



rappport

IVL Svenska Miljöinstitutet AB

Miljöövervakningsprojekt i Södertälje kanalområde
för bedömning av effekterna från muddring och
tippning av sediment



Delrapport 2 lägesrapport 1998

Ett år efter avslutade muddrings- och tippningsarbeten

Tomas Viktor
B 1357
Stockholm, Mars 2000

IVL

Organisation/Organization IVL Svenska Miljöinstitutet AB IVL Swedish Environmental Research Institute Ltd.	RAPPORTSAMMANFATTNING Report Summary
Adress/Address Box 21060 100 31 STOCKHOLM	Projekttitel/Project title Muddring och tippning av förorenade sediment i Södertälje kanalområde
Telefonnr/Telephone 08-598 563 00	Anslagsgivare för projektet/Project sponsor Naturvårdsverket, AstraZeneca AB, Botkyrka kommun, Scania AB, Sjöfartsverket, Södertälje kommun
Rapportförfattare, author Tomas Viktor	
Rapportens titel och undertitel/Title and subtitle of the report Miljöövervakningsprojekt i Södertälje kanalområde för bedömning av effekterna från muddring och tippning av sediment. Delrapport 2 lägesrapport 1998. Ett år efter avslutade muddrings- och tippningsarbeten	
Sammanfattning/Summary De uppföljande undersökningarna genomfördes under 1998, ett år efter att muddringarna i Södertäljeområdet och tippningarna i Hallsfjärden slutförts. De förhöjda halter av tungmetaller som registrerades i vattnet Mälaren och Hallsfjärden under muddringsarbetena avklingade snabbt och endast måttligt förhöjda koncentrationer av kvicksilver (Hg) kunde detekteras. Hg-halterna i ytsediment ökade från 4,5 mg/kg TS till 6,2 mg/kg TS i norra Hallsfjärden vilket visar att den norrgående bottenströmmen transporterat Hg haltigt material från tippplatsen. Övertäckningen av de tippade muddermassorna med renare sand har givit ett ytskikt vid tippplatsen med betydligt lägre metallhalter jämfört med omgivande områden i Hallsfjärden. Den kraftiga påverkan på embryonalutvecklingen hos abborre exponerade för vattenfasen ovanför sediment från Hallsfjärden som registrerades vid tidigare undersökningar minskade. Fortfarande kvarstår dock effekter på reproduktionen hos abborre som lever och leker i Hallsfjärden, vilket framförallt registrerades som försämrade kläckning av rom samt signifikant förhöjd andel deformerade yngel. Sedimentbaserade flerarts system tester med naturligt förekommande arter visade att framförallt groddjurens utveckling påverkas av sediment från Hallsfjärden. Lakningsförsök med sediment från Hallsfjärden visade att prov från den norra och södra delen innehöll högst koncentration metaller som frigörs vid de syrefria förhållandena som uppstår under sommar och vinter.	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område, näringsgren eller vattendrag/Keywords Södertälje kanal, muddring, mesocosm, tungmetaller, abborreproduktion Södertälje channel, dredging, mesocosms, heavy metals, perchreproduction	
Bibliografiska uppgifter/Bibliographic data IVL Rapport B 1357	
Beställningsadress för rapporten/Ordering address IVL, Publikationsservice, Box 21060, S-100 31 Stockholm fax: 08-598 563 90, e-mail: publicationservice@ivl.se	

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	3
1. Inledning	5
2. Målsättning med projektet.....	6
3. Metodik	7
3.1 Provtagningspunkter	7
3.2 Provtagning.....	8
3.2.1 Vattenanalyser.....	8
3.2.2 Sediment analyser för metallanalys och flerartssystemstudier	8
3.2.3 Sedimentsprov för lakningsstudier	9
3.2.4 Bottenfauna och plankton.....	11
3.2.5 Provfiske.....	11
3.2.6 Naturligt producerad abborrom	12
3.2.7 Effekter på abborrom från ett referensområde	12
3.2.8 Flerartssystemstudier	15
3.2.9 Effekter av sediment från Hallsfjärden i Microtox fast fas testsystem.....	15
4. Resultat	16
4.1 Vatten	16
4.2.1 Metallanalyser i sediment.....	18
4.2.2 Analyserna av PCB och vissa pesticider	20
4.3 Kvicksilver i fisk	23
4.4 Lakningsstudier av sediment från Hallsfjärden	24
4.5 Effekter i Microtox fast fas testsystem	27
4.6 Bottenfauna och plankton.....	27
4.7 Naturligt producerad abborrom	28
4.7.1 Effekter på abborrom från ett referensområde	29
4.7.2 Effekter av sediment mot andra brackvattenorganismer	32
5. Diskussion.....	35
6. Referenser	37

Bilaga 1. Analyser

Bilaga 2. Det samlade resultatet av metallanalyser utförda av SGU på sediment och vatten i lakningsstudien.

Sammanfattning

De uppföljande undersökningarna genomfördes under 1998 dvs ett år efter att muddringarna i Södertäljeområdet och tippningarna i Hallsfjärden slutförts. De förhöjda halter av tungmetaller som registrerades i vattnet Mälaren och Hallsfjärden under muddringsarbetena avklingade snabbt och endast måttligt förhöjda koncentrationer av kvicksilver (Hg) kunde detekteras. Hg-halterna i ytsediment ökade från 4,5 mg/kg TS till 6,2 mg/kg TS i norra Hallsfjärden vilket visar att den norrgående bottenströmmen transporterat Hg haltigt material från tippplatsen. Övertäckningen av de tippade muddermassorna med renare sand har givit ett ytskikt vid tippplatsen med betydligt lägre metallhalter jämfört med omgivande områden i Hallsfjärden. Den kraftiga påverkan på embryonalutvecklingen hos abborre exponerade för vattenfasen ovanför sediment från Hallsfjärden som registrerades vid tidigare undersökningar minskade. Fortfarande kvarstår dock effekter på reproduktionen hos abborre som lever och leker i Hallsfjärden, vilket framförallt registrerades som försämrade kläckning av rom samt signifikant förhöjd andel deformerade yngel. Sedimentbaserade flerarts system tester med naturligt förekommande arter inom grupperna, kräftdjur, mollusker och grodor, visade att framförallt groddjurens utveckling påverkas av sediment från Hallsfjärden. Lakningsförsök med sediment från Hallsfjärden visade att prov från den norra och södra delen innehöll högst koncentrationer metaller som frigörs vid de syrefria förhållandena som uppstår under sommar och vinter.

Summary

The study of the effects from dredging and dumping of heavy metal contaminated sediments in the Södertälje area was continued during 1998. The results in the report show the situation one year after the major dredging operations were terminated. The increased concentrations of mercury (Hg) in the water during dredging and dumping declined rapidly and were back at background concentrations for the area during the year. Hg-concentrations in surface sediments in the northern part of Hallsfjärden increased from 4,5mg/kg (ds) to 6,2mg/kg (ds). This indicates that heavy metal contaminated material have been transported from the dumping area with the northbound bottom current. The final covering of the dumped materials with sand dredged from the least contaminated areas have produced a cleaner surface. The concentration of heavy metals at the dumpingsite show the lowest values compared to other examined parts of Hallsfjärden. The strong effects on the early development of perch roe and larvae, detected directly after termination of the major dredging operations decreased. Although, there are still significant effects on the early embryodevelopment of perch, when they are exposed to the waterphase above sediment from Hallsfjärden. The reproduction of the wild perch population living in Hallsfjärden is also affected compared to lake Mälaren. Combined sediment based multispecies test have been conducted in a brackish environment with natural inhabitants representing the following groups: Molluscs, Crustacean and Ampipods. The most pronounced effect from exposure to sediments from Hallsfjärden could be detected on the survival of tadpoles. Studies conducted with sediment samples from Hallsfjärden indicates that areas north and south of the dumping area release the highest concentrations of heavy metals during anaerobic conditions which are frequent during winter and summer.

1. Inledning

Sjöfartsverket genomförde under vintern/våren 1996/97 ett stort muddringsprojekt för att bredda och fördjupa farleden genom Södertälje. Muddringen innebar att ca 60 000 m³ sediment togs upp i och i närheten av Södertälje kanal (Linasundet, Snäckviken, själva kanalen samt Igelstaviken), och tippades i en djuphåla i Hallsfjärden 4-5 km söder om Södertälje. Den exakta mängden sediment som tippades i djuphålan uppgick till 73.500m³ enligt kontrollprogrammets data, sammanställda av KM laboratoriet, Skoglund P-O, 1998.

Sedimenten vid Södertälje innehåller mycket höga halter av föroreningar, framför allt kvicksilver (Hg). Kviksilverhalter på över 100 mg/kg TS har uppmätts. Bakgrundshalten av kvicksilver i ej förorenade sjösediment har uppskattats till 0,02-0,12 mg/kg TS, och bakgrundshalterna i oceaniska sediment är ungefär desamma. Enligt NVs klassificering av metaller i sediment klassas halter >1 mg Hg/kg TS såsom mycket höga. Enligt beräkning som gjordes av Södertälje miljöförvaltning före muddringen skulle ca 200 kg kvicksilver komma att flyttas på under muddringsarbetet.

Kviksilvret i Södertälje kanal antas till stor del härstamma från utsläpp som gjordes under 1950 och 60-talen av en kemisk-teknisk fabrik. Fabriken, belägen vid Snäckviken, tillverkade då bl.a. fenyلكviksilver som användes som slembekämpningsmedel i pappersmassaindustrin. Fabriken köptes sedermera upp av Astra AB. Övriga källor till kvicksilvret i området är ej kartlagda. Förutom kvicksilver innehåller sedimenten i Södertälje andra tungmetaller (Pb, Cd, Cu, Zn) och persistenta organiska ämnen såsom t.ex. PCB. Höga halter av petroleumkolväten har påvisats i kanalen och i Igelstaviken (ELK AB, 1993). Dessa kolväten har ej specificerats men man kan misstänka att en viss del utgörs av PAH. Det är känt att vissa PAH kan ge carcinogena effekter.

Muddringsarbete i kanalen innebär en omrörning och en förflyttning av de förorenade sedimenten. Det förorenade materialet kommer därmed att spridas geografiskt. Omrörningen medför dessutom biologiska, fysikaliska och framför allt kemiska förändringar i muddermassorna, vilket kan innebära att föroreningarna däri frigörs i löst och partikulär form och/eller transformeras till andra mer biotillgängliga former. En ökad biotillgänglighet betyder att organismerna kan ta upp föroreningarna i ökad utsträckning. För kvicksilver är metylkvicksilver den form som framför allt tas upp, och halten ökar med ökande nivå i näringskedjan (biomagnifikation).

Man kan därför befara att muddringen direkt och/eller på lång sikt, kommer att medföra allvarliga följder för organismer, t.ex. fisk, både vid muddrings- och tippningsområdena.

Situationer liknande den aktuella problemställningen i Södertälje, där tidigare förorenade massor flyttas på och deponeras på annat ställe, finns och kommer troligen att uppkomma på många ställen i Sverige i framtiden. Det är därför av stor vikt och allmänintresse att kunna prognostisera hur en sådan åtgärd påverkar förekomst, upptag och effekter av redan befintliga föroreningar. Därför initierades detta omfattande, samfinansierade forskningsprojekt för att följa upp effekterna av muddringen i Södertälje.

2. Målsättning med projektet

Det ursprungliga projekt förslaget var uppdelat i olika delprojekt vilkas övergripande målsättningar var

1. *Effekter av muddring och tippning*: Genom ett omfattande provtagningsprogram i fält kvantifieras muddringens och tippningens effekt på spridningen av kvicksilver. Både den geografiska spridningen och spridningen i olika näringskedjor studeras, liksom spridningen till följd av kemisk omvandling (bildning av metylkvicksilver). Några nya respektive sparsamt använda metoder för att studera effekter på organismer, framför allt fisk, appliceras i recipienten och dess användbarhet vid framtida recipientkontroller utvärderas.

2. *Sedimentens toxicitet efter avslutad muddring - kemisk karakterisering, toxicitetstester och modellering med hjälp av multivariat analys (MVA)*: Målet är att skapa en modell som beskriver hur toxiskt potentiella olika bottenområden är i recipienten efter avslutad muddring. Modellen kan sedan användas vid riskbedömningar av eventuella förändringar i det aktuella området samt i andra recipienter. Modellen tas fram genom att resultaten av kemisk karakterisering av sediment och toxicitetstester utvärderas med MVA, därefter görs kompletterande laboratorieförsök för att verifiera modellen.

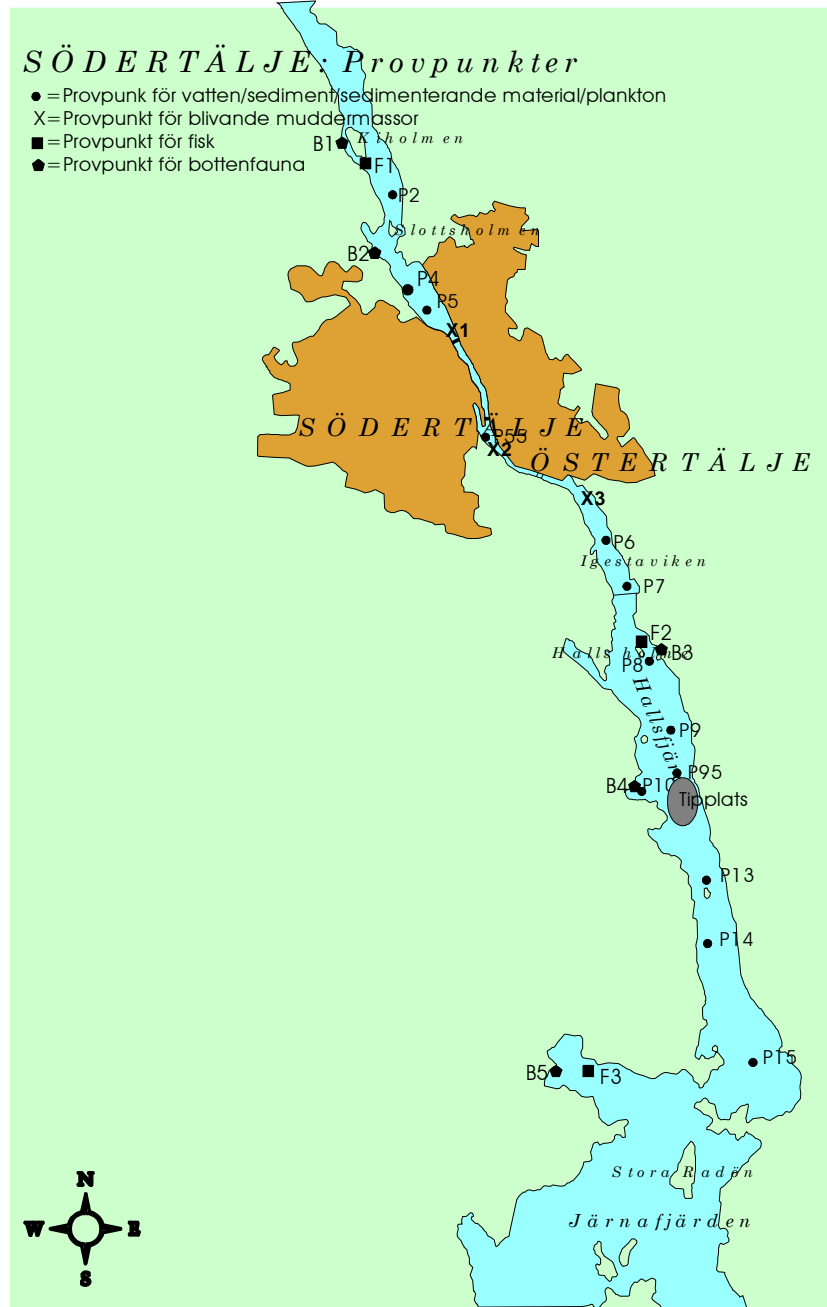
3. *Modellering av metylkvicksilverspridning för bedömning av påverkansområdet vid muddringen - framtagande och verifiering av modell*: Målsättningen är att ta fram en spridningsmodell som kan användas för att bestämma påverkansområden vid kommande muddringar. Med hjälp av fältdata insamlade före muddringen tas en modell fram för spridningen av metylkvicksilver. Modellen används sedan för att förutsäga hur kvicksilvret kommer att spridas vid muddringen. Därefter verifieras och korrigeras modellen med hjälp av fältdata insamlade efter muddringen.

Projektet planeras att pågå i 4 år. Några moment från den ursprungliga projektplanen har fått utgå, på grund av att full finansiering ej kunde uppnås för projektet under det första året i kombination med att planerna för muddringsarbetet ändrades så att en stor del av arbetet utfördes under svåra isförhållanden.

3. Metodik

3.1 Provtagningspunkter

I figur 1 där prover tagits för de olika analyser som ingått i undersökningsprogrammet.



Figur 1. Provpunkter.

3.2 Provtagning

3.2.1 Vattenanalyser

Yt- och bottenvattenprov för kvicksilver analyser togs med ruttnerprovtagare den 7-10/11 1997, i Mälaren vid följande punkter P2 (Kiholmen), P3 (Linasundet) och vid punkt P4 (Krutholmen) utanför Astras fabriker. I Östersjön togs prover i Igelstaviken (P6), norra, västra och södra Hallsfjärden (P8,10 och 13) samt vid Vaskhusviken (P16) (se figur 1). Provtagningar i Östersjön utfördes även den 31/3 1998 innan vårcirkulationen startat för att få vattenprov vid de mest stagnanta förhållandena.

3.2.2 Sediment analyser för metallanalys och flerartssystemstudier

Sediment prover för analyser av metaller, organiska ämnen samt biologiska försök togs med tumlod och ponarhämtare den 31/3 både i Mälaren och i Östersjön. Sedimentprov för analyser togs med tumlod, ca 20 cm långa proppar, och ca 10 liter ytsediment (0-5 cm) för de olika biologiska experimenten. Provtagningslokalerna framgår av figur 1.

Torrvikten bestämdes genom torkning av provet i ugn (105°C) i 20 timmar. Glödningsförlusten bestämdes efter förbränning av provet vid 550°C i 2 timmar.

Sedimentprov vägdes in i provrör och interstitialvattnet avlägsnades genom centrifugering. Proven spikades med lämplig utbytesstandard och extraherades enligt följande:

(a) för analys av PCB och PAH extraherades provet med aceton. PCB separerades från PAH med hjälp av en kiselgelkolonn. Före analys avlägsnades elementärt svavel från PCB/pesticidfraktionen. PAH-fraktionen renades ytterligare genom att kromatografera på en aluminiumoxidkolonn. PCB-kongenerna med IUPAC nummer 28, 52, 53, 101, 118, 138, 153, 180 och 209 kvantifierades (NV Rapport 3829). Ett urval av föreningar som representerar PAH gjordes enligt Naturvårdsverkets Rapport 3829: Naftalen, metyl och dimetylnaftalen, fluoranten, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a) och (e) pyren, indeno(1,2,3-c,d)pyren och benso(g,h,i)perylene. Dessutom medtogs fenantren, chrysen och pyren.

(b) för analys av elementärt svavel extraherades prov med varm aceton / c-hexan. Extrakten filtrerades, efter det att acetonet avlägsnats, via en kiselgelkolonn.

Instrument: Analys av pesticider, PCB och svavel utfördes med hjälp av gaskromatograf (GC) med en elektron capture detector (ECD).

PAH analyserades med hjälp av gaskromatograf-masspektrometer (GC-MS).

(c) Sediment och fisk analyserades med avseende på totalkvicksilver genom flamlös atomadsorbtiionsspektrometri (AAS) efter uppslutning av provet med HNO_3 enligt Svensk Standard (SS028175).

Kadmium bestämdes med grafitugn enligt SS028184. Koppar, bly, zink och nickel bestämdes med AAS enligt SS028152-2.

Arsenik bestämdes genom inaskning, hydridgenerering och analys på AAS med gaskyvett.

Totalkvicksilver i vatten och metylkvicksilver i alla prov analyserades vid IVL i Göteborg. Vid totalkvicksilveranalysen koncentreras proven genom s.k. dubbel amalgameringsring och bestämningen sker med atomfluorescensedetektor

Metylkvicksilver i vatten bestäms efter etylering av metylkvicksilvret till metyletyl-kvicksilver, vilket är flyktigt och separeras ut med gaskromatograf innan det slutligen detekteras genom atomfluorescense.

Metylkvicksilver i sediment, bottenfauna och plankton överförs i vätskefas genom destillation och analyseras sedan enligt ovan.

3.2.3 Sedimentprov för lakningsstudier

Sedimentproppar för utlakningsstudier av metaller och organiska ämnen provtogs med Kajakhämtare den 15/5. Två sedimentproppar per lokal togs vid Halls holme (P 13), Tipplatsen (P 95), Bränningeviken (P 14) och Fläsklösa (P 15). Den tättslutande provtagningskonstruktionen möjliggör att även intakt bottenvatten ovanför sedimentytan medföljer provet till ytan. Provtagningsrören utgörs av 50 mm \varnothing plexiglasrör med en längd av 70 cm som med olika belastning förs ned i botten vilket gör att en sedimentpropp av önskad längd kan hämtas upp. För att erhålla en tillräcklig mängd bottenvatten för analys belastades hämtaren så att ungefär hälften av provet (ca 35 cm) bestod av sediment och resten vatten. De intakta bottenproverna säkrades med silikonproppar och transporterades skyndsamt till laboratoriet där de förvarades över natten vid 4°C. Alla sediment och vattenkaraktistika bestämdes dagen efter innan utlakningsförsöken startade. Vattenprover från båda rören per lokal sifonerades ut med silikonslang och blandades till ett prov för analys av metaller och MeHg. När vattenfaserna avlägsnats bedömdes sedimentytorna visuellt och redoxpotentialen, ned till 9 cm djup, uppmättes för varje sedimentpropp. 200 ml vattenprov togs ut per lokal. Den avlägsnade vattenvolymer ersattes med ett syntetiskt tillverkat brackvatten som beretts genom att en invägd mängd havssalt (av hög renhet) blandats med färskvatten behandlat med omvänd osmos och jonbytare (jämförbart med destillerat vatten). Det blandade vattenprovet återfördes därefter i exakt proportion till de båda rören där uttag skett. Sedimentpropparna ställdes

i ett mörkt kylrum (5°C) och det ena provet per lokal genomluftades med luft som filterades genom glaskapillärer fyllda med glasull/kolfilter. Det andra replikatet tillfördes kvävgas av P.A kvalitet via glaskapillärer fyllda med samma renare som för luftningen. Sedimentpropparna där syret drevs bort med kvävgas kontrollerades med jämna mellanrum med avseende på syrgashalt. När vattenfasen innehöll endast några % O₂ av mättnadsvärdet tillslöts rören med silikonproppar och ett anaerobt tillstånd hade uppnåtts. Vattenprover togs därefter ut efter 18 dygn (jämförbart med exponeringstiden i flerarts-systemen) samt efter 3 månader. Vattenproverna analyserades sedan med ICP-SMS alternativt AES vid SGAB i Luleå vilket är den enda analysmetod som kan detektera låga metallhalter i brackvatten.

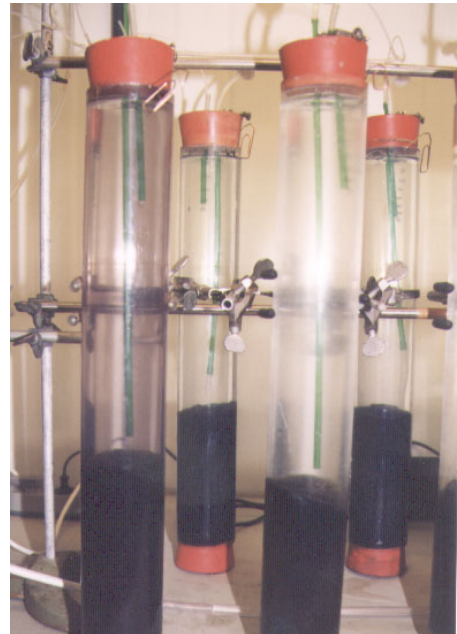


Bild 1 Översiktsbild på försöksupställningen

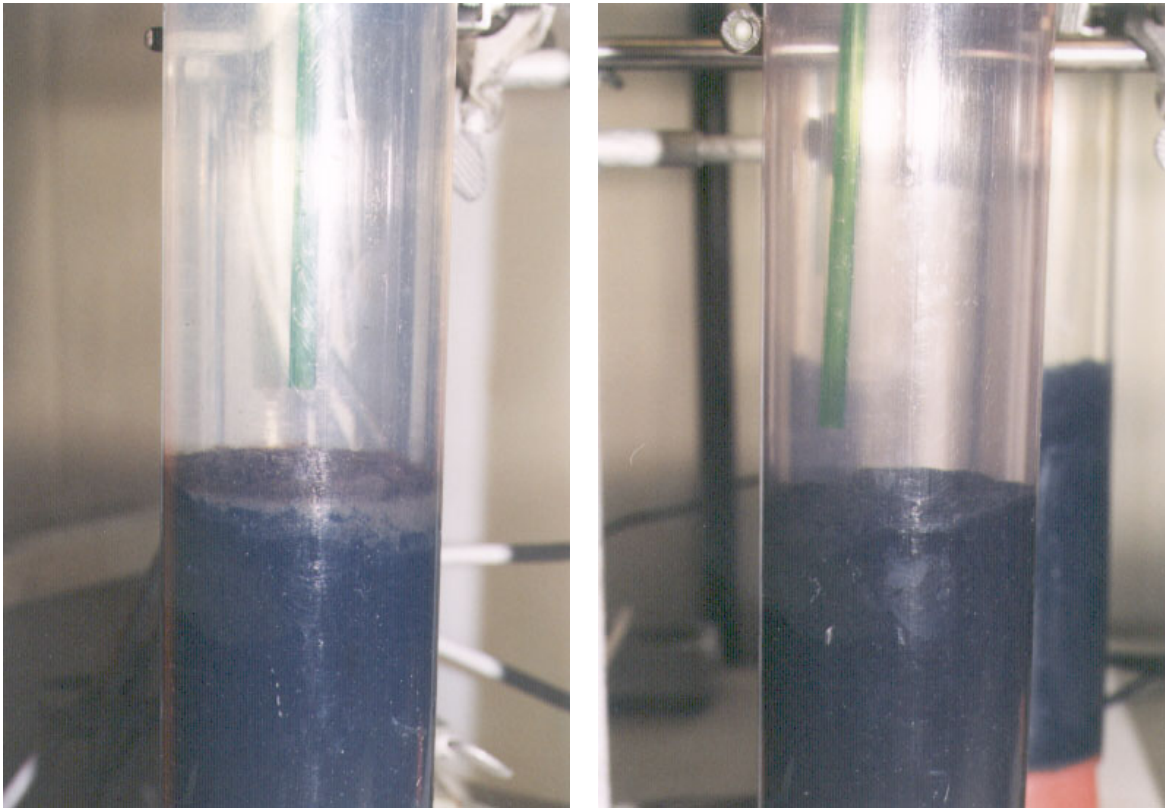


Bild 2 och 3 Ytskiktet av sedimentprov i aerob och anaerob (kvävgasbubblad) miljö

3.2.4 Bottenfauna och plankton

Prover för bestämning av bottenfaunans status i området togs den 31/3 samt 8/5 vid följande lokaler Kiholmen (P2), Linasundet (P3), Halls holme (P13), Bränningeviken (P14) samt i Vaskhusviken (P16). 5 st bottenfaunaprov togs per lokal med Ekmanhuggare. Proverna sållades i fält genom ett 1,0 mm såll och konserverades direkt i burkar med 70% alkohol. Bottenfaunaproverna analyserades på laboratoriet där arter, antal och biomassa bestämdes. Plankton prover togs vid alla punkter där bottenfauna samlades in. Prover togs med planktonhåv med en maskstorlek om 100 μm . Planktonhåven hängdes efter båten som sakta kördes fram och åter i en linje över provtagningspunkten under ca 10 minuter. Proverna konserverades ej utan frystes vid ankomsten till laboratoriet. Proverna tinades sedan och försök gjordes att separera fram en homogen planktonfraktion för analys av i första hand MeHg.

3.2.5 Provfiske

För att bestämma kvicksilver halterna i fiskmuskel utfördes en serie provfisken under augusti-oktober. Fisket utfördes med 22 mm nät och översiktsnät i vissa fall. De

fångade fiskarna ålderssorterades vid fångstplatsen och transporterades därefter skyndsamt till laboratoriet där de frystes in. Det biologiska materialet dissekerades ingående och förutom längd och vikt besiktigades och vägdes levern för vidare beräkning av Lever somatiskt index (LSI). Muskelprov från varje fisk analyserades separat. Från varje lokal analyserades ungefär 10 olika individer.

3.2.6 Naturligt producerad abborrom

Romvasar (leksubstrat för fisk) tillverkade av ca 1 m långa unggranar placerades ut i Mälaren och Östersjön på ca 1,5 m djup, i slutet av mars och i början av april. Granarna försågs med flera tyngder för att förhindra oönskad drift från utplaceringslokalen. Vasar utplacerades vid Kiholmen, Linasundet, Bryggholmen, Halls holme, Bränningeviken, Halls strand (östra sidan) och vid Fläsklösa. Vattentemperaturen var 4-5 °C vid utplaceringen av granarna. Abborrleken startar vid 8 °C och rommen läggs (förhoppningsvis om fiskarna finner lokalen lämplig) på de utplacerade leksubstraten. Rommen samlas sedan in och dess utveckling studeras på laboratoriet där kläckningsfrekvens överlevnad och deformationsfrekvens undersöks. Leksubstraten kontrollerades vid ett flertal tillfällen och producerad rom insamlades för vidare kontroll på laboratoriet. Rommen transporterades till laboratoriet i vattenbad med samma temperatur som vid den aktuella provtagningslokalen. Rommen tillåts sedan utvecklas i nätkorgar placerade i 25 liters akvarium innehållande 20 liter vatten i kylrum på laboratoriet innehållande sött alternativt brackvatten från samma lokal där rommen insamlats. Temperaturen under försöken hålls så lågt som möjligt för att minimera risken för svampangrepp. Efter ca 2 dygn delas romsträngarna upp i segment om ca 100 romkorn. Tre av dessa väljs slumpmässigt ut för vidare specialstudie. De tre romsegmenten från varje lokal tillåts därefter fritt utvecklas i var sin yngelkasse av nylon. Eftersom abborrom är mycket känslig för låga syrehalter tillförs en kraftig genomluftning till akvarierna. Rommen kontrolleras sedan dagligen och antalet kläckta yngel samt eventuellt deformerade registreras vid varje avläsningstillfälle.

3.2.7 Effekter på abborrom från ett referensområde

Provtagningen av sediment från de olika lokalerna från Kiholmen i norr till Vaskhusviken i söder utfördes den 31/3 1998. Lokalerna är jämförbara med de där sedimentfällor samt tidigare sedimentprovtagningar utförts. Vidare ligger de i anslutning till de lokaler som valdes för utplacering av leksubstrat för insamlande av naturligt lagd abborrom. Sedimentprover representerande de översta ca 5 cm hämtades upp med en Ponarprovtagare. Ungefär 10 kg sediment provtogs från varje lokal vilket motsvarade fyra till sex hugg per lokal. Proverna transporterades sedan till kylrum (+ 4 °C) där de förvarades över natten. Proverna blandades om väl och delades upp i två likstora delar

som frystes in för kommande flerartssystem studier i söt- och brackvattenmiljö. Proverna tilläts sedan sakta tina i det akvarie där försöken skulle genomföras.

Insamlingen av abborrom skedde vid Trollgrund, i Öresundsgrepen söder om Forsmark. Denna lokal används av Fiskeriverket i Öregrund som referenslokal för abborreproduktion och ingår i kustvattenkontrollprogrammet. Abborren leker där i den glesa vassen på ca 1 m djup vilket gör det relativt lätt att hitta rommen. Flera hannar kan närvara vid befruktningen av rommen Efter befruktningen sitter alla befruktade äggen hårt fästade vid varandra i en lång sträng. 5-10 olika romsträngar representerande lika många honor, samlades in inför varje försöksstart. Rommen transporterades snabbt till laboratoriet och åldersbestämdes.

Akvarieanläggningen i Forsmark är uppbyggd med genomströmmande brackvatten doserat via ett kapillärsystem till olika glasakvarier innehållande 80 liter. För dessa försök användes 8 olika akvarier i de olika försöksomgångarna. Genomflödet i akvarierna uppgick till ca 60 ml/min vilket ger ett teoretisk utbyte av 90% av volymen på 24 timmar. (Sprauge 1969) Vid laboratoriet i Forsmark tillsattes sedimentet från varje lokal till ett akvarie vilket gav ungefär 3 cm sedimentlager per akvarie. Därefter startade doseringen av brackvatten från Forsmarksfjärden till systemen för att oxidera sedimentytorna så inga akuta effekter av utlöst svavelväte eller ringsvavel (S 8) skulle uppstå. Brackvatten doserades till akvarierna över natten samt under näst följande dag innan försöken startades.

Exponeringen av abborrom skedde i special tillverkade nätkorgar av 1 mm plastnät spända över en 5 cm hög PVC ram med en diameter av 30 cm, vilka placerades halvvägs mellan vattenytan och sedimentbotten. Korgarna är konstruerade för att erhålla ett maximalt utbyte av friskt vatten eftersom rommen kräver syrerikt vatten för att utvecklas normalt. **Rommen kommer m.a.o. aldrig i kontakt med sedimenten** utan endast med de substanser som löses ut till vattenfasen från sedimenten under försöken. För att täcka in eventuella effekter på tidiga celldelningsstadier, vilka bedöms känsliga, startades försöken med så nybefruktad rom som möjligt. De två till tre romsträngarna som innehöll så nybefruktad rom som möjligt användes för försöken.

Försöken startade när minst 90 % syremättnadsnivå uppmätts i vattenfasen i de olika akvarierna. Rom från en romsträng delades försiktigt upp i segment motsvarande ca 100-150 st nybefruktade ägg som slumpmässigt fördelades till alla akvarier inom en försöksomgång. Två till tre olika honors rom (2-3 replikat per akvarie) överfördes till separata nätkorgar vilket innebar att varje akvarie innehöll nybefruktad rom från minst två olika honor.

Systemen kontrollerades dagligen vilket innebar mätningar av flöden, syrehalter, pH och temperatur. Flödena korrigerades efter behov till ca 60 ml/ min per akvarie. I vissa

akvarier innehållande kraftigt syretärande sediment behövdes ett något högre flöde under försökens första dagar för att bibehålla hög syremättnad i vattenfasen. De sediment som innehöll icke nedbrutet växtmaterial visade på den kraftigaste syrekonsumtionen. Den rikligaste förekomsten av icke nedbrutet växtmaterial fanns i sediment från Kiholmen och Linasundet. De "svarta" sediment som förekommer i Hallsfjärden oxiderades relativt snabbt och redan efter ca ett dygn påvisades ljusa oxiderade zoner i ytskiktet. Vidare kontrollerades nitrit (NO_2) och ammoniak (NH_4^+) regelbundet under försöksperioderna.

Abborrommen examinerades slumpvis minst en gång per dag under första veckan för att kontrollera att inga patogena bakterier eller svampangrepp uppstod.

Vid de aktuella försöksbetingelserna ($12-14^\circ\text{C}$) beräknades de första ynglen kläcka efter ca 10 dygn. Strax före kläckningen flyttades romsegmenten över till en 100 ml plastburk med grovt nät. Burken tilläts flyta med fritt vattenutbyte i akvariet. Dagligen kontrollerades sedan antal kläckta samt eventuellt deformerade yngel i burken.

Samtidigt skedde avläsning av antalet döda ägg/embryon. Dessa data användes sedan för beräkning av kläckningsfrekvens och mediankläckningstid. Kläckningstiden är beroende av vattentemperaturen så för att kunna jämföra de olika försöksomgångarna multiplicerades kläckningstiden med medeltemperaturen under försöket.

Mediankläckningstiden uttrycks därmed i timmar multiplicerat med medeltemperaturen vilket ger sorten temperaturtimmar. De utkläckta ynglens status registrerades i upp till 10x förstoring och deformerade yngel fixerades i Karnowsky's lösning för eventuell vidare histologisk examinering. Deformationer delades in i två olika grupper:

- ryggsträngskrökning ($> 30^\circ$ krökning betecknas som signifikant skillnad)
- vattenfylld bukhåla orsakad av ödem (osmoregulationsproblem)

Dessutom registrerades onormalt simbeteende för yngel som ej visuellt var deformerade.

Av de utkläckta ynglen överfördes 30 st per romsträng samt replikat till 100 ml plastburkar med grovt nät för överlevnadsförsök som utfördes i rent fjärdvatten. Ynglen kontrollerades dagligen och mortalitet och eventuella deformationer registrerades.

Registrerade data från försöken behandlades sedan med följande statistiska analyser:

- | | |
|-----------------------|--------------------------|
| -Kläckningsfrekvens | Chi ² -analys |
| -Mediankläckningstid | Probitanalys |
| -Överlevnad | Probitanalys |
| -Deformationsfrekvens | Anova analys |

3.2.8 Flerartssystemstudier

De biologiska effekterna av sediment från olika lokaler från Södertäljeområdet undersöktes i akvatiska flerartssystem vid laboratoriet i Forsmark. Undersökningarna utfördes i samma akvariesystem som abborrförsöken med genomströmning av rent brackvatten från Forsmarksfjärden (se 3.2.5). Djuren tillsattes efter att vattenfasen klarnat och syrehalterna uppgick till > 90% efter att sedimenten tillsatts till akvarierna. Undersökningarna utfördes med sediment från Kiholmen (F1), Linasundet (P2), Krutholmen (P4), Halls holme (P8), Bränningeviken (P10), Tipplatsen (P95), Fläsklösa (P13) samt referens från Forsmark.

Till varje akvarium tillsattes organismer som normalt lever i området. Från hällkar hämtades frisimmande yngel av padda (*Bufo bufo*) samt vuxna snäckor av arten (*Lymnea peregra*). I Biotestsjön infångades vuxna pungräkor (*Mysis relicta*) Till varje akvarium tillsattes 10 st paddyngel, 5 st snäckor och 20 st pungräkor. Försöken startade i samband med abborrförsöken. Avläsningar av systemen skedde 3-5 gånger per vecka. Undersökta parametrar förutom mortalitet var tillväxt hos försöksdjuren samt om reproduktion hos *Lymnea* och *Mysis* kunde konstateras.

Försöken pågick under 18 dygn när slutavläsning av mortalitet skedde. Samtidigt undersöktes om reproduktion av *Lymnea* och *Mysis* skett. Reproduktion av *Lymnea* detekteras på förekomst av äggsamlingar. *Mysis* reproduktion registrerades som frisimmande juveniler. Alla kvarvarande paddyngel fixerades i formalin för bestämning av längdtillväxt och vikt. Vidare fixerades 5 st vuxna *Mysis* som togs slumpmässigt från varje akvarie för tillväxtanalys. Resterande pungräkor och alla snäckor fick gå kvar i systemen för att kontrollera eventuell reproduktion. Slutavläsningen av reproduktionen skedde efter 9 veckors försök. Vid slutavläsningen tömdes systemen och alla juveniler av snäckor och pungräkor räknades. Slumpmässigt valdes 20 juvenila individer ut för kontroll av tillväxten.

3.2.9 Effekter av sediment från Hallsfjärden i Microtox fast fas testsystem

Undersökningarna av sedimentens toxicitet mot lumnicerade saltvatten bakterier utfördes enligt en modifierad metod. (Svensson A et.al. 1994) Metoden beskrivs i appendix där även alla resultat redovisas. Sediment från fyra olika lokaler undersöktes. Lokalerna är desamma där utlösning av metaller studerats d.v.s. Halls holme (P8), Bränningeviken (P10), Tipplatsen (P95) och Fläsklösa (P13).

Vid provtagningen i slutet av mars i Östersjödelen, innehåller ytvattnet endast förhöjda halter vid Igelstaviken. Halten metylerad kvicksilver är låg i norra och mellersta Hallsfjärden.

Den högsta andelen metylerat kvicksilver registrerades i ytvatten från Fläsklösa ned till Vaskhusviken. Detta tyder på en sydgående transport av Hg till områden med bottnar som har högre metyleringspotential.

Vid Tipplatsen togs även prover på bottenvattnet både vid höst och vinterprovtagningen. Vid vinterprovtagningen provtogs även bottenvatten för Hg analys vid Halls holme (P8) samt vid Fläsklösa (P13). Resultaten redovisas i tabell 2.

Tabell 2. Hg halter i bottenvatten från Hallsfjärden under höst och vinter

Parameter	P8 vintern	P95 höst	P95 vinter	P13 vintern
Tot Hg	1,92	3,52	19,7	3,82
MeHg	0,07	1,13	0,18	0,43
% MeHg	3,6	32,1	0,91	11,2

Förhöjda total Hg halter kunde endast detekteras vid Tipplatsen under senvintern. Andelen MeHg var låg vid Halls holme och tipplatsen under senvintern. Vid tipplatsen detekterades endast 3,5 ng/l under hösten men 32% förekom som MeHg vilket är en mycket hög andel. Halten metylerat Hg är även hög i bottenvatten från djuphålan norr om Fläsklösa (P13).

Vid höstprovtagningen koncentrerades insatserna på provfisket. Där vattenprov togs registrerades endast syrgashalterna för att verifiera att hela vattenmassan var syresatt, vilket var fallet.

En betydligt noggrannare kontroll av vattenkemiska parametrar utfördes under vinterprovtagningen. Resultaten framgår av tabell 3 där syrehalter, temperatur samt salinitet i yt- och bottenvatten redovisas.

Tabell 3. Vattenkemiska parametrar vid vinterprovtagningen i Södertäljeområdet

Lokal		Temperatur C°	O ₂ halter mg/l	Salinitet promille	Språngskikt djup m
Igelstaviken (P6)	Yta	2,2	13,7	1,5	
	Botten 14m	1,4	-*	4,0	6
Halls holme (P8)	Yta	2,7	15,5	2,9	
	Botten 13m	2,0	12,8**	5,0	8
Bränningev (P10)	Yta	2,2	15,0	3,7	
	Botten 12m	1,2	12,7**	4,5	7
Norr tipplats (P95)	Yta	2,3	15,8	3,2	
	Botten 30m	1,0	11,2	5,0	8
Syd tipplats (P95)	Yta	2,5	14,3	3,5	
	Botten 31m	1,3	10,8	5,0	8
Fläsklösa (P13)	Yta	2,0	13,8	4,1	
	Botten 34m	1,5	8,5**	5,5	10
Brandalssund (P15)	Yt	1,7	14,8	4,5	
	Botten 18m	1,2	13,0	6,6	8
Vaskhusviken (P16)	Yt	2,7	13,9	2,7	
	Botten 9m	1,5	11,0	5,0	6

* Mätningen misslyckades

** Svavelväte lukt

Mätningarna i Östersjön under senvintern visar på goda syreförhållanden i hela området. Syrehalterna i bottenvattnet är dock inte tillräckligt höga för att oxidera ytsedimenten på alla lokaler. Zooplankton registrerades i bottenvattnet från alla lokaler. Vidare visar salthaltsmätningarna att epilimnion är relativt konstant i hela området och språngskiktet ligger på 6-10 meters djup. Ingen temperatursprångskikt sk termoklin kunde detekteras i området.

4.2.1 Metallanalyser i sediment

Halterna av ett antal olika metaller från Södertäljeområdet redovisas i tabell 4. Proverna är jämförbara med de sediment som används vid de olika flerartssystem studierna. Innehållet av ringsvavel (S8) har även analyserats i sediment från Hallsfjärden. Ringsvavel som bildas från sulfat i ytzonen där anaerobi/aerobi förekommer har visat sig ge akuta effekter ned till 60 µg/l på nykläckta abborryngel exponerade i brackvattenmiljö. Effekter registrerades även för paddryngel (*Bufo bufo*) och pungräkor (*Mysis relicta*) d.v.s. samma arter som använts vid flerartssystemtesterna i brackvatten (Svensson et.al. 1997).

Tabell 4. Metallinnehåll samt ringsvavel i sediment från Södertäljeområdet använda i flerartssystemstudier.

Lokal	TS %	GF % TS	Cu	Hg mg/kg TS	Pb	Zn	S8
Linásundet P4	38,6	2,81	24	1,9	17	78	-*
Krutholmen P5	50,1	5,41	87	27	73	270	-*
Halls holme P8	65,7	8,98	80	6,2	65	280	200
N tippplats N P95	38,6	10,9	84	4,2	67	270	-*
Tippplatsen P95	67,4	1,51	21	0,94	13	62	7,8
Bränningeviken P10	17,5	11,0	78	3,5	62	250	15
Fläsklösa P13	65,1	11,7	54	1,5	40	190	134

Resultaten från analyserna av sediment från Linásundet visar på låga till måttligt förhöjda halter av Cu, Pb och Zn. Totalhalten kvicksilver bedöms som mycket höga enligt NV's bedömningsgrunder. Sediment från Krutholmen innehåller framförallt kraftigt förhöjda Hg-halter, men även hög halter av koppar. Halterna av alla tungmetallerna har ökat vid Halls holme. Totalkvicksilverhalten har ökat från 4,5 till 6,2 mg/kg TS. Halterna av Cu och Pb har även ökat och tangerar halter som bedöms som höga enligt NV's bedömningsgrunder. Resultaten från P95 som tangerar det norra området för tippningen visar närmast identiska resultat som för Halls holme. Detta indikerar att den norrgående bottenströmmen har transporterat metaller norrut. Halterna av tungmetaller vid tippplatsen visar sig genomgående låga och halten totalkvicksilver är den lägsta i hela Hallsfjärden. Sedimentet vid Bränningeviken innehåller högre halter av alla tungmetaller jämfört med prov taget före muddringen 1997. Ökningen av metaller i ytsedimenten indikerar att en spridning även skett i östlig riktning. Halterna av metaller i ytsedimentet i djuphålan vid Fläsklösa visar på närmast identiska resultat jämfört med vad som registrerades före muddrings- och tippningsarbetena.

Tabell 5. Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för metaller i ytsediment (0-1 cm). (Den lägsta klassen "mycket låga halter" visas ej.)

Prov	Hg	Cd	Cu (mg/kg TS)	Pb	Zn	Ni	As
låga	0,05-0,15	0,2-0,7	10-30	5-15	70-175	10-25	5-30
måttligt höga	0,15-0,3	0,7-2,0	30-75	15-75	175-300	25-75	30-100
höga	0,3-1,0	2,0-5,0	75-300	75-250	300-1000	75-300	100-400
mycket höga	>1,0	>5,0	>300	>250	>1000	>300	>400

I tabell 6 redovisas det totala kvicksilver innehållet i tre olika skikt i en sedimentpropp från tippplatsen provtagen 31/3 1998.

Tabell 6. Totalkviksilver innehållet i en sedimentpropp från tippplatsen

Lokal	Djup cm	TS %	GF % TS	Totalkviksilver mg/kg TS
Tippplatsen	0-2	53,5	1,41	1,1
	8-10	58,2	2,13	1,0
	13-15	56,8	0,99	0,23

Sedimentprov från tippplatsen visar att ytskiktet är mycket minerogent beroende på att de sista massorna som tippades kom från sandslänterna norr om slussen och från Linasundet. Halterna av totalkviksilver uppgick till koncentrationer som ligger nära eller under de nivåer som SNV anger som mycket höga (> 1 mg/kg TS). Resultaten visar att överläggning med mindre kontaminerade muddermassor givit ett ytskikt där kvicksilverhalterna ligger betydligt lägre än norr och öster om tippplatsen.

4.2.2 Analyserna av PCB och vissa pesticider

Analyserna av PCB och vissa pesticider redovisas i Tabell 7. I Tabellen anges enbart summan PCB. I denna summa ingår de nämnda kongener (se metoder). Den relativa sammansättningen av PCB-kongenerna stämmer bäst överens med den kommersiella blandningen Chlophen A50. I tabellen anges därför resultaten som Chlophen A50-ekvivalenser. I denna analys inkluderades även hexaklorbensen och DDT's nedbrytningsprodukter DDD och DDE.

Tabell 7. Polyklorerade bifenyler, hexaklorbensen och nedbrytningsprodukter av DDT i sedimenten.

Prov	Chlophen A50	HCB (µg/kg TS)	DDE/DDD
Linásundet (P3)	40	0,05	<0,05
Krutholmen (P4)	270	0,21	<0,05
Halls holme (P8)	410	0,60	<0,05
N tippplatsen N (P95)	250	0,42	<0,05
Tippplatsen (P95)	91	0,17	<0,05
Bränningeviken (P10)	210	0,29	<0,05
Fläsklösa (P13)	62	0,30	<0,05

Tidigare analyser har utförts på uppdrag av Sjöfartsverket (ELK AB 1993). Halterna, omräknat till Chlophen A50 ekvivalenser, var som följer: Mälarhamnen 210, Maren 100 och Igelstaviken 360 µg/kg TS. Analyser utförda under 1996 (Parkman et.al. 1998) på blivande muddermassor visade på 270,350 och 310 µg/kg TS för ovan nämnda lokaler.

Halterna avtar från Linasundet norrut och söderut i Östersjön sjunker halterna vid Fläsklösa. Som framgår av Tabell 7 är resultaten från föreliggande undersökning mycket lika de tidigare resultaten vilket kan tolkas som att sedimenten är relativt homogena m.a.p. PCB innehåll.

Dessa värden kan jämföras med sediment från Göteborgs hamn, där halter på 9 900-43 000 µg PCB/kg TS uppmätts (Järnberg *et al.* 1993). I den numera sanerade sjön Järnsjön i Småland uppmättes före saneringen halter på upp till 100 000 µg PCB/kg TS (NV, Rapport 4165, 1993).

Resultat från analys av sediment från hamnbassänger i de stora sjöarna i Nordamerika, Erie och Ontario, uppvisar halter på mellan 166-14 185 µg PCB/kg TS. För hamnen i Erie var medelvärdet 495 och för Ontario 3 927 µg/kg TS. Författarna ansåg att halterna var alarmerande höga speciellt i Ontario med det högsta värdet på 14 200 µg/kg TS (Mudroch *et al.* 1989). Michigan Department of Natural Resources (MDNR) karakteriserade halter på mer än 5 000 µg/kg TS i sedimenten i floden Shiawassee som extremt höga (MDNR 1978 citerad i Rice and White 1987). I Hudson floden, som är starkt förorenad med PCB innehåller sedimenten i medeltal 50 000 µg/kg TS, med en högsta uppmätta koncentration på $1 \cdot 10^6$ µg/kg TS (Brown *et al.* 1985).

Ytsedimenten i Great Slave Lake i Kanada, som ligger i ett "lågurbaniserat" område, innehöll 6,43 µg/kg TS (Mudroch *et al.* 1992). Författarna anser att luftdepositionen utgör mellan 60-90% av tillflödet av PCB till sjösystemet. Sediment från en sjö som endast tillförs PCB via luften, visade halter på 48 µg/kg TS (Swackhamer *et al.* 1988). Dessa halter kan betraktas som bakgrundsnivåer.

Idag finns inga gränsvärden fastställda för organiska ämnen i sediment. Däremot finns gränsvärden för förorenad mark (NV Rapport 4638, 1996) vilka sammanställts i Tabell 8.

Tabell 8. Gränsvärden för organiska ämnen i mark. Förklaringar: KM = känslig markanvändning; MKM GV = mindre känslig markanvändning med grundvattenyta; MKM = mindre känslig markanvändning. Enligt Naturvårdsverkets Rapport 4638, 1996.

Förening	KM	MKM GV (mg/kg)	KM
Pentaklorfenol (PCP)	0.1	3	5
Hexaklorbensen (HCB)	0.06	20	30
Polyklorerade bifenylter (PCB)	0.02	4	7
ΣPAH (cancerogena)	0.3	7	7
ΣPAH (övriga)	20	40	40

PCB har uppmätts i slam från svenska kommunala reningsverk i vad som anses vara låga halter (NV Rapport 4085 1993). Variationen var dock stor < 100 -7 000 µg/kg TS med ett medelvärde på 1 000.

Mot bakgrund av ovan refererade resultat innehåller sedimenten från Södertäljeområdet klart högre halter av PCB än helt opåverkade sediment men i relation till kända förorenade sediment är halterna låga. Även ur perspektivet reningsverksslam och förorenad mark är halterna låga. Resonemanget gäller även HCB och för DDT's nedbrytningsprodukter som kan identifieras i proverna men i så låga halter att de ej kan kvantifieras.

PAH

PAH-analyserna på sediment från olika lokaler i Södertälje finns redovisade i Tabell 9. I tabellen redovisas ett urval av PAH och de fullständiga analysresultaten finns i appendix 1. Dessa halter kan jämföras med halter som bedömts som mycket låga för slam från kommunala reningsverks (NV Rapport 4085 1993) (Tabell 10), och med gränsvärden för PAH i mark (Tabell 7).

Tabell 9. Sammanfattande resultat av PAH-analyser i sedimenten. ΣPAHc: Cancerogena PAH och utgörs av Krysen (Krys), Benso(b)fluoranten (Ben(b)), Benso(k)fluoranten (Ben(k)), Benso(a)pyren (Ben(a)) och Indeno(1,2,3-cd)pyren (Indo). Fen.= fenantren, Fla.= fluoranthen, Ben(ghi)= benso(ghi)perylene.

Prov	Fen.	Fla.	Pyr.	Krys.	Ben(b)	Ben(k)	Ben(a)	Indo.	Ben(ghi)	ΣPAHc	ΣPAH
(mg/kg TS)											
Linásundet (P3)	0,085	0,4	0,28	0,27	0,27	0,19	0,24	0,02	0,043	1,03	2,37
Krutholmen (P4)	0,25	1,02	0,55	0,69	0,67	0,54	0,56	0,25	0,21	2,92	6,28
Halls holme (P8)	0,10	0,58	0,35	0,50	0,50	0,37	0,38	0,23	0,24	2,22	4,32
Bränningev (P10)	0,12	0,83	0,58	0,39	0,30	0,24	0,17	0,052	0,025	1,18	3,38
N tipplats N (P95)	0,13	0,43	0,37	0,31	0,26	0,23	0,19	0,031	0,032	1,05	2,68
Tipplatsen (P95)	0,13	0,31	0,25	0,19	0,11	0,10	0,10	0	0	0,50	1,56
Fläsklösa (P13)	0,06	0,19	0,12	0,18	0,10	0	0,13	0,03	0,044	0,48	1,22

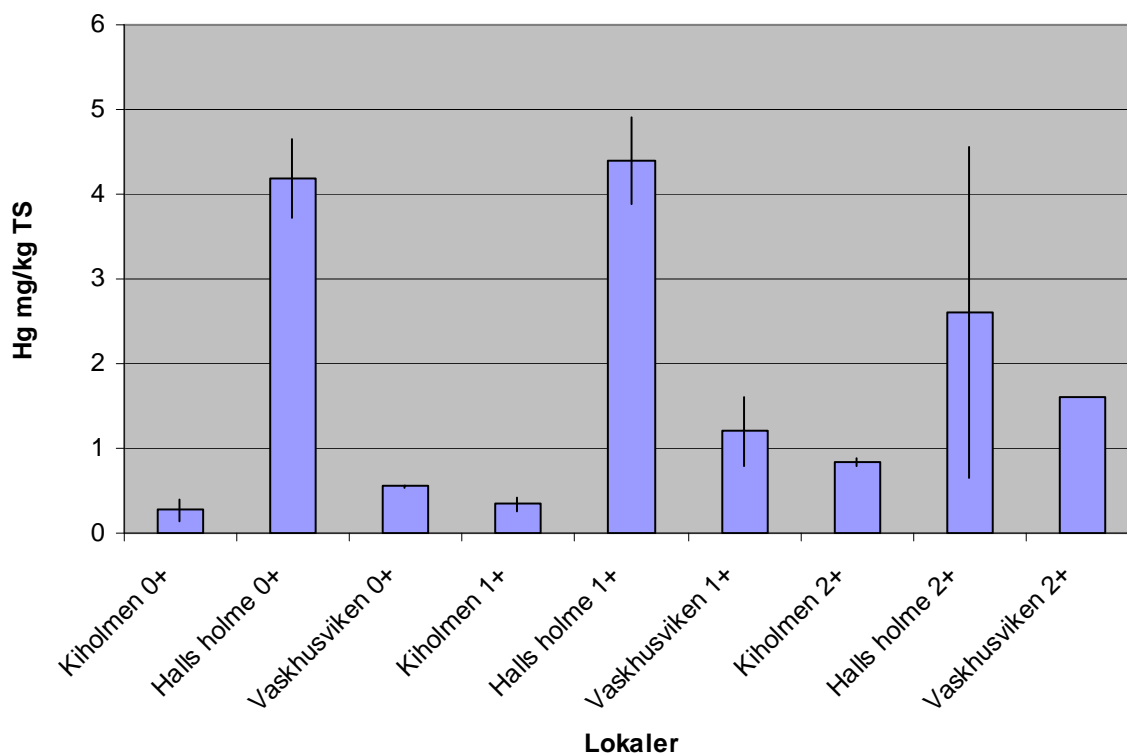
Tabell 10: Sammanställning av PAH i slamprover från Tabell 5 i NV Rapport 4085.

Prov	Pyren	Fluo	Bens(b)	Bens(a)	Krysen	Indeno	Bens(ghi)	Σ PAH
(mg/kg TS)								
Slam	0,1-1,8	1-21	1,5-8,9	9,4-50	1,3-7,5	17	15	46-138

Utifrån Tabell 9 kan man sluta sig till att resultaten avseende carcinogena PAH från Södertäljeområdet visar på låg till måttlig föroreningsgrad om de ställs mot gränsvärden för förorenad mark (Tabell 8). Den högsta koncentrationen av PAH (c) och total PAH uppmättes i sediment från Krutholmen. Halterna minskar sedan successivt söderut i Östersjön.

4.3 Kvicksilver i fisk

Resultaten av Hg-analyserna i olika åldersklasser (0+, 1+, 2+) av abborre fångade i Södertäljeområdet redovisas i figur finns i nedanstående figur.



Figur 2. Total Hg i muskel från abborrar i olika åldrar fångade i Södertäljeområdet 1 år efter muddring och tippning

Kvicksilver analyserna visar att den stora mängd som frigjorts vid muddringen alternativt transporterats norrut från tippområdet anrikats i abborre. Abborrar vid Halls holme som kläckts under våren (0+) efter alla arbeten slutförts har anrikat avsevärda mängder kvicksilver. Medel koncentrationen i muskel uppgår till 4,2 mg/kg TS vilket är nära försäljningsgränsen på 5 mg/kg TS. Motsvarande åldersklass av abborre som kläckts och levt i Vaskhusviken har 0,55 mg/kg TS i muskel. Detta värde är nog att betrakta som normalt för små abborrar i Östersjövikar med en viss mänsklig påverkan. I

ljuset av detta är den 8 gånger högre anrikningen i halvårsgammal fisk vid Halls holme oroande. Den kraftiga och snabba anrikningen av Hg kan leda till att förgiftningseffekter på individ nivå kan befaras och att hela åldersklassen förblir väldigt svag. Den kraftiga anrikningen syns även tydligt i de 1+ abborrar som analyserats där medelkoncentrationen uppgår till 4,4 mg/kg TS. Även denna åldersklass av abborre har koncentrationer som är kraftigt förhöjda och överstiger t.ex. medelvärdet för lika gammal abborre fångad vid Kiholmen i Mälaren med 12 gånger. Även för dessa fiskar kan förgiftningssymtom ej uteslutas i framtiden. Det är inte bara dessa individer som drabbas utan hela ekosystemet eftersom flera av dessa fiskar kommer att falla offer för rovfisk och andra predatorer vilket ånyo gör att kvicksilver anrikas högre upp i näringskedjan.

4.4 Lakningsstudier av sediment från Hallsfjärden

Analysresultaten av metallinnehållet i bottenvatten på 4 olika lokaler redovisas i sammanfattad form i tabell 11. I tabell 12 redovisas förändringarna i bottenvattnets metallinnehåll efter 18 dygn vid aeroba respektive anaeroba förhållanden. De fullständiga analysprotokollen redovisas i bilaga 2.

I tabell 14 redovisas redoxpotentialen i de 8 olika propparna innan försöken startade samt vid försöksbrytning efter 3 månader.

I tabell 12 sammanfattas sedimentpropparnas förändring under försöksperioden.

Tabell 11. Metallinnehåll i bottenvatten från 4 lokaler i Hallsfjärden

Lokal	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
			µg/l				
Halls holme	0,052	0,49	4,1	0,006	2,4	0,86	7,8
Bränningeviken	0,088	1,2	13,3	0,012	8,5	1,2	11,7
Tipplatsen	0,034	0,84	1,8	0,012	2,8	0,5	5,3
Fläsklösa	0,055	0,8	7,0	0,082	3,5	3,0	11,8
Forsmark Referens	0,070	0,3	2,0	-*	1,0	0,2	7,0

Bottenvattnets innehåll av metaller kan jämföras med bottenvattenprov från Öregrundsgrepen vid Forsmark i norduppland. Halterna i Forsmark kan betraktas som bakgrundsvärden för Östersjökusten där ringa antropogen påverkan förekommer (Gustavsson I 1982). De metaller som visade på förhöjda halter i Hallsfjärden var främst Cr, Cu, Ni och Pb. Inget referensvärde finns för total Hg i Öregrundsgrepen. Bakgrundsvärdet enligt Bydén, 1983 i Östersjön ligger på 5 ng/l vilket är jämförbart med värdet vid Halls

holme. Den uppmätta halten på 82 ng/l vid djuphålan norr om Fläsklösa indikerar att Hg transporterat söderut i Hallsfjärden.

I tabell 12 redovisas förändringarna av bottenvattnets metallinnehåll efter 18 dygn i aerob alternativt anaerob miljö. I tabell 13 redovisas de procentuella skillnaderna i bottenvattnet jämfört med det ursprungliga bottenvattnet.

Tabell 12. Metallinnehåll i bottenvatten över sedimentproppar från Hallsfjärden efter 18 dygn i aerob alternativt anaerob miljö.

Lokal	Cd	Cr	Cu	Hg µg/l	Ni	Pb	Zn
Aerob miljö							
Halls holme	0,038	0,061	4,6	0,015	2,5	0,16	3,2
Bränningeviken	0,076	0,19	8,3	0,006	7,1	0,20	6,3
Tipplatsen	0,040	0,10	4,1	0,006	4,1	0,12	3,4
Fläsklösa	0,11	0,26	14,1	0,061	8,8	1,24	13,3
Anaerob miljö							
Halls holme	0,037	0,095	3,6	0,007	2,5	0,15	1,8
Bränningeviken	0,082	0,25	9,6	0,038	6,9	0,38	2,7
Tipplatsen	0,029	0,098	2,3	0,010	3,8	0,14	2,3
Fläsklösa	0,57	2,7	6,7	0,25	14,3	1,46	21,6

I ett försök att bedöma om nya jämnvikter uppstår i bottenvattnet efter provuttag och tillsats av "rent" brackvatten har omräkningar till procent av ursprungsprovet utförts. Spädfaktorerna varierar för varje prov eftersom den tillsatta volymen till varje rör varierade procentuellt. Om en lägre procentsats än 100% erhålles har ny jämnvikt ej uppstått. Överstiger värdet 100% har jämnvikt uppnåtts och ett positivt utläckage av respektive element skett. Resultaten redovisas i tabell 13.

Tabell 13. Metallinnehåll i bottenvatten över sedimentproppar från Hallsfjärden efter 18 dygn i aerob alternativt anaerob miljö omräknat till procentuell förändring jämfört med ursprungsvattnet.

Lokal	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
% av ursprungsvattnets innehåll							
Aerob miljö							
Halls holme	73	12	112	250*	104	19	41
Bränningeviken	86	16	62	50	84	17	54
Tipplatsen	118	12	228	50	146	24	64
Fläsklösa	200	32	201	74	251	41	113
Anaerob miljö							
Halls holme	71	19	88	117	104	17	23
Bränningeviken	93	21	72	317	81	32	23
Tipplatsen	85	12	128	83	136	28	43
Fläsklösa	1040	340	96	305	410	49	183

* Divisionen är utförd med en täljare som ligger på detektionsgränsen

Vid jämförelse mellan jämnviktningen/utläckaget från sediment från de olika lokalerna visar sedimentet från djuphålan norr om Fläsklösa den största skillnaden av de fyra undersökta proverna. Bottenvatten från sediment från Halls holme jämnvikt sig för tre element Cu, Hg och Ni oberoende av syreförhållandena. För sediment från Bränningeviken får man jämnvikt i aerob miljö för Cd och Ni. Motsvarande för anaerob visar även på jämnvikt för Cd och Ni. Läckaget av Hg ökar och uppgick till drygt 300 % av ursprungsprovet. Prov från sediment från tipplatsen i aerob miljö visar på jämnvikt för Cd och Ni. Syresättningen av vattenfasen ovanför sedimenten gör att Cu börjar att läcka från sedimentet.

Vid anaerob miljö jämnvikt elementen Cd, Cu, Hg och Ni. Sediment från Fläsklösa visar ett helt skilt mönster jämfört med sediment från de övriga tre lokalerna. Cd börjar läcka ur sedimenten i aerob miljö och uppvisar ett fördubblat värde. Vid anaeroba förhållanden ökar läckaget av Cd 10 gånger jämfört med ursprungsprovet. För Cr får man ingen ny jämnvikt i aerob miljö vid anaerobi ökar halterna med 3,5 gånger jämfört med ursprungsprovet. Vid aerobi ökar Cu halterna med 2 gånger medan jämnvikt uppstår vid syrefri miljö. Läckaget av Hg ökar 3 gånger vid syrefri miljö. Observera att analyserna gäller total halten kvicksilver. Halterna av Ni ökar med 2,5 gånger vid aeroba förhållanden och med 4 gånger vid anaerob miljö. Blyet ligger hårt bundet i sedimentet och påverkas ej nämnvärt av förhållandena i vattenmiljön. Vid syrerika förhållanden jämnvikt Zn och ett utläckage kan konstateras vid syrefri miljö.

Vid jämförelse av metalläckaget till bottenvatten i aereob miljö visar lokalerna Halls holme, Bränningeviken och Tipplatsen stora likheter.

Tabell 14. Redoxpotentialen vid försöksstart uttryckt i mV ned till 9 cm, i sedimentproppar från Hallsfjärden

Lokal	Propp 1 O ₂		Propp 2 N ₂	
	0	9 cm	0	9 cm
Halls holme	+80	0	+90	+50
Bränningeviken	0	+20	+40	-100
Tippplatsen	+70	-110	-30	-50
Fläsklösa	-130	-140	-130	-150

4.5 Effekter i Microtox fast fas testsystem

Resultaten från Microtox fast fas system test sammanfattas i tabell 15. De fullständiga resultat protokollen redovisa i bilaga e. Resultaten uttrycks som EC₅₀ värden dvs den inblandning av respektive sediment som ger en 50 % minskning av ljusutstrålningen från bakteriekulturen. Resultaten redovisas både som EC₅₀ värden uttryckta per g sediment på våtviktsbasis och som TU per g sediment torrsbstans. TU (Toxic Units) är toxiciteten mätt som en spädningsfaktor d.v.s. det inverterade värdet. Undersökningarna utfördes med sediment från Halls holme, Bränningeviken, Tippplatsen och Fläsklösa d.v.s. samma lokaler där metalläckaget studerats vid olika betingelser.

Tabell 15. Effekter på Microtox fast fas system av sediment från Hallsfjärden.

Lokal	EC50	TU*/ g TS	
	g/l sediment våtvikt		SD
Halls holme	0,80	2530	550
Bränningeviken	0,38	4990	660
Tippplatsen	1,57	876	139
Fläsklösa	0,57	3620	620

* TU= 1/EC50

Effekterna av sediment från Hallsfjärden uppvisade intermediär toxisk effekt vid jämförelse med tidigare utförda undersökningar där TU/g TS uppmätts inom intervallet 65,3-77800 (Svensson A et al 1994).

4.6 Bottenfauna och plankton

Resultatet från provtagningen av bottenfauna redovisas i tabell 16 där antalet arter, individer samt total biomassa redovisas. För att få ett mått på diversiteten anges även Shannon-Wiener diversitetsindex (H) samt O/C index (kvoten mellan oligochaeter och chironomider) I bilaga 1 redovisas de fullständiga resultaten med olika funna arterna samt dess biomassa och antal. Planktonproverna utnyttjades enbart till MeHg analyser.

Tabell 16. Sammanfattande resultat av bottenfaunaförekomsten i Södertäljeområdet.

Lokal	Arter	antal/m ²	biomassa g /m ²	H-index	O/C index
Kiholmen	12	304	22,55	3,04	1,0
Linásundet	9	1000	13,21	1,85	2,91
Halls holme	3	48	0,54	1,25	0,25
Bränningeviken	2	56	<0,1	0,86	>5
Vaskhusviken	6	312	6,38	1,80	0,13

Bottenfaunans sammansättning och mängd visade sig relativt normal vid referenslokalerna Kiholmen i Mälaren och Vaskhusviken i Östersjön. Diversiteten och mängden bottenfauna visade på de lägsta värdena i östra och norra Hallsfjärden där antalet var ca 50 individer per m². Höga O/C index vilket innebär en övervägande del oligochaeter som är en indikator på sämre vattenkvalitet uppmättes vid muddringsområdet i Linásundet och väster om tippningsområdet i Bränningeviken.

4.7 Naturligt producerad abborrom

Romvasarna i undersökningsområdet kontrollerades vid ett flertal tillfällen under maj och juni. Den 27/5 insamlades rom lagd på vasarna i Bränningeviken och vid Bryggsholmen i Mälaren. Vattentemperaturen var 8,7 °C vid Bränningeviken och 9,0 °C vid Bryggsholmen. Rommen visade sig vid okulär besiktning vara nybefruktad dvs yngre än 24 timmar. Rommen transporterades till laboratoriet i hinkar med recipientvatten nedsänkta i vattenbad. Temperaturen under transporten översteg ej 10,4 °C. Vid framkomsten till laboratoriet placerades romsträngarna i nätburar i akvarier innehållande 20 l vatten från provtagningslokalen. Temperaturen sänktes sakta ned till 7,0 °C och höjdes sakta under försökens gång till 11,6 Co. Medeltemperaturen under försöken uppgick till 8,6 °C. Efter 7 dygn när rommen började ögonpunktas delades strängen upp i segment om ca 100 befruktade ägg och representativa delar av strängen valdes ut vilket gav tre replikat från varje lokal. Dessa specialstuderades vidare i speciella yngelkammare av nylon och avläsning skedde dagligen av kläckning, dödlighet och om eventuella deformationer kunde registreras på de nykläckta ynglen. Vid en sista kontroll av romvasarna i undersökningsområdet den 11/6 fanns kläckningsfärdig rom på vasen vid Halls holme. Rommen samlades in och delades upp på samma sätt som rommen från övriga lokaler. Försöken pågick till dess att 90 % av de kläckta ynglen dött av födobrist vilket uppstår ca 7 dygn efter kläckningen. I tabell 17 redovisas kläckningsfrekvens för embryona, mediankläckningstid uttryckt i temperaturtimmar samt deformationsfrekvens för utkläckta yngel. Försöken med rom från Krutholmen, Halls holme och Bränningeviken utfördes med 3 olika replikat. Referensens resultat baseras på två replikat. Som spridningsmått anges tvåsidig 95% konfidensintervall där resultaten baseras på tre replikat. För testerna med rom från Forsmark anges range.

Tabell 17. Resultat från testerna med naturligt producerad abborrom

Lokal	frekvens %	kläckning mediantid timmar X C°	deformationer %
Krutholmen	94,5 (91,8-97,7)	4130 (4155-4100)	1,68 (1,28-2,08)
Halls holme	81,6 (78,3-84,9)*	3770 (3800-3740)*	7,79 (2,27-13,3)*
Bränningeviken	75,4 (69,2-81,6)*	3690 (3720-3650)*	7,03 (4,63-9,43)*
Forsmark	97,0 (94-100)	3970 (4010-3940)	1,71-2,27

p < 0,05 tvåsidigt konfidensintervall jämfört med Krutholmen*

Resultaten från testerna med naturligt producerad rom visar på 15-20% lägre kläckningsfrekvens i Hallsfjärden jämfört med Mälaren och referensen i Forsmark.

Kläckningstiden visade sig kortare för rom från Hallsfjärden jämfört med Mälaren och referensen. De utkläckta ynglen från Hallsfjärden uppvisade ca 4 gånger högre skadefrekvens jämfört med yngel från Mälaren och Forsmark. Den kraftiga selektionen av embryon indikerar att xenobiotika stör fortplantningen hos abborren i Hallsfjärden. Den sammantagna effekten med lägre kläckningsfrekvens och högre deformationsfrekvens gör att man på sikt kan befara svagare rekrytering i området av livskraftig fisk.

4.7.1 Effekter på abborrom från ett referensområde

Exponeringen av abborrom från referensområdet i Forsmark startade den 18 och 19/5 1998. Av den insamlade rommen valdes en romsträng ut till replikat 1 vilken befanns sig i 128 cells delningstadium dvs 7 delningar (2,4,8 och 16 osv celler). För replikat 2 valdes en romsträng ut vilken befann sig i 256 cells delningstadium motsvarande 8 delningar. Innan respektive försök startade kontrollerades syrehalterna i alla de olika akvarierna. Rommen från en romsträng delades sedan upp i segment om ca 100-150 till respektive replikat.

Betingelserna under försöken var mycket konstanta med små variationer i flöde och O₂ halter överstigande 90 % av mättnadsvärdet i alla akvarier. Medeltemperaturen under försöksomgångarna uppgick till 12,6°C dvs mycket nära det temperaturoptimum på 13 °C som Saat och Versatuula (1996) redovisar för optimal yngelutveckling. pH varierade inom intervallet 7,5-8,1 och inga förhöjda halter av nitrit eller ammoniak kunde registreras.

Resultaten från exponeringen av abborrom redovisas i tabell 18 där kläckningsfrekvensen samt den mediana kläckningstiden för varje replikat redovisas. Kläckningsfrekvensen uttrycks som totalt antal kläckta i % per replikat. Mediankläckningstiden har beräknats fram för att kompensera för de något skilda medeltemperaturerna under respektive försöksomgång och uttrycks som temperaturtimmar från beräknad befruktning till 50 %

kläckning registrerats. För att underlätta jämförelserna redovisas mediankläckningstiden som % av respektive kontroll. Eftersom varje replikat härstammar från en hona sker jämförelserna inom replikaten.

Tabell 18. Kläckningsfrekvens i % samt mediankläckningstid uttryckt i % av respektive kontroll för abborrembryon exponerade för sediment Inom parentes anges det verkliga kläckningstiden för kontrollerna uttryckt som timmar X °C

Lokal	Kläckningsfrekvens %		Mediankläckningstid %	
	replik 1	replik 2	replik 1	replik 2
Kiholmen	95	97	102	95
Linásundet	86	82	95	95
Krutholmen	92	98	99	101
Halls holme	85	91	98	101
Bränningeviken	94	98	94	97
Tipplatsen	82	82	95	97
Fläsklösa	96	99	101	98
Forsmark	94	100	100	100
			(3940)	(4010)

* Signifikant förkortad kläckningstid $p < 0,05$ beräknat med probitanalys.

Abborrembryon kläcker normalt i mycket hög utsträckning i naturen och kläckningsfrekvensen bör överstiga 95% om inte yttre faktorer som t.ex. xenobiotika eller svamp påverkat utfallet Sandström och Abrahamsson 1996. Resultaten i tabell 17 visar att kläckningsfrekvensen för abborrembryon påverkas signifikant av utlösta ämnen från sediment från tre olika lokalerna. En påverkan på kläckningen kan registreras för replikat 1 och 2 exponerade för sediment från Linásundet, Halls holme och Tipplatsen. Den försämrade kläckningsfrekvensen är signifikant säkerställd (Chi^2 analys) oberoende på variationen inom varje replikat (romsträng). Mediankläckningstiden uttryckt som timmar till 50 % kläckning multiplicerat med medeltemperaturen under respektive försöksomgång visar något skilt mönster. Kläckningstiden utsträcktes något för de embryon från replikat 1 som exponerats för sediment från Mälaren. Lokalerna från Halls holme ned till tipplatsen i Hallsfjärden visar på forcerad kläckning vilket kan registreras om embryona utsätts för t.ex. xenobiotika.

I samband med avläsningen av antalet kläckta yngel utfördes även en morfologisk bedömning av de kläckta ynglen. De parametrar som registrerades var krökt ryggräng, vattenfylld bukhåla till följd av störd osmoregulation samt onormalt simbeteende. Resultaten redovisas i tabell 18 som ett medelvärde samt variationsbredd av den totala frekvensen skadade för varje lokal. För att få en uppfattning om de tidiga gulesäcksstadierna påverkats av exponeringen för de olika sedimenten studerades överlevnaden på en delpopulation bestående av 30 slumpmässigt visuellt friska utvalda yngel från

varje replikat. I tabell 19 redovisas den mediana överlevnaden för gulesäcksstadiet för varje lokal.

Tabell 19. Deformationsfrekvens i % samt kumulativ dödlighet i % för abborryngel exponerade för sediment från olika lokaler i Södertäljeområdet.

Lokal	Deformations- frekvens %	Medianöverlevnadstid för yngelstadier dygn	
Kiholmen	2,8 (2,5-3,0)	6,78 (7,40-6,21)	-*
Linasundet	6,8 (3,1-10,5)	6,62 (7,31-6,00)	-*
Krutholmen	5,8 (4,6-6,9)	6,69 (7,36-6,07)	-*
Halls holme	14,3 (12,9-15,8)	4,65 (5,13-4,22)	6,12 (6,56-5,72)
Bränningeviken	7,8 (6,2-9,4)	6,00 (6,50-5,54)	5,32 (6,05-4,67)
Tipplatsen	12,2 (9,7-14,7)	6,16 (6,72-5,65)	6,12 (6,56-5,72)
Fläsklösa	3,1 (3,0-3,2)	6,58 (7,22-6,00)	6,48 (6,82-6,15)
Forsmark	2,0 (1,7-2,3)	6,71 (7,33-6,14)	6,44 (6,76-6,13)

-* Svamppåväxt försvårar tolkningen, utgår ur helhetsbedömningen

Abborrom från referensområdet i Forsmark påverkas av sediment från Södertäljeområdet. Deformationsfrekvensen för nykläckta yngel visade på 1,4-3,4 ggr förhöjning när de exponerats för sediment från Mälardalen. Sediment från norra och mellersta Hallsfjärden ger en vattenfas som påverkar embryonal utvecklingen och mellan 7,8-14,3 % av de utkläckta ynglen var deformerade. Prov från djuphålan norr om Fläsklösa ger inte signifikant förhöjd deformationsfrekvens. Värdena från norra och mellersta Hallsfjärden bör betecknas som höga och visar att sedimenten i området innehåller ämnen som löses ut i vattenfasen och ger skador på embryona vilket senare kan registreras som deformationer på yngelstadiet. Vid förra årets undersökningar uppgick deformationsfrekvensen för utkläckta yngel till 22-49 % för Hallsfjärden vilket är 4 gånger högre jämfört med årets försök. Överlevnaden för yngel i rent brackvatten kan studeras till ca 7 dygn efter kläckningen därefter börjar ynglen dö av svält eftersom gulesäcken resorberats. En förhöjd yngeldödlighet jämfört med kontrollen i Forsmark noterades vid en försöksomgång för Halls holme och Bränningeviken. Överlevnaden för yngel exponerade för övriga sediment från skilde sig inte signifikant (ANOVA analys) vid jämförelse för yngleexponerade för referenssedimentet från Forsmark. Den förhöjda dödligheten vid två tester kan bero på ren förgiftning samt att utlösta substanser påskyndade energiåtgången i t.ex. levern så att fiskynglets energireserv (gulesäcken) förbrukades fortare.

För att få en bättre bild av de sammanlagda effekterna på utvecklingen av abborrom och yngel från ett referensområde som exponerats för sediment från olika lokaler från Södertäljeområdet har en rankingtest för alla parametrar utförts. Den lägsta ranken 1 ges för den minsta effekten registrerad för varje parameter och den högsta 8 för den kraftigaste påverkan. I tabell 20 redovisas de sammanlagda rankingresultaten för paramete-

rarna; kläckningsfrekvens samt tid, deformationer och överlevnad. Sedimenten tagna vid tipplatsen ger alltså den största sammanlagda effekten på abborrom och tidiga gule-säcksstadier medan sediment från referenslokalen i Forsmark ger de minsta effekterna.

Tabell 20. Sammanlagda rankingresultat för testerna med abborrom exponerade för olika sediment från Södertäljeområdet.

Lokal	Ranking	Placering
Kiholmen	22,5	2
Linasundet	47	6
Krutholmen	29	4
Halls holme	50	7
Bränningeviken	44	5
Tipplatsen	55,5	8
Fläsklösa	24	3
Forsmark	16	1

4.7.2 Effekter av sediment mot andra brackvattenorganismer

Effekterna av sediment från Södertäljeområdet mot andra brackvattenorganismer redovisas i tabell 21 för mortalitet och 22 för tillväxt. Försöken pågick under 2 månader och mortalitet och tillväxt hos organismerna registrerades under 18 dygn. Efter 2 månader kontrollerades reproduktionsutfallet för de organismer som var reproduktionsmogna.

Tabell 21. Mortalitet uttryckt i % registrerad i flerartssystem med brackvattenorganismer efter 18 dygns exponering för olika sediment från Södertäljeområdet

Lokal	Mortalitet uttryckt i %		
	<i>Lymnea</i>	Paddyngel	<i>Mysis</i>
Kiholmen	0	10	20
Linasundet	0	40	30
Bryggholmen	10	40	35
Halls holme	0	60	55
Bränningev	10	40	65
Tipplatsen	10	60	75
Fläsklösa	10	70	25
Forsmark	10	10	15

Efter försökens avslutning fixerades kvarvarande paddyngel samt 10 st *Mysis* i formalin för bestämning av tillväxten under försöksperioden. Tillväxten uttryckt som viktsökning och längd redovisas i tabell 22.

Tabell 22. Tillväxt hos paddyngel och *Mysis* under försöksperioden

Lokal	Padda		<i>Mysis</i>	
	mg	mm	mg	mm
Kiholmen	128**	20,6	16,0	14,0
Linasundet	69,7**	17,8**	21,4*	14,8*
Krutholmen	55,0**	17,0**	24,2*	14,4
Halls holme	101**	17,5**	12,0	12,2
Bränningeviken	78,1**	17,0**	14,1	13,2
Tipplatsen	105**	18,0**	14,3	13,0
Fläsklösa	58,5**	16,7**	19,0*	13,6
Forsmark	186	23,0	14,2	12,8

p < 0,05 * signifikant högre värde jämfört med Forsmark

p < 0,05 ** signifikant lägre värde jämfört med Forsmark

Tillväxten för paddyngel mätt på viktbasis påverkades av alla sediment från Södertälje jämfört med sediment från Forsmark. Längdtillväxten hos paddyngel påverkades för alla lokaler utom Kiholmen. För *mysis* fick man ett skilt mönster. Vid tre lokaler noterades högre medelvikt för vuxna *mysis* jämfört med referensen. För en lokal noterades även en signifikant högre längdtillväxt.

Både *Mysis* och *Lymnea* reproducerade sig under försöksperioden i tabell 23 redovisas reproduktion hos *mysis* samt hur många äggsamlingar som snäckorna producerat. I tabell 24 redovisas antalet juvenila individer samt dess vikt som registrerats under hela försöksperioden omfattande 2 månader.

Tabell 23. Reproduktion hos *Mysis* (+ förekomst av juveniler) och förökning av *Lymnea* under de första 18 dagarna av försöken

Lokal	<i>Lymnea</i>	<i>Mysis</i>
	antal äggsamlingar	juveniler
Kiholmen	4	0
Linasundet	4	+
Bryggholmen	1	0
Halls holme	1	0
Bränningeviken	1	0
Tipplatsen	3	+
Fläsklösa	3	+
Forsmark	2	+

Lymnea förökar sig i närvaro av sediment från alla lokaler. *Mysis* reproduktion registrerades för lokalerna Linasundet, Tipplatsen, Fläsklösa och Forsmark.

Tabell 24. Förökning alternativt reproduktionen uttryckt som antal och vikt hos *Lymnea* och *Mysis* exponerade för sediment från olika lokaler i Södertäljeområdet.

Lokal	<i>Lymnea</i>		<i>Mysis</i>	
	antal	vikt	antal	vikt
Kiholmen	60	1,57**	.*	
Linasundet	29	5,60	48	2,13
Krutholmen	.***		12	0,83**
Halls holme	68	5,02	68	3,31
Bränningeviken	49	3,89	90	2,80
Tipplatsen	26	3,75	36	1,92
Fläsklösa	35	6,98	55	1,44
Forsmark	54	3,50	86	2,47

inga juvenila djur registrerades troligen p.g.a. predation av en trollsländelarv

** signifikant ($p < 0,05$) lägre än Forsmark

*** inga juvenila snäckor registrerades

Sediment från två olika lokaler gav signifikanta förändringar av tillväxten registrerad på viktbas. Snäckan *Lymnea* visade på lägre vikt vid Kiholmen och *Mysis* vid exponering för sediment från Krutholmen. För att få en bättre bild av de sammantagna effekterna på vattenlevande djur som lever på eller nära botten utfördes en rankingtest. Rankingtesten tar hänsyn till alla resultaten avseende mortalitet, reproduktionsförmåga samt tillväxt. Den högsta rankingen ges till den lokal där kraftigast effekt registrerats dvs ju lägre totalrank desto mindre effekter. Resultaten redovisas i tabell 25 där den sammantagna rankingsumman för alla de åtta olika undersökta parametrarna samt den inbördes placeringen av lokalerna framgår.

Tabell 25 Sammantagna rankingsummor samt inbördes placering av de olika undersökta lokalerna.

Lokal	Rankingsumma	Placering
Kiholmen (F1)	2,0	1
Linasundet (P2)	3,25	2
Krutholmen (P4)	4,5	4
Halls holme (P8)	5,58	7
Bränningeviken (P10)	6,0	8
Tipplatsen (P95)	5,33	6
Fläsklösa (P13)	5,08	5
Forsmark referens	3,41	3

Den sammantagna bedömningen av sedimentens påverkan på djuren i flerartssystemen visar att de båda sedimenten från Mälaren ger de mest positiva resultaten. Med stor sannolikhet beror det på att de innehåller en högre mängd organiskt material vilket gynnat reproduktion och tillväxt hos alla de studerade djurarterna. De två lokaler som utmärker sig mest negativt är Halls holme och Bränningeviken. Dessa sediment innehöll de högsta halterna av både metaller och organiska miljögifter. Lokalerna visade de sig också väldigt fattiga på bottenlevande djur varför resultaten inte får anses om oväntade.

5. Diskussion

Ett antal frågeställningar rörande muddringens och tippningarnas effekt i ett perspektiv på 1-2 års sikt ställdes i den första rapportens diskussionsdel se IVL B-publ 1290 Parkman et.al 1998. I denna diskussionsdel sker en första års bedömning hur stora de predikterade effekterna av muddringen och tippningen blev.

Tippmassornas utbredning i Hallsfjärden.

De senaste fältmätningarna och ytsedimentanalyserna ger vid handen att metallhalterna och främst kvicksilver koncentrationerna i norra Hallsfjärden ökat med nära 50%. Halterna av totalkvicksilver uppgår nu till mellan 6,2 -4,2 mg/kg ds vilket bedöms som mycket höga enligt NV's bedömningsgrunder. Om den kraftiga reella ökningen beror på ett ökat läckage från Mälaren eller att den nordgående bottenströmmen i Hallsfjärden transporterat tippat material till den övre delen av fjärden går dessvärre inte att särskilja. I området söder och öster om tippningsplatsen har ingen motsvarande ökning av Hg-koncentrationen i ytsediment konstaterats.

Bottenfaunans status i Mälaren och Hallsfjärden

Liksom vid tidigare undersökningar av bottenfauna syns ingen förbättring i Hallsfjärden. Utbredningen av näringsrika bottenar med stundtals väldigt låga syrehalter ger mycket art och individfattiga områden i hela östra och södra Hallsfjärden. Dessa samhällen främst bestående av mygglarver, glattmaskar och enstaka musslor ger mer ett mått på den övergödning som syns i området och effektivt begränsar koloniseringen av nya arter pga de stundtals dåliga syreförhållandena. De flerartssystem tester som utförts med Östersjöorganismer visade att om bara rent syrerikt brackvatten tillfördes till systemen med sediment från olika lokaler i Hallsfjärden konstaterades inga avgörande skillnader i bottenfaunans status vid jämförelse med sediment från referensområdet i norra Uppland. Den ökade mängden kvicksilver i norra och östra Hallsfjärden är oroande då den låga biomassan effektivt anrikar det metylerade kvicksilvret som transporterats in i området. Dessa bottedjur utgör sedan huvudföda för större abborrar och vitfiskar vilket ytterligare ökar den mängd kvicksilver som de biomagnificera uppåt i näringskedjan via födan.

Kvicksilver i ung abborre

Analyserna av tot Hg-halterna i unga abborrar visar att betydande mängder anrikningsbart kvicksilver frigjorts till vattenmassan under och efter muddringarna och tippningarna. Det är framförallt de yngsta åldersklasserna 0+ och 1+ där de högsta anrikningsfaktorerna konstaterats. De fiskarna livnär sig främst på zooplankton vilka periodvis innehåller avsevärt förhöjda halter av främst MeHg. Abborryngel som växt upp vid Halls holme har 6 månader efter kläckningen en medelkoncentration av tot Hg i muskel på 4,2 mg/kg baserat på torrsvikt. Omräknat till våtvtikt ger det en medelkoncentration på 0,8 mg/kg våtvtikt. Denna koncentration överstiger det nationella miljömålet på 0,5 mg/kg vv och ligger nära försäljningsgränsen på 1,0 mg/kg vv. Vid referenslokalen i Mälaren där ingen muddringsverksamhet bedrivits uppgår halten av MeHg i 0+ abborre till 0,27 mg/kg ds vilket motsvarar 0,05 mg/kg vv. Halterna i norra delen av Hallsfjärden var 16 gånger högre i abborre som kläckts och levt ett halvår i området jämfört med samma årsklass i Mälaren.

Naturlig abborreproduktion i området

Efter den besvärliga våren 1997 då endast enstaka romsträngar från fullbordad lek av abborre kunde registreras i undersökningsområdet blev resultatet betydligt bättre våren 1998. Abborrom från Mälaren visade på samma goda kvalitet baserat på kläckning och ynglens morfologi som rom lagd i kustzonen vid Öregrundsgrepen i nord Uppland. Rom som samlades in på ett flertal platser i Hallsfjärden kläckte sämre och de utkläckta ynglen visade på betydligt högre skadefrekvens jämfört med kontrollgrupperna. Denna rom är befruktad 2 år efter avslutad tippning av massor i Hallsfjärden vilket antyder att de vuxna abborrarnas reproduktion påverkats av tippningsaktiviteten. Resultatet från år 1997 kommer i en liten annan dager då det även detta år kan ha varit tippningsarbetena som gjorde att abborrleken uteblev från stora delar av Hallsfjärden.

Laboratiestudier av läckage från bottenarna vid olika syrgasförhållanden

Genomluftning av ytsediment från Hallsfjärden visar att endast ca 50% av den tillgängliga mängden kvicksilver läcker ut från sedimenten vid aeroba förhållanden. När syrenivåerna sänks och anaerobi uppstår ökar läckaget och ca 6 gånger mer Hg frigörs från botten under samma tidsperiod. Detta är tydligast i Bränningeviken i västra delen av Hallsfjärden samt i djuphålan norr om Fläsklösa. Mängderna som frigörs är till viss del metylerade vilket innebär en ökad anrikning i näringskedjan av kvicksilver kommer att ske. Det är viktigt att ha i minnet att de övertäckta tippade massorna inte läcker Hg men att det spridits Hg över så stora områden att det totala läckaget i Hallsfjärden ändå får anses betydande.

Tillkännagivande

Författaren vill tacka följande personer vilka bidragit med insatser som varit ovärderliga för projektets genomförande.

Vatten, sediment och bottenfauna provtagning	Camilla Williams
Provfisken	Dag Cederborg
Försök med abborrom	Petra Adrup
	Markus Wetemaa
Analys av tungmetaller i vatten och sediment	Brita Dusan
	Kerstin Hommerberg
Metylkviksilver analyser	Elsmarie Lord
Konstruerande av figurer samt manusbearbetning	Anna-Lisa Broström
Sjöfartsverkets personal vid Södertälje slussen vilka alltid haft en båt till övers.	

Ett stort tack riktas till referensgruppen för konstruktiva diskussioner samt berättigad kritik på tidiga manusutkast.

Följande personer har ingått i referensgruppen under projektets andra och tredje år:

Bengt-Erik Bengtsson	ITMx, även kvalitetsansvarig
Lars-Göran Bergqvist	Astra AB
Gisela Holm	Astra AB
Gunnar Eriksson	Scania AB
Rolf Bertilsson	Sjöfartsverket, Södertälje
Thomas Åhsberg	Sjöfartsverket, Norrköping
Anders Johansson	Söderenergi AB
Ronald Bergman	Södertälje Kommun

6. Referenser

Brown, P. M., Werner, B. M., Sloan, J. R. and Simpson, W. K., 1985, Polychlorinated biphenyls in the Hudson River, Environ. Sci. Technol., 19, 655-661.

Bydén, S., Larsson, A-M. och Olsson, M. 1983. Mäta vatten. Göteborgs Universitet.

Dyrssen, D., & Wedborg, M., 1991. The sulphur-mercury (II) system in natural waters. Water, Air, and Soil Pollut., 56, 507-519.

- ELK AB Ensteds Limnologiska Konsultbyrå, 1993, Sedimentundersökningar i Mälardalen, Utfört på uppdrag av Sjöfartsverket. AB Rapport 1993-07-07.
- ELK AB 1993 a Sedimentundersökningar i Mälärleden, juli 1993.
- ELK AB 1993 b Igelstaviken - Kompletterande sedimentundersökning, dec 1993.
- Evers, E. H. G., Ree, K. C. M. And Olie, K., 1988, Spatial variations and correlations in the distribution of PCDDs, PCDFs and related compounds in sediments from the river Rhine - western Europe. *Chemosphere*, 17, 2271- 2288.
- Folke, J., Birklund, A. K., Sorensen, A. K. And Lund, U., 1983, The impact on the ecology of polychlorinated phenols and other organics dumped at the bank of a small marine inlet. *Chemosphere*, 12, 1169-1181.
- Gifford, S. J., Judd, C. M., McFarland, N. P. And Anderson, M. S., 1995, Pentachlorophenol (PCP) in the New Zealand environment: assessment near contaminated sites and remote freshwater lakes, *Toxicological and Environmental Chemistry*, 48, 69-82.
- Järnberg, U., Asplund, L., de Wit, C., Grafström, A.-K., Haglund, P., Jansson, B., Lexén, K., Strandell, M., Olsson, M. and Jonsson, B., 1993, Polychlorinated biphenyls and polychlorinated naphthalenes in Swedish sediments and biota: levels, patterns and time trends, *Environ. Sci. Technol.* 27, 1364-1374.
- Kalevi, K., 1995, Comparing methods for analysis of chlorophenols in soil samples by ringtest. Opublicerade resultat.
- Mudroch, A., Onuska, I. F. and Kalas, L., 1989, Distribution of polychlorinated biphenyls in water, sediment and biota of two harbours, *Chemosphere*, 18, 2141-2154.
- Naturvårdsverket, 1993, Slam, Innehåll av organiska miljöfarliga ämnen, Sammanställning och utvärdering av analysresultat, Rapport 4085, Norstedts Tryckeri AB.
- Naturvårdsverket, 1996, Generella riktvärden för förorenad mark, begränsningsprinciper och vägledning för tillämpning, Efterbehandling och sanering, Rapport 4638, Norstedts Tryckeri AB.
- Parkman, H & Remberger, M, 1996, Phthalate esters in water and sediments in major cities and remote lakes in Sweden, Arkiv nr140965.
- Parkman, H. and Remberger, M., 1995, Phthalates in Swedish Sediments, IVL Rapport 1167.

- Parkman H., Remberger M., Viktor T. 1998 Miljöövervakningsprojekt i Södertälje kanalområde för bedömning av effekterna från muddring och tippning av förorenade sediment. IVL B-publ 1290.
- Remberger, 1995, Analys av PCP i jord från träinpregneringsverk. Opublicerade resultat.
- Riche, P. C. And White, S. D., 1987, PCB availability assessment of river dredging using caged clams and fish. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 6, 259-274.
- SMHI, 1997. Modell för kvicksilverkoncentrationen i Hallsfjärden. SMHI Dnr 9610-1424/203. Delrapport inom projektet.
- Skoglund P-O. och Torstensson H. 1998 KM-Lab rapport för Sjöfartsverket Muddringsarbeten i Södertälje kanal och Mälaren 1996/97.
- Swackhamer, L. D., McVeety, D. B. and Hites, A. R., 1988, Deposition and evaporation of polychlorobiphenyl congeners to and from Siskiwite Lake, Isle Royale, Lake Superior.
- Svenson, A., Edsholt, E., Ricking, M., Remberger, M. And Röttorp, J., 1996, Sediment contaminants and Microtox toxicity tested in a direct contact exposure test, *Environmental Toxicology and Water Quality*, 11, 293-300.
- Wania, F. and MacKay, D., 1996; Tracking the distribution of persistent organic pollutants, *Environ. Sci. Technol.* 30, 390A-395A.
- Xie, T.-M., Abrahamsson, K., Fogelqvist, E. and Josefsson, B., 1985, Distribution of chlorophenolics in a marine environment. *Env. Science and Techn.* 20, 457-463.

Bilaga 1. Analyser

Analys av PAH i sediment från Mälaren i: Södertäljeprojektet 1998

$\mu\text{g/kg TS}$	MR-1170 HP23204. Linasundet P3	MR-1169 HP23203. Krutholmen P4
Naphtalene	0	0
2-methylnaphtalene	0	0
1-methylnaphtalene	0	0
2.6-dimethylnaphtalene	0	0
Acenaphtylene	0	0
Acenaphtene	3	4
2,3,5-trimethylnaphtalene	0	4
Fluorene	12	54
Phenantrene	85	252
Anthracene	23	67
1-methylphenantrene	15	52
Fluoranthene	401	1021
Pyrene	276	546
benzo(a)anthracene	236	553
Chrysene	271	693
Benzo(b)fluoranthene	266	668
Benso(k)fluoranthene	186	537
benzo(e)pyrene	187	526
Benzo(a)pyrene	236	564
Perylene	90	184
Indeno(cd)anthracene	20	254
Dibenzo(ah)anthracene	15	85
Benzo(ghi)perylene	43	214
Summa PAH	2367	6281

Analys av PAH i sediment från Hallsfjärden i Östersjön

µg/kg TS	MR-1172 HP23206. Halls holme P8	MR-1093 hpf8130a Bränningeviken P10	MR-1092 hpf8129a N Tipplatsen N P95	MR-1091 hpf8128a Tipplatsen P95	MR-1171 HP23205. Fläsklösa P13
Naphtalene	5	0	0	0	0
2-methylnaphtalene	5	0	0	0	0
1-methylnaphtalene	0	21	25	12	0
2.6-dimethylnaphtalene	0	13	18	9	0
Acenaphtylene	0	0	0	0	0
Acenaphtene	5	21	23	15	0
2,3,5-trimethylnaphtalene	5	20	19	9	0
Fluorene	31	44	45	31	10
Phenantrene	103	118	129	135	61
Anthracene	54	20	12	16	10
1-methylphenantrene	18	0	0	0	10
Fluoranthene	576	829	433	309	189
Pyrene	352	581	374	246	121
benzo(a)anthracene	355	231	227	140	105
Chrysene	496	391	315	186	179
Benzo(b)fluoranthene	499	303	262	116	101
Benso(k)fluoranthene	370	236	233	102	0
benzo(e)pyrene	352	204	203	80	142
Benzo(a)pyrene	378	174	193	103	132
Perylene	144	83	102	51	74
Indeno(cd)anthracene	232	52	31	0	30
Dibenzo(ah)anthracene	0	15	0	0	13
Benzo(ghi)perylene	244	25	32	0	44
Summa PAH	4227	3383	2676	1561	1221

Det samlade antalet djur som påträffades vid bottenfaunaprovtagningarna i området norr om Södertälje station 1 och 2 samt i Hallsfjärden vid stationerna 3-5.

Kiholmen station 1		
arter	antal	antal/m²
mygglarver	21	64
dammussla	5	16
lungsnäckor	3	8
sländlarver	34	104
gråsugga	29	88
planarie	3	8
bandmask	3	8
glattmaskar	3	8
		304

Linásundet station 2		
Arter	antal	antal/m2
mygglarver		292
dammussla		16
lungsnäckor		16
sländlarver		8
gråsugga		0
planarie		8
bandmask		8
glattmaskar		432

Halls holme station 3		
arter	antal	antal/m2
mygglarver		32
glattmaskar		8
östersjömussla		8

Bränningeviken station 4		
arter	antal	antal/m2
mygglarver		16
glattmaskar		40

Vaskhusviken station 5		
arter	antal	antal/m2
mygglarver		184
glattmaskar		24
östersjömussla		48
snäckor		40
blåmussla		8
havsborstmask		8

Bilaga 2. Det samlade resultatet av metallanalyser utförda av SGU på sediment och vatten i lakningsstudien.

Registrerad: 980623
Analyserad : 980724
Utfärdad : 980724

AB Institutet för vatten och
Lennart Kaj
luftvårdsforskning
Box 210 60
100 31 Stockholm

Analys enligt paket V-6

Analys av brackvatten utan föregående uppslutning.

*Provet har surgjorts med 1 ml salpetersyra (suprapur) per 100 ml prov.
Detta gäller dock ej för prov som varit surgjort vid ankomsten till
laboratoriet.*

Slutbestämning av metallhalter har skett med:

*Plasma-emissionsspektrometri ICP-AES
Plasma-masspektrometri (sektorinstrument) ICP-SMS*

Analys har skett enligt EPA-metoder 200.7 och 200.8 (modifierade).

I rapporten används följande förkortningar:

*H före analysvärde betyder att slutbestämning skett med ICP-SMS
E före analysvärde betyder att slutbestämning skett med ICP-AES
F före analysvärde betyder att slutbestämning skett med Atomfluorescens
± föregår ett värde som representerar den instrumentella spridningen
vid upprepade mätningar (n=4 för ICP-AES, n=3 för ICP-SMS)
uttryckt som standaedavvikelse.*

Schablonvärden för mätosäkerhet återfinns i SGAB's prislista.

Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag se prislista.

Ej ackrediterat för Fe och P om dessa är utförda med ICP-SMS.

Laboratorium ackrediteras av Styrelsen för ackreditering och teknisk kontroll (SWEDAC) enligt svensk lag.
Verksamheten vid de svenska ackrediterade laboratorierna uppfyller kraven i SS-EN 45001 (1989), SS-EN 45002 (1989)
och ISO/IEC Guide 25 (1990:E).

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte SWEDAC och utfärdande laboratorium i förväg skriftligen
godkänt annat. Utdrag ur rapporten må dock göras för resultat som används för redovisning till Statens natur-
vårdsverk (SNV), länsstyrelser och kommuner för kontroll enligt SNVs krav.

Vid hänvisning till anlitande av Svensk Grundämnesanalys AB som ackrediterat laboratorium skall följande eller
likvärdig mening användas: "Provad av Svensk Grundämnesanalys AB som är ackrediterat av Styrelsen för ackreditering
och teknisk kontroll för analys av miljövatten (inkl slam och sediment) m.m. med registreringsnummer 1087."

Postadress
Luleå Tekn. Universitet
971 87 Luleå

Besöksadress
Univ.området C-huset
E-Mail SGAB@sgab.se

Telefon
0920-72 480
Fax
0920-72 490

Signatur *Ilia Rodiushkina*
Ilia Rodiushkina
Kemist



Provnnummer	811790	811791	811792	811793
Beteckn 1	1252	1253	1254	1255
Beteckn 2	Hall	Tipp	Bränn	Fläsk
Ca mg/l	E 83.4 ± 0.4	E 85.0 ± 0.9	E 79.5 ± 0.4	E 84.0 ± 0.8
K mg/l	E 64.3 ± 0.2	E 66.2 ± 0.5	E 62.9 ± 0.2	E 68.3 ± 0.6
Mg mg/l	E 229 ± 1	E 204 ± 1	E 214 ± 1	E 203 ± 1
Na mg/l	E 1730 ± 10	E 1750 ± 14	E 1640 ± 9	E 1750 ± 10
P mg/l	H 0.0291 ± 0.0009	H 0.0674 ± 0.0034	E 0.0701 ± 0.0012	E 0.605 ± 0.028
S mg/l	E 147 ± 2	E 146 ± 1	E 138 ± 2	E 146 ± 1
Si mg/l	E 0.453 ± 0.010	E 0.548 ± 0.004	E 0.477 ± 0.017	E 1.07 ± 0.02
Al µg/l	H 49.2 ± 0.4	H 67.7 ± 1.0	H 38.2 ± 1.1	H 54.5 ± 0.9
Ba µg/l	H 18.8 ± 0.1	H 21.2 ± 0.1	H 16.7 ± 0.1	H 29.0 ± 0.1
Cd µg/l	H 0.0523 ± 0.0008	H 0.0336 ± 0.0048	H 0.0875 ± 0.0045	H 0.0552 ± 0.0047
Co µg/l	H 0.398 ± 0.023	H 0.740 ± 0.047	H 0.333 ± 0.044	H 0.310 ± 0.021
Cr µg/l	H 0.494 ± 0.063	H 0.839 ± 0.079	H 1.19 ± 0.14	H 0.804 ± 0.052
Cu µg/l	H 4.10 ± 0.09	H 1.82 ± 0.08	H 13.3 ± 0.3	H 7.04 ± 0.39
Fe µg/l	H 79.6 ± 1.0	H 161 ± 4	H 68.6 ± 2.4	H 237 ± 5
Hg µg/l	F 0.0058	F 0.0118	F 0.0118	F 0.0823
Mn µg/l	E 314 ± 2	E 498 ± 5	E 502 ± 4	E 139 ± 1
Mo µg/l	H 2.49 ± 0.03	H 3.30 ± 0.05	H 4.71 ± 0.02	H 2.53 ± 0.03
Ni µg/l	H 2.43 ± 0.15	H 2.85 ± 0.15	H 8.46 ± 0.24	H 3.50 ± 0.42
Pb µg/l	H 0.855 ± 0.036	H 0.500 ± 0.005	H 1.24 ± 0.01	H 3.03 ± 0.02
Sr µg/l	E 1210 ± 5	E 1230 ± 9	E 1150 ± 5	E 1290 ± 9
Zn µg/l	H 7.79 ± 0.32	H 5.30 ± 0.34	H 11.7 ± 0.5	H 11.8 ± 0.4



Provnnummer	811794	811795	811796	811797	
Beteckn 1	1293	1294	1295	1296	
Beteckn 2	Fläsk N2 18d	Bränn N2 18d	Tipp N2 18d	Hall N2 18d	
Ca	mg/l	E 81.9 ± 0.3	E 74.0 ± 0.5	E 82.8 ± 0.6	E 77.7 ± 0.3
K	mg/l	E 74.0 ± 0.2	E 65.8 ± 0.3	E 69.0 ± 0.4	E 66.3 ± 0.1
Mg	mg/l	E 241 ± 1	E 195 ± 1	E 233 ± 2	E 222 ± 1
Na	mg/l	E 1810 ± 7	E 1670 ± 9	E 1750 ± 8	E 1660 ± 5
P	mg/l	E 2.56 ± 0.09	H 0.0457 ± 0.0020	H 0.0433 ± 0.0035	H 0.0224 ± 0.0012
S	mg/l	E 131 ± 1	E 133 ± 1	E 139 ± 1	E 137 ± 2
Si	mg/l	E 11.6 ± 0.1	E 0.0430 ± 0.0054	E 0.0851 ± 0.0021	E 0.0483 ± 0.0168
Al	µg/l	H 4.68 ± 0.04	H 18.2 ± 0.4	H 11.9 ± 0.4	H 12.0 ± 0.3
Ba	µg/l	H 34.7 ± 0.1	H 19.5 ± 0.2	H 31.0 ± 0.2	H 18.2 ± 0.1
Cd	µg/l	H 0.0981 ± 0.0050	H 0.0587 ± 0.0005	H 0.0227 ± 0.0018	H 0.0370 ± 0.0043
Co	µg/l	H 0.331 ± 0.039	H 1.16 ± 0.05	H 1.13 ± 0.06	H 0.746 ± 0.019
Cr	µg/l	H 0.460 ± 0.019	H 0.177 ± 0.016	H 0.0764 ± 0.0074	H 0.0953 ± 0.0022
Cu	µg/l	H 1.15 ± 0.09	H 6.84 ± 0.08	H 1.82 ± 0.03	H 3.58 ± 0.15
Fe	µg/l	H 64.5 ± 0.3	H 15.5 ± 0.4	H 64.7 ± 1.8	H 10.2 ± 0.2
Hg	µg/l	F 0.0430	F 0.0267	F 0.0079	F 0.0072
Mn	µg/l	E 320 ± 2	E 2240 ± 18	E 821 ± 13	E 720 ± 4
Mo	µg/l	H 0.302 ± 0.012	H 3.29 ± 0.04	H 2.10 ± 0.05	H 3.10 ± 0.03
Ni	µg/l	H 2.46 ± 0.24	H 4.86 ± 0.21	H 2.94 ± 0.27	H 2.49 ± 0.30
Pb	µg/l	H 0.251 ± 0.006	H 0.266 ± 0.004	H 0.106 ± 0.005	H 0.146 ± 0.006
Sr	µg/l	E 1280 ± 3	E 1130 ± 6	E 1210 ± 6	E 1160 ± 3
Zn	µg/l	H 3.72 ± 0.39	H 1.90 ± 0.16	H 1.75 ± 0.10	H 1.85 ± 0.19



Provnummer	811798	811799	811800	811801
Beteckn 1	1297	1298	1299	1300
Beteckn 2	Fläsk O2 18d	Bränn O2 18d	Tipp O2 18d	Hall O2 18d
Ca mg/l	E 75.3 ± 0.2	E 70.3 ± 0.3	E 83.6 ± 0.5	E 78.9 ± 0.6
K mg/l	E 70.4 ± 0.1	E 63.8 ± 0.1	E 70.8 ± 0.3	E 69.1 ± 0.3
Mg mg/l	E 231 ± 1	E 207 ± 1	E 241 ± 1	E 231 ± 2
Na mg/l	E 1730 ± 3	E 1550 ± 5	E 1770 ± 5	E 1710 ± 6
P mg/l	H 0.129 ± 0.009	H 0.0194 ± 0.0012	H 0.0551 ± 0.0061	H 0.0149 ± 0.0017
S mg/l	E 137 ± 1	E 129 ± 2	E 144 ± 2	E 141 ± 1
Si mg/l	E 0.0452 ± 0.0041	E <0.0400	E <0.0400	E <0.0400
Al µg/l	H 6.93 ± 0.29	H 5.29 ± 0.08	H 2.87 ± 0.05	H 3.25 ± 0.02
Ba µg/l	H 27.8 ± 0.2	H 20.4 ± 0.1	H 27.3 ± 0.2	H 22.5 ± 0.2
Cd µg/l	H 0.0719 ± 0.0004	H 0.0448 ± 0.0040	H 0.0307 ± 0.0053	H 0.0381 ± 0.0027
Co µg/l	H 0.765 ± 0.060	H 0.139 ± 0.035	H 0.712 ± 0.021	H 0.883 ± 0.022
Cr µg/l	H 0.172 ± 0.022	H 0.114 ± 0.026	H 0.0756 ± 0.0102	H 0.0612 ± 0.0060
Cu µg/l	H 9.24 ± 0.30	H 4.90 ± 0.08	H 3.11 ± 0.17	H 4.60 ± 0.12
Fe µg/l	H 129 ± 2	H 7.11 ± 0.22	H 16.0 ± 0.3	H 4.12 ± 0.19
Hg µg/l	F 0.0397	F 0.0037	F 0.0042	F 0.0154
Mn µg/l	E 126 ± 1	H 6.10 ± 0.02	E 207 ± 1	H 661 ± 3
Mo µg/l	H 1.38 ± 0.01	H 1.31 ± 0.02	H 1.61 ± 0.01	H 2.17 ± 0.04
Ni µg/l	H 5.78 ± 0.19	H 4.22 ± 0.18	H 3.11 ± 0.23	H 2.53 ± 0.15
Pb µg/l	H 0.812 ± 0.012	H 0.120 ± 0.004	H 0.0910 ± 0.0040	H 0.160 ± 0.005
Sr µg/l	E 1180 ± 2	E 1110 ± 2	E 1250 ± 5	E 1210 ± 5
Zn µg/l	H 8.73 ± 0.44	H 3.76 ± 0.20	H 2.58 ± 0.06	H 3.18 ± 0.13