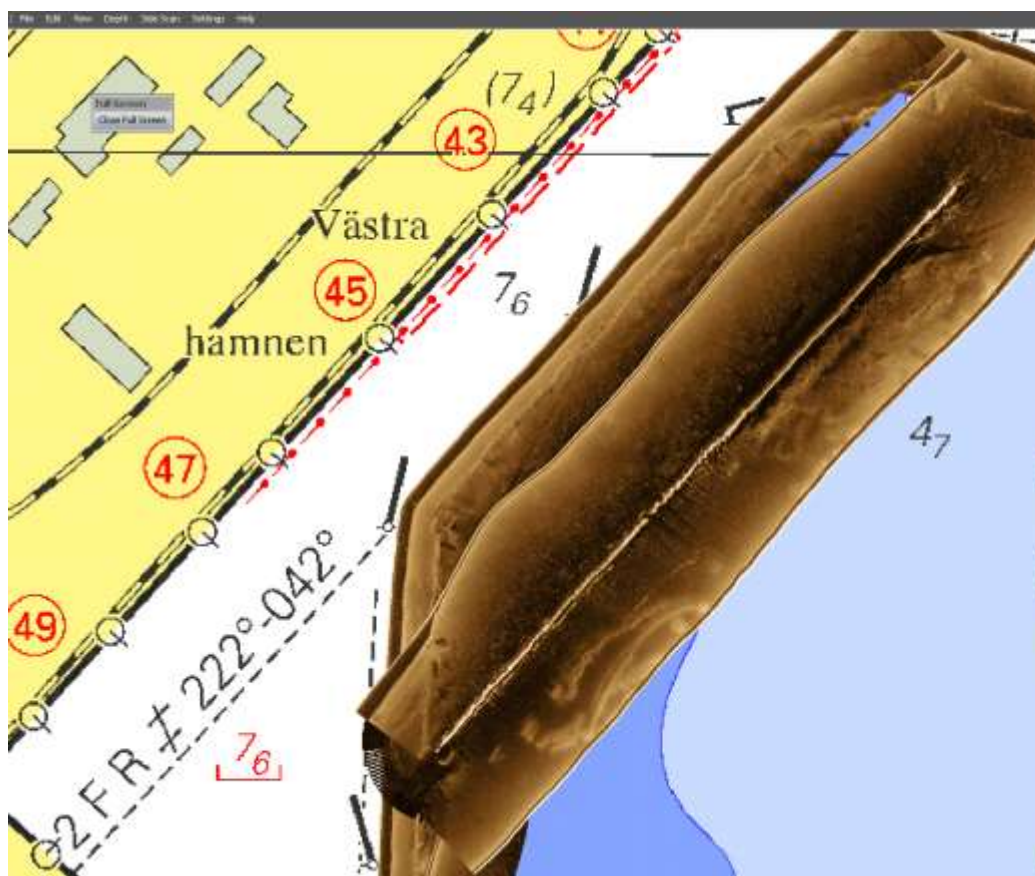


# Sedimentkonsult HB

## Sonarkartering och sedimentprovtagning i planerat muddringsområde vid Djuphamnen i Västerås



**Mottagare:**  
Västerås Stad  
Anna Kruger

Sollenkroka den 5 februari 2013

JP Sedimentkonsult Rapport 2013:1

Adress	Telefon	Postgiro	Bankgiro	Org.nr
JP Sedimentkonsult HB Västernäsvägen 17 130 40 Djurhamn per@jpsedimentkonsult.se www.jpsedimentkonsult.se	08-57163744 070-5208057	219638-4	5943-4704	969720-0815

## INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING	3
1 Uppdrag och syfte	4
1.1 Beställare	4
1.2 Syfte	4
1.3 Arbetsmoment	4
1.4 Uppstartmöte och utarbetande av karteringsplan	5
2 Områdesbeskrivning	5
2.1 Djupförhållanden	5
3 Analys och metoder	6
3.1 Utrustning	6
3.1.1 Sedimentprovtagare	6
3.1.1.1 Dokumentation av sedimentkärnor	7
3.1.2 Side scan sonar	7
3.1.3 Fartyg	8
3.1.3.1 Positionering	9
3.1.3.2 Djupmätning	9
3.2 Analyser	9
3.2.1 Vattenhalt	9
3.2.2 Glödgningsförlust	9
3.2.3 Densitet	9
3.2.4 Miljöföroreningar	10
3.3 Kartering av undersökningsområdet	10
3.4 Sedimentprovtagning	11
4 Resultat och diskussion	12
4.1.1 Iakttagelser från side scan sonarunderlaget	12
4.1.1.1 Området i närheten av vågbrytaren utanför djuphamnen	12
4.1.1.2 Trolig muddertipp	13
4.2 Karaktärisering av det planerade muddringsområdets sediment	15
4.3 Föroreningar i sediment	18
4.3.1 Föroreningshalter	18
4.3.1.1 Metaller	19
4.3.1.1.1 Klassning utifrån principen med jämförvärden grundad på förindustriella värden från NV Rapport 4914	20
4.3.1.1.2 Klassning utifrån principen med uppmätta regionala bakgrundshalter	20
4.3.1.3 Sammanfattande slutsatser metaller	22
4.3.1.2 Polyaromatiska kolväten - PAH	24
4.3.1.3 Alifater	25
4.3.1.4 Organiska tennföreningar	25
4.3.1.4.1 Gammal eller ny förorening	28
4.3.1.5 Fosfor	29
4.3.1.6 Biologiska effekter	30
5 Sammanfattande slutsatser	30
REFERENSER	31
BILAGA 1 Protokoll och fotografier från sedimentprovtagning	
BILAGA 2 Analysprotokoll och analysmetoder	

## SAMMANFATTNING

Kartering av det tilltänkta muddringsområdet genomfördes den 4-5 oktober 2012. Utifrån karteringen med side scan sonar kan följande konstateras:

- Det geografiska läget för vågbrytaren utanför Djuphamnen stämmer inte med positionen i sjökortet. Vågbrytaren är både längre än angivelsen i kortet och den ligger i hela sin längd förskjuten 15-20 m åt nordväst.
- En trolig gammal muddertipp har konstaterats 500-800 m sydväst om vågbrytaren
- Hårda bottenstrukturer finns sydost om vågbrytaren och härrör troligen från utfyllnadsmassor

Sedimentprovtagning genomfördes den 5 oktober 2012 på 8 provtagningsstationer i närheten av Djuphamnen. Vid utvärderingen utnyttjades även prover från 5 stationer som togs i maj 2012.

I rapporten diskuteras vilken bakgrundshalt som skall väljas för klassning av metallhalter. Rekommendationen är att välja den halt som ger den kraftigaste föroreningen. Särskilt omhändertagande kommer ändå att krävas beträffande de recenta sedimenten. Mycket stor avvikelse från bakgrundshalten noterades för krom i 14 av 20 prover i muddringsområdet. 3 prover hade stor avvikelse. Mycket stor eller stor avvikelse konstaterades för koppar i 14, för zink i 7, för bly i 5 och för kadmium i 4 prov av totalt 20.

Halterna av polyaromatiska kolväten uttryckt som sPAH11 är höga eller mycket höga i 13 av 16 analyserade prover från det planerade muddringsområdet.

Det är endast de tunga alifatiska kolväten C16-C35 som har halter över detektionsgränsen. Halterna är dock låga eller i något fall måttliga i det planerade muddringsområdet. Bedömningen är sålunda att de alifatiska kolvätena inte utgör någon betydande sedimentförorening i muddringsområdet.

Hög halt av tributyltenn (TBT) har noterats i ett prov i närheten av oljehamnen som överskrider MÖD: s riktlinje 200 µg/kg ts. Måttliga TBT-halter noterades i övriga delar av det planerade muddringsområdet. Halterna av TBT varierar ganska mycket och värden på <1 omväxlar med höga värden upp till närmare 300 µg/kg ts. Halter på mellan 50 och 100 µg/kg ts förekommer i 5 av 17 prover från detta område. Kvoten TBT/DBT indikerar en förhållandevis långt gången nedbrytning och att föroreningen är av äldre datum.

Totalfosforinnehållet i muddringsmassorna kan beräknas till ca 90 ton, varav mobil lättillgänglig fosfor utgör ca 15 ton. Totalbelastningen av fosfor på Västeråsfjärden är 22-30 ton fosfor/år och tillförseln av biologiskt tillgänglig fosfor från muddermassorna skulle enligt detta beräkningssätt motsvara ungefär ett halvt års fosforbelastning på Västeråsfjärden. Under förutsättning att inte sugmuddring används, utan leran muddras och dumpas i stora klumpar kommer dock en mycket marginell del av fosforinnehållet att bli tillgängligt för primärproduktion.

Med tanke på de strikta bedömningsgrunderna inom ramen för EU:s vattendirektiv bör försiktighet iakttas vid omhändertagande av vissa muddermassor från Djuphamnen. Detta gäller massor med höga halter av vissa tungmetaller, sPAH 11 och i viss mån TBT.

# 1 Uppdrag och syfte

JP Sedimentkonsult HB har av Västerås Stad, Anna Kruger, fått i uppdrag att genomföra side scan sonarkartering av tilltänkt muddringsområde vid Djuphamnen Västerås och utifrån karteringsunderlaget genomföra sedimentprovtagning i området. JP tackar för förtroendet och har glädjen att härmed redovisa slutrapporten för projektet.

## 1.1 Beställare

Västerås Stad  
Fastighetskontoret, Mark- och exploatering  
721 87 Västerås

## 1.2 Syfte

Syftet med undersökningen är att:

- \* Genomföra kartering med side scan sonar av planerat muddringsområde vid Djuphamnen i Västerås
- \* Genom sedimentprovtagning klarlägga mäktigheten av recenta sediment i området och på vilket djup de recenta sedimenten underlagras av äldre sediment/morän/berg
- \* Utifrån karteringsresultaten genomföra sedimentprovtagning på 5-10 stationer för att utröna föroreningssituationen i ytsediment och på olika nivåer ned i lagerföljden
- \* Sammanställa data i en rapport där fördelningen av recenta sediment redovisas i relation till underliggande lager och där föroreningssituationen redovisas.

I denna undersökning har vi använt ett klassificeringssystem av botten typer enligt Håkanson and Jansson (1983). Bottnarna karakteriseras enligt följande:

- Ackumulationsbottnar (A-bottnar) är bottnar där finmaterial (medium silt, kornstorlek < 6 µm) deponeras kontinuerligt.
- Transportbottnar (T-bottnar) är bottnar med diskontinuerlig deposition av finmaterial, dvs. där perioder med ackumulation omväxlar med resuspensions- och transportperioder.
- Erosionsbottnar (E-bottnar) är bottnar där deposition av finmaterial ej sker.

## 1.3 Arbetsmoment

I oktober 2011 genomfördes en undersökning av utbredningen av olika botten typer, erosions- och transportbottnar (E/T-bottnar), ackumulationsbottnar (A-bottnar), laminerade sediment och gasrika bottnar i fjärdområdet. Även i det tilltänkta muddringsområdet genomfördes översiktlig kartering med side scan sonar. Utifrån de inledande karteringsresultaten genomfördes en detaljerad sonarkartering av området och provtagning av ytterligare 8 sedimentkärnor i det planerade muddringsområdet. Arbetet har omfattat följande moment:

- Genomgång och utvärdering av befintligt karteringsunderlag från 2011 i form av side scan sonar-plott och ekolodsprofiler för planering av detaljerad sonarkartering
- Genomgång och utvärdering av side scan sonar underlag för val av sedimentprovtagningsstationer
- Fältprovtagning av sediment
- Delrapportering
- Möten
- Slutrapportering

## 1.4 Uppstartmöte och utarbetande av karteringsplan

Projektet inleddes med ett uppstartmöte med beställaren i Västerås den 4 oktober kl 1000. Syftet med mötet var att gå igenom förutsättningarna för uppdraget och upprätta en detaljerad karteringsplan. Vid mötet erhöles en detaljerade djupkarta över området där det planerade muddringsområdets skisserats. Baserat på tillgänglig bakgrundsinformation samt denna information upprättades en detaljerad karteringsplan som godkändes av beställaren.

## 2 Områdesbeskrivning

### 2.1 Djupförhållanden

Djupet i undersökningsområdet varierar från några decimeter på vågbrytaren sydost om Djuphamnen till som mest 10-12 m vid hamninloppet öster om hamnen (Fig. 1). Ett område med mindre än 3 m: s djup gränsar mot det tidigare muddrade området som har djup överstigande 7, 6 m. En detaljerad djupkarta har upprättats av Sjöfartsverket (Fig. 2).



Figur 1 Djupförhållanden (sjökortsutdrag) i närheten av Djuphamnen.



Figur 2 Detaljerad djupkarta över det tilltänkta muddringsområdet. (underlag från Sjöfartsverket). Tankbara alternativ till begränsningar av muddringsområdet har skisserats i kartan.

## 3 Analys och metoder

### 3.1 Utrustning

#### 3.1.1 Sedimentprovtagare

##### *Geminihämtare*

Geminihämtaren (Fig. 3), som användes i denna studie och som även benämns Gemax, utvecklades under början av 1990-talet av den finske sedimentologen Lauri Niemistö. Hämtaren består av ett metallskelett i vilken man fäster två plaströr som medger fri vattenpassage på nedvägen. Två utfällda armar fungerar som låsmekanismer och slår igen då provtagaren tas upp. Detta förhindrar att sedimenten rinner ur provtagaren. Den är lätt att använda, framförallt på mjukbottnar, men kan även nyttjas på något hårdare sediment då det går att hänga på extra vikter. Provtagningsrören är genomskinliga, vilket medger en första kontroll av sedimentkärnornas utseende på plats i fält. Rören är 80 cm långa och har en innerdiameter på 80 mm, vilket medger att relativt stora mängder prov kan tas ut för analys. Den stora fördelen med Geminihämtaren är att den tar två sedimentkärnor samtidigt. Därmed erhålles en dubbelt så stor mängd material från varje nivå, något som är viktigt när materialkrävande analyser skall utföras för att erhålla tidstrender.

Kärnorna förvarades svalt ombord och transporterades efter provtagningen till kylrum och förvarades i + 4° C i avvaktan på dokumentation, provuttag, analys av vattenhalt, glödningsförlust och föroreningsparametrar.



Figur 3 Gemini-hämtaren laddad och redo för hugg.

##### *Ponarhämtare*

För ytsedimentprovtagning på E- och T-bottnar användes den välbeprövade och för ytsedimentprovtagning ofta utnyttjade Ponarhämtaren (Fig. 4). Den har en enkel och

funktionellt tillförlitlig konstruktion. Löstagbara vikter gör att den kan användas på såväl mjuka som hårda bottenar. Denna provtagare användes främst på de något hårdare bottenarna i anslutning till vågbrytaren.

Hämtaren medger fri vattenpassage under nedfirning. När den nått botten och draget i vajern upphör frisläpps låsmekanismen varvid hämtaren stänger när uppfirning påbörjas. Stor vikt lades vid att kontrollera att hämtaren inte var toppfylld, vilket kan medföra att delar av ytsedimentet gått förlorat. I förekommande fall gjordes provtagningen om. Från ponarhämtaren uttogs prov som representerar de översta 0-2 cm av sedimentet och från 8-10 cm.



Figur 4 Ponarhämtaren laddad och redo för hugg.

### 3.1.1.1 Dokumentation av sedimentkärnor

För att undvika att löst sediment rann ut i samband med utskjutningen placerades sedimentkärnorna avsedda för dokumentation i frysbox i ca 2 timmar så att de yttersta 3-4 mm frös till. Efter en snabb spolning med varmt vatten pressades sedimentkärnan ut ur röret med en utskjutare. Ett tunt isskikt både på ytsedimentet och på sidorna hindrade härigenom utflytning av löst sediment. Efter utskjutning av kärnan klövs den på mitten och de båda kärnhälvorna placerades i två rännen. De två halvorna fotograferades med digitalkamera. Bilderna överfördes sedan till dator för vidare bildanalys. I datorn analyserades kärnorna noggrant med avseende på bl a laminering, varvantal, varvtjocklek, färg och struktur.

### 3.1.2 Side scan sonar

I denna studie användes en Side scan sonar av typ DeepVision (340 KHz) med towfish DeepEye 340 SS (DeepVision, 2009; Fig. 5). Svepvidden går att variera mellan 30-300 meter åt varje håll beroende på bottenpografi och områdets djupförhållanden. Man kan även välja att bara scanna antingen åt styrbord eller babord. I detta arbete användes varierande svepvidder vilka framgår av fältanteckningarna i Bilaga 1



Figur 5 Portabel side scan sonar av typ DeepVision (340 KHz).

En sidtittande sonar använder ljudvågor för att registrera olika botten typer. Ordet sonar är en förkortning av "sound navigation and ranging". I en torpedliknande "fisk" som bogseras efter båten sitter två uppsättningar sändare/mottagare, som läser av babords respektive styrbords sida (vinkelrätt mot instrumentets färdriktning). Ljudvågor utsändes från sändaren i fisken och reflekteras mot botten. I fisken omvandlas dessa till elektriska impulser, som går till datorn ombord på båten, varvid en horisontell skalriktig bild av botten erhålles. Starka reflektioner (hårda bottenar och hårda föremål) avbildas som ljusa partier i sonarplottet och svaga reflektioner (mjuka bottenar) avbildas mörkare. Sonarkarteringen ger en ytriktig "flygbild" över botten.

### 3.1.3 Fartyg

Fältarbetena utfördes den 4-5/10 2012 från undersökningsbåten R/V Perca (Fig. 6).



Figur 6 Undersökningsbåten R/V Perca.



### 3.1.3.1 Positionering

Positionsbestämning av såväl transekter som provpunkter skedde med hjälp av GPS-mottagare av modell No: BU-353, som medger en positionsnoggrannhet av några få meter. Eftersom sonarfisken släpas efter båten måste positionen för denna bestämmas i förhållande till båten där GPS-en registrerar positionen. I denna studie gick sonarfisken endast på 1,5 meters djup. Sonarkabeln lades fast på ett knap styrbord akter. GPS-mottagaren sattes fast strax akter om knapet. Med den fart som användes, ca 4 knop, innebär detta att sonarfiskens position var 1 -1,5 m akter om GPS-mottagaren

### 3.1.3.2 Djupmätning

Ett navigationsekolod av modell Eagle Cuda 128 användes kontinuerligt under provtagningen för att registrera bottendjupet och ge en uppfattning om bottendynamiken.

## 3.2 Analyser

### 3.2.1 Vattenhalt

En känd mängd sediment torkades i 105 °C i drygt 12 timmar. Proverna fick sedan svalna till rumstemperatur i exsickator och vägdes därefter på analysvåg. Vattenhalten beräknades sedan enligt:

$$W = \frac{\text{total våtvikt} - \text{torrvikt}}{\text{total våtvikt}} * 100 (\%)$$

### 3.2.2 Glödgningsförlust

Glödgningsförlusten (LOI, loss on ignition) kan anses motsvara den organiska substansen om man bortser från oorganiska förluster som kan orsakas av spjälkning av karbonater och avgång av kristallvatten. I Östersjösediment med hög vattenhalt är dessa faktorer försumbara. De torkade proven som vägts för vattenhaltsbestämningen glödgades vid 550 °C i två timmar varvid det organiska materialet förbrändes. Proverna fick sedan svalna till rumstemperatur i exsickator och vägdes därefter på analysvåg. Glödgningsförlusten beräknades enligt:

$$LOI = \frac{\text{torrvikt} - \text{oorganisk vikt}}{\text{torrvikt}} * 100 (\%)$$

### 3.2.3 Densitet

Bulkdensiteten är ett mått på densiteten hos det våta provet och kallas ibland också för våtdensitet. Formeln för denna är, enligt Håkanson and Jansson (1983) :

$$r = 100 * r_m / ( 100 + ( W + LOI ) ( r_m - 1 ) )$$

där

- r = bulkdensitet (g/cm<sup>3</sup> ws),
- r<sub>m</sub> = densiteten av oorganiska partiklar (g/cm<sup>3</sup>)
- W = vattenhalt (% ws),
- LOI = glödgningsförlust (% ds).

För ovanstående formel krävs att  $r_m$ -värdet är känt. Sedimenten är till största delen uppbyggda av ler och silt med densiteter mellan 2,6-2,85 g/cm<sup>3</sup> (Håkanson and Jansson, 1983). Då  $r_m$ -värdet inte antas påverka  $r$ -värdet nämnbart i okonsoliderade (lösa) sediment med mer än 75 % vattenhalt, sätts  $r_m$ -värdet som regel till 2,6 g/cm<sup>3</sup>. Med hjälp av detta kan en enklare formel användas:

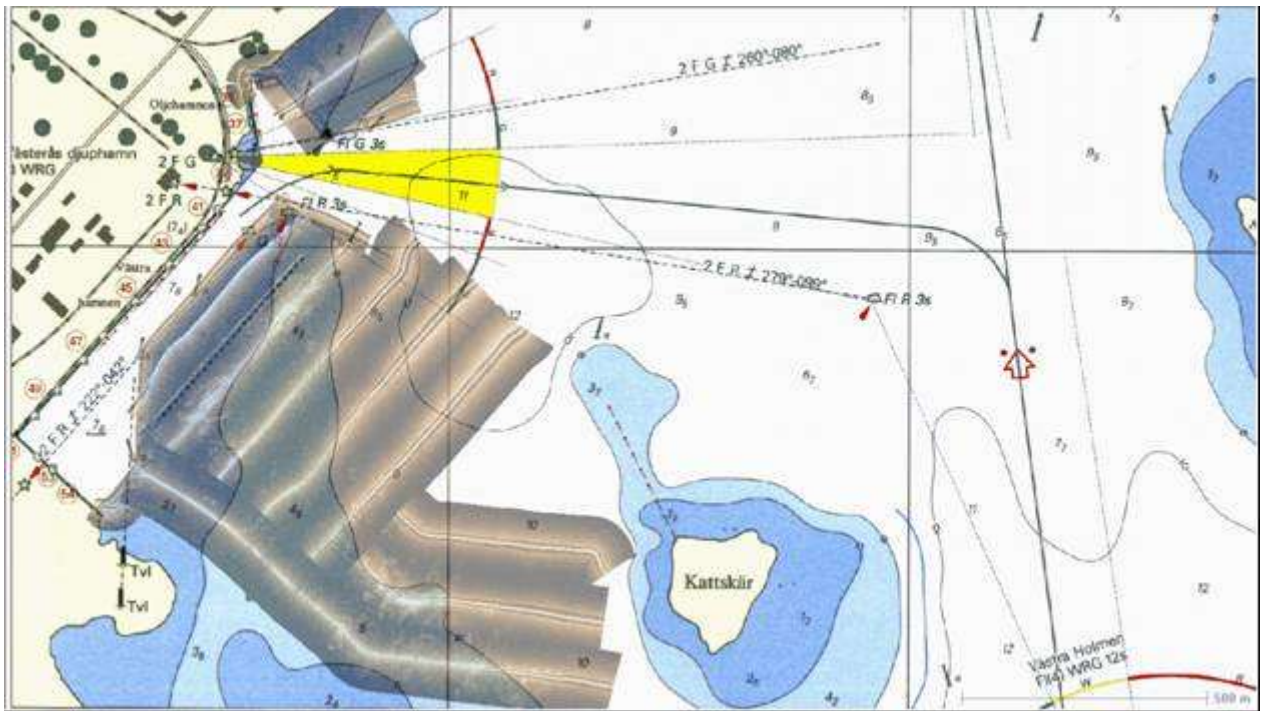
$$r = 260 / ( 100 + 1.60 ( W + LOI ) )$$

### 3.2.4 Miljöföroreningar

Samtliga prover har analyserats med avseende på metaller, polyaromatiska kolväten alifater och organiska tennföreningar. Resultat och analysmetoder framgår av Bilaga 2.

### 3.3 Kartering av undersökningsområdet

Kartering av det tilltänkta muddringsområdet, som innefattar den nordvästra delen av Västeråsfjärden syd och sydost om Djuphamnen, genomfördes den 4-5 oktober 2012 inom navigeringsbara områden längs transekter med ett transektavstånd av 50-100 m (Fig. 7).



Figur 7 Undersökningsområdet med side scan sonar-transekter från oktober 2012 inlagda.

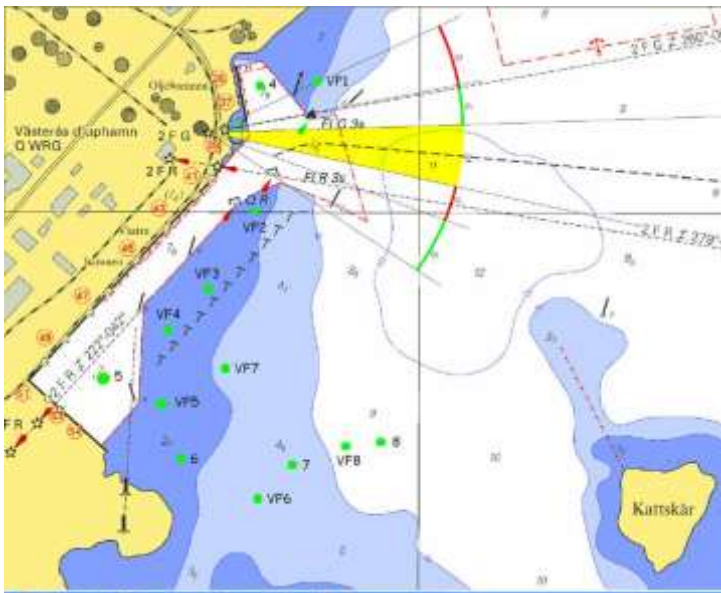
Även underlaget från den inledande sonarkarteringen 2011 har använts vid beskrivningen av området (Fig. 8).



Figur 8 Undersökningsområdet med samtliga använda side scan sonar-transekter från oktober 2011 och oktober 2012 inlagda i Google Earth.

### 3.4 Sedimentprovtagning

Sedimentprovtagningen genomfördes den 5 oktober 2012 från forskningsfartyget R/V Perca på 8 provtagningsstationer i Västeråsfjärden (Fig. 9); 4 togs med ponarhämtare på vattendjup < 3 m och på 4 stationer med Geminihämtare på vattendjup > 3 m. Kärnorna togs på de stationer som bedömdes utgöra goda ackumulationsbottenar (A-bottenar) för finsediment (< 63  $\mu\text{m}$ ). Vid utvärderingen utnyttjades även prover från stationerna V4, V5, V6, V7 och V8 som togs i maj 2012.



Figur 9 Provtagningsstationer i det planerade muddringsområdet. Stationerna 4, 5, 6, 7 och 8 provtogs i maj 2012. Stationerna VF1 - VF8 provtogs i oktober 2012.

## 4 Resultat och diskussion

### 4.1.1 Iakttagelser från side scan sonarunderlaget

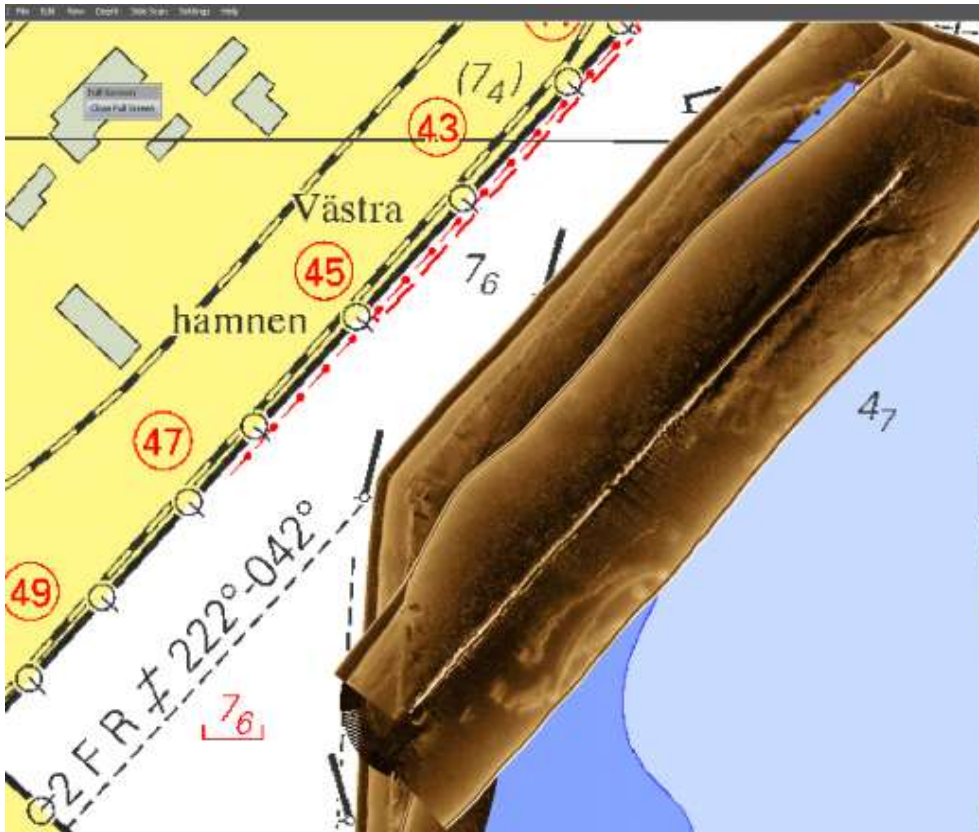
#### 4.1.1.1 Området i närheten av vågbrytaren utanför djuphamnen

Parallellt med kajen i nordost/sydvästlig riktning ligger en vågbrytare av sten/betong som när den byggdes enligt uppgift låg ovan vatten. Idag sticker någon enstaka del upp över vattenytan och hela vågbrytaren har sannolikt satt sig och sjunkit ned en del i underliggande lermaterial. I samband med karteringen av den sydvästra delen av vågbrytaren gick vi på grund på den ca 5 m från dess sydvästra ände. Vår GPS indikerade att vi då skulle ha änden av vågbrytaren ca 15 m vid sidan om vår kurslinje. Enligt vår bedömning ligger vågbrytaren (den ljusa linjen vid sidan om den streckade sjökortsmarkeringen i Fig. 10) i hela sin längd förskjutet 15-20 m nordväst om markeringen i sjökortet. Den sydvästliga änden ligger ca 20 m längre åt sydväst än som markeras i sjökortet. Även den nordostliga änden bedömer vi ligga ca 10 m längre åt nordväst än vad som markerats i sjökortet.

Branten som markerar gränsen för det muddrade området ligger 15-30 m sydost om enslinjen  $222^\circ - 042^\circ$  (Fig. 10) där de röda hamnbegränsningsprickarna står på rad. Området mellan muddringsbranten och vågbrytaren visar en jämn struktur utifrån sonarplottet och indikerar förutsättningar för sedimentackumulation här. På utsidan av vågbrytaren (sydost om) syns talrika ljusa strukturer som indikerar hårdare material (Fig. 11). Orsaken är troligen att grövre massor använts på utsidan av vågbrytaren för att förhindra vågerosion i denna exponerade del av undersökningsområdet.



Figur 10 Området i närheten av den "sjunkna" och felutmärkta (?) vågbrytaren.



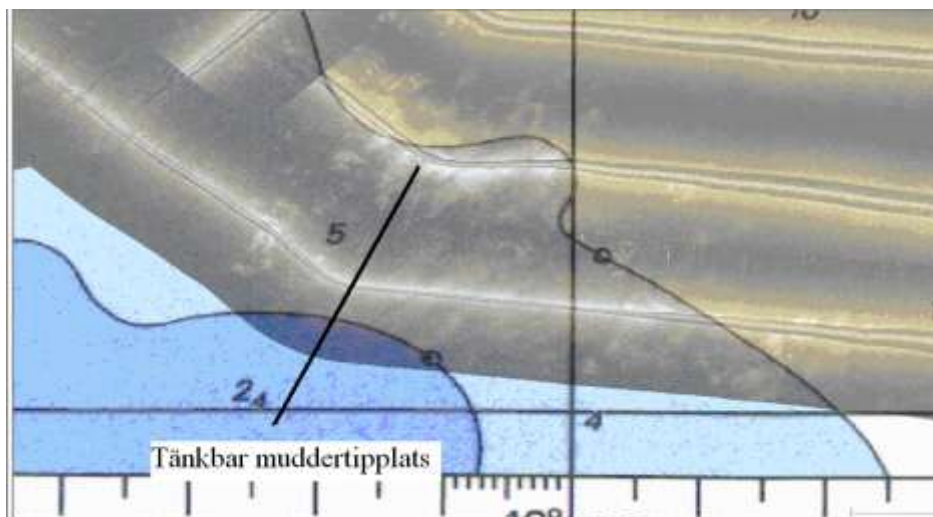
Figur 11 Området i närheten av vågbrytaren med bättre upplösning men utan transparens.

#### 4.1.1.2 Trolig muddertipp

I den södra delen av undersökningsområdet finns en mosaik av ljusa ekon på ett vattendjup av 5-6 m (Fig. 12). Denna typ av ekon har tidigare noterats syd och sydväst Kattskär (Jonsson 2012, Bottenkartering av Västeråsfjärden) och detta område har tidigare klassificerats som muddertipp-plats. I Figur 13 har sonarplottet förstorats upp och mosaiken av ekon framgår tydligt.

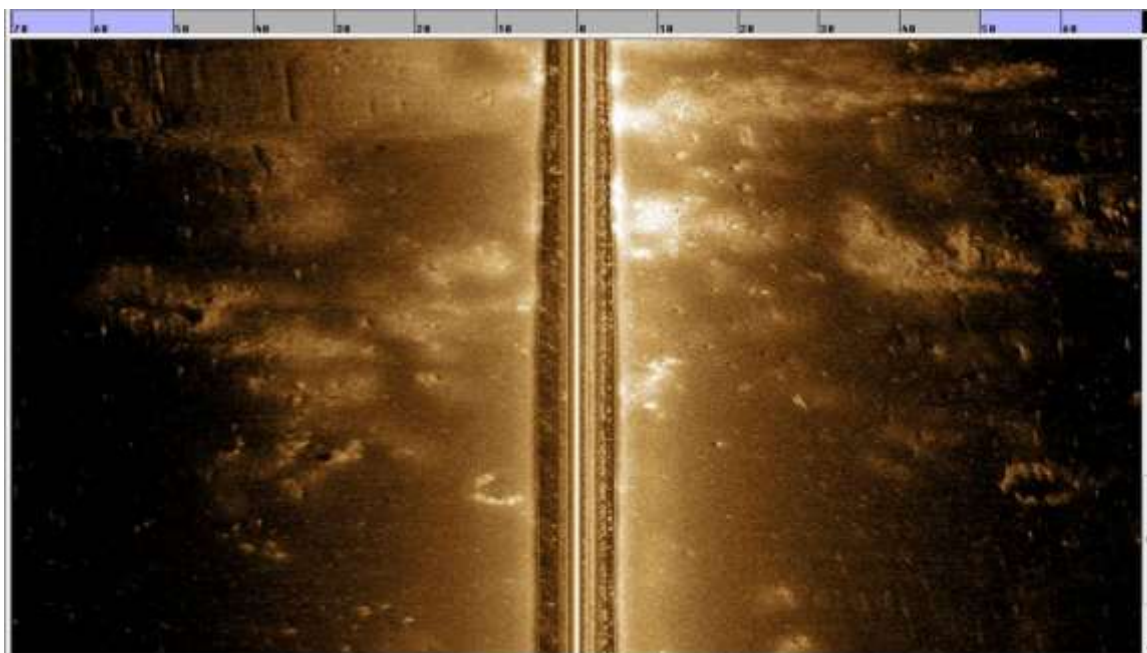


Figur 12 Översikt av den södra delen av undersökningsområdet.



Figur 13 Sonarplott över undersökningsområdet indikerande tänkbar muddertipplats.

Ytterligare uppförstoring av "mosaikområdet" visas i Figur 14 och likheten mellan ekona i detta område och i det tidigare konstaterade muddertippområdet är slående. Vår bedömning är sålunda att även området 500-800 m sydost vågbrytaren är att klassificera som muddertippplats. Vid den efterföljande sedimentprovtagningen konstaterades i detta område tämligen hårda sediment med fast lera i ytan.



Figur 14 Detalj av gammal muddertipp sydost vågbrytaren. Notera skalan i meter överst i bilden.

#### 4.2 Karaktärisering av det planerade muddringsområdets sediment

Vid tidpunkten (5 oktober 2012) för den kompletterande provtagningen i det planerade muddringsområdet var inte den slutgiltiga utformningen av muddringsarean känd. Som framgår av inritade linjer i djupkartan (Fig. 15 A) fanns det planer på att utforma hamnområdet med en genomfartskanal söder om vågbrytaren. Utifrån detta utformades provtagningsprogrammet som framgår av Figur 9. Den sedermera antagna muddringsplanen framgår av Figur 15 B och innebär att genomfartskanalen utgår. Istället vidgas det muddrade området mellan kajen och vågbrytaren och en bredare vändplats anläggs i den sydvästra delen av Djuphamnen. Enligt planerna skall de sydvästligaste delarna av vågbrytaren rivas och den kvarvarande delen skall förstärkas och höjas ovanför vattenytan.



15 A



15 B

Figur 15 Kartor över det planerade muddringsområdet. 15 A/ Planerat muddringsområde vid tidpunkt (5 oktober 2012) för sedimentprovtagning. 15 B/ Nu aktuellt muddringsområde.

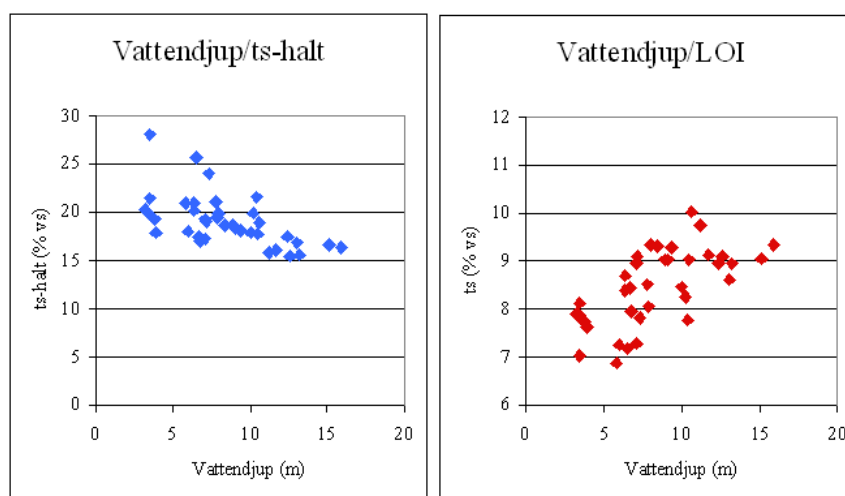
Provtagningar skedde i två omgångar dels i maj 2012 och dels i oktober 2012. Data på vattenhalt, torrsubstanshalt, glödningsförlust och densitet i sedimenten har sammanställts i Tabell 1. Torrsubstanshalten i ytsedimenten varierar i ett ganska stort intervall mellan 19,1 och 49,3 % med ett medianvärde på 27,1 % (SD 9,9). Glödningsförlusten varierar i ytsedimenten mellan 5,4 och 8,1 % förutom ett högt avvikande värde på 16,3 %. Medianvärdet är 7,7 % (SD 2,9).

Genomgående är torrsubstanshalten högre i det nu aktuella muddringsområdet (40,5-49,3) än i hela det tidigare planerade muddringsområdet (Fig. 15 A). Högt ts-halt brukar i de flesta sediment korrespondera med låg glödningsförlust. Så är också fallet i det nu aktuella muddringsområdet där LOI är i runda tal 2 % lägre än i övriga delar av området.

Tabell 1 Torrsubstanshalt (ts), glödningsförlust (LOI) och densitet i sediment från hela det ursprungligen planerade muddringsområdet. Densiteten har beräknats enligt formel i Håkanson & Jansson (1983). Det nu aktuella muddringsområdet är gulmarkerat i tabellen

Station	Bottentyp	Vattendjup (m)	Sedimentdjup (cm)	W (% vs)	ts (% vs)	LOI (% ts)	LOI <sub>0</sub> (% vs)	Densitet (ton/m <sup>3</sup> )
VF1	A	4,0	0-5	72,9	27,1	7,7	2,1	1,18
			15-20	61,7	38,3	6,6	2,5	1,28
VF2	T	2,3	0-2	50,7	49,3	5,4	2,7	1,40
			8-10	51,3	48,7	5,0	2,4	1,40
VF3	T	2,1	0-2	59,5	40,5	5,5	2,2	1,31
			8-10	52,9	47,1	4,7	2,2	1,38
VF4	T	2,1	0-2	55,2	44,8	6,6	3,0	1,35
			8-10	53,4	46,6	5,3	2,5	1,37
VF5	T	2,3	0-2	68,8	31,2	16,3	5,1	1,19
			8-10	50,0	50,0	7,3	3,7	1,40
VF6	A	4,3	0-5	76,3	23,7	7,7	1,8	1,16
			20-24	52,3	47,7	3,9	1,9	1,39
VF7	T	3,3	0-4	69,6	30,4	6,4	1,9	1,21
			8-12	65,2	34,8	6,4	2,2	1,25
VF8	A	7,3	0-5	77,0	23,0	8,1	1,9	1,15
			26-30	49,7	50,3	4,2	2,1	1,42
V6	A	3,5	0-2	74,5	25,5	7,9	2,0	1,17
V7	A	3,5	0-2	77,3	22,7	7,3	1,7	1,15
			5-7	70,1	29,9	6,5	2,0	1,21
			10-12	66,4	33,6	6,2	2,1	1,24
			20-22	64,1	35,9	5,6	2,0	1,26
			30-32	61,9	38,1	5,6	2,1	1,28
			40-42	62,2	37,8	4,7	1,8	1,28
			45-50	58,9	41,1	4,2	1,7	1,32
V8	A	7,2	0-2	79,0	21,0	7,8	1,6	1,14
			5-7	74,1	25,9	7,3	1,9	1,17
			10-12	69,7	30,3	6,6	2,0	1,21
			20-22	64,9	35,1	5,6	2,0	1,26
			30-32	64,2	35,8	5,8	2,1	1,26
			45-50	48,2	51,8	2,9	1,5	1,45

För ytsediment från Västeråsfjärden (Jonsson 2013) är sambanden mellan vattendjup och ts-halt respektive LOI (Fig. 16) tydliga; ju större vattendjup desto lägre ts-halt och desto högre



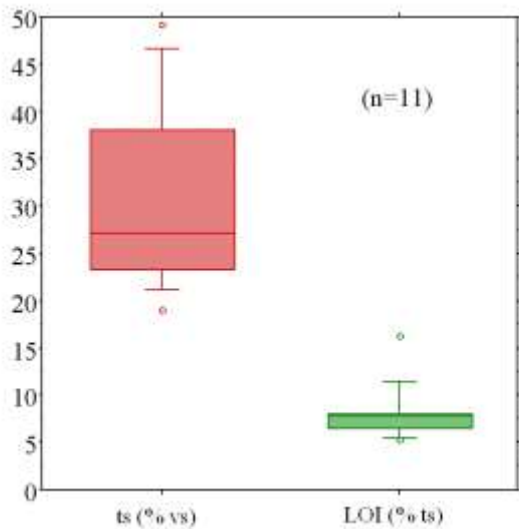
Figur 16 Samband mellan vattendjup och ts-halt respektive LOI i ytsediment (0-2 cm) från A-bottnar i Västeråsfjärden. (Från Jonsson 2013).



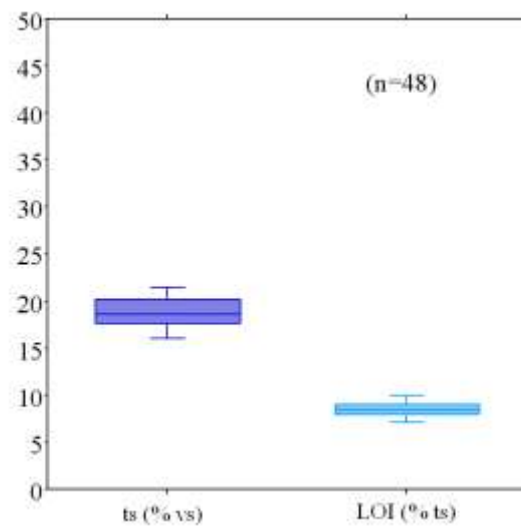
LOI. Det är tydligt att stationerna VF2, VF3 och VF4, som har vattendjup mellan 2,1 och 2,3 m avviker från de övriga stationerna och detta bekräftar tidigare slutsatser att A-bottnar uppträder i Västeråsfjärden på  $3,0 \pm 0,5$  m.

Densiteten är förhållandevis hög i såväl ytsediment som djupare ned i sedimenten i det nu aktuella muddringsområdet och indikerar att det här är fråga om E/T-bottnar. Vattenhalt och glödningsförlust är två grundläggande sedimentparametrar som ofta används för att separera ut ackumulationsbottnar (A-bottnar) från erosions- och transportbottnar (E/T-bottnar). En tumregel är att vattenhalten (W) i ytsediment bör vara  $> 75\%$  för att sedimentet skall kunna karakteriseras som en A-botten (Håkanson and Jansson, 1983). På motsvarande sätt bör glödningsförlusten (LOI) överstiga  $10\%$  för att det med säkerhet skall röra sig om A-bottensediment. Empiriska undersökningar i kustområden och insjöar (Jonsson et al., 2003), där sedimenttillväxten till stor del är beroende av hög erosion av gamla glacial- och postglacialeror, visar att A-bottnar uppträder med LOI-halter ända ned mot  $5\%$ . Bedömningen är sålunda att stationerna VF1, VF6, VF7, VF8, V6, V7 och V8 är att karakterisera som A-bottnar, medan VF2-5 kan karakteriseras som erosions- eller transportbottnar. Detta hindrar inte att sedimentbundna föroreningar kan deponeras här under perioder med lugna förhållanden. Haltfördelningsbilderna längre fram i rapporten styrker dessa slutsatser.

Av de 11 undersökta stationerna har 6 bedömts vara A-bottnar och 5 karakteriseras som T-bottnar. Vid en jämförelse mellan ts-halter och LOI i det undersökta muddringsområdet och i de längre ut liggande fjärdområdena (Fig. 17) framgår det tydligt att torrsbstanshalterna är avsevärt högre i muddringsområdet på grund av att fler karakteriserats som transportbottnar. Här är också LOI något lägre än ute på fjärdarna och är också mer variabel, vilket också indikerar förekomst av T-bottnar.



17 A



17 B

Figur 17 17 A/ Torrsbstanshalt (ts) och glödningsförlust (LOI) i ytsediment (0-2 á 5 cm) i hela det ursprungligen planerade muddringsområdet.  
17 B/ Torrsbstanshalt (ts) och glödningsförlust (LOI) i ytsediment (0-2 cm) från Västeråsfjärden, Fulleröfjärden, Ridöfjärden och Blacken.

### 4.3 Föroreningar i sediment

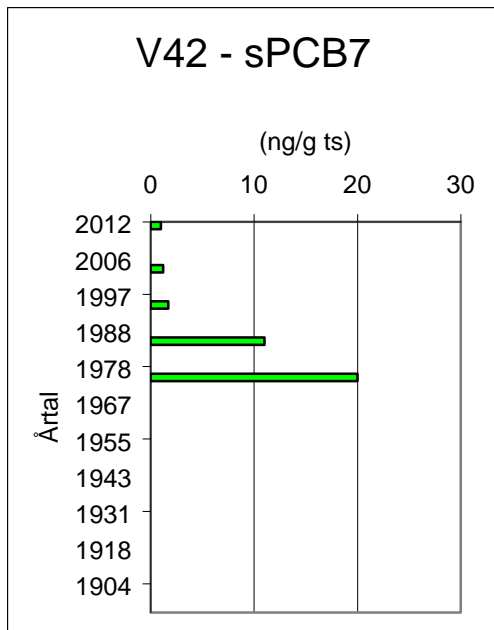
#### 4.3.1 Föroreningshalter

Som underlag för bedömning av föroreningssituationen i det planerade muddringsområdet har 11 ytsedimentprover och 9 prover från djupare liggande sedimentnivåer analyserats med avseende på innehåll av föroreningar. Ett urval av metaller och organiska miljögifter redovisas i Tabell 2.

Tabell 2 Halter av ts, LOI, metaller, sPAH11, alifater C16-35 och TBT i ytsediment (0-2, 0-5 cm) och djupare liggande sedimentnivåer (8-10, 15-20, 20-24, 26-30, 45-50 cm) i det planerade muddringsområdet.

	NIVÅ	ts	LOI	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	sPAH11	Alif. C16-35	TBT
	(cm)	(% vs)	(% ts)	(mg/kg ts)	(mg/kg ts)	(mg/kg ts)	(mg/kg ts)	(mg/kg ts)	(mg/kg ts)	(mg/kg ts)	(mg/kg ts)	(µg/kg ts)	(mg/kg ts)	(µg/kg ts)
VF1	0-5	27,1	7,7	4,4	1,1	14	125	115	35	51	377	1500	61	63
VF1	15-20	38,3	6,6	6,0	1,1	16	116	143	43	66	421	1800	63	297
VF2	0-2	49,3	5,4	3,7	1,5	9	342	68	38	67	505	6500	<50	25
VF2	8-10	48,7	5,0	6,1	1,1	12	78	60	32	87	408	3000	<50	36
VF3	0-2	40,5	5,5	7,0	2,5	9	206	141	38	196	871	3700	<50	8
VF3	8-10	47,1	4,7	5,9	1,0	13	49	301	30	87	384	3700	<50	<1
VF4	0-2	44,8	6,6	4,5	2,1	11	715	102	72	59	612	4200	<50	21
VF4	8-10	46,6	5,3	6,5	9,3	12	83	375	40	1050	3100	3100	210	3
VF5	0-2	31,2	16,3	11,7	1,6	12	600	125	69	92	542	3300	120	71
VF5	8-10	50,0	7,3	6,2	1,4	13	193	84	59	99	498	1100	71	94
VF6	0-5	23,7	7,7	4,6	0,8	16	197	115	41	46	308	770	57	45
VF6	20-24	47,7	3,9	<3	0,6	8	31	172	19	29	317	830	<50	<1
VF7	0-4	30,4	6,4	5,1	1,2	16	205	141	52	64	407	1200	66	76
VF7	8-12	34,8	6,4	6,9	2,4	18	157	370	70	204	851	1500	85	29
VF8	0-5	23,0	8,1	5,2	0,8	17	155	137	42	50	329	790	59	36
VF8	26-30	50,3	4,2	6,9	0,2	20	83	55	51	30	169	34	<50	<1
V6	0-2	25,5	7,9	6,1	1,2	16	145	114	45	57	366			84
V7	0-2	22,6	8,1	5,8	0,9	16	190	120	39	47	315			35
V7	45-50	41,1	4,2	3,6	0,3	16	52	30	31	32	163	89	<20	<1
V8	0-2	19,1	8,1	5,6	0,9	16	90	115	36	45	307			35
<b>Median</b>		39,4	6,5	5,9	1,1	15	150	118	40	61	396	1500	66	36
<b>Medel</b>		37,1	6,8	5,9	1,6	14	191	144	44	123	563	2183	88	60
<b>SD</b>		10,9	2,7	2,1	1,9	3	176	96	14	223	625	1733	57	66

PCB har inte analyserats i det planerade muddringsområdet. Orsaken är att förorenings-situationen på Västeråsfjärden vad gäller PCB har förbättrats mycket påtagligt sedan 1970-talet (Fig. 18). Den kraftiga nedgången, som inneburit en reduktion med en faktor 20 sedan början av 1970-talet, indikerar klart att någon betydande PCB-källa inte finns i Västeråsområdet.



Figur 18 sPCB7 i en daterad sedimentkärna från Västeråsfjärden (Från Jonsson 2013).

Tabell 3 Korrelationsmatris (n=19) för föroreningar och glödningsförlust i muddringsområdet.

	As	Cd	Co	Cr	Cu	Ni	Pb	Zn	sPAH11	TBT	LOI
As	1										
Cd	0,02	1									
Co	0	-0,05	1								
Cr	0,07	-0,02	0,15	1							
Cu	0,04	0,53	0,11	-0,08	1						
Ni	0,18	0	0,03	0,45	0,05	1					
Pb	0,02	0,98	0,03	-0,07	0,55	-0,02	1				
Zn	0,02	1	0,05	-0,04	0,55	0	0,98	1			
sPAH11	0	0,04	-0,71	0,23	-0,03	0	0,01	0,04	1		
TBT	0	-0,09	0,12	-0,03	-0,03	0	-0,08	-0,09	-0,08	1	
LOI	0,55	-0,04	0	0,27	-0,02	0,21	-0,05	-0,05	-0,01	-0,01	1

Några tydliga samband som visar att främst metallerna kadmium, bly och zink samvarierar (Tab. 3). Ett mycket tydligt samband finns mellan kadmium och zink ( $r^2=1$ ). Sambandet kvarstår mycket högt ( $r^2=0,95$ ) även om det högsta värdet exkluderas. Samma gäller för bly och zink. Det höga sambandet mellan bly och kadmium ( $r^2=0,98$ ) styrs till viss del av ett högt värde på båda metallerna. Om detta exkluderas kvarstår dock fortfarande ett klart samband ( $r^2=0,68$ ).

sPAH11 uppvisar ett klart negativt samband med kobolt, medan TBT inte visar några samband med något av de övriga ämnena.

#### 4.3.1.1 Metaller

För att klassificera föroreningsgraden kan två olika strategier användas: 1/ utifrån principen med jämförvärden grundad på förindustriella värden från NV Rapport 4914, 2/ utifrån uppmätta regionala bakgrundshalter. Nedan har vi klassificerat haltnivåerna utifrån båda dessa principer.

#### 4.3.1.1.1 Klassning utifrån principen med jämförvärden grundad på förindustriella värden från NV Rapport 4914

Nedan redovisas haltintervallen som grundar sig på förindustriella värden som tagits fram av SGU i samband med framtagning av Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för kust och hav. Dessa värden kan antas även representera situationen i Mälarens förindustriella sediment. Avvikelseklassningen (Tab. 4) har gjorts enligt tabell 36 i NV Rapport 4914.

Tabell 4 Klassning utifrån principen med jämförvärden grundad på förindustriella värden från NV Rapport 4914. Analys enligt svensk standard.

	Klass 1 Ingen/obetydlig avvikelse (mg/kg ts)	Klass 2 Liten avvikelse (mg/kg ts)	Klass 3 Tydlig avvikelse (mg/kg ts)	Klass 4 Stor avvikelse (mg/kg ts)	Klass 5 Mycket stor avvikelse (mg/kg ts)
Arsenik	≥ 10	11-17	18-28	29-45	≥ 46
Kadmium	≥ 0,2	0,3-0,5	0,6-1,2	1,3-3	≥ 3,1
Kobolt	≥ 12	13-20	21-35	36-60	≥ 61
Krom	≥ 40	41-48	49-60	61-72	≥ 73
Koppar	≥ 15	16-30	31-60	61-120	≥ 121
Kvicksilver	≥ 0,04	0,05-0,12	0,13-0,4	0,5-1	≥ 1,1
Nickel	≥ 30	31-45	46-66	67-99	≥ 100
Bly	≥ 25	26-40	41-65	66-110	≥ 111
Zink	≥ 85	86-128	129-204	205-357	≥ 358

Utifrån klassgränserna i tabellen ovan har sedimentproverna från det tilltänkta muddringsområdet klassats (Tab. 5). Det framgår mycket tydligt att krom är den metall som avviker mest från jämförvärdet. Mycket stor avvikelse noterades för krom i 14 av 20 prover i muddringsområdet. 3 prover hade stor avvikelse. Mycket stor avvikelse eller stor avvikelse konstaterades för koppar i 14, för zink i 7, för bly i 5 och för kadmium i 4 prov av totalt 20.

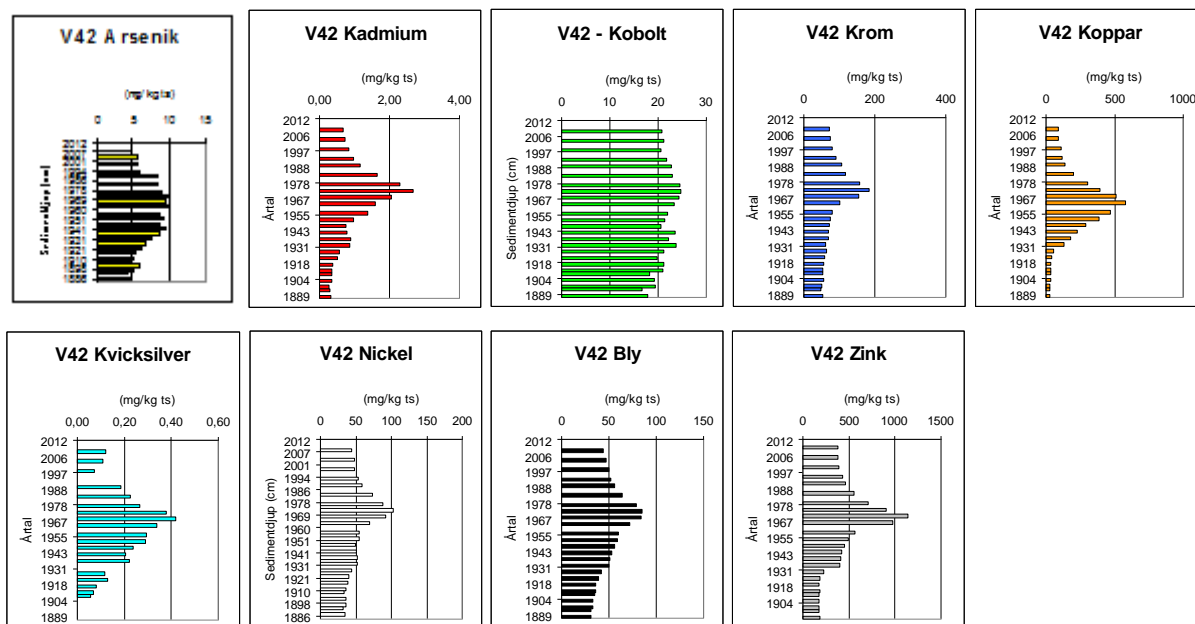
Tabell 5 Resultat av klassning enligt jämförvärden (NV Rapport 4914) för det tilltänkta muddringsområdet.

ELEMENT	VF1	VF1	VF2	VF2	VF3	VF3	VF4	VF4	VF5	VF5	VF6	VF6	VF7	VF7	VF8	VF8	V6	V7	V7	V8
NIVÅ (cm)	0-5	15-20	0-2	8-10	0-2	8-10	0-2	8-10	0-2	8-10	0-5	20-24	0-4	8-12	0-5	26-30	0-2	0-2	45-50	0-2
ts (% vs)	27,1	38,3	49,3	48,7	40,5	47,1	44,8	46,6	31,2	50	23,7	47,7	30,4	34,8	23	50,3	25,5	22,6	41,1	19,1
LOI (% ts)	7,7	6,6	5,4	5	5,5	4,7	6,6	5,3	16,3	7,3	7,7	3,9	6,4	6,4	8,1	4,2	7,9	8,1	4,2	8,1
Arsenik	4	6	4	6	7	6	4	7	12	6	5	<3	5	7	5	7	6	6	4	6
Kadmium	1,06	1,13	1,46	1,05	2,45	0,99	2,12	9,29	1,61	1,44	0,81	0,64	1,20	2,39	0,82	0,18	1,20	0,93	0,27	0,88
Cobolt	14	16	9	12	9	13	11	12	12	13	16	8	16	18	17	20	16	16	16	16
Krom	125	116	342	78	206	49	715	83	600	193	197	31	205	157	155	83	145	190	52	90
Koppar	115	143	68	60	141	301	102	375	125	84	115	172	141	370	137	55	114	120	30	115
Nickel	35	43	38	32	38	30	72	40	69	59	41	19	52	70	42	51	45	39	31	36
Bly	51	66	67	87	196	87	59	1050	92	99	46	29	64	204	50	30	57	47	32	45
Zink	377	421	505	408	871	384	612	3100	542	498	308	317	407	851	329	169	366	315	163	307
Kvicksilver	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	0,14	0,11	0,10	0,11

#### 4.3.1.1.2 Klassning utifrån principen med uppmätta regionala bakgrundshalter

Den daterade kärnan från station V42 representerar tiden från slutet av 1800-talet fram till 2012. Som diskuteras i den övergripande sedimentrapporten för Västeråsfjärden (Jonsson 2013) beskriver metallhalterna mycket karaktäristiska förlopp (Fig. 19). Utifrån haltkurvorna

tycks det som om flera av metallerna i kärnans djupare delar närmar sig pre-industriella bakgrundsvärden vid tiden före 1920.



Figur 19 Fördelning av metaller i den daterade sedimentkärnan från station V42.

Vi har beräknat medianvärdena (antalet nivåer = 7) för dessa metaller på nivåer före 1920. De på detta sätt framräknade regionala bakgrundshalterna redovisas i Tabell 6. Jämförvärden från NV Rapport 4914 redovisas också i tabellen. Samtliga uppmätta regionala bakgrundsvärden utom för arsenik överstiger jämförvärdena. För flera av metallerna som krom, nickel och bly är skillnaden måttlig, medan den för övriga metaller är 60-100 % högre än jämförvärdet.

Tabell 6 Jämförelse mellan uppmätta regionala bakgrundshalter och jämförvärden från NV Rapport 4914. Gulmarkerade bakgrundsvärden markerar metaller där det regionala bakgrundsvärdet är högre än jämförvärdet.

Ämne	Regionalt bakgrundsvärde	Jämförvärde
	Medianvärde för data äldre än 1920 (mg/kg ts)	Från NV Rapport 4914 (mg/kg ts)
<b>Arsenik</b>	5,1	10
<b>Kadmium</b>	0,33	0,2
<b>Kobolt</b>	19	12
<b>Krom</b>	53	40
<b>Koppar</b>	32	15
<b>Nickel</b>	35	30
<b>Bly</b>	34	25
<b>Zink</b>	179	85
<b>Kvicksilver</b>	0,07	0,04

Utifrån dessa beräknade regionala bakgrundsvärden och med samma avvikelseklassning som använts för jämförvärdena i Tabell 4 har en tabell utarbetats för att klassa haltavvikelsena i Västeråsfjärden (Tab. 7).

Tabell 7 Klassning utifrån principen grundad på regionalt (Västeråsfjärden) uppmätta förindustriella värden. Analys enligt svensk standard.

	<b>Klass 1</b> <b>Ingen/obetydlig</b> <b>avvikelse</b> (mg/kg ts)	<b>Klass 2</b> <b>Liten</b> <b>avvikelse</b> (mg/kg ts)	<b>Klass 3</b> <b>Tydlig</b> <b>avvikelse</b> (mg/kg ts)	<b>Klass 4</b> <b>Stor</b> <b>avvikelse</b> (mg/kg ts)	<b>Klass 5</b> <b>Mycket stor</b> <b>avvikelse</b> (mg/kg ts)
<b>Arsenik</b>	≥ 5,1	5,2 - 8,7	8,8 - 14	15 - 23	≥ 24
<b>Kadmium</b>	≥ 0,33	0,34 - 0,83	0,84 - 1,9	2,0 - 5,0	≥ 5,0
<b>Kobolt</b>	≥ 19	20 - 32	33 - 55	56 - 95	≥ 95
<b>Krom</b>	≥ 53	54 - 64	65 - 80	81 - 95	≥ 96
<b>Koppar</b>	≥ 32	33 - 64	65 - 106	107 - 170	≥ 170
<b>Kvicksilver</b>	≥ 0,07	0,08 - 0,21	0,22 - 0,7	0,8 - 1,8	≥ 1,8
<b>Nickel</b>	≥ 35	36 - 53	54 - 77	78 - 116	≥ 116
<b>Bly</b>	≥ 34	35 - 54	55 - 88	89 - 150	≥ 150
<b>Zink</b>	≥ 179	180 - 269	270 - 430	431 - 752	≥ 753

Utifrån klassgränserna i Tabell 7 ovan har sedimentproverna från det planerade muddringsområdet klassats (Tab. 8). Även med denna klassificeringsgrund framgår det klart att den metall som avviker mest från jämförvärdet är krom. Även med dessa kriterier kan krom i 14 av 20 prover i muddringsområdet karaktäriseras med mycket stor avvikelse och 3 prover hade stor avvikelse. Mycket stor avvikelse eller stor avvikelse konstaterades även med dessa bedömningsgrunder för koppar i 14, för zink i 7, för bly i 5 och för kadmium i 4 prov av totalt 20.

Tabell 8 Resultat av klassning utifrån uppmätta regionala bakgrundshalter för metaller i det tilltänkta muddringsområdet.

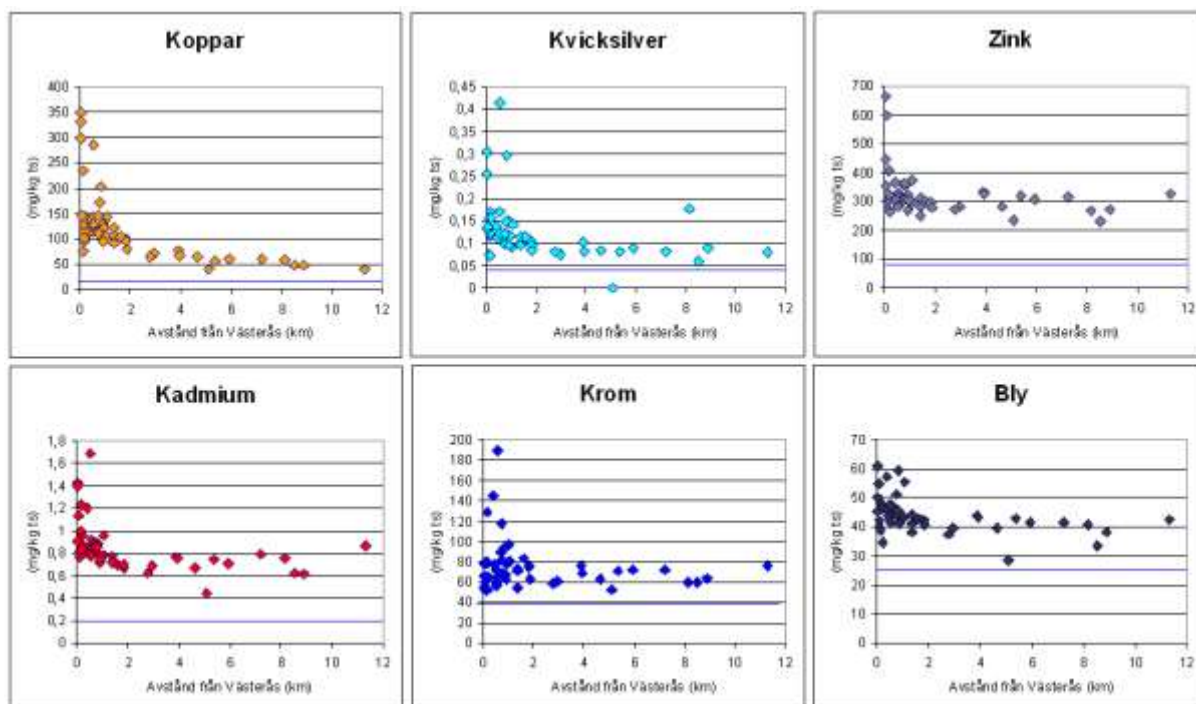
ELEMENT	VF1	VF1	VF2	VF2	VF3	VF3	VF4	VF4	VF5	VF5	VF6	VF6	VF7	VF7	VF8	VF8	V6	V7	V7	V8
NIVÅ (cm)	0-5	15-20	0-2	8-10	0-2	8-10	0-2	8-10	0-2	8-10	0-5	20-24	0-4	8-12	0-5	26-30	0-2	0-2	45-50	0-2
ts (% vs)	27,1	38,3	49,3	48,7	40,5	47,1	44,8	46,6	31,2	50	23,7	47,7	30,4	34,8	23	50,3	25,5	22,6	41,1	19,1
LOI (% ts)	7,7	6,6	5,4	5	5,5	4,7	6,6	5,3	16,3	7,3	7,7	3,9	6,4	6,4	8,1	4,2	7,9	8,1	4,2	8,1
Arsenik	4,4	6,0	3,7	6,1	7,0	5,9	4,5	6,5	11,7	6,2	4,6	<3	5,1	6,9	5,2	6,9	6,1	5,8	3,6	5,6
Kadmium	1,06	1,13	1,46	1,05	2,45	0,99	2,12	9,29	1,61	1,44	0,81	0,64	1,20	2,39	0,82	0,18	1,20	0,93	0,27	0,88
Cobolt	14	16	9	12	9	13	11	12	12	13	16	8	16	18	17	20	16	16	16	16
Krom	125	116	342	78	206	49	715	83	600	193	197	31	205	157	155	83	145	190	52	90
Koppar	115	143	68	60	141	301	102	375	125	84	115	172	141	370	137	55	114	120	30	115
Nickel	35	43	38	32	38	30	72	40	69	59	41	19	52	70	42	51	45	39	31	36
Bly	51	66	67	87	196	87	59	1050	92	99	46	29	64	204	50	30	57	47	32	45
Zink	377	421	505	408	871	384	612	3100	542	498	308	317	407	851	329	169	366	315	163	307
Kvicksilver	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	0,138	0,111	0,095	0,114

En slutsats blir sålunda att ungefär samma bedömning erhålles vare sig man utgår från jämförvärden i NV Rapport 4914 eller grundar sin bedömning på regionalt uppmätta bakgrundshalter från Västeråsfjärden.

#### 4.3.1.1.3 Sammanfattande slutsatser metaller

Metallhalterna i ytsedimenten har tydliga gradienter som sträcker sig i runda tal 2 km ut på Västeråsfjärden (Fig. 20). Längre ut nås halter som i stort sett är konstanta även på större avstånd från Västerås. Krom ligger i klass 4-5 även utanför 2 km, zink i klass 4, koppar klass 3-4, kadmium och bly i klass 2-3 och kvicksilver klass 2. Även om halterna sjunkit högst

påtagligt sedan 1970-talet (Fig. 20) är halterna av främst krom, zink och koppar även storskaligt påtagligt förhöjda på Västeråsfjärden.



Figur 20 Halter av koppar, kvicksilver, zink, kadmium, krom och bly i ytsediment (0-2 cm) i förhållande till avståndet från Västerås. Den blåa linjen representerar det jämförvärdet enligt NV Rapport 4914. (Från Jonsson 2013).

I tabell 9 har en jämförelse gjorts mellan yt- och djupsediment för att utröna var de högsta halterna återfinns. För krom är det mycket tydligt att de högsta halterna finns i ytsedimenten. Samtliga 9 stationer med både yt- och djupsediment visade detta. Vad gäller kadmium visade 6 av 9 stationer de högsta värdena i ytsedimenten. För koppar, bly och zink finns en tendens till högre halter i djupsedimenten och de riktigt höga halterna finns företrädesvis i djupsedimenten. Mest uttalat är detta för koppar. Jämför även tidstrenden i Figur 159.

Tabell 9 Fördelning av höga halter i ytsediment (0-5 cm) resp. djupsediment i det (8-50 cm) planerade muddringsområdet.

	Högst halt i ytsediment (Antal prov)	Högst halt i djupsediment (Antal prov)
<b>Kadmium</b>	6	3
<b>Krom</b>	9	0
<b>Koppar</b>	4	5
<b>Bly</b>	4	5
<b>Zink</b>	4	5

Oberoende av vilken klassificeringsmetod som användes är det uppenbart att det inom hamnområdet finns källor till de förhöjda halterna av främst krom, koppar, bly och zink. Halterna av dessa metaller är alltför höga för att tippning av muddermassor från detta områdes översta ca 50 cm skall kunna tippas i vatten.

### 4.3.1.2 Polyaromatiska kolväten - PAH

Tabell 30 i naturvårdsverkets Rapport 4914 har reviderats (se NV:s hemsida) och klassgränserna för sPAH1 redovisas i Tabell 10. Halterna av polyaromatiska kolväten (sPAH11) har klassificerats efter Tabell 10 och är höga eller mycket höga i 13 av 16

Tabell 10 Klassning av sPAH11 grundad på reviderad tabell i NV Rapport 4914. Den reviderade tabell 30 i NV: s rapport kan laddas ned från Naturvårdsverkets hemsida ([www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)).

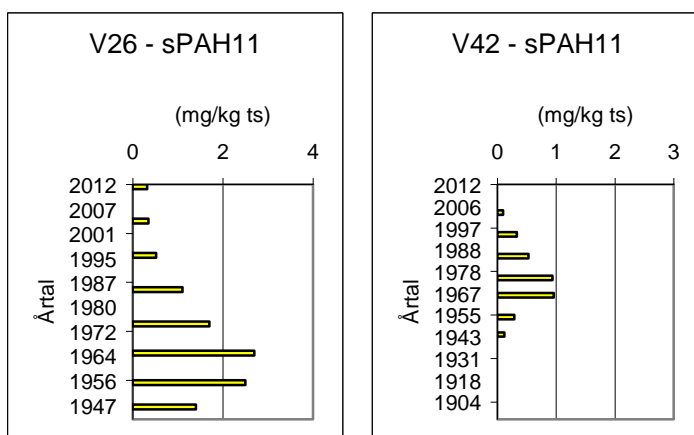
	Klass 1 Ingen halt (µg/kg ts)	Klass 2 Låg halt (µg/kg ts)	Klass 3 Medelhög halt (µg/kg ts)	Klass 4 Hög halt (µg/kg ts)	Klass 5 Mycket hög halt (µg/kg ts)
sPAH 11 (µg/kg ts)	0	0-280	280-800	800-2500	> 2500

analyserade prover från det planerade muddringsområdet (Tab. 11). Stationerna V7 och V8 ligger utanför det planerade muddringsområdet. Ingen tydlig trend kan iaktas rörande om halterna är högst i ytsedimenten (4 stationer) eller på djupare nivåer (3 stationer). I större delen av Västeråsfjärden norr om linjen Kattskär/Elba ligger sPAH11-halterna mellan 800 och 2200 µg/kg ts, dvs. i Klass 4 hög halt.

Tabell 11 Resultat av klassning utifrån Tabell 8 för sPAH11 och alifatiska kolväten C16-C35 i det tilltänkta muddringsområdet.

ELEMENT	VF1	VF1	VF2	VF2	VF3	VF3	VF4	VF4	VF5	VF5	VF6	VF6	VF7	VF7	VF8	VF8	V6	V7	V7	V8	V8
Nivå (cm)	0-5	15-20	0-2	8-10	0-2	8-10	0-2	8-10	0-2	8-10	0-5	20-24	0-4	8-12	0-5	26-30	0-2	0-2	45-50	0-2	45-50
ts (% vs)	27,1	38,3	49,3	48,7	40,5	47,1	44,8	46,6	31,2	50	23,7	47,7	30,4	34,8	23	50,3	25,5	22,6	41,1	19,1	51,8
LOI (% ts)	7,7	6,6	5,4	5	5,5	4,7	6,6	5,3	16,3	7,3	7,7	3,9	6,4	6,4	8,1	4,2	7,9	8,1	4,2	8,1	2,9
sPAH11 (µg/kg ts)	1500	1800	6500	3000	3700	3700	4200	3100	3300	1100	770	830	1200	1500	790	34			89		25

I Naturvårdsverkets uppdaterade Tabell 30 i NV Rapport 4914 anges att klass 1 skall motsvara "Ingen halt". Från retrospektiva studier av långa sedimentkärnor har dock visats att polyaromatiska kolväten naturligt har bildats i låga halter långt tillbaka i tiden. I tabellen ges dock inga jämförvärden på dessa ämnen utan halten förutsätts vara noll i miljön. Den historiska kärnan från station V26 (Fig. 21) visar att haltsituationen på Västeråsfjärden har förbättrats med ungefär en faktor 8 sedan 1960-talet och ligger i ytsedimenten i klass 2 (< 280 µg/kg ts) på station V42. Halterna är något högre i kärnan från station V26 som ligger närmare Västerås än V42.



Figur 21 sPAH11 i den daterade sedimentkärnan från station 26 på Västeråsfjärden. Från den översiktliga sedimentrapporten (Jonsson 2013).



### 4.3.1.3 Alifater

Av de alifatiska kolvätena är det endast de tunga alifatiska kolväten C16-C35 som har halter över detektionsgränsen (Tab. 12).

Tabell 12 Detektionsgränser för olika fraktioner av alifatiska kolväten

Parameter	Detektionsgräns
alifater >C5-C8	5.0 mg/kg ts
alifater >C8-C10	5.0 mg/kg ts
alifater >C10-C12	5.0 mg/kg ts
alifater >C12-C16	5.0 mg/kg ts
alifater >C5-C16	20 mg/kg ts
alifater >C16-C35	50 mg/kg ts

Halterna är låga eller i något fall måttliga i det planerade muddringsområdet. (Tab. 13). Endast 9 av 18 analyserade prover har halter som överstiger 50 mg/kg ts.

Tabell 13 Halter av tunga alifatiska kolväten C16-C35 i det planerade muddringsområdet

ELEMENT	VF1	VF1	VF2	VF2	VF3	VF3	VF4	VF4	VF5	VF5	VF6	VF6	VF7	VF7	VF8	VF8	V6	V7	V7	V8	V8
Nivå (cm)	0-5	15-20	0-2	8-10	0-2	8-10	0-2	8-10	0-2	8-10	0-5	20-24	0-4	8-12	0-5	26-30	0-2	0-2	45-50	0-2	45-50
ts (% vs)	27,1	38,3	49,3	48,7	40,5	47,1	44,8	46,6	31,2	50	23,7	47,7	30,4	34,8	23	50,3	25,5	22,6	41,1	19,1	51,8
LOI (% ts)	7,7	6,6	5,4	5	5,5	4,7	6,6	5,3	16,3	7,3	7,7	3,9	6,4	6,4	8,1	4,2	7,9	8,1	4,2	8,1	2,9
Al. C16-35 (mg/kg ts)	61	63	<50	<50	<50	<50	<50	210	120	71	57	<50	66	85	59	<50			<20		<20

Detta kan jämföras med halter från t.ex. Saltsjön i centrala Stockholm där halterna av tunga alifatiska kolväten C16-C35 varierar mellan 150 och 1230 mg/kg ts med ett medianvärde på 665 mg/kg ts. Detta är mer än 10 gånger högre än i det planerade muddringsområdet. Bedömningen är således att de alifatiska kolvätena inte utgör någon betydande sedimentförorening i muddringsområdet.

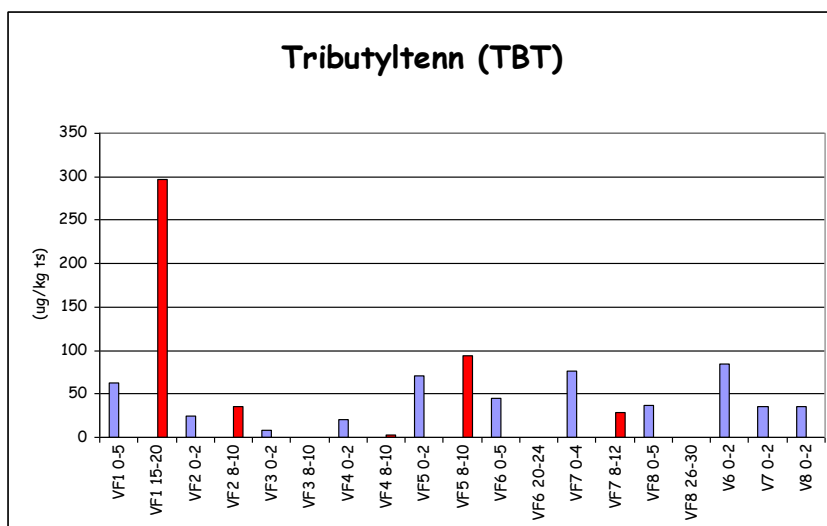
### 4.3.1.4 Organiska tennföreningar

Halterna av tributyltenn (TBT) varierar ganska mycket i det planerade muddringsområdet (Tab. 14). Värderna på <1 omväxlar med höga värden upp till närmare 300 µg/kg ts (Fig. 22). Halter på mellan 50 och 100 µg/kg ts förekommer i 5 av 17 prover från detta område. Stationerna V/ och V8 ligger utanför det planerade muddringsområdet.

Tabell 14 Halter av tributyltenn (TBT) i det tilltänkta muddringsområdet.

ELEMENT	VF1	VF1	VF2	VF2	VF3	VF3	VF4	VF4	VF5	VF5	VF6	VF6	VF7	VF7	VF8	VF8	V6	V7	V7	V8	V8
Nivå (cm)	0-5	15-20	0-2	8-10	0-2	8-10	0-2	8-10	0-2	8-10	0-5	20-24	0-4	8-12	0-5	26-30	0-2	0-2	45-50	0-2	45-50
ts (% vs)	27,1	38,3	49,3	48,7	40,5	47,1	44,8	46,6	31,2	50	23,7	47,7	30,4	34,8	23	50,3	25,5	22,6	41,1	19,1	51,8
LOI (% ts)	7,7	6,6	5,4	5	5,5	4,7	6,6	5,3	16,3	7,3	7,7	3,9	6,4	6,4	8,1	4,2	7,9	8,1	4,2	8,1	2,9
TBT (µg/kg ts)	63	297	25	36	8	<1	21	3	71	94	45	<1	76	29	36	<1	84	35	<1	35	<1

De organiska tennföreningarnas viktigaste och mest omdebatterade användningsområde är som aktiva antifouling-substanser i båtbottenfärger. De har karaktäriserats som en av de mest toxiska föroreningarna som någonsin släppts ut i miljön (Müller et al., 1989; Stewart et al., 1992) och är följaktligen högprioriterade s.k. "hazardous substances" i såväl Östersjö- och Nordsjöområdet som i svenska inlandsvatten. Exponering av organismer för organiska tennföreningar har visat sig ge upphov till tydliga hormonstörningar hos ett antal organismer,



Figur 22 Halter av tributyltenn (TBT) i ytsediment och på djupare liggande nivåer i det planerade muddringsområdet.

innefattande framförallt imposex hos snäckor. Det som anses vara en av de allvarligare störningarna med bäring på reproduktionsstörningar, är utveckling av sexuella karaktärer, som t.ex. utveckling av penis hos honor av purpursnäckan (*Nucella lapillus*). I områden som saknar purpursnäckor används ofta strandsnäckan (*Littorina littorea*), som är vanlig i Östersjöområdet. Denna typ av effekter har hittats i områden med avsevärt lägre sedimenthalter av organiska tennföreningar än som registrerats i Västerås hamn.

TBT (tributyltenn) är klassat som ett av de prioriterade ämnena i vattendirektivet. Det förbjöds i båtottenfärger för icke oceangående båtar under 25 meter i Sverige redan 1989. Liknande förbud för båtar över 25 m trädde i kraft i EU under perioden 2003–2007 och sedan 2008 råder ett totalförbud mot TBT i båtottenfärger. Förbudet har lett till att andra båtottenfärger används idag men underliggande färglager kan fortfarande ge höga utsläpp. Resterna av de organiska tennföreningarna finns fortfarande kvar i sedimenten. Där kan de fortsätta att påverka miljön eftersom de bryts ned mycket långsamt. Organiska tennföreningar binder starkt till partiklar i vattnet och hamnar till slut i sedimenten där de ofta förekommer i höga halter, framför allt i hamnar och marinor.

Nedbrytningstiden för TBT varierar men i svenska vatten är det normalt med 1–5 år beroende på syretillgång, vid ogynnsamma förhållanden kan halveringstiden i sediment vara så lång som 90 år. Omrörning av sedimenten på grund av exempelvis båttrafik ökar spridningen markant, liksom underhållsmuddringar i hamnar och marinor. Tillståndsgivning för muddring och dumpning styrs ofta av hur mycket TBT som kan finnas på platsen.

Under 2000-talet har Sveriges Geologiska Undersökning (SGU) haft i uppdrag att analysera organiska tennföreningar i våra havsområden. Resultaten har sammanställts i Tabell 15. I den övre delen av tabellen redovisas halterna av TBT i sediment från "opåverkade" havsområden och skärgårdar. TBT är en alltigenom antropogen förening och skall överhuvudtaget inte finnas i havssediment. Det är därför mycket oroande att den finns i stort sett överallt och i vissa områden i halter som är nära eller över den nivå vid vilken subletala effekter i form av hormonstörningar kan förväntas uppstå. I marinor och hamnar är halterna avsevärt högre och i dessa områden är risken för betydande effekter överhängande. Halterna i det planerade muddringsområdet ligger

generellt i det lägre haltintervallet för marinor/hamnar men är tillräckligt höga för att förtjäna uppmärksamhet.

Tabell 15. Koncentrationen av tributyltenn (TBT) i ytsediment från svenska kustområden, marinor och hamnar. Om annat inte anges är data från Cato (2003, samt opubl.).

<b>Område</b>	<b>Antal</b>	<b>TBT</b> ( $\mu\text{g}/\text{kg ts}$ )	<b>Referens</b>
<b><i>Kustområden</i></b>			
Bohuskusten, Skagerrak	21	1 - 86	
Hallandskusten, Kattegat	11	<1 - 11	
Öresund		5-14	OSPAR / MON,
Sydkusten, SW Östersjön	10	<1 - 25	
Öppet hav svensk EEZ	16	<1 - 110	
Smålandskusten	2	39 - 78	
Sörmlands skärgård	11	4 - 40	
Stockholms skärgård	42	<1 - 99	
<b><i>Marinor</i></b>			
Rönnängs marina	1	69	Jacobsen, 1998
Dyröns marina	1	150	
Åstols marina	1	350	
Björlanda Kile marina	2	1 700	
Strömstads marinor	3	170 - 400	
Grebbestads marina	1	820	
6 st marinor i Stockholm	6	380 - 4 300	
Oxelösunds marina	1	8 100	
<b><i>Hamnar</i></b>			
Berga örlogsbas	4	<1-76	
Muskö örlogsbas	1	20 - 220	
Glommens fiskehamn	1	22	
Oxelösunds fiskehamn	1	130 - 2 000	
Scanraffs produkthamn, Brofjorden	2	160 - 230	
Göteborgs hamnar	6	540 - 6 400	
Uddevalla hamn, Byfjorden	1	550	
Studseröds varv, Saltkällefjorden	1	1 000	
Trelleborgs hamn	1	1 400	
Falkenbergs hamn	5	39 - 2600	
Helsingborgs hamn	4	74 - 120	
Simrishamns hamn	1	2 400	
Norrtälje hamn	2	130 - 1300	
Hälleviks hamn	1	730 - 1800	
Skelleftehamn	1	320	
Umeå hamn (Hörnefors)	1	42	
Karlsborgs hamn	1	72	

I samband med framtagande av nya bedömningsgrunder för organiska ämnen i sediment gjordes en genomgång av effektbaserade riktvärden och triggervärden för miljögifter i marina

sediment (Naturvårdsverket 2011, remissversion). En typ av parameter som är framtagen för bedömning av ett sediments giftighet för sedimentlevande organismer (bentisk toxicitet) är *riktvärde* för sediment och representerar den halt av ett ämne som inte förväntas ge upphov till negativa effekter på dessa organismer. För TBT är riktvärdet så lågt som 0,011 µg/kg ts

De s.k. *Triggervärdena* har tagits fram för att skydda inte bara sedimentlevande organismer utan även skydda vattenlevande organismer, samt toppredatorer och människa från indirekt förgiftning. Triggervärdena har beräknats utifrån EQS-direktivets övergripande gränsvärde eller det övergripande gränsvärde som presenterats i NV rapport 5799 (i vissa fall utifrån ett uppdaterat dataunderlag). Triggervärdet är tänkt att vara en gräns ovanför vilken särskild försiktighet bör vidtagas. För TBT är triggervärdet detsamma som riktvärdet (0,011 µg/kg ts) och visar hur allvarligt man ser på TBT-förorening i sediment. Utifrån detta synsätt ligger halterna i det planerade muddringsområdet mycket över den haltnivå vid vilken effekter kan tänkas uppstå.

#### 4.3.1.4.1 Gammal eller ny förorening

Den relativa fördelningen av MBT, DBT respektive TBT indikerar nedbrytningstillståndet i vattenmiljön. Med tiden bryts ursprungssubstansen TBT ned till MBT och DBT. En hög andel MBT och DBT i förhållande till TBT indikerar en längre gången nedbrytning. MBT och DBT har dock även använts som stabilisatorer i PVC-plast och emitteras ibland till vatten vid plasttillverkning. Någon sådan tillverkning skall dock enligt uppgift inte ha funnits i Västeråsområdet, varför det är troligt att de höga DBT-halterna härrör från nedbrytning av TBT (Tab. 16).

Tabell 16 Halter av monobutyltenn (MBT), dibutyltenn (DBT), tributyltenn (TBT) och kvoten TBT/DBT

ELEMENT	Monobutyltenn (MBT)	Dibutyltenn (DBT)	Tributyltenn (TBT)	Kvot TBT/DBT
SAMPLE	µg/kg TS	µg/kg TS	µg/kg TS	
VF1 0-5	22,9	97,9	63,1	0,6
VF1 15-20	81,9	29,4	297,0	10,1
VF2 0-2	5,9	16,2	24,8	1,5
VF2 8-10	4,8	6,14	35,7	5,8
VF3 0-2	8,4	63,3	8,1	0,1
VF3 8-10	1,6	43,6	<1	<0,02
VF4 0-2	5,0	49,8	20,7	0,4
VF4 8-10	5,0	88,9	2,7	0,0
VF5 0-2	9,9	24,0	70,6	2,9
VF5 8-10	18,5	10,6	93,6	8,8
VF6 0-5	33,3	23,5	45,4	1,9
VF6 20-24	<1	10	<1	<0,1
VF7 0-4	34,9	23,4	75,7	3,2
VF7 8-12	35,5	76,5	28,9	0,4
VF8 0-5	35,9	97,1	36,2	0,4
V6 0-2	20,8	11,7	84,3	7,2
V7 0-2	23,3	26,5	35,0	1,3
V8 0-2	14,9	18,8	35,1	1,9
<i>Medel</i>	<i>21,3</i>	<i>19,0</i>	<i>59,8</i>	<i>2,9</i>
<i>Median</i>	<i>18,5</i>	<i>18,8</i>	<i>36,0</i>	<i>1,7</i>

Kvoten TBT/DBT i muddringsområdet varierar mellan 0,03 och 10,1 (medel: 2,9; median: 1,7), vilket kan jämföras med förorenade områden i t.ex. Southampton-estuariet i England där medelvärdet på kvoten var ca 5 under 1990-talet. Några av stationerna vid Djuphamnen har förhållandevis höga kvoter, 3-10. De flesta är dock lägre än 3, vilket indikerar en förhållandevis långt gången nedbrytning och att föroreningen är av äldre datum.

Medelhalten av TBT i det planerade muddringsområdet är 60 µg/kg ts med ett maxvärde på 297 µg/kg ts. Miljööverdomstolen föreskrev i samband med prövning av muddring i Norrtälje hamn (MÖD 207:12) att endast muddermassor med lägre halt TBT än gränsvärdet 200 µg/kg ts fick dumpas och att massor med högre halt TBT skulle omhändertas på land. Sedan 2007 har detta blivit praxis i miljödomstolarna. Emellertid är bedömningarna av TBT: s farlighet mycket olika i olika länder. I Finland liksom i Sverige är det tillåtet att dumpa sediment med TBT-halter under 200 µg/kg ts i havet, medan gränsen i Belgien är så låg som 7 µg/kg ts.

#### 4.3.1.5 Fosfor

Fosforhalten har analyserats som totalfosfor (Tot-P) i det planerade muddringsområdet (Tab. 17). Medianvärdet för fosforhalten är ca 13 % högre i ytsediment än i djupare liggande sedimentlager. Likartade resultat har noterats i många studier i såväl sjöar som kust- och havsområden (t. ex. Rydin et al. 2011; Malmaeus och Karlsson 2012). Man har konstaterat att den långsiktiga fastläggningen av fosfor är ungefär likartad i de flesta recenta sediment med halter i djupare sedimentlager på 600-1000 mg/kg ts. I oxiderade sedimentmiljöer kan totalfosforhalten tidvis vara avsevärt högre (Rydin et al. 2011) och uppgå till flera tusen mg P/kg ts när järnbunden fosfor fastläggs i sedimenten. Den utgör ofta huvuddelen av den s.k. potentiellt mobila fosforfraktionen, som även innehåller organisk fosfor.

Tabell 17 Torrsubstanshalt (ts), glödningsförlust (LOI) och totalfosfor (Tot-P) i ytsediment (0-2 á 5) och djupsediment (> 8 cm) i sedimentprover från det planerade muddringsområdet.

	VF1	VF2	VF3	VF4	VF5	VF6	VF7	VF8	V6	V7	V8	Median	Medel	SD
<b>Nivå</b> (cm)	0-5	0-2	0-2	0-2	0-2	0-5	0-4	0-5	0-2	0-2	0-2			
<b>ts</b> (% vs)	27,1	49,3	40,5	44,8	31,2	23,7	30,4	23	25,5	22,6	19,1			
<b>LOI</b> (% ts)	7,7	5,4	5,5	6,6	16,3	7,7	6,4	8,1	7,9	8,1	8,1			
<b>Tot-P</b> (mg/kg ts)	867	637	871	876	1280	838	792	942	1040	1140	1300	876	962	207

	VF1	VF2	VF3	VF4	VF5	VF6	VF7	VF8	V7	Median	Medel	SD
<b>Nivå</b> (cm)	15-20	8-10	8-10	8-10	8-10	20-24	8-12	26-30	45-50			
<b>ts</b> (% vs)	38,3	48,7	47,1	46,6	50	47,7	34,8	50,3	41,1			
<b>LOI</b> (% ts)	6,6	5	4,7	5,3	7,3	3,9	6,4	4,2	4,2			
<b>Tot-P</b> (mg/kg ts)	835	595	737	1020	825	446	1000	777	705	777	771	182

I ett EU- och NMR-finansierat projekt i samarbete mellan Sverige och Finland (SEABED-projektet) har den potentiellt mobila fosforfraktionen studerats noga i de svenska och finska skärgårdarna. En fråga som har varit aktuell är hur mycket mobil P, och därmed även biotillgänglig P, som tillförs Östersjön genom erosion av gamla glacial- och post-glacialeror. Det har visat sig (Jonsson et al. manuskript) att den potentiellt mobila fraktionen i dessa leror inte tagits hänsyn till vid materialbalanser och modellberäkningar för Östersjön. De nya beräkningarna gör gällande att i genomsnitt 16,5 % av total P i lerorna utgörs av mobil P. Utifrån en total materialbalans för sedimentomsättningen i Östersjön konstaterar man att den årliga tillförseln av totalfosfor kan vara av storleksordningen 2 gånger den totala fosfortillförseln till Östersjön via flodtillförsel, direkta utsläpp och tillskott från atmosfären. Den mobila fosfor som härrör från erosion av gamla leror är av samma storleksordning som det årliga totala antropogena fosfortillskottet.

Den mängd som planeras muddras i närheten av Djuphamnen är ca 150 000 m<sup>3</sup>. Om vi antar att vattenhalten i genomsnitt är 50 % och att densiteten är 1,5 så kommer ca 112 000 ton

torrsubstans att muddras. Med ett totalfosforinnehåll på 800 mg/kg ts (översiktligt medelvärde från Tabell 15) kommer fosforinnehållet i muddringsmassorna att vara i runda tal 90 ton. Om vi antar att den mobila fosforfraktionen utgör 16,5 % av totalfosfor motsvarar detta ca 15 ton. Totalbelastningen av fosfor på Västeråsfjärden är 22-30 ton fosfor/år (Anonymous, 2011). Tillförseln av biologiskt tillgänglig fosfor från muddermassorna enligt detta beräkningssätt motsvara ungefär ett halvt års fosforbelastning på Västeråsfjärden.

Emellertid är det högst osannolikt att all denna fosfor skulle kunna komma i omlopp och ge upphov till eutrofiering av fjärden. Under förutsättning att inte sugmuddring används, utan leran muddras och dumpas i stora klumpar kommer en mycket marginell del av fosforinnehållet att bli tillgängligt för primärproduktion.

#### **4.3.1.6 Biologiska effekter**

I denna rapport har vi konstaterat att halterna av vissa metaller, polyaromatiska kolväten och organiska tennföreningar är förhållandevis höga. Ingen bedömning görs i rapporten om dessa ämnen kan mobiliseras och ge upphov till eventuella biologiska effekter. För att utröna dessa frågor genomförs därför, parallellt med denna rapportering, en utvärdering av föroreningarnas lakbarhet och toxicitet av IVL Svenska Miljöinstitutet.

### **5 Sammanfattande slutsatser**

- Det geografiska läget för vågbrytaren utanför Djuphamnen stämmer inte med positionen i sjökortet. Vågbrytaren är både längre än angivelsen i kortet och den ligger i hela sin längd förskjutet 15-20 m åt nordväst.
- En trolig gammal muddertipp har konstaterats 500-800 m sydväst om vågbrytaren
- Hårda bottenstrukturer finns sydost om vågbrytaren och härrör troligen från utfyllnadsmassor
- Mycket stor avvikelser från bakgrundshalten noterades för krom i 14 av 20 prover i muddringsområdet. 3 prover hade stor avvikelser. Mycket stor eller stor avvikelser konstaterades för koppar i 14, för zink i 7, för bly i 5 och för kadmium i 4 prov av totalt 20.
- Halterna av polyaromatiska kolväten uttryckt som sPAH11 är höga eller mycket höga i 13 av 16 analyserade prover från det planerade muddringsområdet.
- De alifatiska kolvätena utgör inte någon betydande sedimentförorening i muddringsområdet.
- Högt halt av tributyltenn (TBT) har noterats i ett prov i närheten av oljehamnen. Måttliga TBT-halter noterades i övriga delar av det planerade muddringsområdet. Haltvariationen av TBT är betydande.
- Totalfosforinnehållet i muddringsmassorna kan beräknas till ca 90 ton, varav mobil lättillgänglig fosfor utgör ca 15 ton. Under förutsättning att inte sugmuddring används, utan leran muddras och dumpas i stora klumpar kommer dock en mycket marginell del av fosforinnehållet att bli tillgängligt för primärproduktion.
- Halterna av främst krom, koppar, bly, zink, polyaromatiska kolväten och i viss mån TBT är i de översta 2-3 decimeterna av sedimenten i det planerade muddringsområdet alltför höga för att tippning av dessa massor skall kunna ske i vatten. Massorna bör därför omhändertas på annat lämpligt sätt så att miljöpåverkan minimeras.

Sollenkroka den 5 februari 2013

Per Jonsson

## REFERENSER

- Anonymous, 2011. Västerås stads Vattenplan 2011/2021.
- Cato, I., 2003. Organotin compounds in Swedish sediments - an overlooked environmental problem. FoU-seminarium vid SGU 11-12 mars 2003, Dokumentation. Geological Survey of Sweden, SGU-rapport 2003:4, s 6-8.
- Cato, Ingemar, Sveriges Geologiska Undersökning - SGU, Uppsala. Opublicerat material.
- DeepVision, 2009. DeepEye Sonar System - User's Guide, 8 sid.  
<http://www.deepvision.se/>
- Håkanson, L. and Jansson, M., 1983. Principles of lake sedimentology. Springer-Verlag, Berlin, 316 p.
- Jacobsen, J.A., 1998. Organotin species in sediments: Dyrön, Rönnäng and Åstol. National Environmental Research Institute of Denmark. Laboratory Report, 3 p.
- Jonsson, P., 2010. Spridning av föroreningar från Beckholmen - Sediment-undersökning i Stockholms hamn. Rapport JP Sedimentkonsult.
- Jonsson, P., 2013. Sedimentbundna föroreningar från Västerås - Bottenundersökning i Västeråsfjärden. Rapport JP Sedimentkonsult 2013:01, 50 sid.
- Jonsson, P., 2012. Bottenkartering av Västeråsfjärden. Rapport JP Sedimentkonsult 2012:01, 39 sid.
- Jonsson, P., Jönsson, A., Kohonen, T., Lukkari, K., Karlsson, M. O., Malmaeus, M., Mattila, J. and Puttonen, I. Old clays - a forgotten source of nutrients to the Baltic Sea. (Manuscript).
- Lilja, K., 2011. Effektbaserade riktvärden och triggervärden för miljögifter i marina sediment. Rapport som underlag för remissversion av revidering av bedömningsgrunder för organiska föroreningar i kust och hav. Naturvårdsverket.
- Malmaeus, J. M. and Karlsson, O. M., 2012. Estimating the Pool of Mobile Phosphorus in Offshore soft Sediments of the Baltic Proper. Air, Soil and Water Research 2012:5 1-13, doi: 10.4137/ASWR.S8597
- Müller, M.D., Renberg, L. and Rippen, G., 1989. Tributyltin in the environment - sources, fate and determination: an assessment of present status and research needs. Chemosphere 18:2015-2042.
- Naturvårdsverket, 1999a. Rapport 4913, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Sjöar och vattendrag, Naturvårdsverket, Stockholm.
- Naturvårdsverket, 1999b. Rapport 4914, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Kust och hav. Naturvårdsverket, Stockholm, ISBN 91-620-4917-8, ISSN 0282-7298, 136 sid.
- Naturvårdsverket, 1999c. Rapport 4918, Metodik för inventering av förorenade områden - Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Naturvårdsverket, Stockholm, ISBN 91-620-4918-6, ISSN 0282-7298, 152 sid.
- Naturvårdsverket 2011, remissversion av revidering av Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Kust och hav.
- OSPAR Commission, 2000: Quality Status Report 2000, Region II – Greater North Sea. OSPAR Commission, London. 136 + xiii s.
- OSPAR / MON Ad Hoc Group on Monitoring, 2001. Summary record.
- OSPAR/SIME Working Group on Concentrations, Trends and Effects of Substances in the Marine Environment, 2002. Document 02/06/1
- Rydin, E., Malmaeus, J.M., Karlsson, O.M. and Jonsson, P., 2011. Phosphorus release from coastal Baltic Sea sediments as estimated from sediment profiles. Estuarine, Coastal and Shelf Science (2011), doi:10.1016/j.ecss.2010.12.020
- Stewart, C., de Mora, S.J., Jones, M.R.L. and Miller, M.C., 1992. Imosex in New Zealand neogastropods. Mar. Pollut. Bull. 24:204-209.
- Thomas, K.V., Blake, S.J. and Waldoek, M.J., 2000. Antifouling paint booster bicide

contamination in UK marine sediments. Mar. Pollut. Bull. 40:739-745.

- Sjöfartsverket, Norrköping. Djupkarta

- Tabell 30 i naturvårdsverkets Rapport 4914 har reviderats (se NV:s hemsida)

- VBB VIAKs rapport Miljöteknisk undersökning Västerås hamn

- Winterhalter, B., 1998. The Gemax corer for soft sediments, 9 sid. Geological Survey of Finland, Espoo. <http://www.kolumbus.fi/boris.winterhalter/GEMAX.pdf>



## BILAGA 1

### Protokoll och fotografier från sedimentprovtagning vid Djuphamnen i Västeråsfjärden

Positionsangivelser i WGS-84

#### Station VF 1

Datum för provtagning: 2012-10-05

Lat 59 35.65

Long 16 31.74

Vattendjup 4,0 m

Kärnans längd: 20 cm

Sedimentkärna tagen med Gemini-hämtare. Prov uttaget från 0-5, 15-20 cm.

#### *Fältkaraktäristik*

Överst relativt löst recent sediment, succesiv övergång till underliggande blågrå lergyttja/gyttjelera. A-botten.



#### Station VF 2

Datum för provtagning: 2012-10-05

Lat 59 35.50

Long 16 31.61

Vattendjup 2,3 m

Prov taget med Ponar-hämtare. Prov uttaget från 0-2, 8-10 cm

*Fältkaraktäristik*

0-2 cm gråbrunt relativt löst recent sediment med sandinslag, därunder blågrå eroderad lergyttja/gyttjelera med inslag av slagg. T-botten.

**Station VF 3**

Datum för provtagning: 2012-10-05

Lat 59 35.41

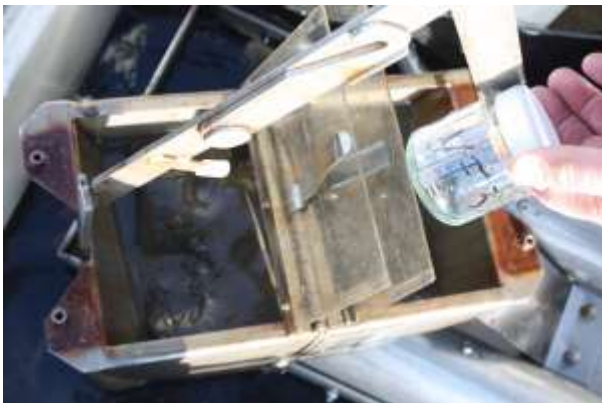
Long 16 31.49

Vattendjup 2,1 m

Prov taget med Ponar-hämtare. Prov uttaget från 0-2, 8-10 cm.

*Fältkaraktäristik*

0-5 cm recent brungrönt relativt löst recent med sandinslag. Därunder en förhållandevis lös grå lergyttja/gyttjelera med svarta inslag. Oljefilm. Död Anodonta (Dammussla), ca 5 cm med hål i skalet. T-botten.

**Station VF 4**

Datum för provtagning: 2012-10-05

Lat 59 35.36

Long 16 31.39

Vattendjup 2,1 m

Prov taget med Ponar-hämtare. Prov uttaget från 0-2, 8-10 cm.

*Fältkaraktäristik*

0-5 cm recent brungrönt relativt löst recent med sandinslag. Därunder en förhållandevis lös grå lergyttja/gyttjelera med svarta inslag. Oljefilm. Död Anodonta (Dammussla), ca 5 cm. T-botten.

**Station VF 5**

Datum för provtagning: 2012-10-05

Lat 59 35.26

Long 16 31.36

Vattendjup 2,3 m

Prov taget med Ponar-hämtare. Prov uttaget från 0-2, 8-10 cm.

*Fältkaraktäristik*

0-5 cm recent olivgrönt relativt löst recent med sandinslag. Därunder förhållandevis fast grå lergyttja/gyttjelera med svarta inslag. Oljefilm. Död Anodonta (Dammussla), ca 5 cm. T-botten.

**Station VF 6**

Datum för provtagning: 2012-10-05

Lat 59 35.13

Long 16 31.65

Vattendjup 4,3 m

Kärnans längd: 24 cm

Sedimentkärna tagen med Gemini-hämtare. Prov uttaget från 0-5, 20-24 cm.

*Fältkaraktäristik*

Överst relativt löst recent sediment, succesiv övergång till underliggande blågrå lergyttja/gyttjelera. Levande anodonta. A-botten.

**Station VF 7**

Datum för provtagning: 2012-10-05

Lat 59 35.32

Long 16 31.55

Vattendjup 3,3 m

Prov taget med Ponar-hämtare. Prov uttaget från 0-4, 8-12 cm

*Fältkaraktäristik*

0-4 cm recent olivgrön relativt löst sediment med sandinslag. Därunder förhållandevis fast grå lergyttja/gyttjelera. T-botten.

**Station VF 8**

Datum för provtagning: 2012-10-05

Lat 59 35.21

Long 16 31.83

Vattendjup 7,3 m

Kärnans längd: 29 cm

Sedimentkärna tagen med Gemini-hämtare. Prov uttaget från 0-5, 26-30 cm.

*Fältkaraktäristik*

0-5 cm gråbrun relativt lös recent lergyttja, succesiv övergång till underliggande blågrå lergyttja/gyttjelera. Vid 16 cm ett markerat svart band, därunder blågrå lergyttja/gyttjelera. A-botten.



### Station V 6

Datum för provtagning: 2012-05-29

Lat 59 35.19

Long 16 31.44

Vattendjup 3,5 m

Prov taget med Ponar-hämtare. Prov uttaget från 0-2 cm.

#### *Fältkaraktäristik*

0-4 cm recent olivgrön relativt löst sediment. Succesiv övergång till förhållandevis fast grå lergyttja/gyttjelera. A-botten.

Ingen bild tagen.

### Station V 7

Datum för provtagning: 2012-05-29

Lat 59 35.19

Long 16 31.71

Vattendjup 3,5 m

Kärnans längd: 51 cm

Prov taget med Gemini-hämtare. Prov uttaget från 0-2, 45-50 cm.

#### *Fältkaraktäristik*

0-5 cm mörkt gråbrun relativt lös recent lergyttja, succesiv övergång till underliggande mörkt blågrå lergyttja/gyttjelera. Vid 23 cm ett markerat mörkt band. A-botten.



### Station V 8

Datum för provtagning: 2012-05-29

Lat 59 35.19

Long 16 31.71

Vattendjup 3,5 m

Kärnans längd: 50 cm

Prov taget med Gemini-hämtare. Prov uttaget från 0-2, 45-50 cm.

#### *Fältkaraktäristik*

0-5 cm gråbrun relativt lös recent lergyttja, successiv övergång till underliggande brungrå lergyttja/gyttjelera. Vid 43 cm ett markerat mörkt band markerad övergång till ljusare gyttjelera. A-botten.



## **BILAGA 2**

### **Analysprotokoll och analysmetoder**