bakgrundshalt för vissa ämnen men inte alla. I de kanadensiska och norska effektbaserade bedömningsgrunderna finns nivåer angivna för ett större antal ämnen dock finns osäkerhet i om de är applicerbara på svenska förhållanden. För en säkrare bedömning kan enklare toxicitetstester utföras på relevanta organismer för att klargöra om negativa effekter kan uppstå efter exponering av förorenat sediment från olika områdena. Mätningar av halterna av specifika föroreningar kan också göras i organismer för att bedöma biotillgänglighet. För en mer fördjupad undersökning kan påverkan på olika områden bedömas genom en inventering och jämförelse av bottenlevande och akvatiska organismer mellan undersökningsområdena och referenser/gradienter för att påvisa påverkan.

5.2.3 Känslighet

Parametern känslighet är svårbedömd, dels för att det är svårt att uppskatta i vilken utsträckning människor vistas inom områdena, dels för att det är svårt att uppskatta om människor faktiskt exponeras för de föroreningar som påträffas i sedimenten. I föreliggande undersökningar har förekomst av badplats legat till grund för bedömning av områdenas känslighet. Detta är dock ett relativt trubbigt mått för att bedöma exponering, dels på grund av avsaknad av information om hur välbesökt en badplats är, dels på grund av att badande troligen mycket sällan kommer ner till de djup där föroreningar framförallt påträffas. Information om antal människor som besöker en badplats kan fås genom t.ex. platsbesök, besöksräknare, kameraövervakning eller information om antal mobilanvändare inom ett område under en viss tid. Indikationer på förorenat sediment (suspenderat material) och lösta föroreningar i vattenkolumnen som badande kan exponeras för kan erhållas genom t.ex. sedimentfällor och passiva provtagare.

Förekomst av fiske har beaktats vid bedömning av känslighet då det finns potential för exponering av föroreningar via konsumtion av fisk. Dock är det svårt att bedöma omfattningen av det fiske som kan förekomma inom undersökningsområdena och hur stor del av födan som kan komma från lokalt fångad fisk. Om omfattningen skulle bedömas vara begrundansvärd kan hälsoriskerna bedömas utifrån uppmätta eller beräknade föroreningshalter i fisk i relation till tolererat dagligt intag (TDI).

Vidare utgör intag av dricksvatten en viktig del för bedömning av områdets känslighet då föroreningar i sediment potentiellt kan spridas till ovanliggande vatten. Information om vattenskyddsområden är lättillgänglig och ger också en viktig dimension för bedömning av känslighet. Områden inom vattenskyddsområden har bedömts ha hög känslighet. Det är dock komplicerat att koppla föroreningar i sediment till exponering via dricksvatten, då det behövs information om hur mycket föroreningar som sprids från sedimenten till vatten och hur detta påverkar halter i vattnet i vattenförekomsten och i vattnet en konsument får i sig.

5.2.4 Skyddsvärden

Områdenas potentiella skyddsvärde kan bedömas relativt enkelt genom lättillgänglig geografisk information som i utvalda områden (kustområden) visar uppväxt- och lekomyråden för fisk, gynnsamma miljöer för fiskyngel och goda förutsättningar för bottenvegetation. För limniska vatten finns dock inte motsvarande information. Viss osäkerhet ligger i informationsunderlagets täckningsgrad samt att information kring bottenlevande organismer saknas, vilket i ett första skede är en av de mer relevanta aspekterna att bedöma. Förekomst av skyddsvärden har ej undersökts eller bekräftats i samband med fältundersökningarna. En sådan bedömning skulle kunna inkluderas i samband med fältundersökningarna för att ge en säkrare bedömning av skyddsvärde, framför allt för områden där data helt eller delvis saknas. Exempelvis kan videokartering utföras inom undersökningsområdet som ett led i att bedöma skyddsvärdet. Vidare bör bottenfaunaundersökningar utföras för att undersöka om påverkan finns på befintlig bottenfauna. Då parametrar såsom turbiditet, syrenivåer, salthalt och pH-värde kan påverka bottenfaunan så är det även viktigt att mäta dessa parametrar och om möjligt jämföra med ett referensområde.

Beroende på undersökningsområdets lokalisering kan avsaknad av bottenfauna bedömas olika. Avsaknad av bottenfauna kan indikera att systemet är stört till den grad att det inte finns förutsättningar för organismer att etablera sig, detta kan i sin tur ha flera orsaker utöver föroreningar. I ett hamnområde kan en reducerad bottenfauna anses vara acceptabelt, så länge områdets skyddsvärde bedöms som låg, men anses vara oacceptabelt i t.ex. grunda vikar där livskraftiga ekosystem kan förväntas förekomma.

5.2.5 Spridningsförutsättningar

Spridningsförutsättningar är en viktig parameter att beakta i samband med riskklassning och vid fördjupad riskbedömning. Denna parameter har bedömts kvalitativt utifrån förekomst av båttrafik och batymetri. Detta ger trots sina begränsningar en första indikation och gradering på om risk för föroreningsspridning kan förekomma inom och från undersökningsområdet.

För att med större säkerhet kunna bedöma risker med föroreningar i sediment och bedöma eventuell påverkan på omkringliggande områden bör denna parameter utredas mer utförligt. Utredning av strömningsförhållanden kräver omfattande undersökningar. I ett tidigt skede kan man med relativt enkla medel införskaffa underlag för bedömning av risken för spridning av föroreningar. Till exempel kan vattenutbyte mellan vattenförekomster, vilket i grova drag ger en indikation på (netto) spridning, inkluderas i undersökningarna. Data för detta tillhandahålls av SMHI (SMHI, 2020). Dock kvarstår frågan om strömningsriktningar inom undersökningsområdet.

För att få data om risk för partikelburen föroreningstransport i vattnet kan halten suspenderat material i vattnet mätas, med direktvisande instrument eller i vattenprover. Bottenvattenprover, filtrerade och ofiltrerade, kan ge en information om dels halter i vattnet, dels om föroreningar är lösta eller partikelbundna. Data på vertikala partikelflöden i vattenkolumnen kan insamlas med hjälp av sedimentfällor, placerade på olika djupnivåer. För att få data på om det sker en nettospridning via diffusion från sedimenten eller ej kan föroreningshalten mätas i porvattnet samt i bottenvattnet, med hjälp av t.ex. passiva provtagare. Förekommer högre halter i porvattnet än i bottenvattnet tyder på att det finns potential för föroreningar att sprida sig från sedimenten till ovanliggande vatten.

5.3 ERFARENHETSÅTERKOPPLING

5.3.1 *Avgränsning av undersökningsområdet och provtagning av djuphål*

I föreliggande undersökningar provtogs sediment både i närområde till potentiellt förorenade landområden samt i djuphål. Avgränsning av undersökningsområdet var svår att göra i princip samtliga områden. I samband med planering och provtagning var en återkommande frågeställning hur långt från land och potentiellt förorenade landområden det är rimligt att placera en provpunkt för provtagning av vad som bedöms vara områdets djuphåla med goda ackumulationsförhållanden. Inget exakt svar finns på den frågan då de geografiska förutsättningarna var mycket olika vid de olika undersökningsområdena samt att det vid flera områden fanns risk för att andra landområden i omgivningen också bidrog till föroreningar i identifierade djuphål. Provtagning av sediment i djuphåla bör alltid inkluderas i undersökningarna, då föroreningar ackumuleras där. Dock är det av vikt att undersökningar inte endast begränsas till att undersöka sediment i djuphål, då föreliggande undersökningar visar att höga halter ofta förekommer i landnära områden där ackumulation av sediment inte bedöms ske i stor omfattning. Partikelburen spridning av föroreningar bedöms också ske i begränsad omfattning från djuphål. Vidare bedöms risken vara låg för att människor ska exponeras för sediment i djuphål.

I samband med planeringen av provtagningen kan information om batymetri inom ett undersökningsområde vara till stor nytta för att identifiera lämpliga provtagningslokaler. Dels med avseende på vilken botten typ som förekommer inom undersökningsområdet, dels med avseende på var djuphål kan påträffas. Denna typ av information kan i ett första skede, inför provtagning, erhållas genom ekolodning men också genom med mer avancerade tekniker (sjömätning).

5.3.2 *Provtagningsdjup*

Utförda undersökningar visar att endast små skillnader i metallhalter förekommer inom djupintervallet 0-2 och 2-5 cm. I ett skede där översiktliga undersökningar genomförs bör således ytligt sediment kunna provtas i intervallet 0-5 cm för analys av metaller. Provtagning av intervallet 0-5 cm intervall medför fördelarna att fler provpunkter kan undersökas och analyseras inom samma tidsram då det går snabbare att samla in erforderlig mängd provmaterial. Dock behövs mer data för att utvärdera om haltvariationen är liten inom intervallet 0-5 cm även för organiska ämnen.

För att bedöma spridningsrisker är det av vikt att ytligt sediment provtas (0-5 cm) då dessa sediment ofta är lättsuspenderade och riskerar att spridas i vattenkolumnen. Bottenlevande organismer förekommer också vanligen i det ytliga sedimentet. Ett begränsat antal prover togs ut på ett större sedimentdjup än 5 cm, vilket medför begränsningar i bedömning av dels föroreningsutbredning i djupled, samt bedömning av om föroreningsbelastningen ökar eller avtar med tiden. Det begränsade antalet djupare prover som togs ut vid varje undersökningsområde medför också att mängden förorenade sediment inte kan kvantifieras. Provtagning av djupare sediment i fler punkter skulle ske på bekostnad av antalet punkter som skulle kunna provtas under avsatt tidsram. Beroende på provtagningens syfte kan det vara värt att beakta om fler djupa prover skulle tas ut och analyseras, t.e.x om djupare sediment kan komma att störas framöver. I en översiktlig undersökning rekommenderas dock att fler ytliga provpunkter prioriteras framför provtagning av djupare nivåer.

5.3.3 Analyser

I sediment är vattenhalten och den organiska halten ofta hög vilket kan störa de kemiska analyserna på laboratorium. Det är viktigt att analys av PCB och PAH görs med låg detektionsgräns, för att kunna göra jämförelser göra med bedömningsgrunder.

Organisk halt är en viktig parameter för att beskriva hur föroreningar binder till sediment. Den organiska halten bör fastställas i samtliga prover för att kunna bedöma spridningsförutsättningar, biotillgänglighet samt för att kunna beskriva bottenotyp. Organisk halt behövs också för att kunna göra jämförelser mot de svenska effektbaserade bedömningsgrunderna.

Föreliggande undersökning indikerar att TOC beräknad från glödförlust är högre än analyserad TOC. TOC bör fastställas i ett större antal prover genom analys samt genom beräkning från glödförlust för att utvärdera differensen mellan de två olika metoderna och för att kunna utvärdera om differensen är olika för olika sedimenttyper och prover från olika sedimentdjup.

Olika ämnen kan ha olika provberedningar på laboratoriet vilket kan medföra skillnader i variation ämnen emellan, tex utförs metallanalyser på torkade prover medan TBT utförs på blöta prover. Olika ämnen analyseras också på olika delprover och olika avdelningar på laboratoriet, vilket kan påverka att variationen ämnen emellan är olika stor. Uttag och noga dokumentation av dubbelprover (fältanteckningar och fotodokumentation) är viktigt för att visa på osäkerheter kopplade till provtagning, provhantering och analys.

5.3.4 Ytterligare utredningsbehov och prioritering av undersökningar

Riskklassningen av de undersökta områdena visar att tre undersökningsområden, Hornstull, Smedsudden och Herräng, har en mycket stor risk att orsaka negativ påverkan på människors hälsa och miljö. De faktorer som främst påverkar riskklassen för dessa områden är föroreningsgraden, föroreningsutbredningen, risk för spridning (framför allt vid Hornstull, Smedsudden), hög känslighet, samt stort skyddsvärde (Herräng). Föroreningsnivån och föroreningsutbredningen är konstaterad genom utförda mätningar, däremot är risken för spridning av föroreningar samt områdenas känslighet kvalitativt bedömd, varför de två senare parametrarna skulle kunna utredas i ett skede av fördjupade undersökningar. För Herräng bör även områdets skyddsvärde utredas vidare. Relativt enkla undersökningar kan initieras för att undersöka potentiell risk för spridning från sediment till vatten, samt till biota (se avsnitt 5.2.5). Föroreningarnas biotillgänglighet bör också undersökas för att vidare bedöma risk kring exponering av förorenat sediment. Inventering av bottenfauna och skyddsvärda områden bör undersökas i Herräng vid ett skede av fördjupade undersökningar.

Vidare utredning bedöms också vara relevant för flera områden med riskklass 2. Detta för att bättre bedöma risken för spridning av föroreningar, områdenas skyddsvärden – huruvida organismer förekommer som kan påverkas negativt av föroreningarna, samt om sediment i de områden där föroreningar konstaterats faktiskt medför negativa effekter på bottenlevande organismer. Om det förekommer ett skyddsvärde (bottenlevande organismer eller potential för bottenlevande organismer) och påverkan ses, kan vidare utredning initieras för att undersöka om föroreningar i sedimenten är tillgängliga för upptag av bottenlevande organismer, t.ex. genom att mäta löst halt i porvatten eller analysera halt i organismer, vilket på ett mer realistiskt sätt än totalhalten, visar den del av specifika föroreningarna som organismer exponeras för. Även toxiska effekter på bottenlevande organismer orsakade av sedimenten kan analyseras på laboratorium för att få en indikation på den samlade effekten av alla föroreningar i sedimenten.

Ur ett känslighetsperspektiv bör föroreningars biotillgänglighet utredas för att bedöma exponeringsrisken, i de fall föroreningar uppmäts i områden och på vattendjup som människor kan komma i kontakt med. Detta kan vara aktuellt i områden där höga halter uppmäts vid eller i närhet till badplatser.

6 SLUTSATSER

Utförda undersökningar och tillämpad riskklassningsmetodik ger, beaktat att flera av parametrarna är kvalitativt bedömda, ett prioriteringsunderlag för fortsatta undersökningar och riskbedömningar.

De viktigaste parametrarna för att bedöma risker kring förorenade sediment bedöms ha beaktats i den metodik som använts. Svårigheten ligger i att göra rimliga och relevanta bedömningar av respektive parameter utifrån de förutsättningar som finns för respektive undersökningsområde. En mer tydlig definition av respektive parameter skulle ge en mer likvärdig och transparent metod för riskklassning.

Föroreningar har påträffats vid samtliga undersökningsområden. Dock är skillnaden i föroreningsgrad stor mellan områden. Vid några områden har föroreningar påträffats i stor omfattning både med avseende på antalet ämnen som uppvisar höga halter, samt antalet prov och provpunkter där halterna påträffas, och i några undersökningsområden påträffas enskilda ämnen i höga halter i någon enstaka provpunkt.

Gällande risk för negativa effekter på miljön bedöms de största riskerna vara kopplade till förekomst av TBT, vilken påträffas i halter som kan medföra negativa risker i samtliga områden där ämnet har undersökts.

Det finns begränsningar i vilka slutsatser som kan dras avseende risker och effekter kopplade till föroreningar då undersökningarna har varit översiktliga och med fokus på förekomst av ett urval av föroreningar. Några parametrar som skulle kunna inkluderas i översiktliga undersökningar för att ge underlag till en säkrare bedömning och riskklassning som i större utsträckning tar höjd för fler förorenade ämnen samt områdesspecifika förhållanden är:

- Toxicitetstester med porvattensextrakt från sedimenten
- Analys av föroreningshalter i organismer
- Undersökning av förorenings-spridning (turbiditet i vattenpelaren)
- Inventering av bottenlevande organismer

Inför framtagande av provtagningsplaner och val av provtagningsområden och provtagningspunkter bedöms sjömätning avseende batymetri och bottenyt utgöra ett bra underlag. Den information som finns i befintliga sjökort är inte tillräckligt detaljerad för att utgöra ett tillräckligt bra underlag för att utforma detaljerade undersökningar inom små avgränsade områden av den storlek som nu undersökts.

För bedömning av hur påverkat området är samt spridning från området är det eftersträvarsvårt att inkludera referenspunkter uppströms och nedströms (i de områden det är möjligt). I dessa områden bör både föroreningshalter undersökas och bottenlevande organismer inventeras.

I översiktliga undersökningar med begränsad budget rekommenderas att i framtiden fokusera på provtagning av yttlig sediment med provtagningsutrustning som effektivt provtar tillräcklig mängd prov, ex van veen provtagare. Detta för att i ett första skede fokusera på om förorening finns eller inte samt hur omfattande utbredningen är i plan. Detta då den ytliga föroreningen bedöms ha störst påverkan på spridningsrisker och risker för både människa och miljö. Provtagning med t.ex. rörprovtagare och provtagningar på flera och större djup är mycket tidskrävande och bedöms i en översiktlig undersökning inte vara kostnadseffektivt.

7 REFERENSER

- Aquabiota, 2013. Nyström Sandman A, Didrikas T, Enhus C, Florén K, Isaeus M, Nordemar I, Nikolopoulos A, Sundblad G, Svanberg K, Wijkmark N. Marin Modellering i Stockholms län. AquaBiota Rapport 2013:10. 76 sid.
- CCME, 1999 (uppdaterad 2001). Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life.
- CCME, 2001. Canadian Council of Ministers of the Environment (CCME). Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans.
- HVMFS, 2019:25. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.
- Håkanson, L. och Rosenberg R., 1987. Praktisk kustekologi. Naturvårdsverket rapport, SNV pm 1987.
- Länsstyrelserna, 2019. Länsstyrelsernas GIS-tjänster. Källa: <https://ext-geodatakatalog.lansstyrelsen.se/GeodataKatalogen/>, besökt 2019-12-19.
- Länsstyrelsen i Stockholms Län, 2007. Fiskrekrytering i Stockholms skärgård – underlag för fiskevård och biotopskydd. Rapport 2007:31.
- Miljödirektoratet, 2016. Veileder. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. Rapport M-608, reviderad 2020.
- Naturvårdsverket, 1994a. Vägledning för miljötekniska markundersökningar del 1. Rapport 4310.
- Naturvårdsverket, 1994b. Vägledning för miljötekniska markundersökningar del 2. Rapport 4311.
- Naturvårdsverket, 1999a. Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Rapport 4918.
- Naturvårdsverket, 1999b. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Kust och hav. Rapport 4914.
- Naturvårdsverket, 1999c. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.
- Naturvårdsverket, 2008. Strategi för miljöriskbedömning av förorenade sediment. Rapport 5886.
- Naturvårdsverket, 2009. (uppdatering 2016-07-01): Riktvärden för förorenad mark. Rapport 5976.
- Naturvårdsverket, 2020. <https://skyddadnatur.naturvardsverket.se/>, besök 2020-01-27.
- Niras, 2019. PFAS-sediment. PFAS utbredning i Mälarens sediment. Niras Sweden AB.
- SGU, 2017. Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment, SGU-rapport 2017:12.
- SMHI, 2020. <https://www.smhi.se/data/hydrologi/vattenwebb>, besökt 2020-11-06.

VI ÄR WSP

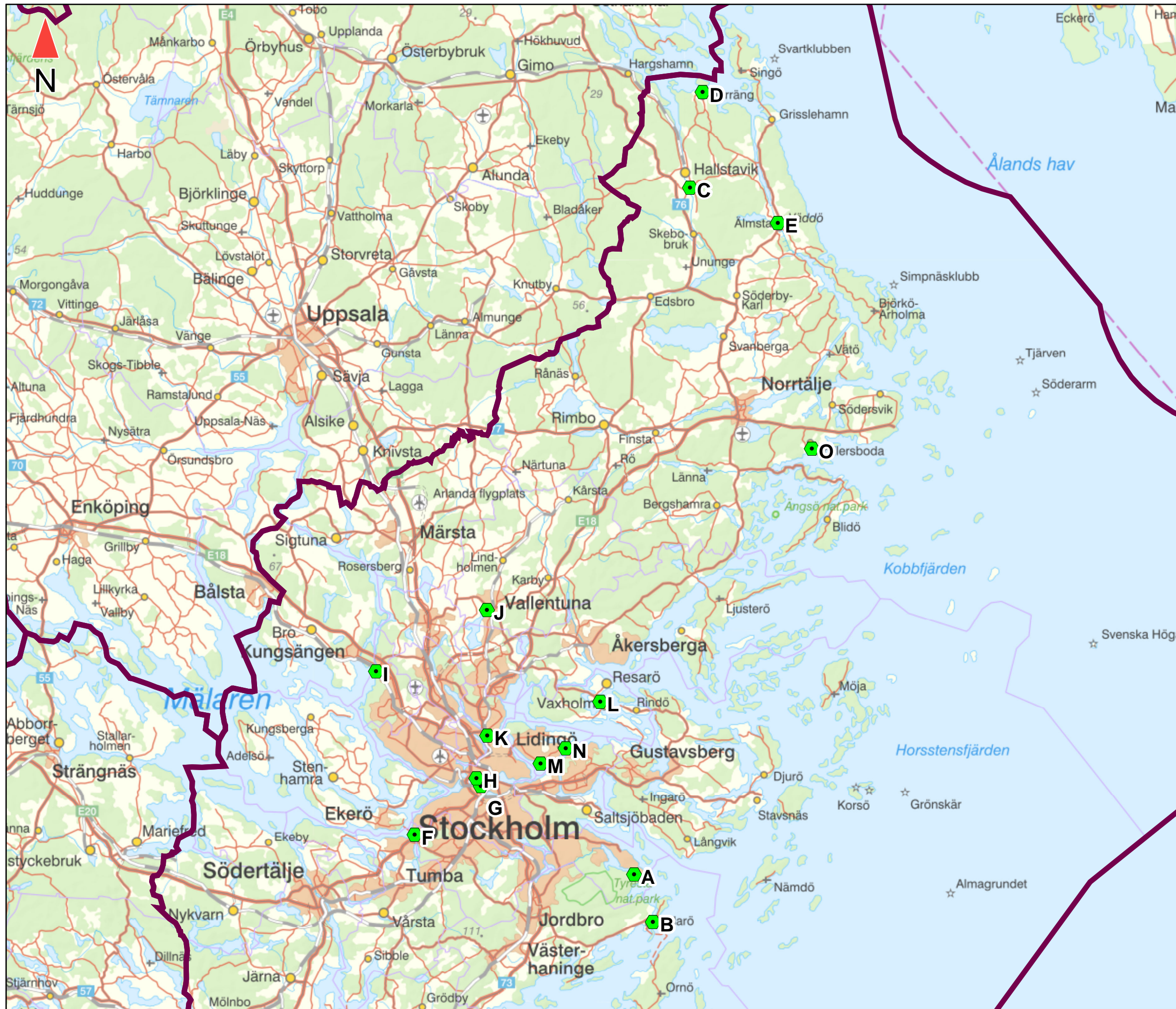
WSP är ett av världens ledande analys- och teknikkonsultföretag. Vi verkar på våra lokala marknader med stöd av global expertis. Som tekniska experter och strategiska rådgivare har vi tillgång till ingenjörer, tekniker, naturvetare, planerare, utredare och miljöspecialister liksom professionella projektörer, konstruktörer och projektledare. Vi erbjuder hållbara lösningar inom Hus & Industri, Transport & Infrastruktur och Miljö & Energi. Med drygt 66 000 medarbetare på 500 kontor i 40 länder medverkar vi till en hållbar samhällsutveckling. I Sverige har vi omkring 4 000 medarbetare. www.wsp.com

WSP Environmental Sverige

121 88 Stockholm-Globen
Besök: Arenavägen 7

T: +46 10 7225000
Org nr: 556057-4880
Styrelsens säte: Stockholm
wsp.com

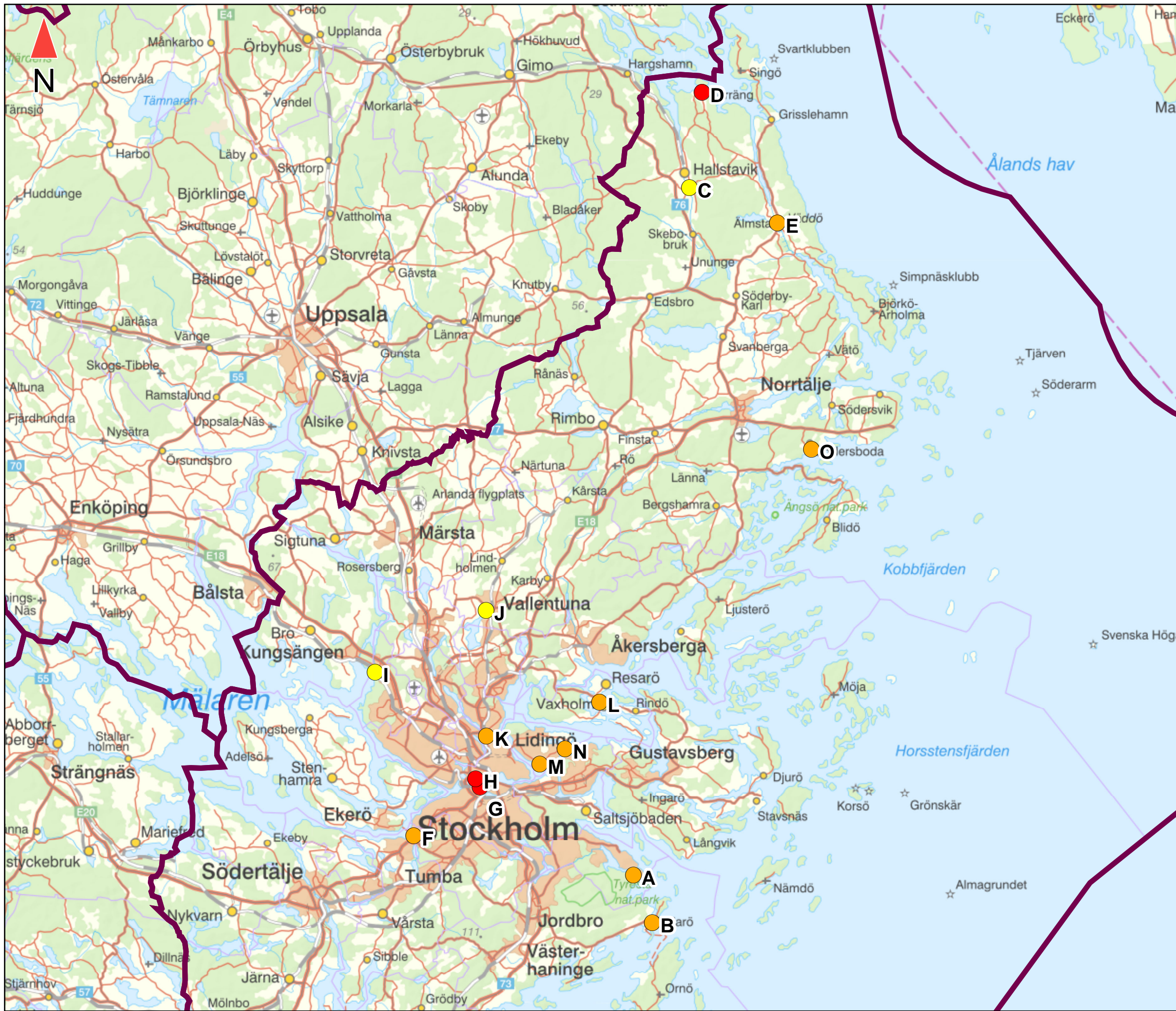




Teckenförklaring

- Undersökningsområden
- Länsgräns

Stockholms län Länsstyrelsen i Stockholms län	
WSP Environmental Avdelningen Mark och Vatten www.wsp.com	
UPPDRAGSNUMMER 10284848	RITAD AV L. Mustajärvi
DATUM 2021-04-09	ANSVARIG I. Johansson
MIFO fas 2 undersökningar i sediment	
KOORDINATSYSTEM Plan: SWEREF99 TM Höjd: RH2000	UNDERLAG Lantmäteriet
SKALA 1:500 000 (A3)	NUMMER N101



Teckenförklaring

Riskklass

- 1 - Mycket stor risk
- 2 - Stor risk
- 3 - Måttlig risk
- Länsgrens

Stockholms län Länsstyrelsen i Stockholms län	
WSP Environmental Avdelningen Mark och Vatten www.wsp.com	
	
UPPDRAGSNUMMER 10284848	RITAD AV L. Mustajärvi
DATUM 2021-04-09	ANSVARIG I. Johansson
MIFO fas 2 undersökningar i sediment	
KOORDINATSYSTEM Plan: SWEREF99 TM Höjd: RH2000	UNDERLAG Lantmäteriet
SKALA 1:500 000 (A3)	NUMMER N201

0 10 20 30 40
Kilometer