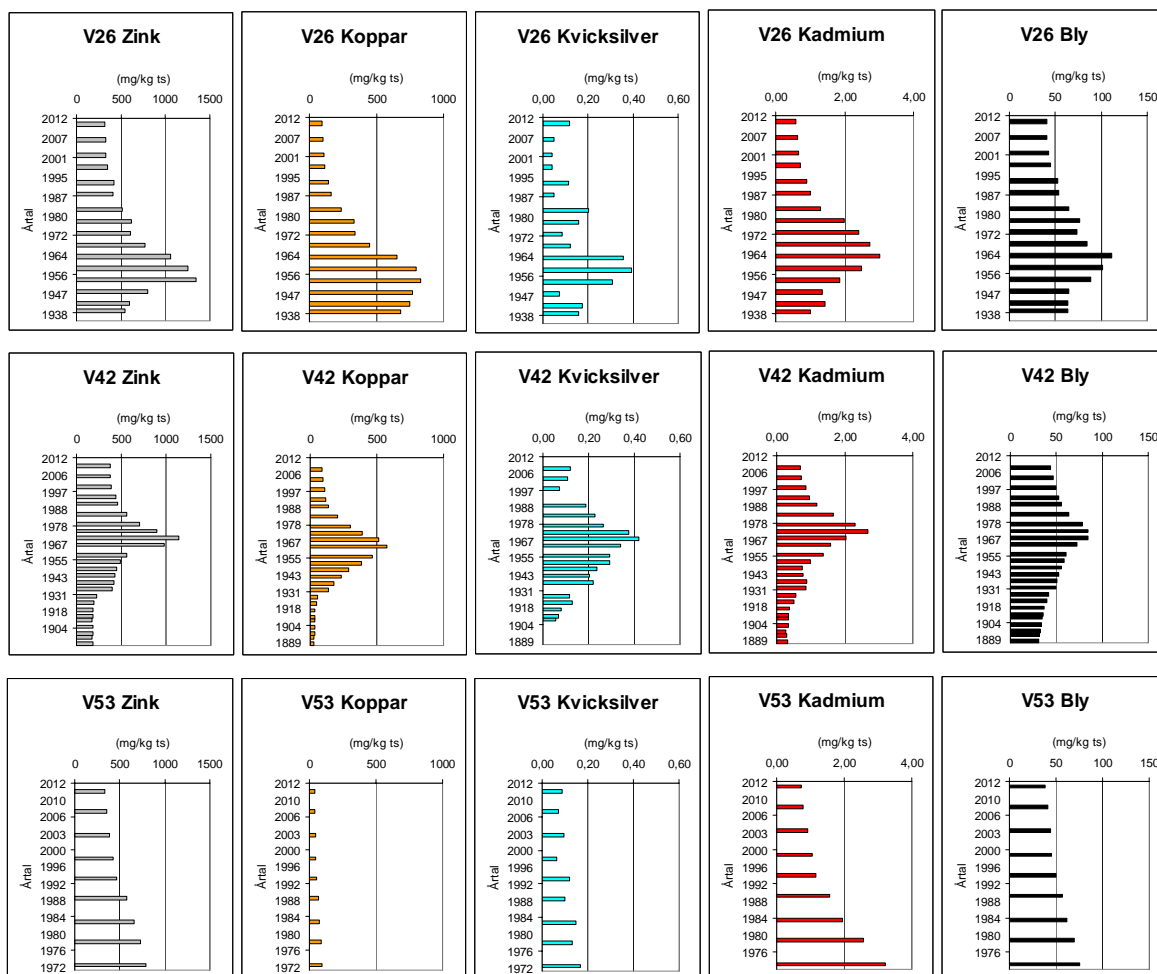


Sedimentbundna föroreningar från Västerås - Bottenundersökning i Västeråsfjärden



Mottagare:
Västerås Stad
Anna Kruger

Sollenkroka den 13 februari 2013

JP Sedimentkonsult Rapport 2013:2

Adress
JP Sedimentkonsult HB
Västernäsvägen 17
130 40 Djurhamn
per@jpsedimentkonsult.se
www.jpsedimentkonsult.se

Telefon
08-57163744
070-5208057

Postgiro
219638-4

Bankgiro
5943-4704

Org.nr
969720-0815

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

SAMMANFATTNING	3
1 UPPDRAG OCH SYFTE	5
1.1 Beställare	5
1.2 Syfte	5
1.3 Undersökningsstrategi	5
1.4 Arbetsmoment	5
1.5 Rapportens uppläggning	6
2 OMRÅDESBESKRIVNING	7
2.1 Områdets bottendynamik	7
3 UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR	8
3.1 Sedimentprovtagning	8
4 SEDIMENTFÖRHÅLLANDEN	10
4.1 Torrsubstanshalt och organisk halt	10
4.2 Sedimentackumulation	11
4.3 Sedimenttillväxt	11
5 FÖRORENINGSHALTER	18
5.1 Tidigare studier av föroreningssituationen	18
5.2 Bedömningsgrunder	19
5.3 Föroreningshistorik	20
5.3.1 Fastställande av tidsskalor	20
5.3.2 Metaller	20
5.3.3 Organiska föroreningar	23
5.3.3.1 Polyaromatiska kolväten – PAH	23
5.3.3.2 Polyklorerade bifenyler - PCB	23
5.4 Areell fördelning	24
5.4.1 Metaller	24
5.4.2 Organiska föroreningar	27
5.4.2.1 Polyaromatiska kolväten – PAH	27
5.4.2.2 Alifater	28
5.4.2.3 Tributyltenn - TBT	29
6 DEPOSITION AV FÖRORENINGAR I SEDIMENT	31
6.1 Fastläggning i Västeråsfjärdens sediment	31
6.2 Källor till föroreningarna	35
6.2.1 Spridningsmönster i sedimenten	35
6.2.2 Erosion	37
6.2.3 Atmosfäriskt nedfall	37
6.2.4 Tillförsel via Svartån	38
6.2.5 Tillförsel från kommunalt reningsverk	38
6.2.6 Tillförsel via dagvatten	38
6.2.7 Sammanfattande materialbalans	39
6.3 Värdering av insamlade sedimentdata	39
7 SLUTSATSER	40
REFERENSER	42
APPENDIX 1 Material och metoder	
APPENDIX 2 Positioner (WGS-84) och djup för provtagningsstationer	
APPENDIX 3 Bilder på sedimentkärnor och sedimentprov	
APPENDIX 4 Analysdata för basparametrar i sediment.	
APPENDIX 5 Analysdata och analysmetoder för föroreningar i sediment.	

SAMMANFATTNING

Sedimentprovtagning genomfördes på sammanlagt 51 stationer med R/V Sunbeam den 29-30 maj 2012. Urvalet av stationer grundar sig på den side scan sonarkartering av Västeråsfjärdens sediment som utfördes i oktober 2011. Ytsedimentprover (0-2 cm) togs med Ponarhämtare på samtliga stationer. Sedimentkärnor togs med Gemini-hämtare på alla stationer där provtagning kunde ske från R/V Sunbeam, dvs. på djup större än ca 3,5 m. För att undersöka studieområdets föroreningshistorik togs sedimentkärnor på tre stationer på norra och centrala delarna av Västeråsfjärden och på norra Blacken. Kärnorna har daterats med ¹³⁷Cs-teknik. Samtliga ytsedimentprov har analyserats med avseende på metaller. På ett urval stationer har även analys av polyaromatiska kolväten och organiska tennföreningar genomförts. På tre stationer i den norra delen av Västeråsfjärden har screeninganalyser av prioriterade organiska ämnen utförts.

Tydliga samband har konstaterats mellan vattendjup på provtagningsplatsen och glödningsförlust och torrsubstanshalt. Ju djupare desto lugnare sedimentationsmiljö och till detta kopplad låg ts-halt och hög glödningsförlust.

Sedimenttillväxten i Västeråsområdet är i medeltal 10 mm/år i de övre 20 cm av sedimentpelaren. Torrsubstansdepositionen per kvadratmeter A-botten i Västeråsfjärden är tämligen lika medeldepositionen i Stockholms och Roslagens skärgårdar.

Mycket tydliga tidstrender noterades i tre daterade kärnor från undersökningsområdet. Historiken kännetecknas av låga halter av zink, koppar, kvicksilver, kadmium och bly fram till omkring 1930. Från 1930-talet sker successiva ökningar fram till pik-värden under 1960-1970-talen. Efter pik-värdena under 1960-1970-talen minskar alla ovannämnda metaller fram till idag. Största minskningen står koppar för (6 ggr) följt av kadmium (4 ggr), zink (3 ggr), kvicksilver (3 ggr), nickel (2 ggr), bly (2 ggr), arsenik (2 ggr).

De polyaromatiska kolvätena visar på karaktäristiska tidstrender under tiden från andra världskriget och fram till idag. Markanta haltökningar skedde under 1940- och 1950-talen fram till 1960- och 1970-talen då de högsta halterna noterades av i stort sett alla PAH-er. Från början av 1980-talet sjunker halterna kraftigt och är idag åtminstone 10 gånger lägre än under 1960- och 1970-talen.

En sedimentkärna har analyserats i sina övre delar på sPCB och uppvisar en historisk trend som mycket väl följer de haltfördelningar som noterats i organismer från Östersjön. Halterna var högst under 1970-talet men uppvisar därefter ett mycket snabbt avklingningsförlopp (ca 20 ggr) och halterna är idag nere på omkring 1 ng/g ts, vilket kan rubriceras som låga halter.

Interpolerade kartor har tagits fram för krom, zink, kadmium, kvicksilver, koppar och sPAH11. Kartorna visar en del mycket tydliga mönster. Det är uppenbart att betydande källor finns i närheten av Djuphamnen för krom, zink, kadmium och kvicksilver. Anledningen till de förhöjda kromhalterna är med största sannolikhet en betydande lastning och utskeppning av ferrokrom. Kadmium, kvicksilver, koppar och sPAH11 visar tydliga ökningar in emot Kraftverkshamnen och de högsta halterna noteras utanför utsläppspunkten för det kommunala reningsverket. Även Östra hamnen har förhöjda halter av främst koppar.

Mönstret för sPAH11 visar mycket tydligt på en källa i närheten av utsläppspunkten för det kommunala reningsverket. Den troliga källan är dock inte reningsverket utan dagvatten, båtverksamhet och restprodukter från gasverket.

Alifatiska kolväten visar kraftiga ökningar in mot den kommunala utsläppspunkten. Höga halter noterades i Mälarparkshamnen. Generellt sett är halterna av tunga alifater förhållandevis måttliga.

Halterna av TBT varierar mellan 21 och 940 µg/kg ts i undersökningsområdet. Det lägsta värdet noteras på Blacken och det högsta i Mälarparkshamnen. Det näst högsta värdet (154 µg/kg ts) uppmättes i Tegeluddshamnen. Även den näst högsta halten uppmättes i en småbåtshamn. I Tegeluddshamnen noterades en halt på 154 µg/kg ts. Halter på 60-85 µg/kg ts uppmättes i Lögarängshamnen och i närheten av Djuphamnen.

Utifrån uppmätta föroreningshalter och beräknad sedimentackumulation har den årliga totala sedimentfastläggningen av föroreningar i Västeråsfjärdens sediment uppskattats. Beräkningen visar att 19 kg kadmium, 1,8 ton krom, 2,2 ton koppar, 1,1 ton bly, 8 ton zink och 17 kg sPAH11 fastläggs årligen i fjärdens sediment.

En översiktlig materialbalans har upprättats för kadmium, krom, koppar, kvicksilver, bly och zink i Västeråsfjärden. Den uppmätta fastläggningen i fjärdens sediment har ställts i relation till kända källor för dessa metaller och omfattningen av eventuella okända källor har beräknats.

Tillförsel från erosion av gamla sediment är betydelsefull främst beträffande krom och bly. Det är uppenbart att tillförseln via atmosfärisk deposition idag är av underordnad betydelse. Tillförseln via dagvatten från Västerås stad har för flera av metallerna lika stor eller större betydelse än transporten via Svartån. Bidraget från det kommunala reningsverket är litet och ligger i intervallet 1-8 % av den totala sedimentfastläggningen.

Vad gäller kadmium går materialbalansen i stort sett jämnt ut, vilket indikerar att de flesta källorna är kända. Annat är det för krom där endast ungefär hälften av sedimentfastläggningen kan förklaras med de identifierade källorna. Sannolikt finns den största saknade källan vid Djuphamnen där stora mängder ferrokrom hanteras. Knappt 40 % av sedimentfastläggningen av koppar kan inte förklaras med kända källor. Spridningsmönstret för koppar visar tydligt att de största källorna finns i den nordöstra delen av fjärden. Ca 70 % av kvicksilverfastläggningen kan förklaras med de kända källorna i tabellen. I runda tal 30 % är oförklarad, men de saknade källorna är sannolikt att söka i antingen Djuphamnens närhet eller i fjärdens nordöstra del. Ungefär lika stor andel är oförklarad när det gäller bly. En större andel av zink, ca 40 %, kan inte förklaras med de kända källorna. Spridningsmönstret för zink indikerar att källorna finns i första hand i närheten av Djuphamnen och i de nordöstra delarna av fjärden. Förhöjda halter finns även utanför Mälarparkshamnen.

1 UPPDRAG OCH SYFTE

1.1 Beställare

Västerås Stad
Fastighetskontoret, Mark- och exploatering
721 87 Västerås

1.2 Syfte

Syftet med undersökningen är att:

- i tid och rum bestämma influensområdets storlek för föroreningar som läcker ut och har läckt ut från olika aktiviteter vid Västeråsfjärden.
- geografiskt urskilja vilka källor som finns i fjärdområdet
- bestämma sedimentackumulationshastigheten i området
- göra massberäkningar av områdets sediment och
- översiktligt beräkna den årliga depositionen av relevanta föroreningar i fjärdområdet
- genom gradientstudier in emot potentiella källor söka beräkna hur mycket av den totala fjärddepositionen som härrör från de enskilda källorna

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

- Ackumulationsbottenar (A-bottenar) är bottenar där finmaterial (medium silt, kornstorlek $< 6 \mu\text{m}$) deponeras kontinuerligt.
- Transportbottenar (T-bottenar) är bottenar med diskontinuerlig deposition av finmaterial, dvs. där perioder med ackumulation omväxlar med resuspensions- och transportperioder.
- Erosionsbottenar (E-bottenar) är bottenar där deposition av finmaterial ej sker.

1.3 Undersökningsstrategi

Undersökningarna har lagts upp för att ge en så täckande belysning som möjligt av vilka föroreningar som läcker ut från olika aktiviteter runt Västeråsfjärden, hur stor denna tillförsel är idag och hur stor den varit i ett historiskt perspektiv.

För att kvantifiera dagens tillförsel har strategin varit att provtaga ytliga sediment (0-2 cm) i ett kombinerat system, som dels är yttäckande, dels uppbyggt kring gradienter för att spåra eventuella olika källor och att undersöka hur långt från källan spridningen kan urskiljas i sedimenten. För att undersöka belastningsförändringar på Västeråsfjärden i ett historiskt perspektiv har daterade sedimentkärnor undersökts på 2, 4 och 11 kilometers avstånd från Västerås.

Genom att på varje station förutom ytsediment även ta sedimentkärnor och nöjaktigt datera dem har det varit möjligt att i varje enskild provtagningspunkt beräkna den totala årliga sedimentackumulationen. Utifrån specifika analyser av föroreningar som kan misstänkas härröra från Västerås har sedan den totala depositionen av föroreningar i undersökningsområdet beräknats. I de fall där tydliga gradienter erhållits in emot Västerås har det relativa bidraget från Västerås beräknats som en överdeposition i förhållande till den lokala/regionala bakgrunden av olika föroreningar.

1.4 Arbetsmoment

I oktober 2011 genomfördes en undersökning av utbredningen av olika botten typer, erosions- och transportbottenar (E/T-bottenar), ackumulationsbottenar (A-bottenar), laminerade sediment och gasrika bottenar i fjärdområdet (Jonsson 2012).

Med hjälp av de inledande karteringsresultaten och provtagning av ytterligare 51 sedimentkärnor har sedimentackumulationshastigheten bestämts på ett stort antal punkter i Västeråsfjärden. Med detta som grund har massberäkningar av områdets sediment kunnat genomföras. Den årliga depositionen av föroreningar i fjärdområdet har översiktligt beräknats. Utifrån gradientstudier har beräkningar genomförts av hur mycket av den totala depositionen i undersökningsområdet som härrör från olika utsläppskällor i Västeråsområdet.

Arbetet har omfattat följande moment:

- Genomgång och utvärdering av befintligt karteringsunderlag från 2011 i form av side scan sonar-plott och ekolodsprofiler för upplägg av sedimentprovtagning
- Fältprovtagning av sediment
- Delrapportering
- Möten
- Slutrapportering

1.5 Rapportens uppläggning

För att så klart och logiskt som möjligt redovisa för hur studien planerats och genomförts har rapporten disponeras på följande sätt:

- Områdesbeskrivning och områdets bottendynamik
- Sedimentprovtagning
- Erhållna resultat som rör sedimentens sammansättning och struktur
- Datering och sedimentackumulation
- Historisk sedimentutveckling
- Geografisk spridning av föroreningar
- Sedimentackumulation av föroreningar
- Källor till föroreningssituationen
- Slutsatser

I appendix återfinns följande

Material och metoder

Positioner (WGS-84) och djup för provtagningsstationer

Bilder på sedimentkärnor och sedimentprov

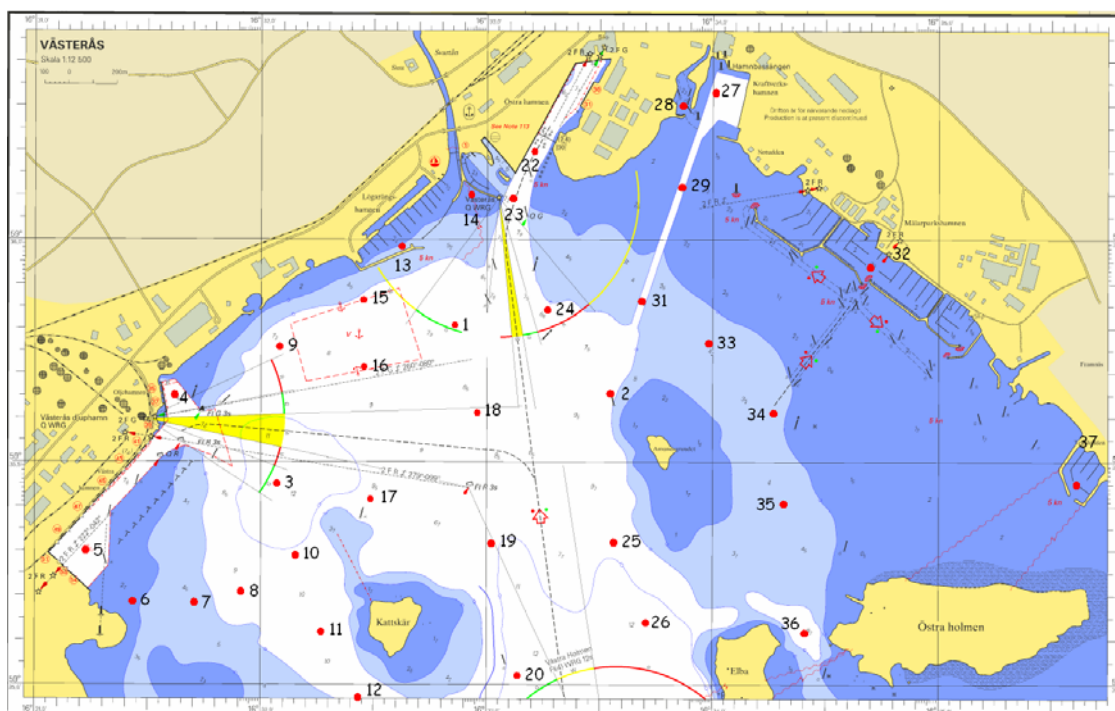
Analysdata för basparametrar i sediment.

Analysdata och analysmetoder för föroreningar i sediment.

3 UTFÖRDA UNDERSÖKNINGAR

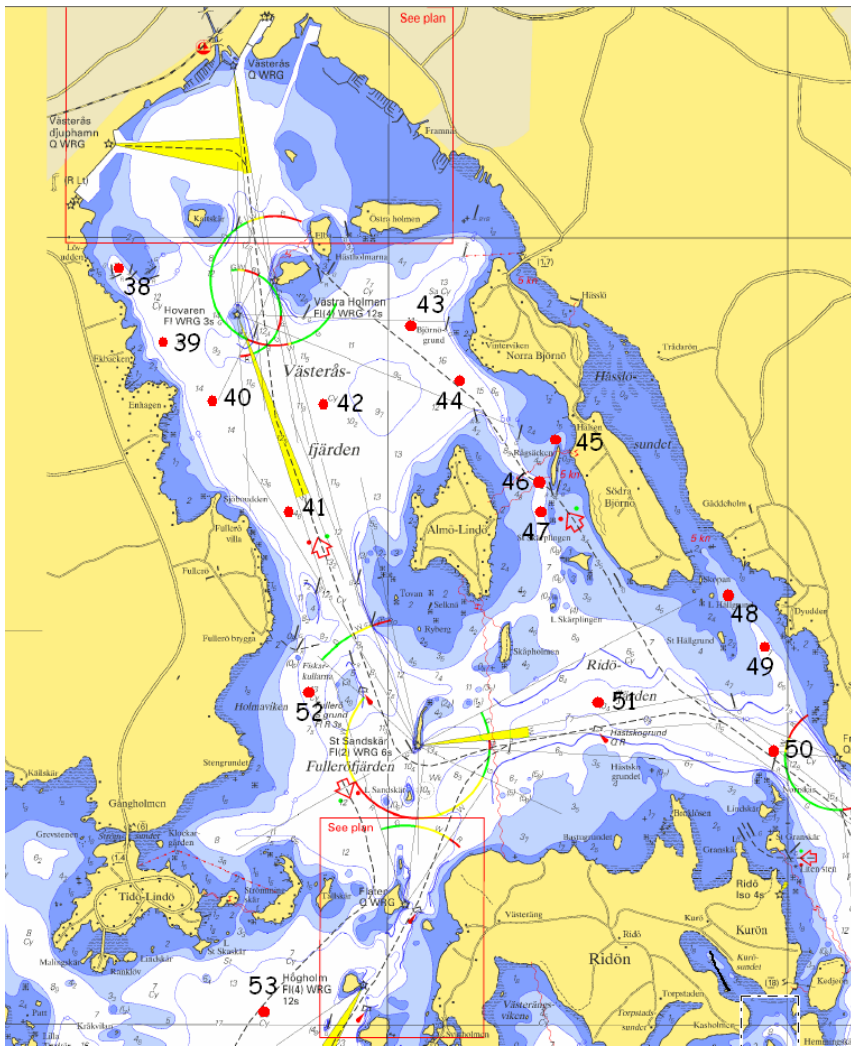
3.1 Sedimentprovtagning

Sedimentprovtagning genomfördes på sammanlagt 51 stationer med R/V Sunbeam den 29-30 maj 2012. I figur 2 visas stationerna från den norra delen av Västeråsfjärden och i figur 3 stationerna från de södra delarna av fjärden samt Ridöfjärden, Fulleröfjärden och Galten. Positionsbestämning av provpunkter skedde med hjälp av GPS (Global Positioning System). Den utrustning som användes var av märket Garmin 4012 som medger en positionsnoggrannhet <3 meter.



Figur 2 Karta över den norra delen av undersökningsområdet med provtagningsstationer inlagda.

Ytsedimentprover (0-2 cm) togs med Ponarhämtare (se Material och metoder i Appendix 2) på samtliga stationer. Sedimentkärnor togs med Gemini-hämtare (se Material och metoder i Appendix 2) på samtliga stationer där provtagning kunde ske från R/V Sunbeam, dvs. på djup större än ca 3,5 m. Stor vikt lades vid att se till att sedimentytan i såväl Gemini- som Ponar-hämtaren var intakt, främst genom att konstatera förekomsten av klart vatten ovanför sedimentytan. Fältprotokoll upprättades vid varje provtagningspunkt där koordinater, provtagningsdjup och övriga observationer noterades. Ett första intryck av sedimentkaraktäristika nedtecknades också (oxiderat ytskikt, förekomst av svavelbakterier, djurgångar, laminering, lukt, oljeförekomst etc.).



Figur 3 Karta över hela undersökningsområdet med provtagningsstationer inlagda i de södra delarna av området.

För att undersöka studieområdets föroreningshistorik togs sedimentkärnor på 3 stationer (Fig. 4).



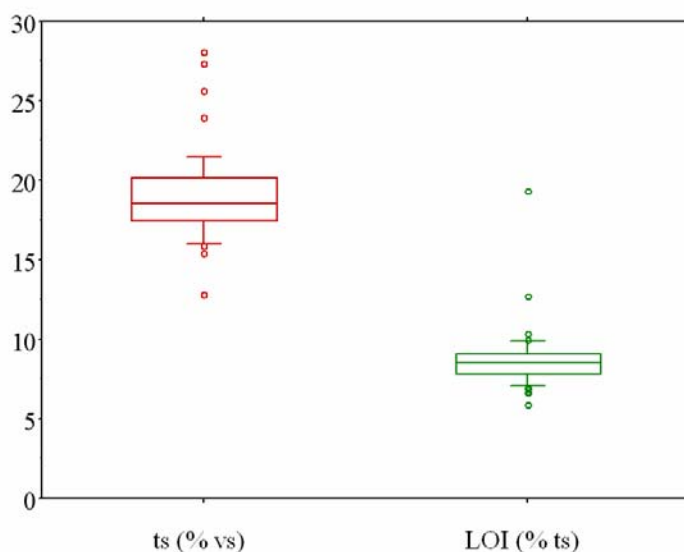
Figur 4 Provtagningsstationer för historikkärnor.

4 SEDIMENTFÖRHÅLLANDEN

4.1 Torrsubstanshalt och organisk halt

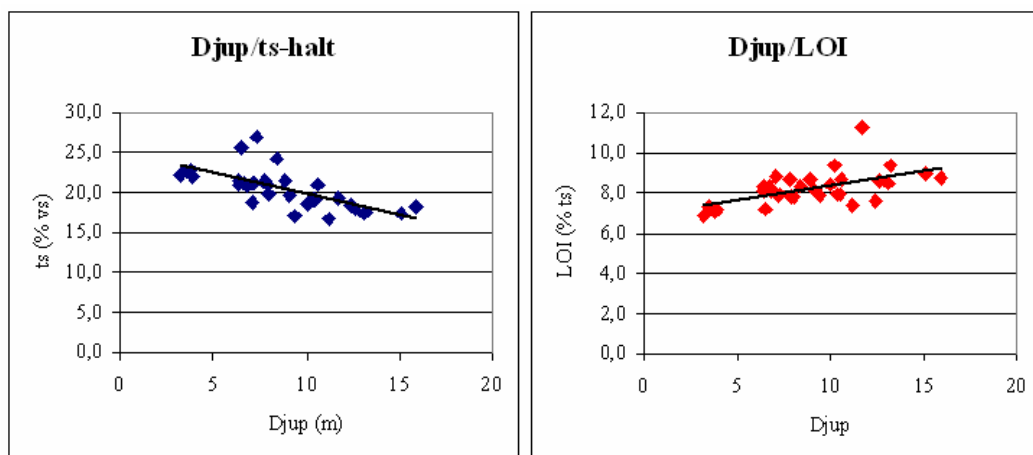
Vattenhalt och glödgningsförlust är två grundläggande sedimentparametrar som ofta används för att separera ut ackumulationsbottnar (A-bottnar) från erosions- och transportbottnar (E/T-bottnar). En tumregel är att vattenhalten (W) i ytsediment bör vara > 75 % för att sedimentet skall kunna karaktäriseras som en A-botten (Håkanson and Jansson, 1983). På motsvarande sätt bör glödgningsförlusten (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 %.

I figur 5 redovisas ett boxplot för torrsubstanshalt (ts) och glödgningsförlust (LOI) i ytsediment från undersökningsområdet. I figuren har stationerna V4 och V14 exkluderats pga. höga ts-halter (36 resp 63 %) och låga glödgningsförluster (4,7 resp 4,3 %) som indikerar erosionsbottnar. Medianvärdet för LOI är 8,5 % och inga värden understiger 5,9 %. Det höga värdet 19,4 % härrör från stn 28 alldeles utanför det kommunala utsläppet. Samtliga ts-värden utom 3 understiger 25 %. De tre höga värdena härrör från V6 (grund stn, 3,5 m nära djuphamnen), V29 i inloppsrännan till Kraftverkshamnen och V48 (grund stn, 4,2 m i närheten av Gäddeholm). Endast 2 av de totalt 50 insamlade ytsedimentproven har utifrån parametrarna ts-halt och LOI karaktäriserats som E/T-bottnar och därför förkastats i den fortsatta framställningen. Undersökningen bygger sålunda på 48 A-bottensediment.



Figur 5 Boxplot visande torrsubstanshalt (ts) och glödgningsförlust (LOI) i ytsediment (0-2 cm) från ackumulationsbottnar i undersökningsområdet (n=46; exkl. V4 och V14). Denna typ av diagram visar medianvärdet, 10-, 25-, 75- och 90-percentilerna samt extremvärden som avviker mer än 80 % från medianvärdet.

Ett tydligt positivt samband finns mellan vattendjupet på provtagningsplatsen och glödgningsförlust (LOI) i ytsedimentet (Fig. 6). Motsvarande samband, fast negativt, råder mellan djup och torrsubstanshalt (ts). Ju djupare desto lugnare sedimentationsmiljö och till detta kopplad låg ts-halt och hög organisk halt uttryckt som LOI.



Figur 6 Samband mellan djup och torrsubstanshalt (ts) samt mellan djup och glödgningsförlust (LOI) för stationer från Västeråsfjärden (n=41).

4.2 Sedimentackumulation

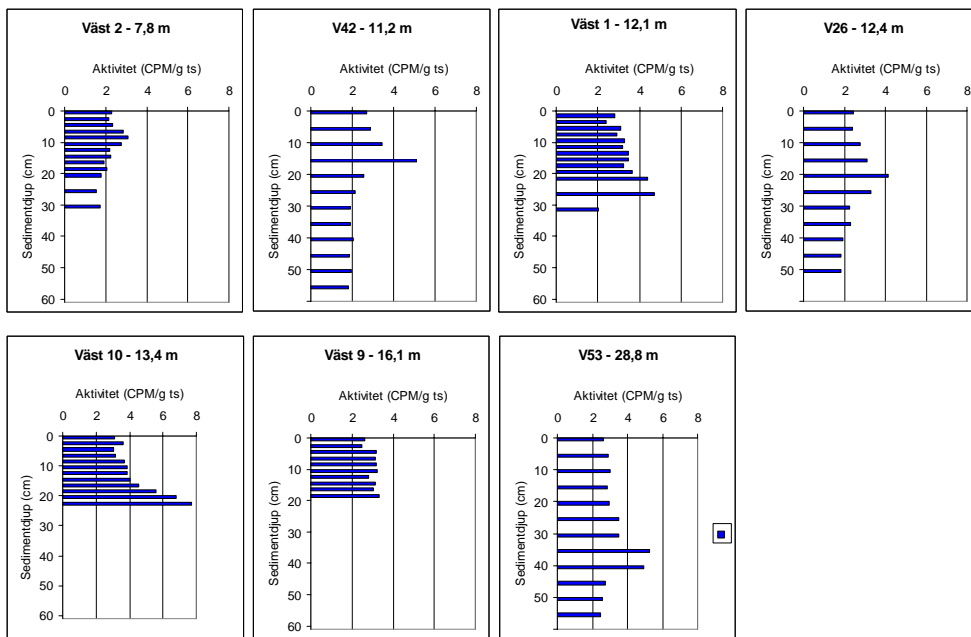
Utifrån uppmätta halter torrsubstans (TS) i sedimenten i kombination med uppmätta varvtjocklekar och om nödvändigt med datering med ^{137}Cs kan depositions hastigheten för torrsubstans beräknas för undersökningsområdet. Detta är en första förutsättning för vidare beräkning av depositionen av metaller och organiska miljögifter.

Sedimentackumulations hastigheten i akvatiska miljöer varierar naturligt beroende på ett antal faktorer, främst A-bottenandel, djup, topografi, vindförhållanden och landhöjning. För att kunna göra en jämförelse av fastläggning i sediment mellan två fjärdområden måste hänsyn tas till sedimentfokuseringen, vare sig det gäller den totala sedimentackumulationen eller rör sedimentfastläggning av enskilda ämnen (t.ex. metaller eller organiska miljögifter). Grundförutsättningen för att jämförelser skall kunna göras är att bottenytan där ackumulation av fina (< 0,006 mm) partiklar sker, den s.k. ackumulationsbottenarean, bestäms, vilket kan ske med olika tekniker. I undersökningsområdet har detta skett genom att kartera området med side scan sonar i kombination med verifierande sedimentprovtagning. Denna studie genomfördes hösten 2011 (Jonsson 2012).

Principen för normalisering för sedimentfokusering illustreras i Appendix x och går helt enkelt ut på att omräkna sedimentackumulationen i ackumulationsområdena till att gälla för hela fjärdytan.

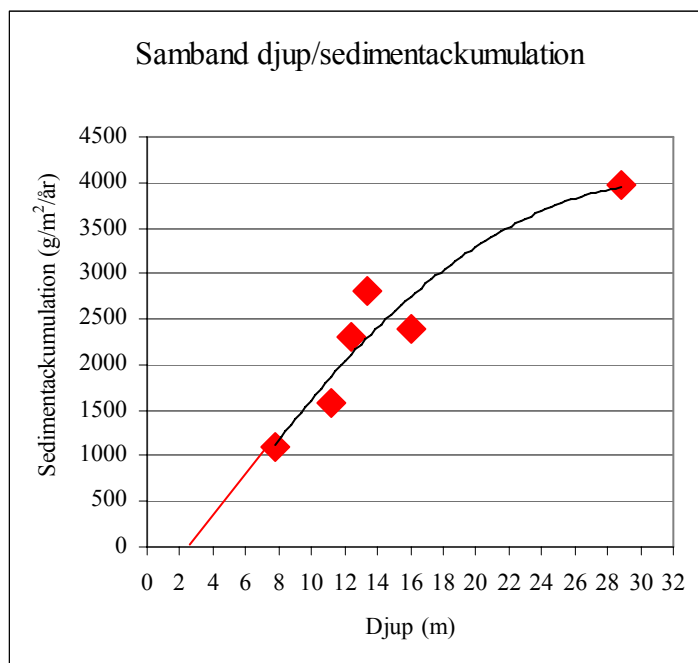
4.3 Sedimenttillväxt

Den årliga sedimenttillväxten i Västeråsfjärden har uppskattats utifrån datering med ^{137}Cs (Fig. 7). Profilerna har ordnats i figuren på så sätt att de grunda stationerna har placerats först och de djupa sist. Det framgår tydligt att aktivitetsspiken från Tjernobylyckan 1986 återfinns på olika djup i kärnorna; i Väst 2 på ca 8 cm, i V42 på ca 15 cm, i Väst 1 20-25 cm och i V26 ca 20 cm. I Väst 10 har pikvärdet inte nåtts på ca 23 cm men torde ligga kring 25 cm med tanke på den höga aktiviteten. I jämförelse mellan aktivitetskurvan i Väst 9 och kurvornas utseende i övriga kärnor är det troligt att piken ligger avsevärt djupare än 20 cm, måhända ned emot 30 cm. Tjernobylypiken i den djupaste kärnan V53 ligger på 35-40 cm. Det är således ganska tydligt att ju större vattendjupet är desto djupare återfinns Tjernobylypiken.



Figur 7 Datering av 7 sedimentkärnor från Västeråsfjärden och Blacken med Cs-13. Stationerna Väst1, 2, 9 och 10 provtogs i november 2011 och övriga (V26, V42 och V53) i slutet av maj 2012.

Detta visas också i Figur 8 där sedimentackumulationens beroende av djupet plottats för 6 av de 7 stationerna som daterats med ¹³⁷Cesium. Stn Väst 1 har exkluderats eftersom den betraktats som en outlier med en ackumulation av 3500 m/m²/år på 12,1 m djup. Den ligger alldeles öster om farleden (se Fig. 10 i Jonsson 2012; "Karteringsrapporten"). I "Karteringsrapporten" noterades tydliga hårda spår med kraftigare reflektion i farleden. Slutsatsen var att dessa spår uppkom genom fartygens



Figur 8 Samband mellan djup och sedimentackumulation. Stn Väst 1 har exkluderats i figuren eftersom den ligger alldeles i närheten av farleden. Trendlinjen är utformad som ett polynom. Den röda linjen är en linjär extrapolering av trendlinjen ned till djupet 3 m, som utgör gränsen för ackumulation

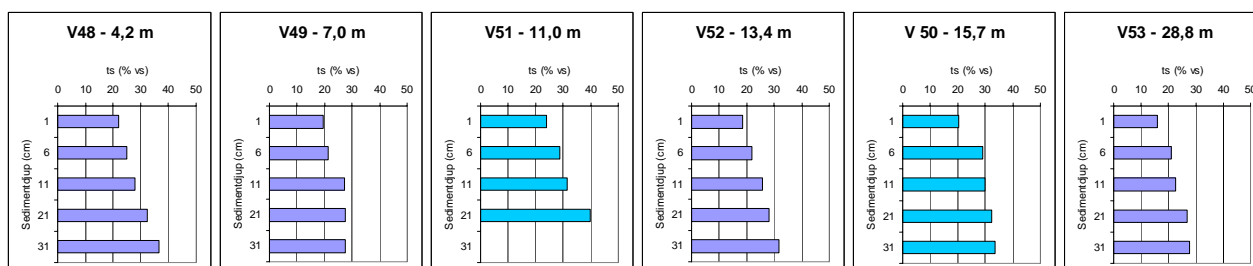
bottenpåverkan på så sätt att det finare materialet virvlades upp och inte sedimenterade i dessa fartygsspår. Sannolikheten är dock hög att detta ledde till en högre sedimentackumulation på närbelägna A-bottnar som inte utsattes för denna erosion. Av denna anledning är det troligt att sedimentackumulationen på Stn Väst 1 är överförhöjd. I Figur 8 har programmet (Excel) plottat en trendlinje som vi vid beräkningen av årlig sedimentfastläggning av föroreningar (Kapitel 6) använder oss av för att på varje provtagningsstation uppskatta den årliga torrsubstans- och föroreningsdepositionen. Från den nedersta punkten har en rät linje dragits till 3 m på x-axeln eftersom ingen sedimentackumulation har bedömts ske grundare än 3 m (gränsen för A-bottnar).

För att kontrollera om diagrammet i varje enskild station ger rimliga värden på ackumulationen har Figur 9 kompulerats där torrsubstanshalten redovisas i profiler från ett urval av de undersökta stationerna, som ordnats utifrån ökande vattendjup. Utifrån profilernas utseende kan tydliga särdrag noteras. I stort sett alla stationer grundare än 8 m har ts-halter i ytsedimenten överstigande 20 % i ytsedimenten och mellan 35 och 40 % på drygt 30 cm djup. Ju större vattendjupet blir, desto lägre blir ts-halten på dessa djup i profilerna.

Några profiler avviker från det generella mönstret. Stationerna V46 och V47 har låga ts-halter (17-18 %) i ytsedimenten. Båda dessa stationer ligger i ett avgränsat och topografiskt skyddat område mellan Almö-Lindö och Södra Björnö, vilket kan förklara de lägre ts-halterna. Stationerna V22 och V23 visar abrupt ökande ts-halter i de djupare lagren av profilerna. Båda dessa stationer ligger inne i den östra hamnen, och ts-ökningarna representerar sannolikt övergången från recent sediment till gammal lera. Denna slutsats stöds av bilderna på dessa kärnor (APPENDIX 5). Även på Fulleröfjärden (Fig. 9) finns det två kärnor som avviker. Ett betydligt fastare sediment indikeras i det nedersta provet på station V51, vilket också tydligt framgår av bilden på kärnan (APPENDIX 5). Även station V50 uppvisar ett fastare sediment än vad som skulle förväntas på detta djup (15,7 m). Stationen ligger mitt i farleden och fartygspassagera kan vara orsaken till att finkornigt material deponeras sämre på denna botten.



Figur 8 Torrsubstanshaltprofiler från de undersökta stationerna i Västeråsfjärden ordnade utifrån ökande vattendjup.



Figur 9 Torrsubstanshaltprofiler från de undersökta stationerna i Ridöfjärden, Fulleröfjärden och Blacken ordnade utifrån ökande vattendjup.

Den gradvisa förändringen av nästan alla ts-profilerna stöder slutsatsen att vattendjupet kan användas som beräkningsgrund för att fastställa sedimentackumuleringen i enlighet med diagrammet i figur 8.

I tabell 1 redovisas resultaten från beräkning av sedimenttillväxten enligt ovan och jämförs med data från Stockholms skärgård där kärnor daterats med varvräkning och ¹³⁷Cesium. Medelvärden samt max- och minvärden för sedimenttillväxten återges.

Tabell 1. Årlig genomsnittlig sedimenttillväxt (mm/år) för perioden 1986-2012 i Västeråsfjärden jämfört med genomsnittet för 26 fjärdar i Stockholms skärgård och Roslagen.

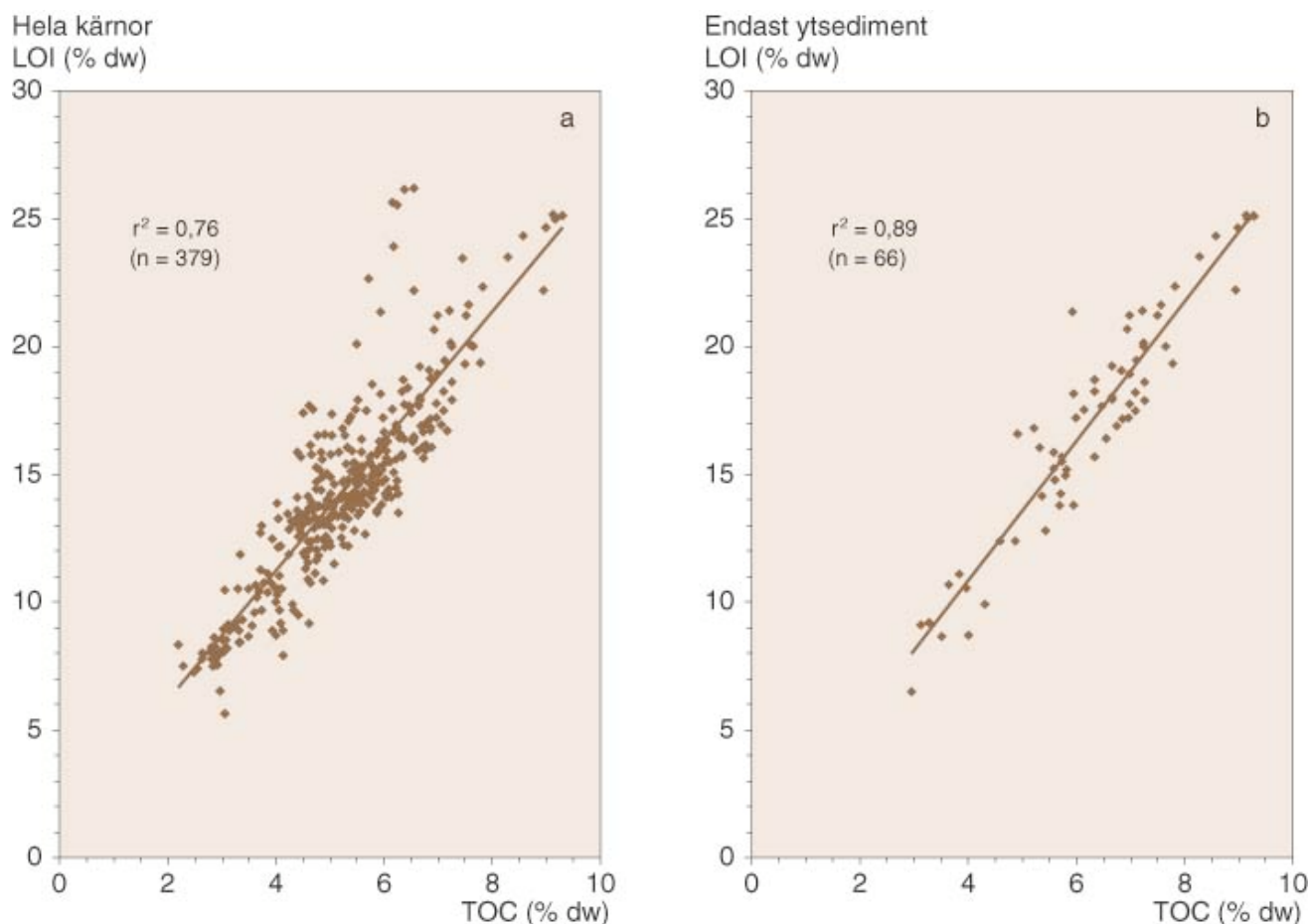
Område	Antal fjärdar	Antal kärnor	Sediment tillväxt (mm/år)	Min. värde (mm)	Max. värde (mm)	Referens
Västeråsområdet	4	48	10	3	14	Denna undersökning
Stockholms skärgård och Roslagen	17	80	17	5	50	Jonsson (Red.), 2003

Sedimenttillväxten i Västeråsområdet är i medeltal 10 mm/år i de övre 20 cm av sedimentpelaren, vilket är 70 % lägre än genomsnittet för Stockholms och Roslagens skärgårdar. Detta kan dock till största delen förklaras av att undersökningsmaterialet i Jonsson (Red.) 2003 hänför sig till de övre 5 centimetrarna av sedimentpelaren medan uppskattningen i denna undersökning grundas på i genomsnitt de översta 20 cm av sedimentkärnorna.

Jonsson, Red. (2003) fann att sedimenttillväxten i 27 fjärdområden från den svenska ostkusten varierade mellan 1 och 70 mm per år med ett medelvärde på 17 mm/år (Tabell 1). Detta är ca 70 % högre än i vårt undersökningsområde, 10 mm/år (Tabell 1). Torrsubstanshalterna är dock genomgående högre i Västeråsområdet (medel 19 %, 48 kärnor, 4 fjärdar) än i Stockholms skärgård i stort (Medel 8,7 %, 39 kärnor, 9 fjärdar; Jonsson, opublicerat material), vilket leder till att skillnaderna i torrsubstansdeposition utjämnas och till och med blir högre i Västeråsområdet än i Stockholms och Roslagens skärgårdar i stort (Tabell 2).

Tabell 2 Sammanställning av fjärdkaraktäristika, årlig genomsnittlig torrsubstansdeposition och årlig genomsnittlig koldeposition ($\text{g}/\text{m}^2/\text{år}$) för 26 fjärdar i Stockholms skärgård och Roslagen (Från Jonsson, Red., 2003).

Område/Fjärd	Andel A-botten (%)	Sediment-fokuseringsfaktor	Sedimenttillväxt i ytsediment (0-5 cm) (mm/år)	ts-deposition ($\text{g m}^{-2} \text{år}^{-1}$ A-botten)	ts-deposition ($\text{g m}^{-2} \text{år}^{-1}$ fjäradyta)	koldeposition ($\text{g m}^{-2} \text{år}^{-1}$ fjäradyta)	Antal kärnor	Ref.
Roslagen								
N. Singöfjärden	48	2,1	27 (18-38)	4100	1950	120	4	2
S. Singöfjärden	15	6,7	30 (5-50)	2950	440	20	5	2
Norräljeviken	38	2,6	28 (5-50)	4190	1610	75	5	2
Stockholms skärg.								
Saxarfjärden	58	1,7	10-30	3740	2160	120	5	3
Trälhavet	24	4,2	11 (5-17)	2890	690	40	2	4
V Saxarfjärden	41	2,4	17 (15-19)	3360	1400	90	2	4
Vaxholmsfjärden	33	3,1	10	650	210	15	2	4
Solöfjärden	79	1,3						5
Höggarnsfjärden	36	2,8						6
Torsbyfjärden	50	2	11 (7-24)		1000	50	8	7
Lilla Värtan	49	2,1						4
Halvkakssundet	44	2,3						4
Saltsjön	50	2	37	800	400	35	1	4
Älgöfjärd	48	2,1	17 (5-30)	1550	740	40	3	2
Farstaviken	39	2,5						7
Baggensfjärden	45	2,2	19 (10-31)				3	7
Erstaviken	45	2,2	10-30	2900	1320	120	10	8
Skatfjärden	41	2,4						5
Gälnan	51	1,9	12 (7-16)	1830	940	50	3	9
Edöfjärden	40	2,5	20 (11-35)	2080	830	60	4	10
Träsköfjärden	39	2,6						5
Nassafjärden	42	2,4	14 (7-23)	2900	1200	68	5	7
Skagsfjärden	32	3,2						5
Möja Söderfjärd	47	2,1						5
Kanholmsfjärden	47	2,1	5-15				5	11, 3
Bulleröfjärden	38	2,6	18 (13-29)	2500	960	60	3	12



Figur 10 Samband mellan totalt organiskt kol (TOC) och glödgningsförlust (LOI) i dels hela sedimentkärnor, dels endast ytsediment från kustområden i nordvästra egentliga Östersjön och Ålands hav (Från Jonsson et al., 2003).

För att kunna jämföra depositionen av kol i Västeråsfjärden med andra områden kan man använda sig av ett empiriskt framtaget samband mellan glödgningsförlust (LOI) och totalt organiskt kol (TOC) (Fig. 10). I tabell 3 redovisas här de på detta vis framräknade TOC-halterna omräknats till koldeposition. Här redovisas de uppmätta/beräknade medelvärdena för Västeråsområdet tillsammans med medelvärden

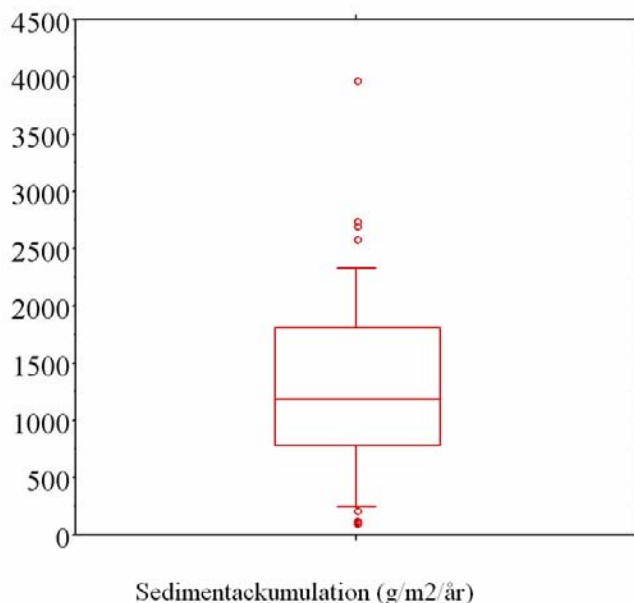
Tabell 3 Jämförelse av fjärdkaraktäristika, årlig genomsnittlig torrsubstansdeposition och årlig genomsnittlig koldeposition ($\text{g/m}^2/\text{år}$) för perioden 1980-2005 i Saltsjön jämfört med genomsnittet för 26 fjärdar i Stockholms skärgård och Roslagen (beräknat från Jonsson, Red., 2003). TOC beräknat som $\text{LOI}/2,5$ enligt Figur 10.

	Västeråsområdet		Stockholms skärgård och Roslagen	
	Medel	Standardavv.	Medel	Standardavv.
Antal studerade fjärdar	4		17	
A-bottenarea (% totalarea)	75		42	± 10
Sedimentfokuseringsfaktor	1,3		2,6	$\pm 1,2$
Torrsubstansdeposition				
(g/m^2 A-botten/år)	1330	± 870	2600	± 1110
(g/m^2 fjärddyta/år)	1020	± 670	1060	± 560
Koldeposition*				
(g/m^2 A-botten/år)	45	± 11	154	± 84
(g/m^2 fjärddyta/år)	35	± 8	64	± 35

från 26 fjärdar i Roslagens och Stockholms skärgård, dels beräknat som årlig deposition per

kvadratmeter A-bottenyta (g/m^2 A-botten/år), dels som årlig deposition per kvadratmeter fjärdyta (g/m^2 vattenyta/år). Torrsubstansdepositionen per kvadratmeter A-botten i Västeråsområdet är tämligen lika medeldepositionen i Stockholms och Roslagens skärgårdar. Om dessa värden sedan normeras till att gälla deposition per kvadratmeter fjärdyta är depositionen i Västeråsfjärden i det närmaste identisk med medeldepositionen för de 26 skärgårdsfjärdarna i tabellen.

Sedimentackumuleringen har en betydande variation inom Västeråsfjärden (Fig. 11). Den mest betydande styrfaktorn för detta är som tidigare visats vattendjupet (Fig. 8).



Figur 11 Variation av sedimentackumulation i Västeråsfjärden. Denna typ av diagram visar medianvärdet, 10-, 25-, 75- och 90-percentilerna samt extremvärden som avviker mer än 80 % från medianvärdet.

5 FÖRORENINGSHALTER

5.1 Tidigare studier av föroreningsituationen

Sedimentundersökningar har genomförts i området i många olika sammanhang och med olika inriktning. De flesta av studierna har rört begränsade strandnära områden och det är uppenbart att många av proverna som analyserats tagits från E/T-bottnar. I det följande redovisas en studie som har direkt bäring på denna undersökning.

Vid en sedimentundersökning från Fulleröfjärden in till Västerås (Söderbäck och Tunevi 2004) togs sedimentprover på 7 stationer längs farleden och på en referensstation på Blacken. De uppmätta föroreningshalterna är genomgående låga eller måttliga på alla stationer utom på Västeråsfjärden söder om Västra holmen (stn 4 och stn 5) och på referensstationen på Blacken (stn 8). Vid granskning av uppmätta torrsubstanshalter och glödningsförluster framstår det klart att samtliga studerade stationer utom ovan nämnda är tagna mitt i farleden på bottnar som är karaktärisera som erosions- eller transportbottnar. Det är troligt att fartygstrafiken förorsakat de höga ts-halterna och låga glödningsförlusterna som en följd av tryckförändringar vid fartygspassager i farleden. Vid en side scan sonarundersökning fann Jonsson (2012) tydliga spår av hårdare bottensubstrat längs farleden in till Västerås. Sedimentdelen av Söderbäck och Tunevis studie har sålunda ett mycket begränsat informationsvärde för föreliggande undersökning.

5.2 Bedömningsgrunder

Som grund för bedömningen av föroreningsituationen i undersökningsområdet har vi använt oss av Naturvårdsverkets rapport 4914, Bedömningsgrunder för miljökvalitet - Kust och hav (Anon. 1999). I tabell 5 har ett utdrag av de studerade organiska miljögifterna och metallerna sammanställts och de erhållna mätresultaten kommer till dels att värderas i förhållande till dessa bedömningsgrunder. Emellertid finns vissa fel gjorda i den refererade tabell 30 i Rapport 4914. Det anges i rapporten att data i tabellen är normerade till en kolhalt av 1 % organiskt kol vilket inte stämmer för PCB och PAH, utan data är redovisade enbart till torrsvikt utan någon normalisering till kolhalt. Denna tabell har sedermera (2011) reviderats och våra bedömningar vad gäller organiska föroreningar kommer att baseras på denna reviderade tabell. Se vidare på Naturvårdsverkets hemsida:

<http://www.naturvardsverket.se/Start/Tillstandet-i-miljon/Bedomningsgrunder/Sediment/>).

Vad gäller metaller anges i rapport 4914 endast ett jämförvärde per metall som gäller för hela Sverige. Tanken är att detta värde skall representera den förindustriella situationen. Med detta värde som grund klassas metallerna utifrån avvikelser från dessa jämförvärden. De på detta sätt framräknade klassgränserna för metaller i mg/kg TS framgår av Tabell 4.

Tabell 4 Svenska bedömningsgrunder för polyaromatiska kolväteföreningar (PAH) och polyklorerade bifenylter (PCB; ng/g TS), samt metaller i mg/kg TS (analys enl. svensk standard SIS) i kust- och havssediment (Anon., 1999). sPAH är summan av 11 PAH:er och sPCB är summan av 7 kongener.

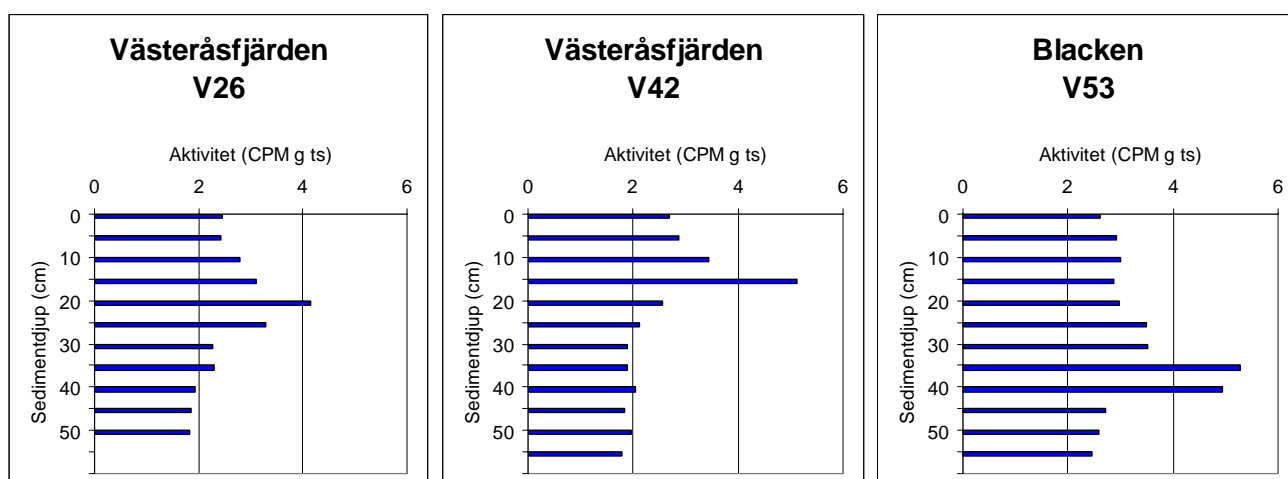
Ämne	Klass I Ingen avvikelse	Klass II Liten avvikelse	Klass III Tydlig avvikelse	Klass IV Stor avvikelse	Klass V Mycket stor avvikelse
sPAH	0	0-280	280-800	800-2500	>2500
sPCB	0	0-1,3	1,3-4	4-15	>15
Arsenik (SIS)	<10	10-17	17-28	28-45	>45
Bly (SIS)	<25	25-40	40-65	65-110	>110
Kadmium (SIS)	<0,2	0,2-0,5	0,5-1,2	1,2-3	>3
Kobolt (SIS)	<12	12-20	20-35	35-60	>60
Koppar (SIS)	<15	15-30	30-50	50-80	>80
Krom (SIS)	<40	40-48	48-60	60-72	>72
Kvicksilver (SIS)	<0,04	0,04-0,12	0,12-0,4	0,4-1	>1
Nickel (SIS)	<30	30-45	45-66	66-99	>99
Zink (SIS)	<85	85-128	128-204	204-357	>357

Emellertid är det allmänt känt att dessa jämförvärden lokalt/regionalt varierar inom tämligen vida gränser beroende på olika metallhalter i såväl berggrund, som morän och sedimentära avlagringar i olika områden. För att komma till rätta med denna variation har vi valt att utifrån långa sedimentkärnor lokalt för Västeråsfjärden fastställa "preindustriella" bakgrundsvärden. Med dessa som grund har en lokal avvikelseklassning beräknats. Detta diskuteras vidare efter presentationen av områdets föroreningshistorik grundad på daterade sedimentkärnor (Avsnitt 5.3.2).

5.3 Föroreningshistorik

5.3.1 Fastställande av tidsskalor

För att undersöka föroreningshistoriken i Västeråsområdet togs sedimentkärnor från tre stationer (Figur 4) i Västeråsfjärden (V26, V42) och Blacken (V53). Sedimentkärnorna daterades med ^{137}Cs -teknik (Figur 12) där de tydliga pikarna antogs representera det atmosfäriska nedfallet från Tjernobylyolyckan 1986. Aktiviteten, uttryckt som Counts Per Minute (CPM) g ts, är tämligen lika (2,2 - 3,0) i alla kärnornas ytsediment. I sedimentkärnan från stn V26 återfinns Tjernobylypiken på 20-22, stn V42 på 15-17 och stn V53 på 35-37 centimeters sedimentdjup. Om vi antar att dessa pikar representerar tiden för Tjernobylyolyckan 1986 har ca 21 cm avsatts i V26 under 26 år, ca 16 cm i V42 och ca 36 cm i V53, vilket motsvarar i genomsnitt 8, 6 respektive 14 mm/år.



Figur 12 ^{137}Cs -aktivitet (CPM/g ts) i tre sedimentkärnor från Västeråsfjärden och Blacken.

Alla de tre daterade kärnorna uppvisar mer eller mindre tydliga varvstrukturer med varvmäktigheter på 3-20 mm (APPENDIX 5). Tidsskalor upprättades utifrån antagandet att sedimenttillväxten varit konstant under det senaste århundradet. Tillvägagångssättet för dessa beräkningar redovisas i Jonsson (2012).

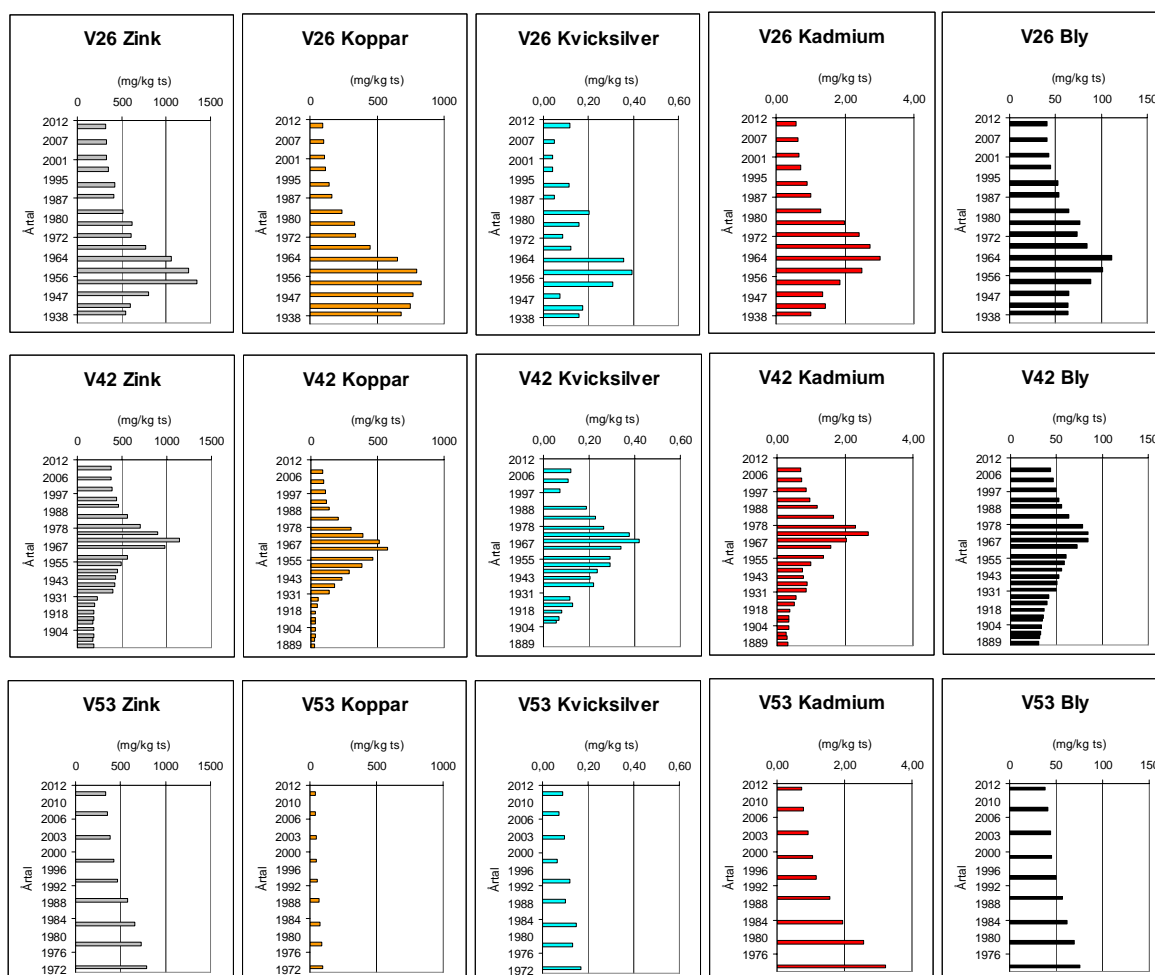
5.3.2 Metaller

Mycket tydliga tidstrender noterades i alla de tre daterade kärnorna med tydliga pikar för zink, koppar, kvicksilver, kadmium och bly (Figur 13). Även krom och visar har en likartad tidsutveckling (Figur 14). I kärna V42 återfinns den längsta tidstrenden som sträcker från slutet av 1800-talet fram till idag. Historiken kännetecknas av låga halter av alla dessa metaller fram till omkring 1930.

De låga halterna från slutet av 1800-talet fram till 1920 har ansetts utgöra preindustriella bakgrundshalter för Västeråsfjärden. Vad gäller arsenik är de uppmätta halterna klart lägre än NV:s jämförvärden (Tabell 5). Beträffande krom, nickel och bly är NV:s jämförvärden och de uppmätta

Tabell 5 Jämförelse mellan empiriskt uppmätta bakgrundshalter av metaller i sediment från före 1920 i Västeråsfjärden och jämförvärden från Naturvårdsverkets rapport 4914. Bakgrundsvärden som är högre än NV:s jämförvärden har markerats med gul färg.

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



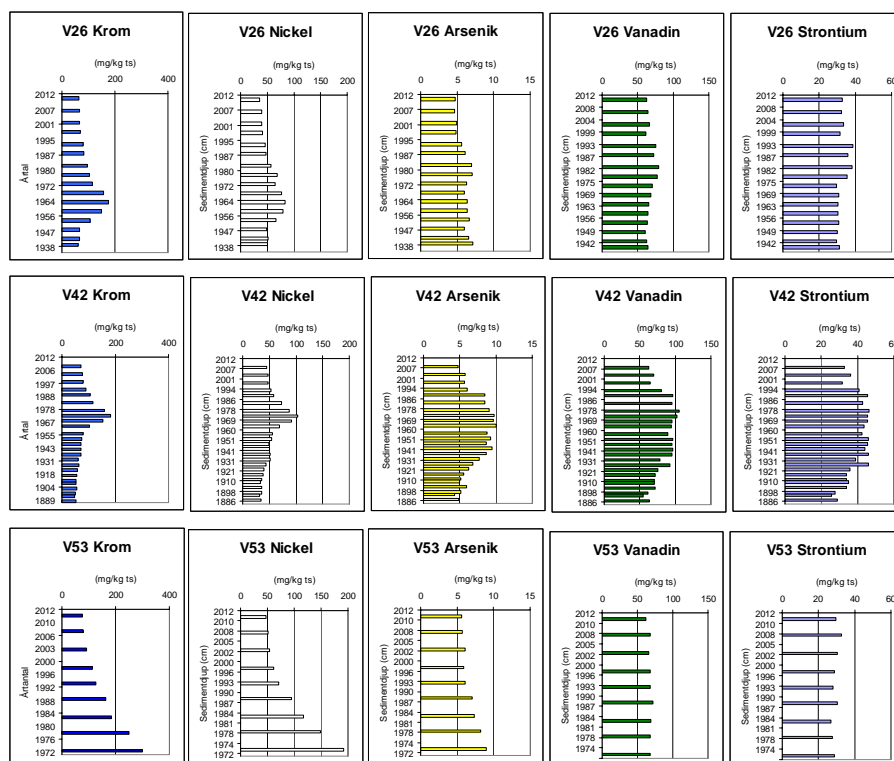
Figur 13 Tidstrender för zink, koppar, kvicksilver, kadmium och bly i daterade sedimentkärnor från Västeråsfjärden (V26, V42) och Blacken (V53).

halterna av samma storleksordning. För kadmium, kobolt, koppar, zink och kvicksilver är de uppmätta halterna i runda tal 1,5-2 ggr högre än jämförvärdena. Västeråsområdet har tack vare närheten till Bergslagen under lång tid tillbaka varit utsatt för diffus metalltillförsel från atmosfären

Från 1930-talet sker successiva ökningar av zink, koppar, kvicksilver, kadmium och bly fram till pik-värden under 1960-1970-talen. Rimligen borde pik-värdena i V26 och V42 vara samtidiga. Emellertid nås de högsta halterna i V26 under perioden 1954-1964 medan de nås ungefär 10 år senare i V42, dvs. 1965-1974. Utifrån dateringen med ¹³⁷Cesium har V42 en mer distinkt aktivitetsspike än V26 (Figur 12), som visar en uppgång vid 26 cm sedimentdjup till maximal aktivitet på 21 cm. Den säkraste tidsskalan erhålles sålunda med största säkerhet i V42. Om vi antagit att nivån 26 cm motsvarar tiden för Tjernobylutsläppet 1986 istället för 21 cm skulle tidsskalorna vara i stort sett lika. I fortsättningen antar vi således att V42 visar den mest korrekta historiken.

Den största ökningen står koppar för (17 ggr), följt av kadmium (8 ggr), zink (6 ggr) och kvicksilver (6 ggr). När det gäller krom och nickel sker en långsam haltökning under perioden 1930 till i slutet på 1950-talet. Under 1960-talet fördubblas halterna och de högsta nivåerna nås 1965-1970, vilket innebär 3 gångers förhöjning i förhållande till tiden före 1920. Arsenikhalterna har ett annorlunda tidsförlopp och börjar öka redan under 1920-talet. Halterna planar ut i början av 1940-talet och ligger på samma nivå, i runda tal en fördubbling, fram till mitten på 1970-talet varefter halterna sjunker igen. Efter pik-värdena under 1960-1970-talen minskar alla ovannämnda metaller fram till idag. Största minskningen står koppar för (6 ggr) följt av kadmium (4 ggr), zink (3 ggr), kvicksilver (3 ggr), nickel (2 ggr), bly (2 ggr), arsenik (2 ggr).

Ur figur 13 och 14 kan några intressanta iakttagelser göras. De högsta värden för koppar nås omkring 1965. Motsvarande för zink och kvicksilver sker omkring 1970, och för kadmium, bly, krom och nickel i mitten på 1970-talet. Om man dessutom granskar tidpunkterna för ökning respektive minskningar kan man notera att det även här finns skiljaktigheter i tid. Beror detta på att sammansättningen av de lokala utsläppen från Västerås har varierat med tiden och att den från sedimenten erhållna historiken kan kopplas till förändringar i industriutsläppshistoriken? Eller kan det vara kopplat till regionala förändringar av det atmosfäriska nedfallet av metaller? Eventuell koppling till luftnedfall och andra tänkbara källor diskuteras i kapitel 6.

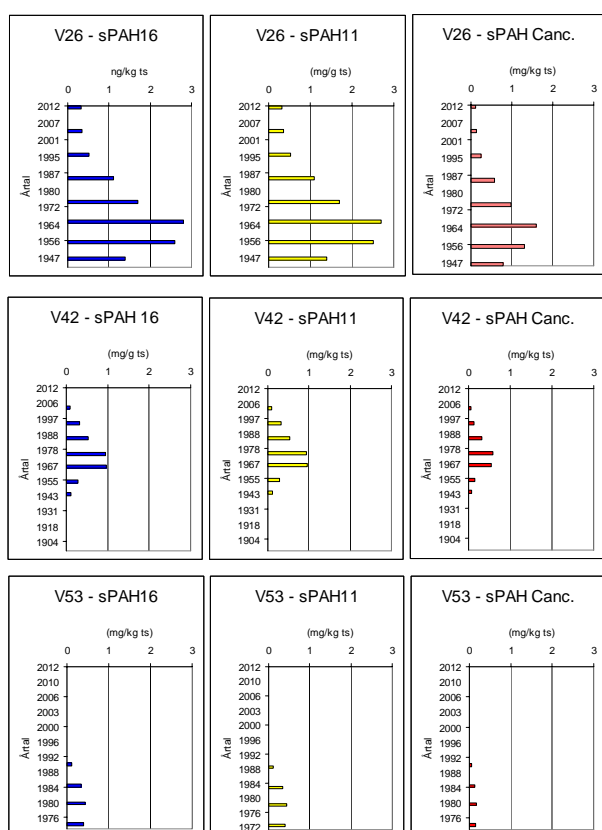


Figur 14 Tidstrender för krom, nickel, arsenik, vanadin och strontium i daterade sedimentkärnor från Västeråsfjärden (V26, V42) och Blacken (V53).

5.3.3 Organiska föroreningar

5.3.3.1 Polyaromatiska kolväten – PAH

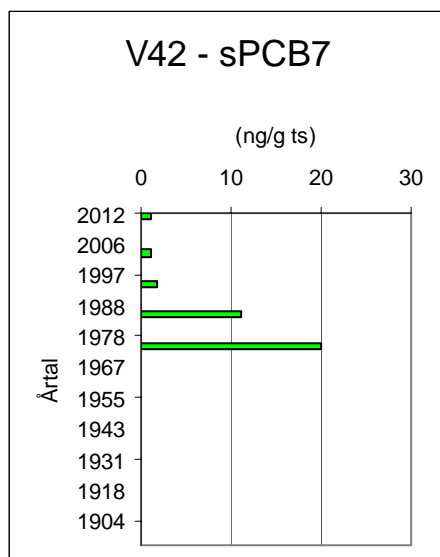
De polyaromatiska kolvätena (PAH) visar på karaktäristiska tidstrender under tiden från andra världskriget och fram till idag (Figur 15). Markanta höjningar skedde under 1940- och 1950-talen fram till 1960- och 1970-talen då de högsta halterna noterades av såväl sPAH16, sPAH11 som cancerogena PAH-er. Halterna av sPAH11 är enligt NV:s bedömningsgrunder att klassificera som klass 5, d v s mycket höga halter. Från början av 1980-talet sjunker halterna kraftigt och är idag åtminstone 10 gånger lägre än under 1960- och 1970-talen. Enligt bedömningsgrunderna kan halterna idag klassas som acceptabla i de centrala delarna av Västeråsfjärden.



Figur 15 Tidstrender för polycykliska aromatiska kolväten (PAH) i daterade sedimentkärnor från Västeråsfjärden (V26 och V42) och Blacken (V53). I figuren redovisas summa 16 PAH-er, summa 11 PAH-er och cancerogena PAH-er.

5.3.3.2 Polyklorerade bifenyler - PCB

Endast en sedimentkärna har analyserats i sina övre delar på PCB. Station V42 (Figur 16) uppvisar en historisk trend som mycket väl följer de haltfördelningar som noterats i organismer från Östersjön (Olsson et al. 2000). Halterna var högst under 1970-talet och kan enligt NV:s bedömningsgrunder



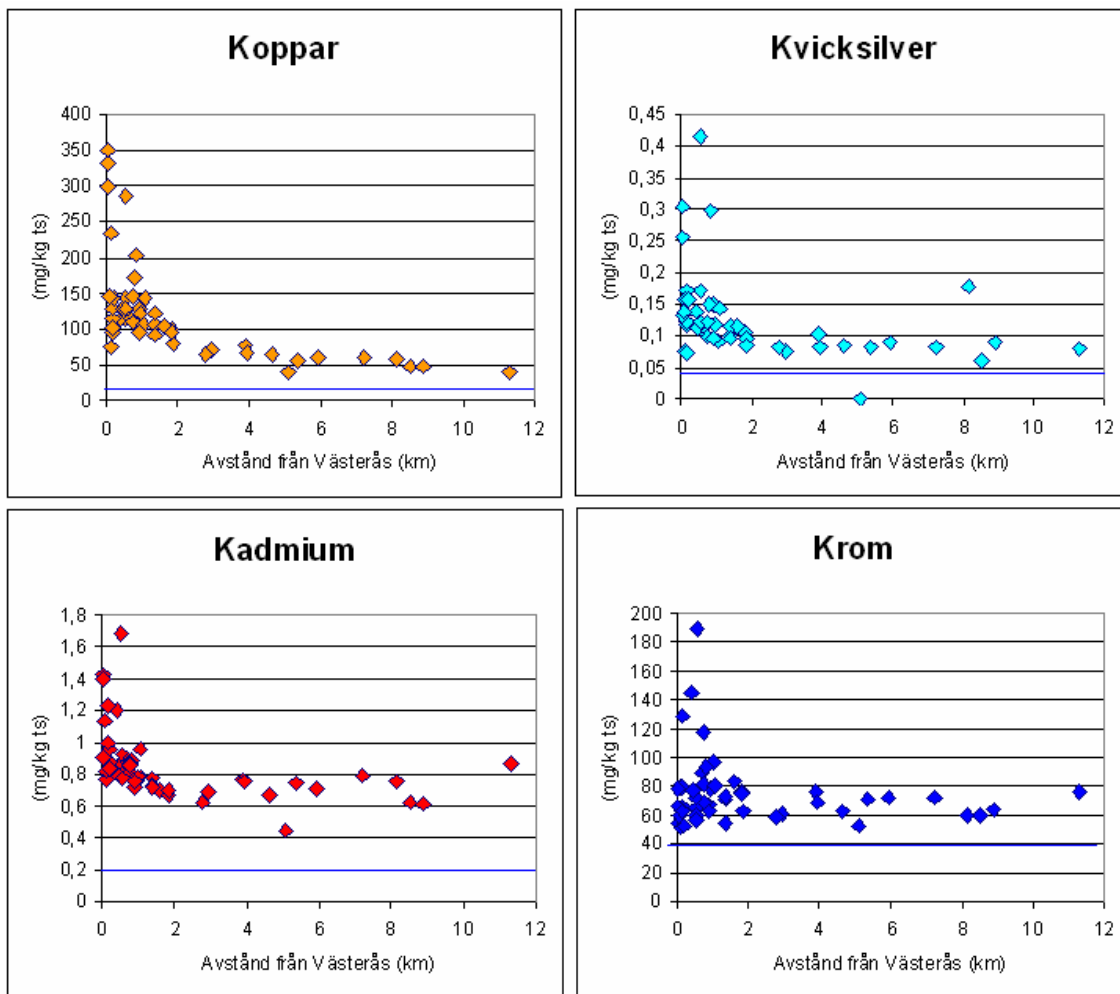
Figur 16 sPCB7 i en daterad sedimentkärna (V42) från Västeråsfjärden.

klassificeras som klass 5, mycket höga halter. Halter på runt 20 ng/g ts var förhärskande i egentliga Östersjöns ytsediment under början av 1970-talet när mycket stora effekter noterades på den havslevande faunan. Västeråsfjärden hade sålunda lika höga halter vid denna tid, men uppvisar därefter ett mycket snabbt avklingningsförlopp (ca 20 ggr) och halterna är idag nere på omkring 1 ng/g ts, vilket enligt bedömningsgrunderna kan rubriceras som låga halter.

5.4 Areell fördelning

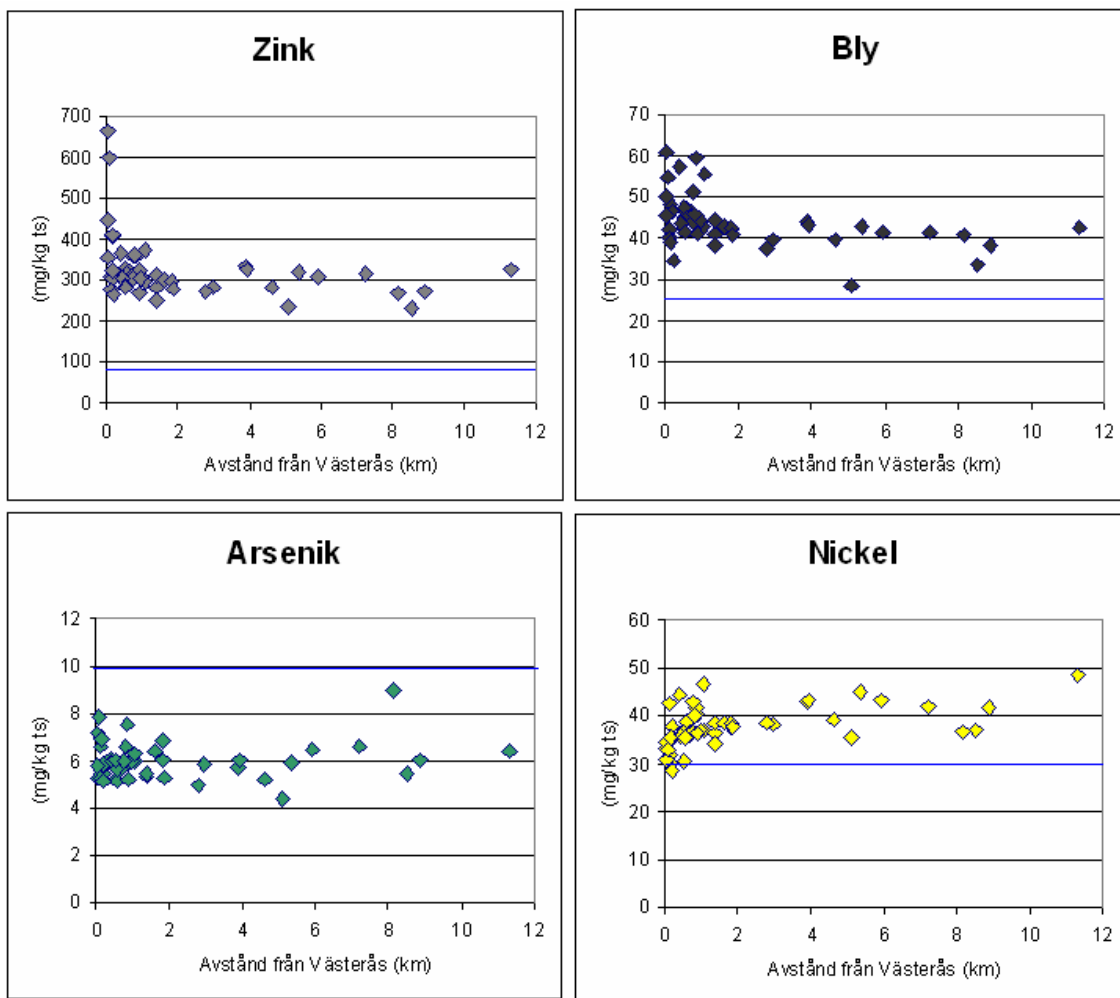
5.4.1 Metaller

Halterna av metaller i undersökningsområdet från Västerås är generellt sett förhållandevis låga på större avstånd än 2 km (Figur 16 och 17). I förhållande till Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Kust och hav, Rapport 4914, ligger halterna i närheten av Västerås (< 2 km) av koppar, krom och zink i klass 4, stor avvikelse, eller klass 5, mycket stor avvikelse. Kadmium hamnar i klass 3-4 och övriga föroreningsmetaller (kvicksilver, bly och nickel) ligger i klass 2-3, liten eller tydlig avvikelse.



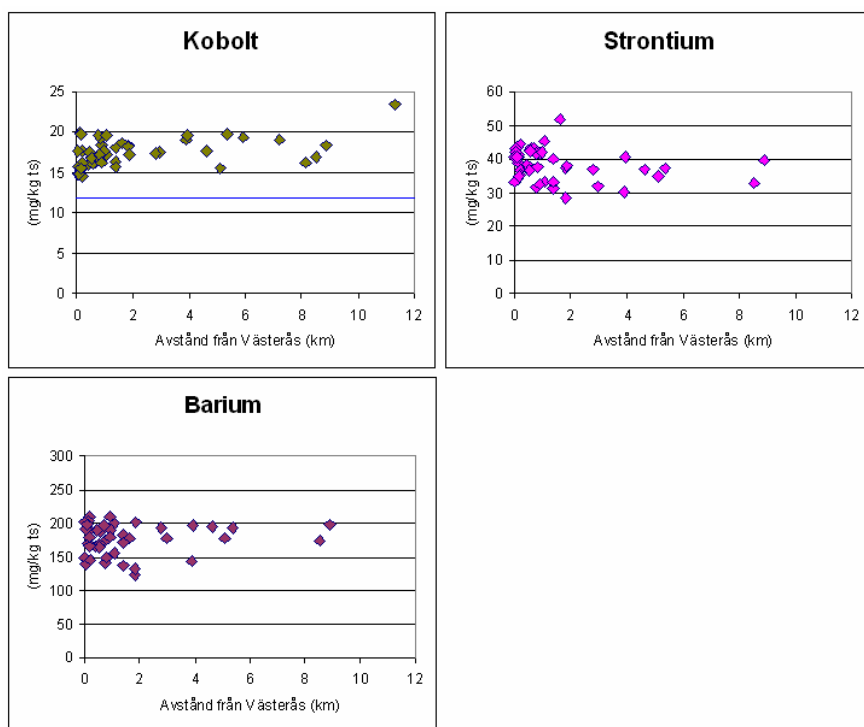
Figur 16 Halter av koppar, kvicksilver, kadmium och krom i ytsediment (0-2 cm) i förhållande till avståndet från Västerås. Den blå linjen representerar det regionala bakgrundsvärdet.

Ett tydligt mönster kan urskiljas för flera metaller (Cu, Hg, Cd, Cr, Zn, Pb) med låga/måttliga halter på större avstånd från Västerås och ökande in emot staden. Särskilt tydligt är detta för koppar, kvicksilver, kadmium och krom (Figur 16).



Figur 17 Halter av zink, bly, arsenik och nickel i ytsediment (0-2 cm) i förhållande till avståndet från Västerås. Den blåa linjen representerar det regionala bakgrundsvärdet.

Kobolt och jordartsmetallerna barium och strontium (Figur 18) visar på låga halter i hela området och har inga förhöjningar in emot Västerås.

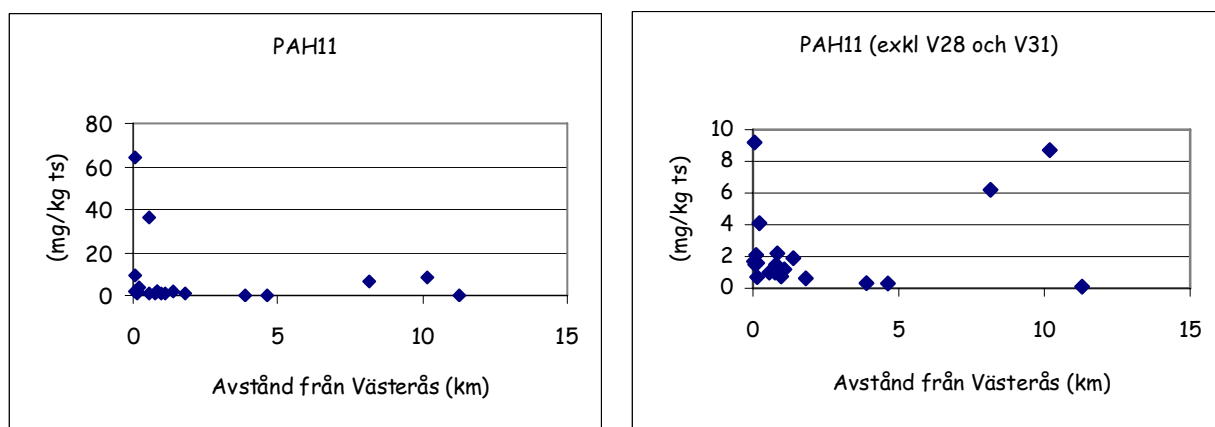


Figur 18 Halter av kobolt, strontium och barium i ytsediment (0-2 cm) i förhållande till avståndet från Västerås.

5.4.2 Organiska föreningar

5.4.2.1 Polyaromatiska kolväten – PAH

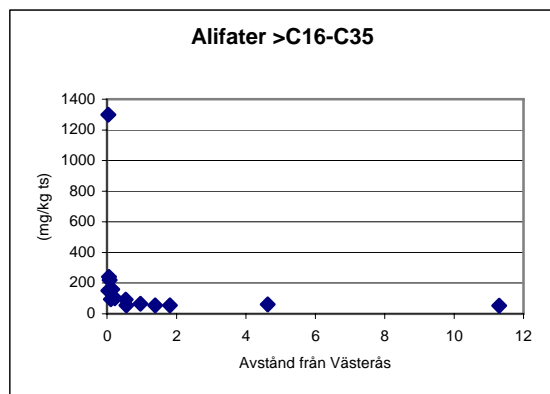
Halterna av sPAH11 kan enligt NV:s bedömningsgrunder klassas som mycket höga (klass 5) i närheten av Västerås. Det är främst två värden som avviker kraftigt och det är på stationerna V28 i Kraftverksviken och 31 som ligger i farledsrännan utanför Kraftverksviken. Om man exkluderar dessa två värden, det högra diagrammet i figur 19 ligger de flesta värdena mellan 0,8 och 2 mg/kg ts, dvs. i klass 4, hög halt. De två höga värdena 4 och 9 ligger i gradienten in emot Kraftverksviken. Ytterligare 2 höga värden kan noteras i den högra delen av figuren. Dessa stationer V50 och V51 ligger båda på Ridöfjärden i närheten av farleden och indikerar påverkan från passerande fartyg.



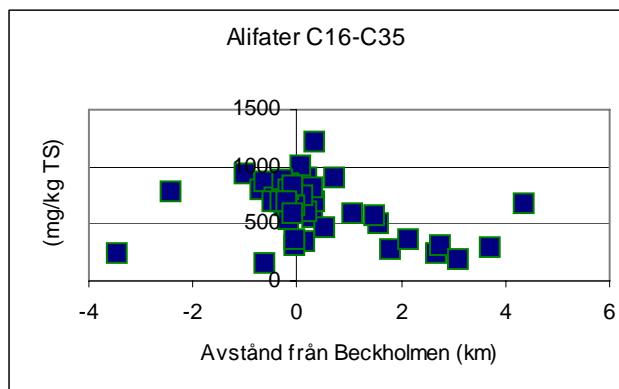
Figur 19 sPAH11 i ytsediment (0-2 cm) i förhållande till avståndet från Västerås. Figuren till vänster: alla data. Figuren till höger: exklusive stationerna V28 och V31.

5.4.2.2 Alifater

De alifatiska kolvätena visar kraftiga ökningar inemot den kommunala utsläppspunkten. Höga halter noterades också i Mälarparkshamnen. Generellt sett är ändå halterna av tunga alifater förhållandevis måttliga. I Figur 21 redovisas haltfördelningen i Saltsjön i förhållande till avståndet från Beckholmen. Som synes är halterna avsevärt mycket högre här än i Västerås närhet.



Figur 20 Alifater >C16-C35 i ytsediment (0-2 cm) i förhållande till avståndet från Västerås.

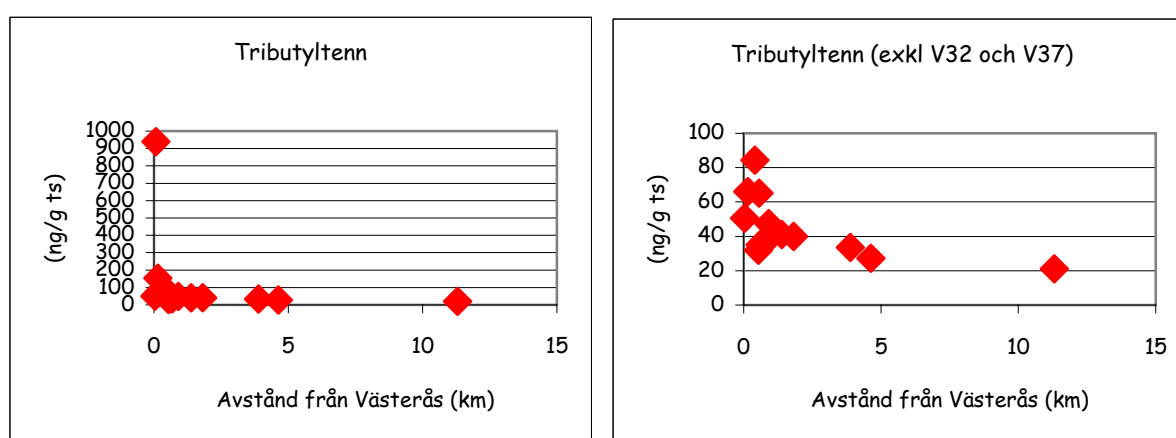


Figur 21 Halter i ytsediment (0-2 cm) av alifater C16-C35 i förhållande till avståndet från Beckholmen i centrala Stockholm. Minusvärden på avståndet representerar stationer i den västra halvcirkeln från Beckholmen, plusvärden representerar den östra halvcirkeln. (Från Jonsson 2010)

5.4.2.3 Tributyltenn - TBT

TBT (tributyltenn) är klassat som ett av de prioriterade ämnena i EU:s vattendirektiv. Användningen förbjöds i båtbottnfärger 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 båtbottnfärger (Magnusson et al., 2012).

Analyser av tennorganiska föreningar har gjorts på 15 stationer på varierande avstånd från Västerås (Figur 21). Halterna av TBT (Fig. 27) varierar mellan 21 och 940 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ts. Det lägsta värdet noteras på Blacken och det högsta i Mälarparkshamnen. Det näst högsta värdet (154 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ts) uppmättes i Tegeluddshamnen. Av det högra diagrammet i Figur 21 framgår att TBT-halterna i Västerås närhet, förutom extremvärdena, ligger mellan 35 och 85 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ts. Som framgår av Tabell 6 är dessa halter inte anmärkningsvärt höga i jämförelse med vad man finner i många andra hamnområden och marinor längs den svenska kusten.



Figur 21 Tributyltenn (TBT) i ytsediment (0-2 cm) i förhållande till avståndet från Västerås. Figuren till vänster: alla data. Figuren till höger: exklusive stationerna V32 och V37.

Tabell 6 Koncentrationen av tributyltenn (TBT) i ytsediment från svenska kustområden, marinor och hamnar. Om annat inte anges är data från Cato (2003, samt opubl.).

Område	Antal	TBT (µg/kg ts)	Referens
<i>Kustområden</i>			
Bohuskusten, Skagerrak	21	1 -86	
Hallandskusten, Kattegat	11	<1 - 11	
Öresund		5-14	OSPAR / MON,
Sydskusten, 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	
<i>Marinor</i>			
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	
<i>Hamnar</i>			
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	

6 DEPOSITION AV FÖRORENINGAR I SEDIMENT

6.1 Fastläggning i Västeråsfjärdens sediment

För att beräkna hur stort område var och en av provtagningsstationerna representerar måste gränser dras mellan de enskilda stationerna. Detta har gjorts på ett objektivet sätt genom att utforma s.k. Thiessenpolygoner (Voronoi 1908)(Fig. 22). Polygonerna blir generellt sett större med ökat avstånd från Västerås, vilket avspeglar våra intentioner att ha ett tätare provtagningsnät i närheten av Västerås för att kunna upptäcka olika källor. Eftersom haltvariationerna är måttliga på större avstånd än 2 km från Västerås ger detta polygonnät en rimlig beskrivning av de faktiska haltförhållandena. Areorna för polygonerna har sedan beräknats och redovisas i Tabell 7.



Figur 22 Gränsdragning mellan provtagningsstationer på Västeråsfjärden med hjälp av s.k. Thiessenpolygoner. Polygonerna omfattar endast ackumulationsbottnar, dvs. bottnar med djup > 3 m.

För att på ett acceptabelt sätt uppskatta sedimentdepositionen har vi utifrån sjökortsinformation

uppskattat medeldjupet för ackumulationsbottnarna inom varje polygonområde. Som framgår av Tabell 7 avviker sålunda ofta stationsdjupet från det beräknade medeldjupet. Diagrammet i figur 8 har sedan använts för att utifrån medeldjupet inom beräkna den årliga sedimentackumulationen i $\text{g/m}^2/\text{år}$ på alla provtagningsstationerna (Tabell 1). Depositionen per station har sedan kunnat beräknas för samtliga polygoner.

Tabell 7 Beräknade areor, djup och deposition för de studerade stationerna på Västeråsfjärden.

Station	Area (m^2)	Stationsdjup (m)	Medeldjup (m)	Deposition ($\text{g/m}^2/\text{år}$)	Deposition/station (ton/år)
V1	148406	6,8	7	950	141
V2	180118	7,1	6	730	131
V3	216432	10,6	11	1840	398
V7	193844	3,5	4	230	45
V8	115894	7,9	8	1180	137
V9	144645	7,2	7	950	137
V10	109701	9,4	9	1420	156
V11	172028	10,5	8	1180	203
V12	528075	10,4	8	1180	623
V15	86142	6,4	6	730	63
V16	166761	8	8	1180	197
V17	236113	9,1	9	1420	335
V18	231940	8,9	9	1420	329
V19	271095	10,2	10	1630	442
V20	795575	11,7	10	1630	1297
V22	62046	8,4	7	950	59
V23	106397	7,8	7	950	101
V24	185648	6,4	6	730	136
V25	234578	10	8	1180	277
V26	382941	12,4	10	1630	624
V27	33365	6	6	730	24
V29	26815	6,5	6	730	20
V31	159125	7,3	5	490	78
V33	138400	3,9	4	230	32
V34	109020	3,2	3,5	130	14
V35	204808	3,8	4	230	47
V36	142143	6,7	5	490	70
V38	278157	7,1	6	730	203
V39	837217	12,6	11	1840	1540
V40	1562398	13,2	13	2230	3484
V41	2488882	15,1	12	2030	5052
V42	2408103	11,2	10	1630	3925
V43	2386672	13,1	9	1420	3389
V44	1379669	15,9	12	2030	2801
V45	201347	3,5	3,5	130	26
V46	367789	5,8	5	490	180
Hela Västeråsfjärden					26717

Efter den inledande sedimentkarteringen hösten 2011 (Jonsson 2012) uppskattades den totala sedimentackumulationen i Västeråsfjärden till ca 35 000 ton/år baserat på ett litet antal stationer. Med det betydligt större antalet stationer har vi i föreliggande undersökning beräknat ackumulationen till 26717 ton/år. Vid undersökningen 2011 antogs sedimenttillförsel från land stå för ca 15 000 ton/år och man antog att erosion på grundområden stod för ungefär 20 000 ton/år. Med de nya data från föreliggande undersökning kan vi konstatera att erosionen troligen står för i runda tal 12 000 av totalt ackumulerade ca 27 000 ton/år.

I Tabell 8 har vi sammanställt uppmätta och beräknade halter från de olika stationerna. Vad gäller sPAH11 har vi uppmätta halter på endast 17 av 36 stationer. För att ändå göra en överslagsberäkning av PAH-tillförseln har vi interpolerat halterna i närbelägna polygoner och markerat de uppskattade

Tabell 8 Uppmätta och beräknade halter av kadmium, krom, koppar, kvicksilver, bly, zink och sPAH11 på de undersökta stationerna på Västeråsfjärden. Svarta siffror = uppmätta värden. Röda siffror = interpolerade värden.

Station	Cd mg/kg TS	Cr mg/kg TS	Cu mg/kg TS	Hg mg/kg TS	Pb mg/kg TS	Zn mg/kg TS	sPAH11 mg/kg ts
V1	0,871	65	142	0,171	45	319	1,6
V2	0,721	66,8	128	0,149	44,4	324	1,3
V3	0,799	72,5	113	0,123	46,6	329	0,8
V7	0,926	190	120	0,111	47,2	315	3
V8	0,88	89,8	115	0,114	45,4	307	0,79
V9	0,876	79,6	115	0,118	46,6	305	0,8
V10	0,809	118	109	0,0981	43,9	304	0,8
V11	0,782	97,3	105	0,0913	43,1	296	0,8
V12	0,774	70,8	106	0,101	41,1	282	0,8
V15	0,958	129	129	0,121	46,7	323	0,7
V16	0,791	77,5	128	0,113	43,7	304	0,7
V17	0,783	78,7	122	0,118	44,4	305	0,74
V18	0,888	93,9	203	0,298	59,5	360	2,2
V19	0,726	72,7	122	0,116	44,4	311	1,9
V20	0,682	75,9	99	0,106	42,2	296	0,63
V22	0,902	54,4	331	0,131	45,5	355	1,7
V23	0,817	51,5	234	0,158	40	275	2,1
V24	0,771	60	129	0,122	41,5	288	1
V25	0,704	84	104	0,115	43	301	0,3
V26	0,673	75,5	95,4	0,0959	42,4	297	0,32
V27	1,43	66	299	0,255	50,1	447	9,2
V29	0,837	52,2	144	0,158	34,5	263	4,1
V31	1,69	56,6	285	0,414	47,5	284	36
V33	0,872	81,5	146	0,121	51,3	360	1
V34	0,861	68,6	173	0,15	45,9	364	1,5
V35	0,959	80,8	142	0,144	55,4	372	1,2
V36	0,714	54,5	91,9	0,096	38,3	249	1,2
V38	0,753	62,8	95,2	0,0952	41	268	3
V39	0,698	62,5	78,2	0,0841	40,6	279	1
V40	0,691	61	71,3	0,0761	39,7	283	0,5
V41	0,668	63,3	63,7	0,0854	39,6	282	0,31
V42	0,766	76,8	77,1	0,102	44,1	332	0,32
V43	0,627	58,3	63,9	0,0823	37,6	272	0,3
V44	0,756	69,4	67,3	0,0824	43,3	326	0,3
V45	0,446	52,2	39,2	0	28,5	234	0,3
V46	0,748	71,4	56,8	0,0824	42,8	319	0,3

värdena med röd färg. I Tabell 9 har vi sedan utifrån föroreningshalter och beräknad sedimentackumulation i varje polygon uppskattat den årliga totala sedimentfastläggningen av föroreningar i Västeråsfjärdens sediment. Beräkningen visar att 19 kg kadmium, 1,8 ton krom, 2,2 ton koppar, 1,1 ton bly, 8 ton zink och 17 kg sPAH11 fastläggs årligen i fjärdens sediment. Dessa siffror diskuteras vidare i förhållande till andra potentiella källor i avsnitt 6.2.7.

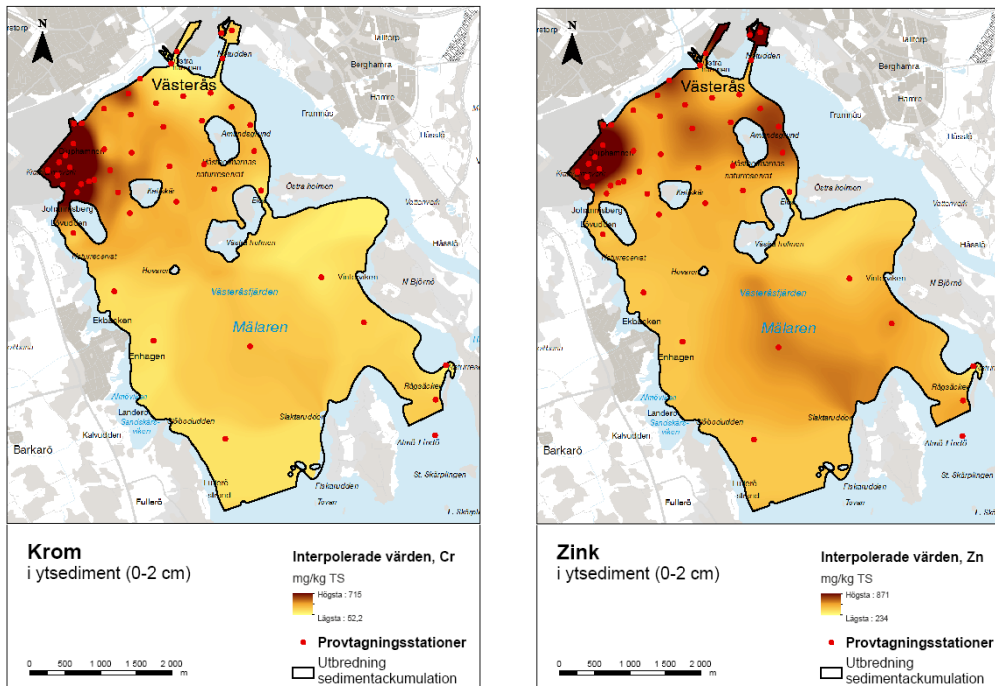
Tabell 8 Deposition av torrsubstans, kadmium, krom, koppar, kvicksilver, bly, zink och sPAH11 på de undersökta stationerna på Västeråsfjärden.

Station	ts-deposition (ton/år)	Cd (kg/år)	Cr (kg/år)	Cu (kg/år)	Hg (kg/år)	Pb (kg/år)	Zn (kg/år)	sPAH11 (kg/år)
V1	141	0,12	9	20	0,02	6	45	0,23
V2	131	0,09	9	17	0,02	6	43	0,17
V3	398	0,32	29	45	0,05	19	131	0,32
V7	45	0,04	8	5	0,00	2	14	0,13
V8	137	0,12	12	16	0,02	6	42	0,11
V9	137	0,12	11	16	0,02	6	42	0,11
V10	156	0,13	18	17	0,02	7	47	0,12
V11	203	0,16	20	21	0,02	9	60	0,16
V12	623	0,48	44	66	0,06	26	176	0,50
V15	63	0,06	8	8	0,01	3	20	0,04
V16	197	0,16	15	25	0,02	9	60	0,14
V17	335	0,26	26	41	0,04	15	102	0,25
V18	329	0,29	31	67	0,10	20	119	0,72
V19	442	0,32	32	54	0,05	20	137	0,84
V20	1297	0,88	98	128	0,14	55	384	0,82
V22	59	0,05	3	20	0,01	3	21	0,10
V23	101	0,08	5	24	0,02	4	28	0,21
V24	136	0,10	8	17	0,02	6	39	0,14
V25	277	0,19	23	29	0,03	12	83	0,08
V26	624	0,42	47	60	0,06	26	185	0,20
V27	24	0,03	2	7	0,01	1	11	0,22
V29	20	0,02	1	3	0,00	1	5	0,08
V31	78	0,13	4	22	0,03	4	22	2,81
V33	32	0,03	3	5	0,00	2	11	0,03
V34	14	0,01	1	2	0,00	1	5	0,02
V35	47	0,05	4	7	0,01	3	18	0,06
V36	70	0,05	4	6	0,01	3	17	0,08
V38	203	0,15	13	19	0,02	8	54	0,61
V39	1540	1,08	96	120	0,13	63	430	1,54
V40	3484	2,41	213	248	0,27	138	986	1,74
V41	5052	3,38	320	322	0,43	200	1425	1,57
V42	3925	3,01	301	303	0,40	173	1303	1,26
V43	3389	2,12	198	217	0,28	127	922	1,02
V44	2801	2,12	194	188	0,23	121	913	0,84
V45	26	0,01	1	1	0,00	1	6	0,01
V46	180	0,13	13	10	0,01	8	57	0,05
Hela Västeråsfjärden	26693	19,14	1826	2177	2,55	1110	7965	17,33

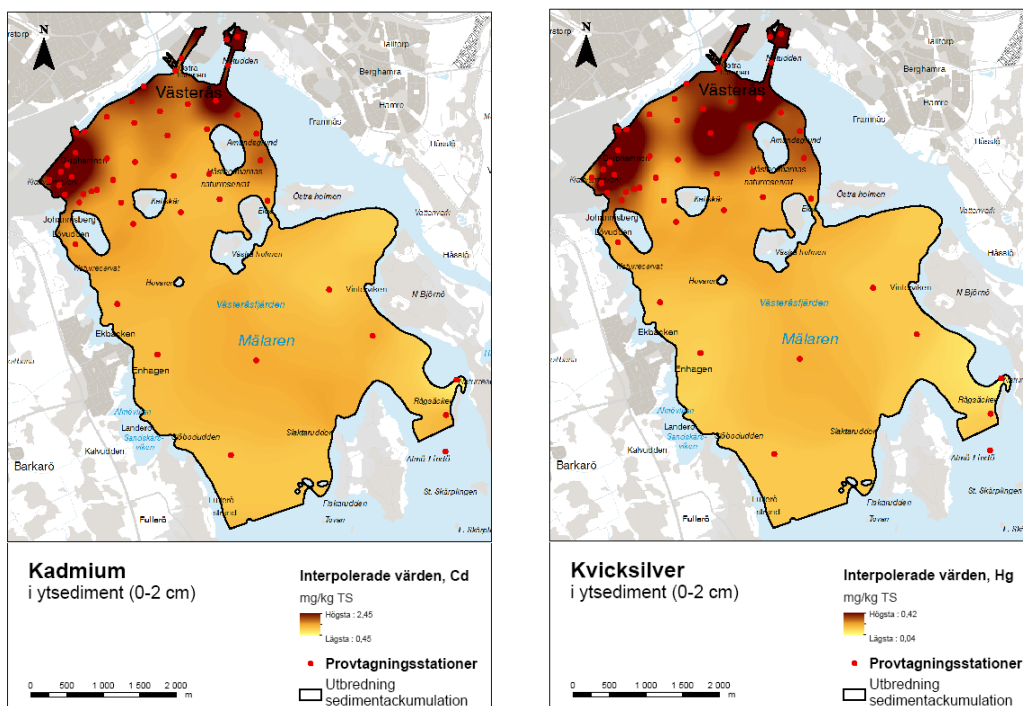
6.2 Källor till föroreningarna

6.2.1 Spridningsmönster i sedimenten

Interpolerade kartor för krom, zink, kadmium, kvicksilver, koppar och sPAH11 har tagits fram av John Wrafter, Vectura Consulting AB. Kartorna visar en del mycket tydliga mönster. Det är uppenbart att betydande källor finns i närheten av Djuphamnen för krom, zink (Fig. 23), kadmium och kvicksilver (Fig. 24). Anledningen till de förhöjda kromhalterna är med största sannolikhet en betydande hantering av ferrokrom.



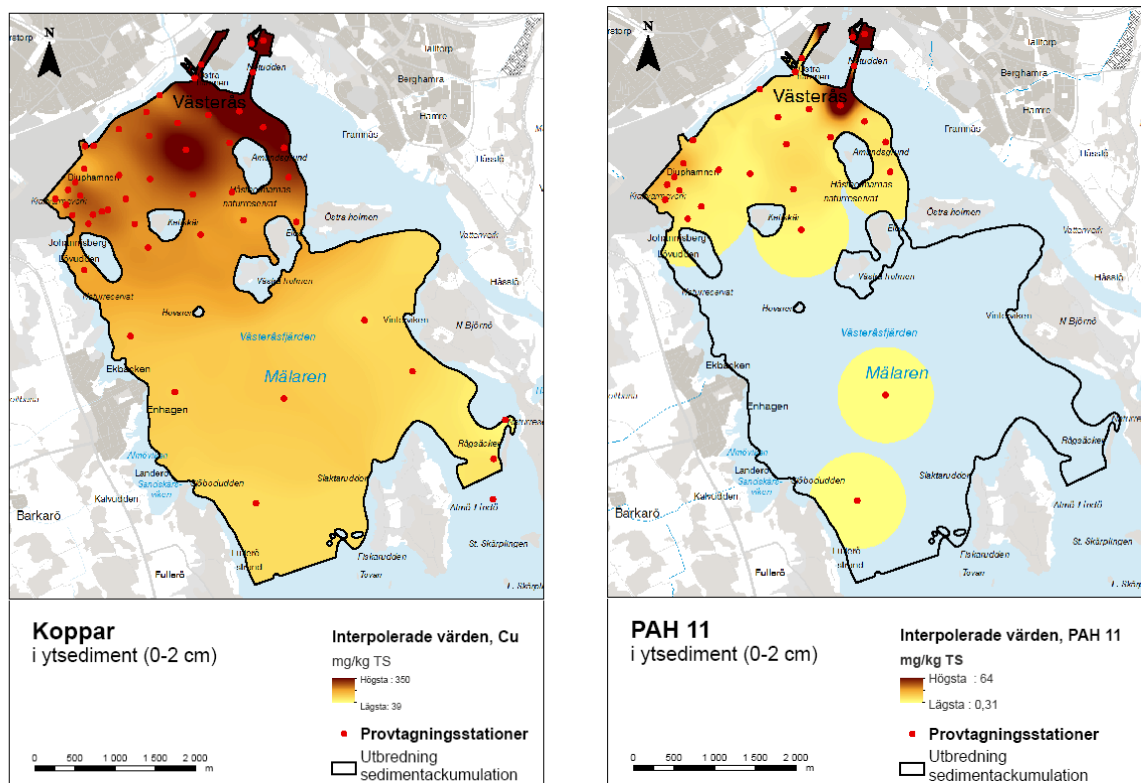
Figur 23 Spridningsmönster för krom och zink i Västerås fjärdens ytsediment (0-2 cm).



Figur 24 Spridningsmönster för kadmium och kvicksilver i Västerås fjärdens ytsediment (0-2 cm).

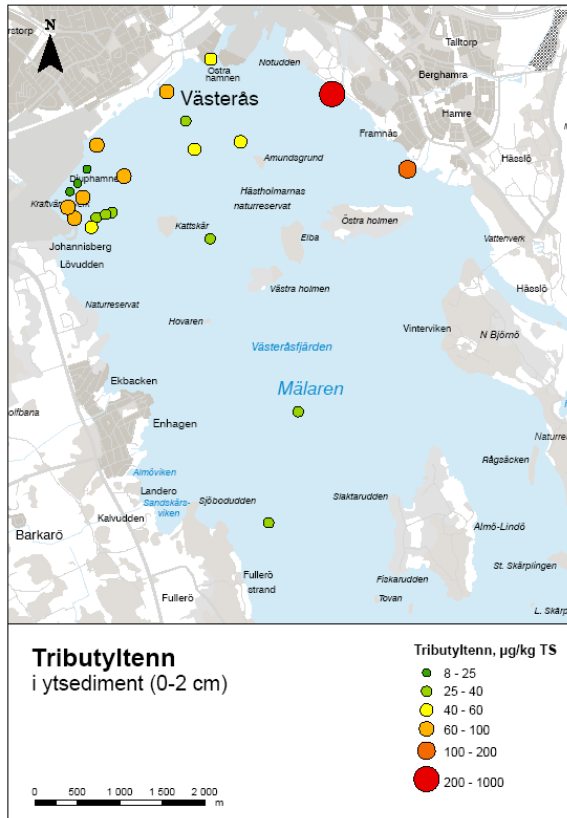
Kadmium, kvicksilver (Fig. 24), koppar och sPAH11 visar tydliga ökningar in emot Kraftverkshamnen och de högsta halterna noteras utanför utsläppspunkten för det kommunala reningsverket. Även Östra hamnen har förhöjda halter av främst koppar.

Mönstret för sPAH11 (Fig. 25) visar mycket tydligt på en källa i närheten av utsläppspunkten för det kommunala reningsverket. Den troliga källan är dock inte reningsverket utan dagvatten, båtverksamhet och restprodukter från gasverket.



Figur 25 Spridningsmönster för koppar och sPAH11 i Västerås fjärdens ytsediment (0-2 cm).

Antalet stationer för TBT är för litet för att tillåta framtagande av en interpolerad karta. Därför redovisas halterna av TBT i en punktkarta (Fig. 26) som visar påtagliga förhöjningar på flera platser. Den högsta halten 940 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ts uppmättes i sediment från Mälarparkshamnen. Även den näst högsta halten uppmättes i en småbåtshamn. I Tegelluddshamnen noterades en halt på 154 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ts. Halter på 60-85 $\mu\text{g}/\text{kg}$ ts uppmättes i Lögarängshamnen och i närheten av Djuphamnen.



Figur 26 Halter av TBT i Västeråsfjärdens ytsediment (0-2 cm).

6.2.2 Erosion

Erosionen av gamla sediment har beräknats till ca 12 000 ton/år. Om vi utgår från att föroreningarna i dessa sediment ligger på bakgrundshalter kan tillförseln från erosion beräknas till 2,4 kg kadmium, 0,5 ton krom, 180 kg koppar, 0,5 kg kvicksilver, 0,3 ton bly och 1 ton zink. sPAH11 förutsätts inte finnas i gamla sediment.

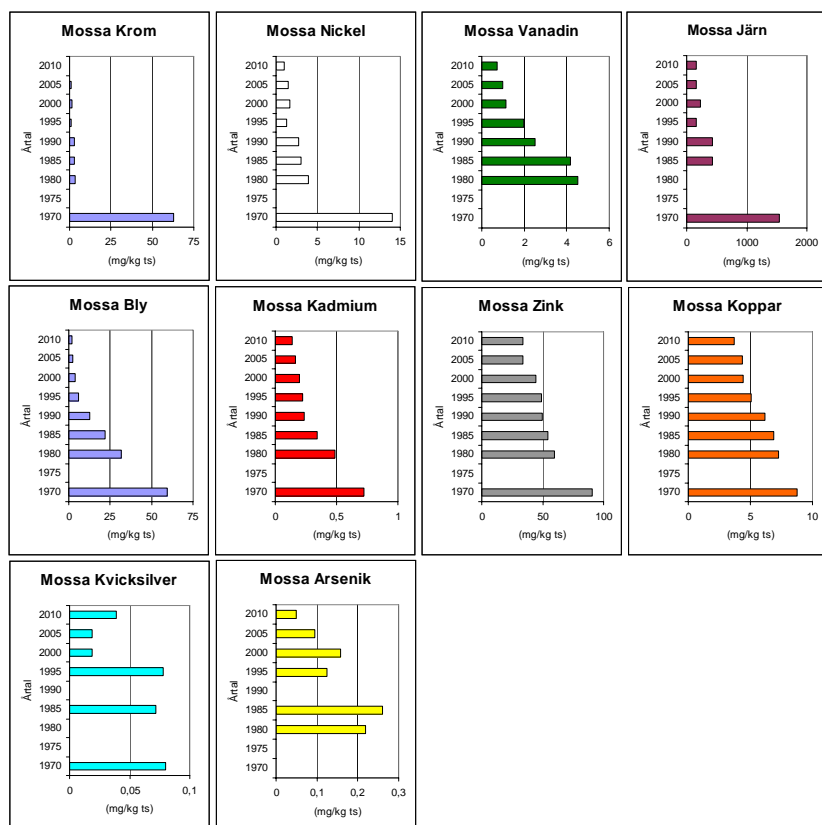
6.2.3 Atmosfäriskt nedfall

I Figur 27 har metallhalter i mossa sammanställts för Västmanlands län för perioden 1970-2010 baserat på Rühling (2006) och Danielsson och Karlsson (2011). De mycket snabba och kraftiga nedgångarna av krom (130 ggr) och nickel (14 ggr) i mossa finns inte alls i sedimenten. Inte heller vad gäller bly i mossa (30 ggr) finns det någon motsvarande stor nedgång i sedimenten (2 ggr). Beträffande koppar är nedgången påtagligt större i sedimenten (6 ggr) än i mossa (2 ggr). Dessa skillnader i trender indikerar att den dominerande orsaken till halttrenderna i Västeråsfjärdens sediment inte är tillförseln från atmosfären. Kadmium beskriver likartade avklingsförlopp i mossa och sediment vilket kan indikera att det atmosfäriska nedfallet styr sedimenthalterna.

Halterna i mossa kan användas för att beräkna den atmosfäriska depositionen (Rühling 2006) över Västeråsfjärden enligt följande samband:

atmosfäriska depositionen = koncentrationen i mossa

4



Figur 27 Tidstrender för metallhalter i mossor i Västmanlands län (Komprimerat från Danielsson och Karlsson, 2011).

Utifrån de uppmätta halterna i mossor i Västmanland 2010 (Danielsson och Karlsson, 2011) kan den atmosfäriska tillförseln till Västeråsfjärden med en total area av 23,4 km² uppskattas till 0,8 kg kadmium, 2,8 kg krom, 22 kg koppar, 0,2 kg kvicksilver, 13 kg bly och 200 kg zink.

6.2.4 Tillförsel via Svartån

Inom ramen för den samordnade recipientkontrollen i Svartån och Västeråsfjärden mäts den årliga transporten av föroreningar i Svartån (Anon. 2011). Tillförseln till Västeråsfjärden var 2010 4 kg kadmium, 184 kg krom, 537 kg koppar, 0,4 kg kvicksilver, 165 kg bly och 1219 kg zink.

6.2.4.5 Tillförsel från kommunalt reningsverk

En potentiellt stor källa av föroreningar i undersökningsområdet utgörs av utsläppen från Västerås kommunala reningsverk. Utsläppen sker i Kraftverksviken på några få meters djup. Tillförseln till Västeråsfjärden var för år 2011 1,1 kg kadmium, 29 kg krom, 170 kg koppar, 0,12 kg kvicksilver, 12 kg bly och 350 kg zink (Anon. 2011).

6.2.6 Tillförsel via dagvatten

Tillförseln till Västeråsfjärden var för år 2011 11,6 kg kadmium, 138 kg krom, 444 kg koppar, 0,59 kg kvicksilver, 261 kg bly och 2127 kg zink (Nolkrantz och Lindström 2011). Dagvattnet ger även upphov till 15 200 kg olja per år

6.2.7 Sammanfattande materialbalans

I Tabell 9 har ett försök gjorts till att upprätta en översiktlig materialbalans för kadmium, krom, koppar, kvicksilver, bly och zink i Västeråsfjärden. Den uppmätta fastläggningen i fjärdens sediment har ställts i relation till kända källor för dessa metaller och omfattningen av eventuella okända källor har beräknats.

Några översiktliga generella slutsatser kan dras på grundval av tabellen. Tillförsel från erosion av gamla sediment är betydelsefull främst beträffande krom och bly. Det är uppenbart att tillförseln via atmosfärisk deposition idag är av underordnad betydelse. Det är dock möjligt att den haft en relativt större betydelse under perioden 1960-1980 då sedimenthalterna av metallerna i tabellen var avsevärt högre (Jfr Fig. 13 och Fig. 14). Tillförseln via dagvatten från Västerås stad har för flera av metallerna lika stor eller större betydelse än transporten via Svartån. Bidraget från det kommunala reningsverket är litet och ligger i intervallet 1-8 % av sedimentfastläggningen.

Vad gäller kadmium går materialbalansen i stort sett jämnt ut, vilket indikerar att de flesta källorna är kända. Annat är det för krom där endast ungefär hälften av sedimentfastläggningen kan förklaras med källorna i tabellen. Sannolikt finns den största saknade källan vid Djuphamnen där stora mängder ferrokrom hanteras. Knappt 40 % av sedimentfastläggningen av koppar kan inte förklaras med kända källor. Spridningsmönstret för koppar (Fig. 25) visar tydligt att de största källorna finns i den nordöstra delen av fjärden. Ca 70 % av kvicksilverfastläggningen kan förklaras med de kända källorna i tabellen. I runda tal 30 % är oförklarad men de saknade källorna är sannolikt att söka i antingen Djuphamnens närhet eller i fjärdens nordöstra del. Ungefär lika stor andel är oförklarad när det gäller bly. En större andel av zink, ca 40 %, kan inte förklaras med de kända källorna. Spridningsmönstret (Fig. 23) indikerar att källorna finns i första hand i närheten av Djuphamnen och i de nordöstra delarna av fjärden. Förhöjda halter finns även utanför Mälarparkshamnen.

Tabell 9 Översiktlig materialbalans för kadmium, krom, koppar, kvicksilver, bly och zink i Västeråsfjärden

	Kadmium (kg/år)	Krom (kg/år)	Koppar (kg/år)	Kvicksilver (kg/år)	Bly (kg/år)	Zink (kg/år)
Fastläggning i sediment	19,14	1826	2177	2,55	1110	7965
Erosion av gamla sediment	2,4	500	180	0,48	300	1000
Atmosfärisk deposition	0,8	2,8	22	0,2	13	200
Tillförsel via Svartån	4	184	537	0,4	165	1219
Från kommunalt reningsverk	1,1	29	170	0,12	12	350
Tillförsel via dagvatten	11,6	138	444	0,59	261	2127
Okända källor	-0,76	972	824	0,76	359	3069

6.3 Värdering av insamlade sedimentdata

För att fastläggningen av olika föroreningar i sedimenten skall kunna fastställas med god precision krävs att följande viktiga kriterier är uppfyllda:

- Analyser av grundläggande sedimentparametrar samt föroreningar skall ha gjorts med hög precision.
- Endast säkra ackumulationsbottnar för finsediment skall ha använts i depositionsberäkningen.
- Mätpunkternas fördelning skall ha en god fördelning inom undersökningsområdet och skall

- härigenom kunna fånga upp haltvariationer som beror på enskilda punktkällor.
- Tillförlitliga data skall finnas på bestämningen av torrsubstansdepositionen ($\text{g/m}^2/\text{år}$) i varje enskild mätpunkt.
 - Gränsdragningen mellan vilka områden de enskilda provtagningspunkterna representerar skall ha genomförts på ett stringent sätt.

Vi kan konstatera att alla dessa kriterier är uppfyllda. Analysdata är kvalitetssäkrade och i tveksamma fall förkastade. Utifrån grundläggande sedimentparametrar och fotografisk dokumentation har erosions- och transportbottnar kunnat sorteras bort inför depositionsbestämningarna. Mätpunkternas fördelning har lett till att Västerås som källa för flera av de undersökta föroreningsparametrarna har kunnat ringas in. Olika källor har kunnat detekteras i Västeråsområdet. Det finns heller ingen anledning att misstänka att nätet varit så glest att en potentiellt stor källa har kunnat undgå upptäckt. Utifrån datering av 7 sedimentkärnor (4 från 2011 och 3 från 2012) med hjälp av ^{137}Cs och ett tydligt samband mellan sedimentackumulation och vattendjup har säkra data på torrsubstansdepositionen erhållits i de allra flesta av provtagningsstationerna. Signifikant mycket bättre data på depositionen är inte möjligt att åstadkomma med mindre än att en mycket stor provtagningsinsats genomförs. Objektiv datorstödd gränsdragning mellan provtagningspunkterna har resulterat i att en hög representativitet för varje enskilt analysresultat har erhållits.

7 SLUTSATSER

Tydliga samband har konstaterats mellan vattendjup på provtagningsplatsen och glödningsförlust och torrsubstanshalt. Ju djupare desto lugnare sedimentationsmiljö och till detta kopplad låg ts-halt och hög glödningsförlust.

Sedimenttillväxten i Västeråsområdet är i medeltal 10 mm/år i de övre 20 cm av sedimentpelaren. Torrsubstansdepositionen per kvadratmeter A-botten i Västeråsfjärden är tämligen lika medeldepositionen i Stockholms och Roslagens skärgårdar.

Mycket tydliga tidstrender noterades i tre daterade kärnor från undersökningsområdet. Historiken kännetecknas av låga halter av zink, koppar, kvicksilver, kadmium och bly fram till omkring 1930. Från 1930-talet sker successiva ökning fram till pik-värden under 1960-1970-talen. Efter pik-värdena under 1960-1970-talen minskar alla ovannämnda metaller fram till idag. Största minskningen står koppar för (6 ggr) följt av kadmium (4 ggr), zink (3 ggr), kvicksilver (3 ggr), nickel (2 ggr), bly (2 ggr), arsenik (2 ggr).

De polyaromatiska kolvätena visar på karaktäristiska tidstrender under tiden från andra världskriget och fram till idag. Markanta haltökningar skedde under 1940- och 1950-talen fram till 1960- och 1970-talen då de högsta halterna noterades av i stort sett alla PAH-er. Från början av 1980-talet sjunker halterna kraftigt och är idag åtminstone 10 gånger lägre än under 1960- och 1970-talen.

En sedimentkärna har analyserats i sina övre delar på sPCB och uppvisar en historisk trend som mycket väl följer de haltfördelningar som noterats i organismer från Östersjön. Halterna var högst under 1970-talet men uppvisar därefter ett mycket snabbt avklingningsförlopp (ca 20 ggr) och halterna är idag nere på omkring 1 ng/g ts , vilket kan rubriceras som låga halter.

Interpolerade kartor har tagits fram för krom, zink, kadmium, kvicksilver, koppar och sPAH11. Kartorna visar en del mycket tydliga mönster. Det är uppenbart att betydande källor finns i närheten av Djuphamnen för krom, zink, kadmium och kvicksilver. Anledningen till de förhöjda kromhalterna är med största sannolikhet en betydande lastning och utskeppning av ferrokrom. Kadmium, kvicksilver, koppar och sPAH11 visar tydliga ökning in emot Kraftverkshamnen och de högsta halterna noteras utanför utsläppspunkten för det kommunala reningsverket. Även Östra hamnen har förhöjda halter av främst koppar.

Mönstret för sPAH11 visar mycket tydligt på en källa i närheten av utsläppspunkten för det kommunala reningsverket. Den troliga källan är dock inte reningsverket utan dagvatten, båtverksamhet och restprodukter från gasverket.

De alifatiska kolvätena visar kraftiga ökningarna in mot den kommunala utsläppspunkten. Höga halter noterades också i Mälarparkshamnen. Generellt sett är ändå halterna av tunga alifater förhållandevis måttliga.

Halterna av TBT varierar mellan 21 och 940 µg/kg ts i undersökningsområdet. Det lägsta värdet noteras på Blacken och det högsta i Mälarparkshamnen. Det näst högsta värdet (154 µg/kg ts) uppmättes i Tegelluddshamnen. Även den näst högsta halten uppmättes i en småbåtshamn. I Tegelluddshamnen noterades en halt på 154 µg/kg ts. Halter på 60-85 µg/kg ts uppmättes i Lögarängshamnen och i närheten av Djuphamnen.

Utifrån uppmätta föroreningshalter och beräknad sedimentackumulation har den årliga totala sedimentfastläggningen av föroreningar i Västeråsfjärdens sediment uppskattats. Beräkningen visar att 19 kg kadmium, 1,8 ton krom, 2,2 ton koppar, 1,1 ton bly, 8 ton zink och 17 kg sPAH11 fastläggs årligen i fjärdens sediment.

En översiktlig materialbalans har upprättats för kadmium, krom, koppar, kvicksilver, bly och zink i Västeråsfjärden. Den uppmätta fastläggningen i fjärdens sediment har ställts i relation till kända källor för dessa metaller och omfattningen av eventuella okända källor har beräknats.

Tillförsel från erosion av gamla sediment är betydelsefull främst beträffande krom och bly. Det är uppenbart att tillförseln via atmosfärisk deposition idag är av underordnad betydelse. Tillförseln via dagvatten från Västerås stad har för flera av metallerna lika stor eller större betydelse än transporten via Svartån. Bidraget från det kommunala reningsverket är litet och ligger i intervallet 1-8 % av den totala sedimentfastläggningen.

Vad gäller kadmium går materialbalansen i stort sett jämnt ut, vilket indikerar att de flesta källorna är kända. Annat är det för krom där endast ungefär hälften av sedimentfastläggningen kan förklaras med de identifierade källorna. Sannolikt finns den största saknade källan vid Djuphamnen där stora mängder ferrokrom hanteras. Knappt 40 % av sedimentfastläggningen av koppar kan inte förklaras med kända källor. Spridningsmönstret för koppar visar tydligt att de största källorna finns i den nordöstra delen av fjärden. Ca 70 % av kvicksilverfastläggningen kan förklaras med de kända källorna i tabellen. I runda tal 30 % är oförklarad, men de saknade källorna är sannolikt att söka i antingen Djuphamnens närhet eller i fjärdens nordöstra del. Ungefär lika stor andel är oförklarad när det gäller bly. En större andel av zink, ca 40 %, kan inte förklaras med de kända källorna. Spridningsmönstret för zink indikerar att källorna finns i första hand i närheten av Djuphamnen och i de nordöstra delarna av fjärden. Förhöjda halter finns även utanför Mälarparkshamnen.

REFERENSER

- Anonymous, 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet - Kust och hav. Naturvårdsverkets rapport 4914, ISBN 91-620-4917-8, ISSN 0282-7298, 134 sid.
- Anonymous, 2010. Svartån - Västeråsfjärden 2011. Mälarenergi AB, 136 sid.
- Anonymous, 2011. Miljörapport Kungsängens reningsverk 2011. Mälarenergi SB, Västerås, 50 sid.
- 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.
- Danielsson, H. och Pihl Karlsson, G., 2011. Metaller i mossor i Västmanlands län, 2010. IVL Rapport B 2005, Stockholm, Sverige, 70 sid.
- 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. (Red.), Persson, J. och Holmberg, P., 2003. Skärgårdens bottnar. Naturvårdsverket Rapport 5212, Stockholm, ISBN 91-620-5212-8, ISSN 0282-7298, 112 sid. English summary.
- Jonsson, P., 2010. Spridning av föroreningar från Beckholmen - Sedimentundersökning i Stockholms hamn. Rapport JP Sedimentkonsult.
- Jonsson, P., 2012. Bottenkartering av Västeråsfjärden. Rapport JP Sedimentkonsult 2012:01, 39 sid.
- Jonsson, Per. Opublicerat material. JP Sedimentkonsult.
- Magnusson, M. och Samuelsson, P.-O., 2012. TBT-forskning ger bättre hantering av förorenade sediment. I HAVET – om miljö tillståndet i svenska havsområden, sid 89-92. ISBN 978-91-87025-12-9 (Havs- och vattenmyndigheten).
- Nolkranz, F. och Lindström, M., 2011. Föroreningsberäkningar Västerås. Kartläggning av dagvattnets föroreningsbelastning från Västerås stads avrinningsområden. Sweco Environment AB, Västerås, 25 sid.
- Olsson, M., Bignert, A., Eckhéll, J. and Jonsson, P., 2000. Comparison of Temporal Trends (1940s-1990s) of DDT and PCB in Baltic Sediment and Biota in relation to eutrophication. *Ambio* 29:238-245.
- OSPAR / MON Ad Hoc Group on Monitoring, 2001. Summary record.
- Rühling, Å., 2006. Nedfallet av tungmetaller i Sverige - Mätningar år 2005. Rapport till Naturvårdsverket. Avtal nr 211 0419, dnr 230-5907-04 Mm.
- Söderbäck, J. och Tunevi, K., 2004. Sedimentkvaliteten utmed farleden i Västeråsfjärden - En förstudie för bedömning av handelssjöfartens ekologiska risker i Mälaren. Examensarbete vid Mälardalens Högskola i samarbete med Institutionen för Samhällsteknik, 47 sid.
- Voronoi, G., 1908. Nouvelles applications des paramètres continus à la théorie des formes quadratiques. *Journal für die Reine und Angewandte Mathematik* 133: 97-178. doi:10.1515/crll.1908.133.97.

APPENDIX 1	Material och metoder
APPENDIX 2	Positioner (WGS-84) och djup för provtagningsstationer
APPENDIX 3	Bilder på sedimentkärnor och sedimentprov
APPENDIX 4	Analysdata för basparametrar i sediment.
APPENDIX 5	Analysdata och analysmetoder för föroreningar i sediment.