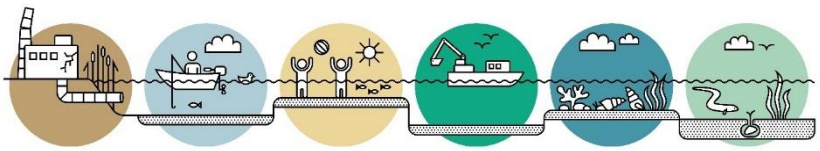
Rapporter inom regeringsuppdraget RUFS

Resultat från fyra pilotprojekt avseende åtgärder av förorenade sediment

Rapporter beställda av SGU

januari 2023

Konsultrapport 06



SGU Sveriges geologiska undersökning

NATUR VÅRDS VERKET

Länsstyrelserna

STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT

Havs och Vatten myndigheten

Denna rapport består av fyra slutrapporter från pilotprojekt genomförda inom ramen för regeringsuppdraget RUFS. Slutrapporterna har tagits fram av Chalmers tekniska högskola, Luleå kommun, Mittuniversitetet och Luleå tekniska universitet på uppdrag av SGU. Författarna svarar för innehållet i respektive rapport.

Omslagsbild: Biokolbaserat täckningsmaterial ovan sand i akvarium.
Fotograf: Christian Maurice

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

www.sgu.se

FÖRORD

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

Regeringsuppdraget är ett resultat av miljömålsrådsåtgärden ”Förorenade sediment – samverkan för kunskap och prioritering av åtgärder”. Syftet med åtgärden var att beskriva nuläget, identifiera kunskapsluckor och behov för att uppnå en bättre vattenmiljö genom ett samordnat nationellt arbete. Resultatet går att ta del av i SGU-rapport 2018:21 *Förorenade sediment – behov och färdplan för en renare vattenmiljö*. Arbetet utfördes av myndigheterna SGU, HaV, NV, SGI och Lst som också deltar i regeringsuppdraget.

Ett av delprojekten inom RUFS avser genomförandet av pilotprojekt. I denna rapport redovisas slutrapporter från de fyra pilotprojekt som genomförts. SGU har varit drivansvarig för delprojektet och projektgruppen har bestått av deltagare från de samverkande myndigheterna. Pilotprojekten har utförts av externa aktörer via överenskommelser med Luleå tekniska universitet, Chalmers tekniska högskola och Mittuniversitetet samt avtal med Luleå kommun.

Redovisning av delprojektet sker i form av denna rapport, de enskilda slutrapporterna samt genom publicering på den webbportal som tas fram inom RUFS (www.renasediment.se).

INNEHÅLL

Förord 3

Pilotprojekt 1. Utveckling av en ny metod för behandling av förorenade sediment med fotoelektrokatalytisk nedbrytning 5

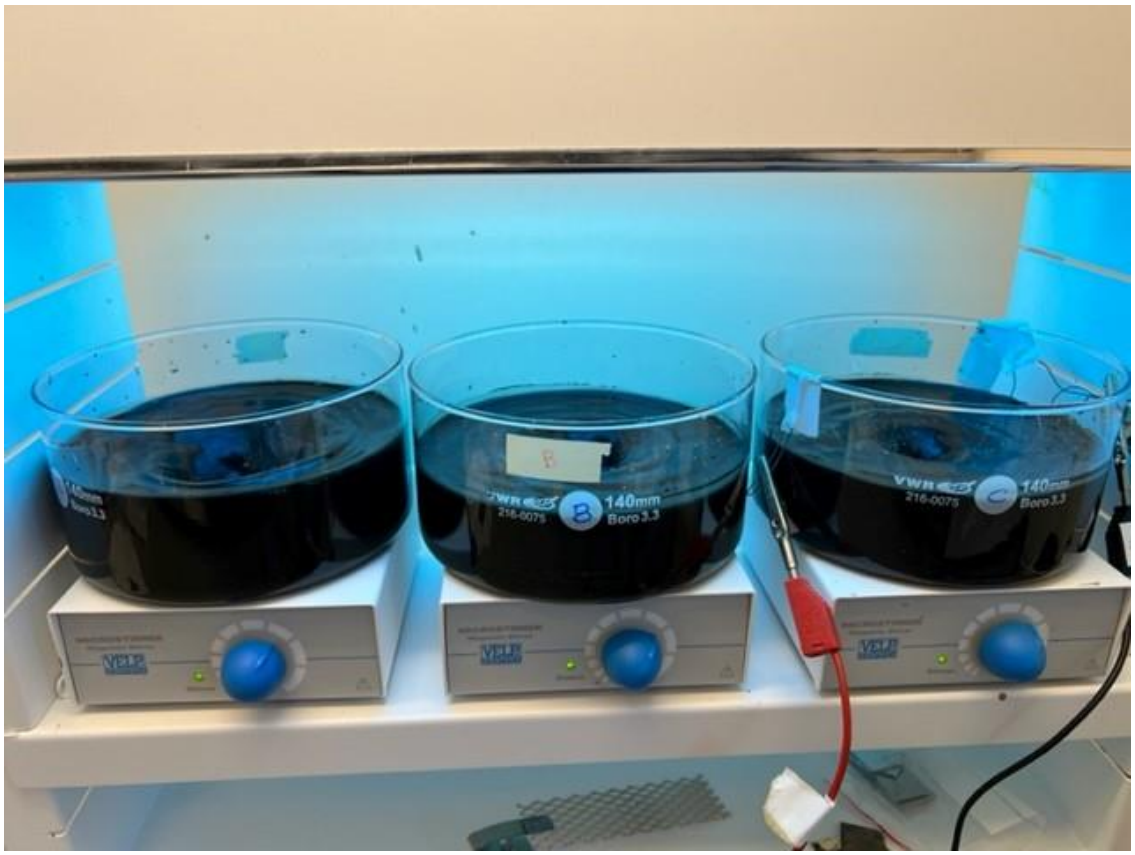
Pilotprojekt 2. Frysavvattning av fibersediment 155

Pilotprojekt 3. Termokemisk sanering och produktion av kommersialiserbara produkter av fiberbanksmaterial 186

Pilotprojekt 4. Biokolbaserad reaktiv barriär för täckning av förorenade sediment 224

PILOTPROJEKT 1. UTVECKLING AV EN NY METOD FÖR BEHANDLING AV FÖRORENADE SEDIMENT MED FOTOELEKTROKATALYTISK NEDBRYTNING

Rapport framtagen av Chalmers tekniska högskola på uppdrag av SGU.



Utveckling av en ny metod för behandling av förorenade sediment med fotoelektrokatalytisk nedbrytning

Ett utvecklingsprojekt inom regeringsuppdraget om förorenade sediment

Anna Norén, Oskar Modin, Sebastien Rauch, Ann-Margret Strömvall

Göteborg, 2022-10-31

Foto framsida: Experimentell uppställning för test av fotoelektrokatalytisk nedbrytning av föroreningar i sediment.

Innehållsförteckning

Sammanfattning ... 3

Introduktion ... 5

Syfte och mål ... 6

Bakgrund ... 7

Elektrolys, fotokatalys, fotoelektrokatalys och Fentons reagens ... 7

Metoder ... 9

Metodutveckling (steg 1) ... 9

Fotokatalytiska elektroder ... 9

Försöksuppställning 1 (UV-belysning från ovan) ... 9

Test med metylenblått ... 10

Avskiljning av organiska föroreningar och metaller i vattenlösning (steg 2) ... 11

Behandling av förorenade sediment (steg 3) ... 11

Provtagning förorenade sediment ... 11

Försöksuppställningar ... 12

Experimentella förhållanden ... 15

Indunstning av prover ... 17

Kemiska analyser ... 17

Resultat och diskussion ... 18

Metodutveckling (steg 1) ... 18

Tillverkning av elektroder och initiala tester av fotokatalys ... 18

Effekt av driftsparametrar på fotoelektrokatalys ... 20

Avskiljning av organiska föroreningar och metaller i klar vattenlösning (steg 2) ... 20

Behandling av förorenade sediment (steg 3) ... 23

Initiala sedimenthalter och klassning ... 23

Sediment Arendal ... 25

Sediment Välen ... 26

Sediment Järnbrott ... 28

Försöksserier med sediment från utloppsdelen av Järnbrottsdammen ... 28

Försöksserie med sediment från inloppsdelen av Järnbrottsdammen ... 29

Metaller ... 33

Tillämpbarhet fotoelektrokatalys ... 34

Hållbarhet med fotoelektrokatalys ... 37

Kunskapsuppbyggnad ... 38

Slutsatser 39
Referenser..... 41

Sammanfattning

Föroreningssituationen i svenska sediment är ofta komplex och kan bestå av en cocktail av olika typer av partiklar och föroreningar. Vanligt förekommande föroreningar är metaller, polycykliska aromatiska kolväten (PAH), polyklorerade bifenyler (PCB), alifater, aromater, ftalater samt tennorganiska föreningar som t ex tributyltenn (TBT), dibutyltenn (DBT) och monobutyltenn (MBT). Dessa föroreningar är ofta hårt bundna i sedimentmatrisen men är än mer hårt bundna i oljor och partiklar som härrör från t ex båtbottenfärger och gummidäck. I arbetet bakomliggande denna rapport har olika potentiella tekniker för att rena sediment från organiska föroreningar och metaller testats i en pilot i labbskala för att utvärdera teknikernas potential att användas i större skala. Syftet har varit att utveckla en ny metod baserad på fotoelektrokatalys vilket är en teknik som kombinerar fotokatalytiska och elektrolytiska processer för nedbrytning av organiska föroreningar och som i detta projekt har utvecklats vidare genom att kombinera en katalytisk anod med en katod som möjliggör utvinning av metaller i samma process. Denna kombination av oxidationsmetoder för att bryta ner organiska miljögifter med samtidig elektrokemisk reduktion av metalljoner har inte testats tidigare.

Initialt testades nedbrytning med fotooxidation med enbart UV-ljus, fotokatalytisk oxidation genom att kombinera UV-ljus och katalysatorplattor av olika material och fotoelektrokatalys där elektrokemisk och fotokatalytisk oxidation kombineras i en metod. Metoderna testades först på det organiska ämnet metylenblått (metyltioniniumklorid) som är relativt enkelt att analysera för att utvärdera oxidationspotentialen och effektiviteten av olika elektrodmaterial. Resultaten visade att den fotoelektrokatalytiska metoden fungerade bäst med en katalytisk TiO_2-anod och Ti-katod och gav 100 % reduktion av metylenblått efter ca 60 min med 4 mA och UVC-lampa (15 W, 254 nm). I nästa steg av studien testades denna metod på en blandning av metaller, PAH, PCB och TBT i vattenlösning där behandling efter 3 dygn visade >99 % reduktion av både PAH och PCB, 84–88 % reduktion av summan TBT, DBT och MBT, och gav samtidigt en reduktion och återvinning av koppar (Cu) på katoden med 76 %. I ett senare steg i studien testades sediment från förorenade områden i Göteborg: Arendal, Välenviken och dagvattendammen vid Järnbrott. På dessa sedimentprover testades olika kombinationer av fotokatalytisk nedbrytning med olika tekniker och våglängd samt effekt på UV-lamporna, fotoelektrokatalytisk nedbrytning, men också Fentons reagens genom tillsats av H_2O_2, under olika behandlingstider och förhållande mellan vatten och fast material (L/S). Resultaten visade att TBT bröts ner effektivt upp till 91 % med en kombination av fotoelektrokatalys och Fentons reagens. Ftalater och aromater C_8–C_{35} bröts ner effektivt med både fotooxidation, fotokatalys och fotoelektrokatalys men allra bäst med en kombination av fotoelektrokatalys och Fentons reagens. De mindre vattenlösliga föroreningarna PAH, PCB och alifater C_5-C_{35} bröts ner med lägre effektivitet genom behandling med samtliga metoder med undantag för Järnbrottssedimentet där Fentons reagens enbart eller i kombination med elektrokatalys gav bra resultat.

Experimenten i detta projekt har visat att metoden med fotoelektrokatalys fungerar mycket effektivt på klara vattenlösningar för att rena vatten förorenat med PAH, PCB, TBT och Cu, men är mycket mindre effektiv för dessa ämnen vid behandling av en blandning av sediment och vatten. Därför föreslås att metoden utvecklas vidare i pilot och delas upp i två steg: (1) där organiska föroreningar och metaller extraheras effektivt till en vätskefas och (2) där fotoelektrokatalys används för att vidare behandla vätskefasen. Miljö- och klimatpåverkan av sedimenthantering med fotoelektrokatalys och deponering inkluderar transporter, deponier, material och elektricitet. Även utvinningen av Ti och framställning av TiO_2-katalysatorplattorna ger påverkan på miljön och ett bidrag till växthuseffekten.

Metoden har potential att lösa problem som är allmänt förekommande nationellt både vad det gäller förorenade marina sediment, sediment i sjöar och vattendrag men också dagvattensediment. Dock måste tekniken först utvecklas vidare för att fungera effektivt i mindre pilotskala och för alla olika typer av föroreningar för att sedan kunna skalas upp i full skala. Fotoelektrokatalys har potential att utvecklas och fungera i större skala om organiska miljögifter effektivt kan extraheras och metaller utlakas till vattenlösningar. Detta steg kräver metodutveckling då en stor andel av föroreningarna antas föreligga hårt bundna i komplicerade matriser i sedimenten, i färgflagor, i gummidäckspartiklar, i asfalt och tjocka oljor. Metoden bygger på avancerad teknik och bör i första hand användas på kraftigt förorenade sediment. Metoden kommer att kräva yta på mark och är energikrävande för delen där metaller utvinns. Projektet har bidragit till kunskapsuppbyggnad både nationellt och internationellt, dels genom att stärka forskning inom området vid Chalmers, dels genom spridning av kunskap internationellt via pågående EU projekt och kommande vetenskaplig publicering.

Introduktion

Den globala ekonomin är kraftigt beroende av sjöfarten och mer än 80 % av den globala handelsvolymen transporteras till sjöss och den siffran ökar årligen (United Nations, 2018). För att lastfartyg ska få tillträde till hamnar och andra viktiga marina strukturer måste både fartyg och trafikleder underhållas. Borttagning av sediment i form av muddring är avgörande för att upprätthålla vattendjup och tillåta fartyg att gå in i hamnar. I större hamnar hanteras ofta stora mängder muddermassor. Som ett exempel behöver den största hamnen i Skandinavien, Göteborgs Hamn, ta bort cirka 200 000 m^3 muddermassor vart tredje till femte år, varav 50–75 % av massorna är förorenade med framför allt tributyltenn (TBT) (Norén, 2021). De stora mängderna förorenade sediment har ofta begränsad användning och är förenat med höga kostnader för hantering och deponering. Att hitta alternativ till deponering av förorenade sedimenten i djuphav och på land är viktigare än någonsin för att kunna skydda våra känsliga marina miljöer för kommande generationer, varför miljölagstiftningen blir allt strängare samtidigt som samhället strävar mot en cirkulär ekonomi. Detta belyser behovet av att utveckla och utvärdera hållbara sedimentbehandlingsmetoder (Svensson et al., 2022).

Det finns också många vattendrag och kustnära platser med förorenade sediment som härrör från industrier, avloppsreningsverk och lakning av landbaserad förorening. Här finns exempel på föroreningar från gamla synder med ineffektiva avloppsreningsverk, men också utsläpp samt dumpning av giftiga kemikalier som har bidragit till att sediment förorenats med stora mängder av t ex kvicksilver och polyklorerade bifenyler (PCB) (SGU, 2014). Från trafiknära miljöer pågår också en omfattande spridning av stora mängder metaller, mikroplaster, mjukgörare i form av olika ftalater, alifatiska och aromatiska kolväten samt polycykliska aromatiska kolväten (PAH) (Markiewicz, 2020; Viklander et al., 2019; Björklund, 2011), föroreningar som transporteras med dagvatten och kan förorena sediment i vattendrag. Merparten av förorenat dagvattnet i urbana miljöer i Sverige renas inte i dagsläget utan släpps ut i diken som leds till närliggande vattendrag. Den teknik som används mest för att rena dagvatten är sedimentation i dagvattendammar (Blecken et al., 2017). För att kunna rena sediment från kraftigt förorenade platser som är förorenade med både metaller och organiska miljögifter behöver nya tekniker utvecklas och testas i pilotskala.

Tillgängliga behandlingsmetoder för förorenade sediment för nedbrytning av organiska föroreningar inkluderar lakning, biologisk nedbrytning, fytosanering, kemisk oxidation, elektrokinetiska och termiska processer (Gan et al., 2009). I en studie där man använt fotokatalys i laboratorieskala har organiska tennföreningar i förorenade sediment renats med god verkningsgrad (Brosillion et al., 2014). Även ren elektrolys har givit goda resultat på nedbrytning av organiska tennföroreningar i förorenade vatten och sediment (Areval and Calmano, 2007; Norén et al, 2022). Avancerade oxidationsprocesser som t ex ozonering, Fenton reagens, katalys, elektrolys, fotoxidation har visat goda resultat för att rena förorenat vatten från organiska miljögifter (Coha et al., 2021) Fotoelektrokatalys är en lovande och kraftfull avancerad oxidationsteknik för rening av vatten, som kombinerar fotokatalytiska och elektrolytiska processer (Garcia-Segura and Brillas, 2017; Fernandez-Ibanez, 2021). Det finns flera exempel på fullskaleapplikationer av både elektrokemiska processer och avancerad oxidation, dock ingen ännu med fotoelektrokatalys. Anodisk oxidation med borondopad diamant (BDD) elektroder är ett vanligt sätt för desinfektion av swimmingpooler (Sires et al., 2014). I laboratorieförsök har Chalmers testat BDD-elektroder för oxidation av TBT i förorenade sediment med lovande resultat (Norén et al, 2022). Studier i USA visar att elektrokemiska metoder har potential för att kunna bli ekonomiskt och miljömässigt hållbara. Elektrokinetisk behandlings utförs on-site och

elektroder förs ner i marken i borrhål och en elektrisk spänning tillförs vilket leder till att föroreningar i marken mobiliseras (Acar and Alshawabkeh 1993). Elektrokemiska metoder har kombinerats med andra behandlingsmetoder som kemisk oxidation, biologisk nedbrytning och reaktiva barriärer (Gill et al., 2014; Ottesen et al., 2019).

Syfte och mål

Syftet med detta projekt har varit att utveckla en ny metod i laboratorieskala baserad på fotoelektrokatalytisk nedbrytning av tennorganiska föroreningar, PAH och PCB kombinerat med elektrolys för metallåtervinning av förorenade sediment. Tekniken kombinerar fotokatalytiska och elektrolytiska processer (Garcia-Segura and Brillas, 2017; Fernandez-Ibanez, 2021) för nedbrytning av organiska föroreningar och har i detta projekt utvecklas vidare genom att kombinera en fotokatalytisk anod med katoder som möjliggör utvinning av metaller i samma process. Denna kombination av oxidationsmetoder för nedbrytning av organiska miljögifter och elektrolys för utvinning av metaller har inte testats tidigare på vare sig vatten eller sediment. En elektrokemisk satsreaktor har konstruerats på laboratorium baserat på metoder som presenteras i en översyn av andra studier (Vinu and Madras, 2010) men som här vidareutvecklas för att kunna oxidera tennorganiska föreningar, PAH och PCB och samtidigt utvinna metaller som t ex Sn, Zn och Cu. På katoden reduceras metalljonerna till deras elementära former och utvinns som rena metaller. På anoden genererar fotokatalytisk oxidation hydroxylradikaler som är effektiva oxidanter av organiska miljögifter och som kan bryta ned tennorganiska föreningar, PAH, PCB och eventuellt mikroplaster. Olika elektrodmaterial och effekten av driftspotentialer på det elektrolytiska systemets prestanda har undersökts.

Den utvecklade metoden har testats på sediment från Göteborg med ursprung i Göta älv, Välenviken i Askim, och Järnbrottsdammen som renar dagvatten från Högsbo avrinningsområde. Dessa sediment är kraftigt förorenade och innehåller de grupper av föroreningar som skulle studeras. Den utvecklade metoden har jämförts med resultat från ett pågående forskningsprojekt där vi bland mycket annat utvecklar och testar en metod för att rena sediment från organiska tennföroreningar med en metod som bygger på nedbrytning och återvinning genom ren elektrolys d v s utan fotokatalys (Norén, 2021). Parametrar som beskriver processernas hastighet, effektivitet och energiförbrukning har fastställts och presenteras för att möjliggöra beräkningar för uppskalning av försök i större skala. Den metod som utvecklats i detta projekt är en ny metod där vi har testat en kombination av elektrolys av metaller och fotokatalys för nedbrytning av organiska föroreningar för att få en mer effektiv, miljömässigt hållbar och kostnadseffektiv metod jämfört med rena elektrokemiska metoder.

Bakgrund

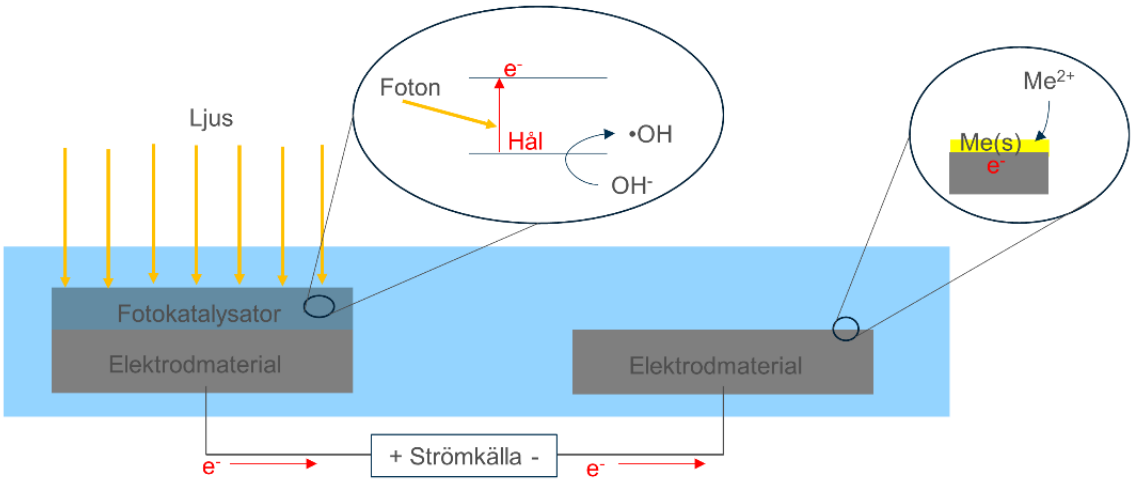
Elektrolys, fotokatalys, fotoelektrokatalys och Fentons reagens

I Figur 1 beskrivs principen för det fotoelektrokatalytiska system som har utvecklats i detta projekt och som generar hydroxylradikaler vid den fotokatalytiska anoden och reducerar metalljoner till fast metall vid katoden. Detta är en kombination av de system för oxidation som beskrivs i texten som följer.

Flera behandlingsmetoder kan användas vid hantering av förorenade sediment beroende på sedimentets egenskaper och föroreningssituation, samt lokala förhållanden och tillstånd. Tillgängliga metoder för nedbrytning av organiska föroreningar i sediment inkluderar lakning, fytosanering, biologisk nedbrytning, kemisk oxidation, elektrokinetiska och termiska processer (Gan et al., 2009).

Oxidation är en process som sker när atomer förlorar en eller flera elektroner. Elektronerna tas upp av ett annat ämne som därvid reduceras. Kemisk oxidation innebär användning av kemiska tillsatser. De vanligaste kemiska oxidationsbaserade teknologierna inkluderar användningen av ozon, Fentons reagens, sub- eller superkritisk vattenoxidation, permanganat eller persulfat (Lu et al., 2020). För en mer detaljerad beskrivning av hur Fentons reagens fungerar se Norén, 2021.

Fotokatalys använder en fotokatalysator och ljus för att öka hastigheten av en kemisk reaktion (Ma et al., 2021). Processen använder vanligtvis en metalloxid fotokatalysator (t.ex. TiO_2, ZnO, Al_2O_3). När fotoner med en viss energi absorberas av katalysatorn exciteras elektroner till en högre energinivå. Detta generar en kombination av elektroner (e^-) och positivt laddade hål (h^+). Hålen är starka oxidanter som generar hydroxylradikaler (•OH) via oxidation av vatten. Även elektronerna kan generera radikaler via reduktion av syre ($•O_2^-$). Den höga reaktiviteten av dessa radikaler ger förutsättningar att bryta ned en mängd olika organiska föreningar. Fotokatalys har till exempel använts för att bryta ned PAH i sediment (Silva et al., 2020). En stor fraktion av de elektroner som exciteras i fotokatalys rekombinerar dock med de genererade hålen, vilket minskar fotokatalysatorns effektivitet. Ett sätt att förbättra effektiviteten är fotoelektrokatalys.



Figur 1. Konceptuell beskrivning av ett fotoelektrokatalytiskt system som generar hydroxylradikaler vid den fotokatalytiska anoden och reducerar metalljoner till fast metall vid katoden.

Fotoelektrokatalys kombinerar fotokatalytiska och elektrolytiska processer (Garcia-Segura and Brillas, 2017; Fernandez-Ibanez, 2021). För en mer detaljerad beskrivning av hur elektrolytiska processer fungerar se Norén, 2021. Fotokatalys använder en halvledare, vanligtvis TiO_2, känd som fotokatalysatorn, under ljusbelysning (UV eller sol) för att generera elektron-hål-par med förmåga att bryta ner de flesta organiska föroreningar genom att producera den starka oxidanten •OH vid dess yta. Den snabba rekombinationen av bildade elektron-hål-par undviks vid fotoelektrokatalys genom att applicera en extern elektrisk spänning som extraherar de fotogenererade elektronerna upp till katoden i den elektrolytiska cellen. Organiska föroreningar kan oxideras direkt av hålen, •OH bildas av vattenoxidation med hål och andra organiska radikaler som produceras mellan elektronerna och löst syrgas. Oxidation med UV-strålning och titandioxid (TiO_2) som fotokatalysator anses vara en effektiv reningsmetod inom miljöteknik, inklusive till exempel för rening av avloppsvatten (Thiruvenkatachari et al., 2008).

Metoder

Projektet delades upp i tre utvecklingssteg som beskrivs i Figur 2. Steg 1 bestod i att utveckla en fungerande metod för fotoelektrokatalys. För att tillverka en fotokatalytisk elektrod måste en fotokatalysator fästas på ett konduktivt material. I det här steget konstruerades en experimentell uppställning som möjliggjorde systematiska test av fotoelektrokatalys. Metoderna utvärderades för tillverkning av fotokatalytiska elektroder och för effekter av driftförhållanden på fotoelektrokatalytisk funktion. I steg 2 testades fotoelektrokatalytisk nedbrytning av föroreningar som är förekommande i verkliga sediment. Dessa försök gjordes i vattenlösning för att verifiera att föroreningarna kunde brytas ner eller avskiljas under optimala förhållanden. I steg 3 testades behandlingar av tre verkliga förorenade sediment. I det här steget testades även andra oxidationsmetoder och försöksuppställningar separat eller i kombination med den fotoelektrokatalytiska metod som utvecklats i steg 1–2.

Metodutveckling (steg 1)

Fotokatalytiska elektroder

TiO_2 och ZnO är två välkända fotokatalysatorer som båda testades i den här studien. En utmaning i ett fotoelektrokemiskt system är att fästa fotokatalysatorn på ett elektrodmaterial. I denna studie testades tre metoder.

Elektrokemisk reduktion följt av termisk oxidation för ZnO (Wanotayan et al. 2018). En zinklösning med 12,4 g/L ZnO och 120 g/L NaOH användes. En stål- eller kopparplatta (2×2 cm^2) och ett platinagaller placerades i zinklösningen. En galvanostat (KP07, Bank IC) användes för att driva en ström mellan metallplattan och platinagallret. Metallplattan fungerade som katod, vilket innebär att zinkjoner i lösning reduceras till zinkmetall på plattan ($Zn^{2+} + 2e^- \rightarrow Zn(s)$). Efter att ett lager med zink fastnat på metallplattan lufttorkas den och placeras sedan i en ugn med temperaturen 500°C under 4 timmar. Där oxideras zinklagret till fotokatalytiskt ZnO.

Termisk oxidation av Zn (Dikici and Demirci 2019). Zinkplattor placerades i ugnen vid temperaturen 600°C under 4 timmar. Här var tanken att den yttre delen av zinkplattan skulle oxideras till fotokatalytisk ZnO.

Termisk sprutning av både ZnO och TiO_2 (Garcia-Segura et al. 2013). Termisk sprutning innebär att ett pulver av ZnO eller TiO_2 hettas upp till ett halvsmält tillstånd och sprutas på en metallyta. Där fastnar partiklarna och bildar en fotokatalytisk yta. Termisk sprutning på stål- och titanytor utfördes av professor Nicolaie Markocsans forskargrupp vid Högskolan i Väst.

Försöksuppställning 1 (UV-belysning från ovan)

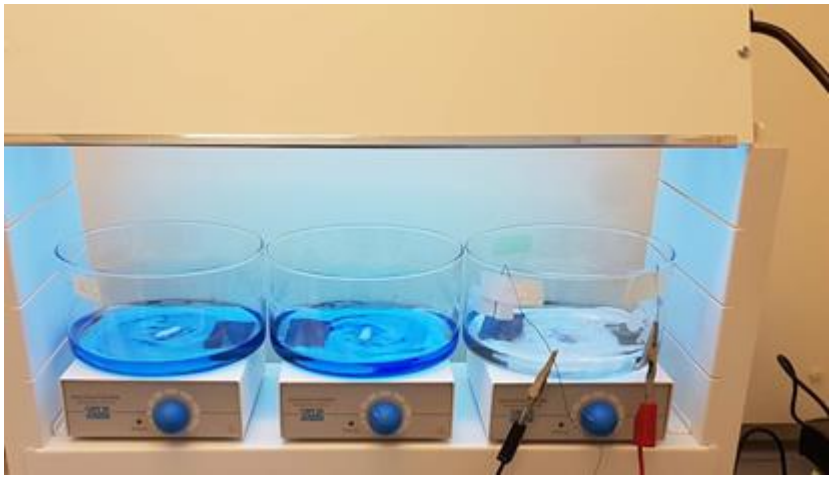
Försöksuppställning 1 bestod av en bänklampa (UVP, AnalytikJena) med två UV-lysrör (15 W) placerade ovanpå ett stativ. Cirka 13–18 cm under lysrören placerades bägare med lösningen skulle behandlas fotoelektrokatalytiskt. Lysrör med våglängden 365 nm (UVA), 302 nm (UVB) eller 254 nm (UVC) användes. Ljusintensiteten från lysrören uppmättes med Extech UVA/UVC light meter och IM-213 UV-AB meter.

Figur 2. Projektets tre steg.

Test med metylenblått

Fotoelektrokemisk nedbrytning är en komplex process som påverkas av ett flertal faktorer, till exempel elektrod- och katalysatormaterial, ljusets intensitet och våglängd, elektrisk ström och spänning. För att kunna testa olika förhållanden och verifiera att fotoelektrokemisk nedbrytning sker behövs en snabb och enkel metod. Metylenblått är ett ämne som tidigare har använts för att undersöka oxidationsmetoder (Wanotayan et al. 2018). Det har en blå färg som enkelt kan mätas med en spektrofotometer. När ämnet oxideras försvinner den blå färgen från lösningen.

En lösning bestående av 5 mg/L metylenblått och 5,8 g/L NaCl i avjonat vatten användes. En volym på 150 ml av lösningen hälldes upp i en bägare som placerades under ljuskällan. Elektroder placerades i bägaren med den fotokatalytiska ytan riktad uppåt mot ljuskällan. En magnetomrörare användes för kontinuerlig omblandning av lösningen, se Figur 3. Cirka 4 ml av lösningen togs ut från bägaren i olika tidsintervaller. Koncentrationen metylenblått i lösningen mättes spektrofotometriskt vid våglängden 680 nm.



Figur 3. Experimentell försöksuppställning 1 för test av fotoelektrokatalytisk nedbrytning av metylenblått.

Avskiljning av organiska föroreningar och metaller i vattenlösning (steg 2)

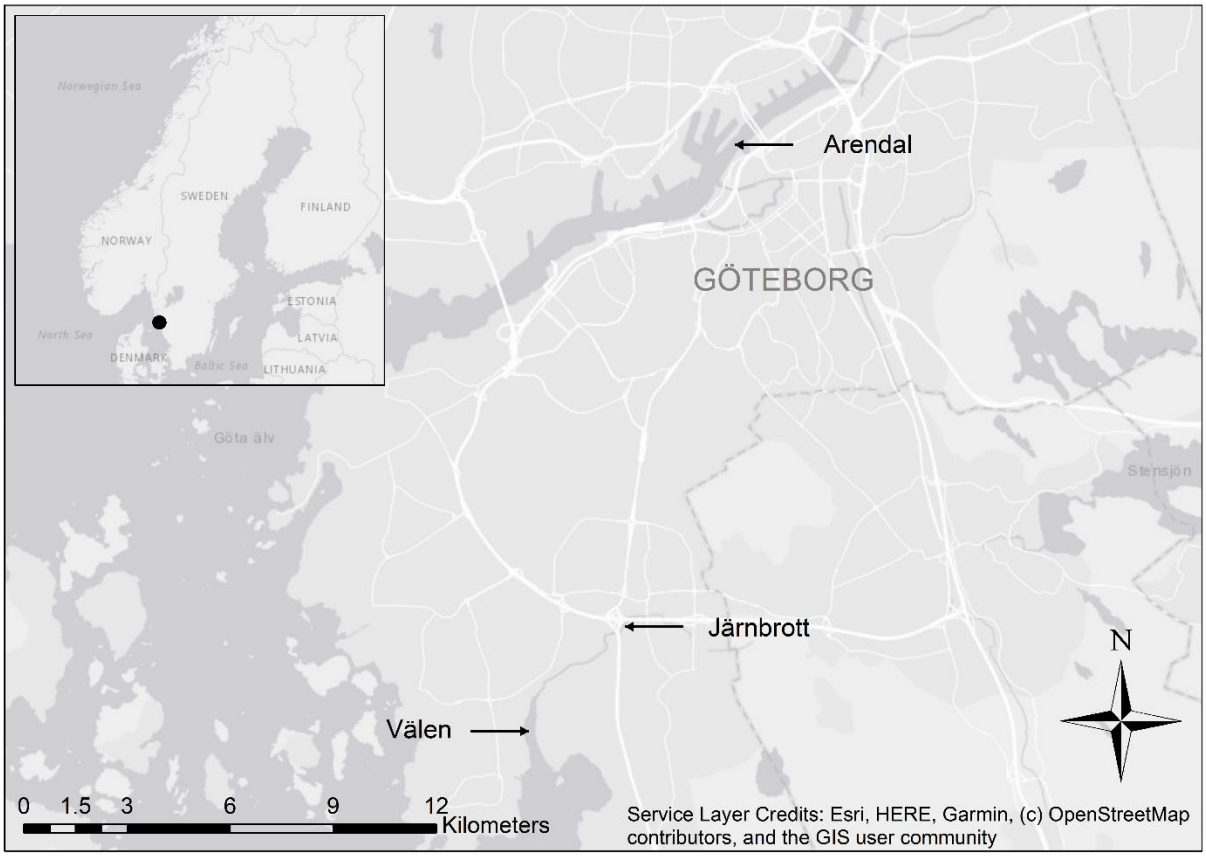
Försöksuppställning 1 i Figur 3 användes för att verifiera att den metod som utvecklats i steg 1 i test med nedbrytning av metylenblått även fungerade för nedbrytning och avskiljning av föroreningar som förekommer i sediment. Tre vattenlösningar på 2 liter vardera bereddes med 10 % metanol. En lösning hölls mörkt utan omrörning och motsvarar obehandlat prov och utan tillsats av NaCl. Till de två övriga tillsattes 5,8 g/L NaCl och det obehandlade nollprovet innehöll PAH (ΣPAH-16 24µg/L = naftalen + acenaftylen + acenaften + fluoren + fenantren + antracen + fluoranten + pyren + bens(a)antracen + krysen + bens(b)fluoranten + bens(k)fluoranten + bens(a)pyren + dibens(a,h)antracen + bens(g,h,i)perylen + indeno(123cd)pyren), PCB (ΣPCB-7 0,22 µg/L = PCB 28 + PCB 52 + PCB 101 + PCB 118 + PCB 138 + PCB 153 + PCB 180), tennorganiska föreningen TBT (55 ng/L) och metaller (aluminium (Al), barium (Ba), bly (Pb), järn (Fe), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), koppar (Cu), mangan (Mn), nickel (Ni), zink (Zn) om vardera ca. 70 µg/L. De två lösningarna exponerades för UVC-strålning där en av dessa innehöll 5×3 cm^2 fotokatalytisk elektrod tillverkad genom termisk sprutning av TiO_2 på titan. Den andra lösningen innehöll en identiskt fotokatalytisk elektrod samt en titanplatta (3×5 cm^2). En galvanostat skapade en elektrisk ström på 4 mA mellan den fotokatalytiska elektroden (anod) och titanplattan (katod). Båda lösningarna omrördes med magnetomrörare och experimentet utfördes under 72 timmar. Prover skickades sedan till ett ackrediterat laboratorium för analys av halterna och organiska föroreningar och metaller i lösningarna.

Behandling av förorenade sediment (steg 3)

Provtagning förorenade sediment

Sedimentprover togs från följande tre förorenade områden i Göteborg (Figur 4): (1) Sediment från Göta älv (Arendal) som är kraftigt förorenat med främst TBT. (2) Sediment från Välenviken i Askim (Välen) som är kraftigt förorenat med metaller och PCB. Den uppströms belägna (3) Järnbrottsdammen som renar dagvatten från Högsbo avrinningsområde (Järnbrott) vars sediment är förorenat av metaller, alifater, ftalater och PAH. För en mer utförlig beskrivning av de förorenade områden där sedimentproverna har tagits och vilka föroreningar som finns där se Bilaga 1. En kortfattad beskrivning av sedimentprovtagningen presenteras nedan.

Arendal. Sediment inhämtades i samband med en muddringsoperation i Göta älv i nivå med Frihamnen i Göteborg. Vid provtagningen togs sediment ut i 40st fem-literslådor. Sedimentet

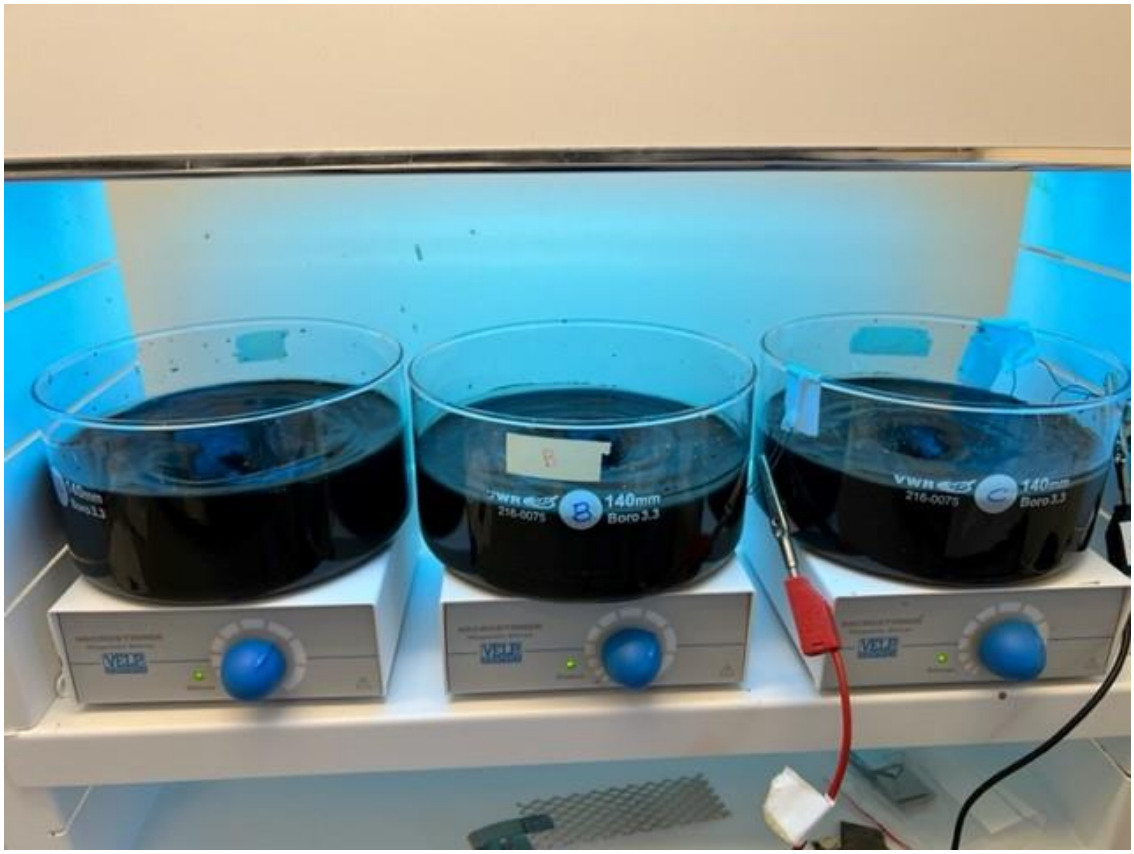


Figur 4. Provtagningsplatser för sediment vid Arendal, Välenviken (Välen) och Järnbrottsdammen (Järnbrott) i Göteborg.

blandades för att homogeniseras och prover togs ut och skickades sedan till ett kommersiellt miljölaboratorium för analys av tennorganiska föreningar, metaller och PAH-16.

Välen. Sedimentprover togs i Välenviken från båt vid två olika platser med en Ekmanprovtagare. Den första platsen var belägen norr om mudderdeponin som beskrivs i Bilaga 1 och ca 50 m från strandkanten. Det andra provet togs ca 500 m söder ut och strax söder om mudderdeponin och likaså 50 m från strandkanten. För att få ett representativt samlingsprov från vardera provtagningsplats överfördes delproverna på totalt ca 2 kg till ett provtagningskärl och omblandades väl. Proverna analyserades för koncentrationer av metaller, PAH-16, PCB-7 och kompletterades senare med analyser av alifater, aromater, Fe och TOC.

*Järnbrott. S*edimentprover togs i Järnbrottsdammen från båt nära inloppet och nära utloppet till Stora ån med en Ekmanprovtagare. För att få ett representativt samlingsprov från inloppsdelen och ett från utloppsdelen av dammen överfördes delproverna på totalt ca 2 kg till ett provtagningskärl och omblandades väl. Proverna analyserades för koncentrationer av metaller, PAH-16 och ftalater. Provet från inloppsdelen kompletterades i ett senare skede med analyser av TOC, Fe, PCB-7 samt alifater och aromater.



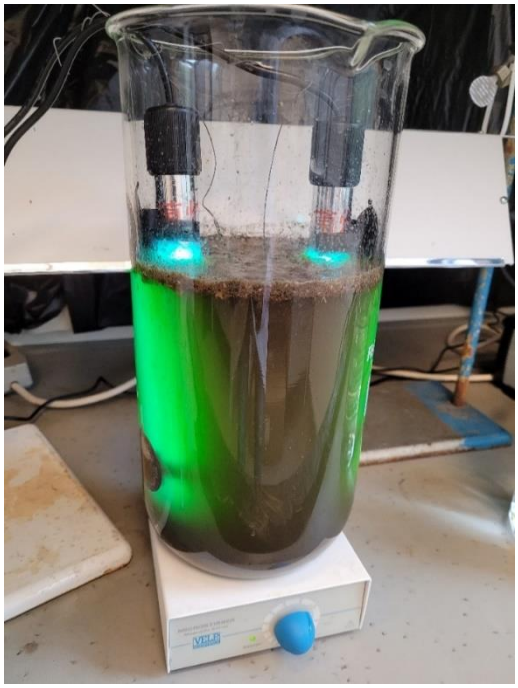
Figur 5. Experimentell uppställning för test av fotoelektrokatalytisk nedbrytning av föroreningar i sediment.

Försöksuppställningar

Tre olika försöksuppställningar testades i experimenten med sediment och en översikt över de olika experimenten visas i Tabell 1.

Försöksuppställning 1. Denna försöksuppställning beskrivs i avsnittet *Metodutveckling (steg 1)* och Figur 5. Lysrör med UV-belysning var placerade ovanför bägare med material som testades. I dessa försök testades olika L/S förhållanden och olika tider för experimenten. I några experiment kompletterades försöken med tillsatts av väteperoxid (H_2O_2) till bägarna. När H_2O_2 reagagerar med järn bildas Fentons reagens vilket är ett starkt oxidationsmedel. I försöken som pågick under 3 dygn användes även H_2SO_4 för att justera pH till 3 vilket är fördelaktigt för reaktionen (Pignatello et al., 2006). Inget järn tillsattes eftersom tidigare undersökningar har visat att sedimentet redan innehåller tillräckliga halter för att bilda radikaler som bryter ner organiska föroreningar (Norén et al, 2022). För att optimera nedbrytningen av föroreningar tillsattes H_2O_2 (100 mL) i omgångar och under omrörning och försöken pågick i totalt 72 respektive 120 timmar.

Försöksuppställning 2 (UV-lampor nedsänkta i sedimentslurry och TiO_2-plattor). Två UVC-lampor med vardera effekten 15 W sänktes ned i en bägare fylld med en slurry av vatten och sediment. Fotokatalytiska elektroder (TIO_2-plattor) placerades bredvid lamporna, se Figur 6. Slurryn omrördes med en magnetomrörare. I dessa försök testades även olika L/S förhållanden och olika tider för experimenten.



Figur 6. Experimentell uppställning för test av fotokatalytisk nedbrytning av föroreningar i sediment med nedsänkta UV-lampor.

Försöksuppställning 3 (recirkulation av sedimentslurry genom UV-kammare). En slurry av sediment och vatten recirkulerades genom en kammare med UVC-lampa med effekten 18 W med hjälp av en peristaltisk pump (Figur 7). I detta försök används inte en fotokatalytisk elektrod, där testades endast effekten av direkt belysning UVC-ljus i vätskan. I dessa försök testades även olika L/S förhållanden och tider.

Figur 7. Experimentell uppställning för test av recirkulation av sedimentslurry genom UV-kammare.

I alla försök med fotokatalytiska elektroder användes elektroder som tillverkats med termisk sprutning av TiO_2 på titanplattor med ytan 3×5 cm^2. I de försök där elektrisk ström applicerats placerades en titanplatta med ytan 3×5 cm^2 i samma bägare som den fotokatalytiska elektroden och en ström på 4 mA anslöts mellan de två elektroderna med en galvanostat. Den fotokatalytiska elektroden fungerade som anod och titanplattan som katod. Saltlösningen som användes för att förbereda sedimentslurryn innehöll 5,8 g/L NaCl och tillfördes sediment från Välen och Järnbrott. Vid experiment med Arendalsediment tillfördes ingen saltlösning utan enbart ultrarent vatten. Detta då sedimentet naturligt innehöll salter.

Experimentella förhållanden

Alla tre försöksuppställningarna som beskrivs ovan användes i testen med sediment. Ett flertal förhållanden testades och de parametrar som varierades inkluderar:

- Typ av sediment
- Relation mellan vätska och fast material (torrvikt sediment) (L/S)
- Ljuskällan (UVB, UVC eller inget ljus)
- Elektrisk ström (4 mA eller ingen ström)
- Tillsatts av Fentons reagens (H_2O_2)
- Behandlingstiden på experimentet

I avsnittet *Resultat och diskussion* nedan beskrivs de förhållanden som rådde i varje experiment. De förkortningar som används för att beskriva förhållanden i ett experiment förklaras i Tabell 1.

Tabell 1. Förklaring av förkortningar som används för att definiera förhållanden som användes under experimenten.

Typ av sediment	
JBIN	Prover från Järnbrottsdammens inloppsdel
JBUT	Prover från Järnbrottsdammens utloppsdel
Arendal	Prover från Göta Älv
Välen	Prover från Välenviken
Relationen mellan vätska och sediment	
LSXX	Kvoten (L/S) mellan massan vätska och sediment (torrvikt) är XX g/g
Torrt sed	Sediment har ej tillförts extra vätska i experimentet
Ljuskällan	
UVB	Ljus med våglängd 302 nm
UVC	Ljus med våglängd 254 nm
NED	Nedsänkta ljusrör med våglängd 254 nm Om angivelse saknas utfördes försöket i mörker
Fotokatalysatorplattor av titanoxid	
Ti	Fotokatalysator av TiO_2 Om angivelse saknas utfördes försöket utan TiO_2-plattor
Elektrisk ström	
El	4 mA drogs från den fotokatalytiska elektroden Om angivelse saknas utfördes försöket utan el
Tillsatts av Fentons reagens	
Fen	H_2O_2 tillsattes under försöket. Om angivelse saknas utfördes försöket utan att H_2O_2 tillsatts
Recirkulation	
Cirk	Sediment vattenblandningen pumpades förbi en UVC-lampa. Om angivelse saknas utfördes försöket utan att pump användes
Reaktionstid	
XXd	Avskiljning av föroreningar mättes efter att sedimenten hade behandlats under en tidsperiod på XX dygn

Indunstning av prover

Oavsett vilken metod som används eller sedimentets ursprung utfördes indunstning av proverna efter behandling. Syftet med indunstningen var att återföra eventuella lösta föroreningar åter till sedimentet för att kunna visa på faktiskt nedbrytning och inte utspädning eller övergång till vattenfas. Sedimentet placerades i glasskålar i ett dragskåp där fläktar användes för att påskynda avdunstningen av vatten. När sedimentet fortfarande var fuktigt togs prover ut och skickades för analys till ett externt laboratorium.

Kemiska analyser

Samtliga analyser av sediment och vatten utfördes av ett ackrediterad externt laboratorium. Sedimentprover från samtliga provtagningsplatser analyserades med avseende på metaller, torrsubstans (TS), totalt organiskt kolinnehåll (TOC) och PAH-16. Arendalproverna analyserades även för innehåll av tennorganiska föreningar (TBT, DBT och MBT), Välenproverna för förekomst av PCB-7 och Järnbrottproverna för förekomst av PCB-7 och ftalater. Vattenproverna analyserades med avseende på metaller, tennorganiska föreningar, PCB-7 och PAH-16. De fullständiga analysprotokoll presenteras i Bilaga 2.

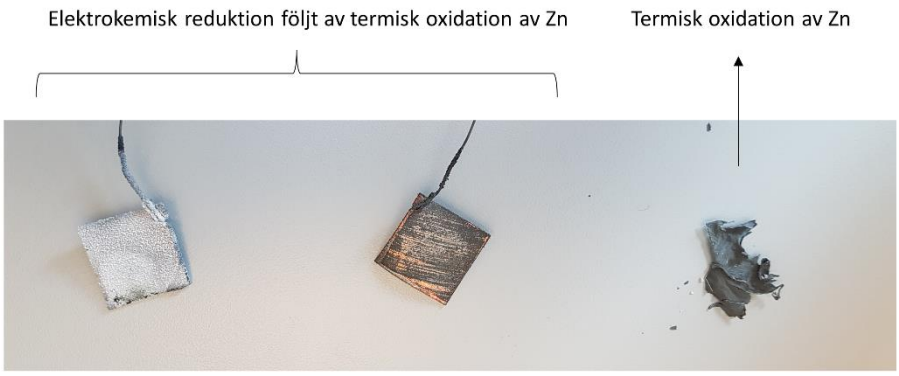
Resultat och diskussion

Metodutveckling (steg 1)

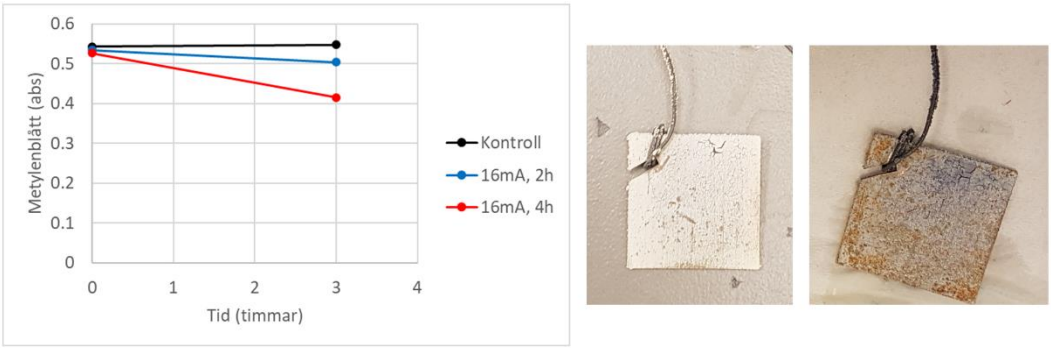
Tillverkning av elektroder och initiala tester av fotokatalys

Termisk oxidation av zinkplattor fungerade inte med den testade metoden då zinkplattorna deformerades och kunde inte användas som fotokatalytiska elektroder, se Figur 8. Elektrokemisk reduktion följt av termisk oxidation fungerade dock. Denna metod påverkades av tillverkningssättet. Omrörning av zinklösningen under den elektrokemiska reduktionen var viktigt för att få ett kompakt zinklager på metallplattan (Figur 8). Utan omrörning blev zinklagret poröst och lossnade lätt från plattan.

Funktionen hos elektroderna testades i metylenblålösning. Figur 9 visar fotokatalytisk nedbrytning av metylenblått av stålplattor med ZnO som fotokatalysator. Kontrollförsöket utan elektrod visade att metylenblått inte bröts ner av enbart UV-ljus under 3 timmar. Två elektroder som tillverkats med en elektrokemisk reduktionstid på 2 och 4 timmar testades parallellt. En längre tid för reduktion av Zn^{2+} innebär ett tjockare lager av fotokatalysator på elektroden. Vi kan se att elektroden med det tjockare lagret hade en högre nedbrytning av metylenblått under försöket. I Figur 9 visas också att korrosion sker på elektroden under försöket. Den orange färgen i bilden till höger visar att korrosion sker på stålplattan som fungerar som bas för elektroden. Av den anledning testades även kopparplåt som bas.

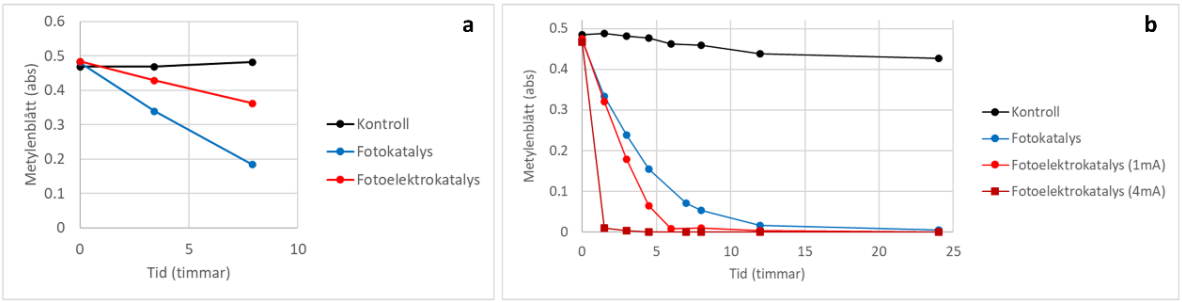


Figur 8. Elektroder med fotokatalytiska ZnO-lager tillverkades med elektrokemisk reduktion och termisk oxidation. Av de två elektroderna tillverkade med elektrokemisk reduktion är den vänstra baserad på stål och den högra på koppar.



Figur 9. Reduktion av metylenblått under belysning med UV-ljus med våglängden 302 nm och intensiteten 1 mW/cm². En kontroll utan elektrod och två elektroder tillverkade med elektrokemisk reduktion vid 16mA och antingen 2 eller 4 timmar testades. Till höger visas en bild på en ZnO på stål-elektrod före och efter försöket.

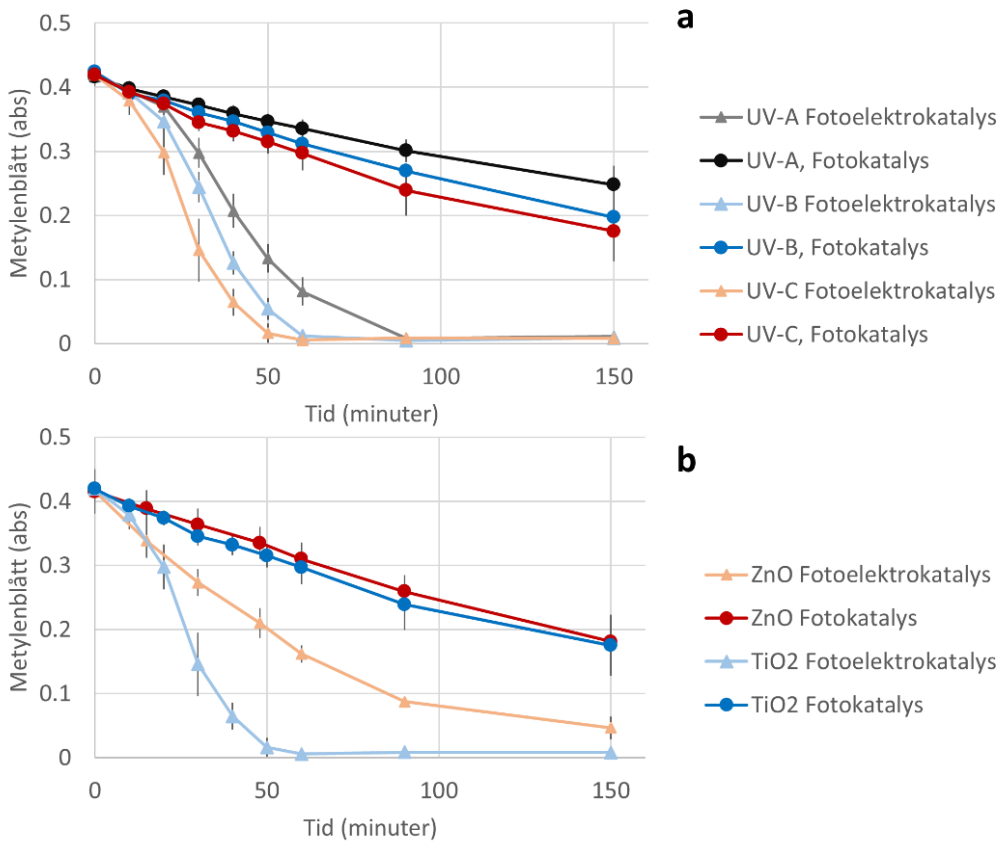
Figur 10. Två elektroder med TiO_2 på stål som uppvisar problem med korrosion (till vänster) och en elektrod med TiO_2 på titan som inte har korrosionsproblem (längst till höger).



Figur 11. (a) Nedbrytning av metylenblått med elektroder bestående av ZnO på koppar tillverkade med elektrokemisk reduktion följt av termisk oxidation. Kontrollen hade ingen elektrod i lösningen. Fotokatalys hade en 2×2 cm2 elektrod och vid fotoelektrokatalys drogs en ström på 4 mA från elektroden. (b) Nedbrytning av metylenblått med elektroder bestående av TiO_2 på titan tillverkade med termisk sprutning. Vid fotoelektrokatalys testades två strömstyrkor: 1 mA och 4 mA.

Även med kopparplåt som bas för den fotokatalytiska elektroden kunde nedbrytning av metylenblått observeras. Vi kopplade även på elektrisk ström för att åstadkomma fotoelektrokatalytisk nedbrytning. En titanplatta placerades i metylenblålösningen tillsamman med den fotokatalytiska elektroden. En galvanostat användes för att dra en ström mellan de två metallplattorna. Den fotokatalytiska elektroden fungerade som anod och titanplattan som katod. Genom att dra elektroner från elektroden kan fler av de hål som bildas genom fotoexcitation användas för oxidation av vatten och producera hydroxylradikaler, istället för att den exciterade elektronen faller tillbaka i det hål som bildats. När fotoelektrokatalys testades med koppar/ZnO-elektroden försämrades dock funktionen (Figur 9). Det beror troligtvis på att kopparplattan oxiderades. Detta styrks av att kopparbeläggning kunde observeras på titanplattan som användes som katod. När koppar oxideras vid anoden bildas Cu^{2+}-joner som sedan reduceras till Cu(s) vid katoden.

Elektroder tillverkade med termisk sprutning av TiO_2 på stål- och titanplattor testades också. När stål användes som basmaterial sågs samma problem med korrosion som vi tidigare sett med ZnO på stål, se Figur 10. TiO_2 på titan uppvisade dock inga problem med korrosion (Figur 10). Test gjordes både med fotokatalys och fotoelektrolys med två strömstyrkor: 1 mA och 4 mA. Den snabbaste nedbrytningen av metylenblått uppvisades med fotoelektrokatalys och strömstyrkan 4 mA (Figur 11). Elektroder tillverkade med termisk sprutning var också mer robusta än elektroder tillverkade med elektrokemisk reduktion och termisk oxidation. Katalysatorlagret hade god vidhäftning till den underliggande metallytan och elektrodens funktion var reproducerbar. Därför utfördes de fortsatta försöken med elektroder tillverkade med termisk sprutning med TiO_2 och titan som bas.



Figur 12. (a) Nedbrytning av metylenblått i en jämförelse mellan olika ljusvåglängder och med/utan elektrisk ström (4 mA). Alla försök var med TiO_2-katalysator. (b) Jämförelse av katalysatormaterial. Alla försöka var med UVC. Medelvärden och standardavvikelser (felstaplar) för fem replikerade försök visas.

Effekt av driftsparametrar på fotoelektrokatalys

Funktionen hos fotoelektrokatalytiska system påverkas av många faktorer. Vi valde att fokusera på effekten av ljusets våglängd och typen av katalysator. Alla försök utfördes med 3x5 cm^2 titanplattor med ett fotokatalytiskt lager av antingen TiO_2 eller ZnO som hade applicerats med termisk sprutning. När ljusets våglängd jämfördes gav UVC snabbast nedbrytning av metylenblått både med fotokatalys och fotoelektrokatalys (Figur 12). Ljus med kort våglängd har högre energimängd per foton. Det betyder att fotonerna har en större förmåga att excitera elektroner i katalysatormaterialen vilket leder till fler elektronhål och produktion av hydroxylradikaler. I jämförelsen mellan TiO_2 och ZnO var det ingen skillnad för fotokatalys men för fotoelektrokatalys var TiO_2 klart bättre (Figur 12).

Avskiljning av organiska föroreningar och metaller i klar vattenlösning (steg 2)

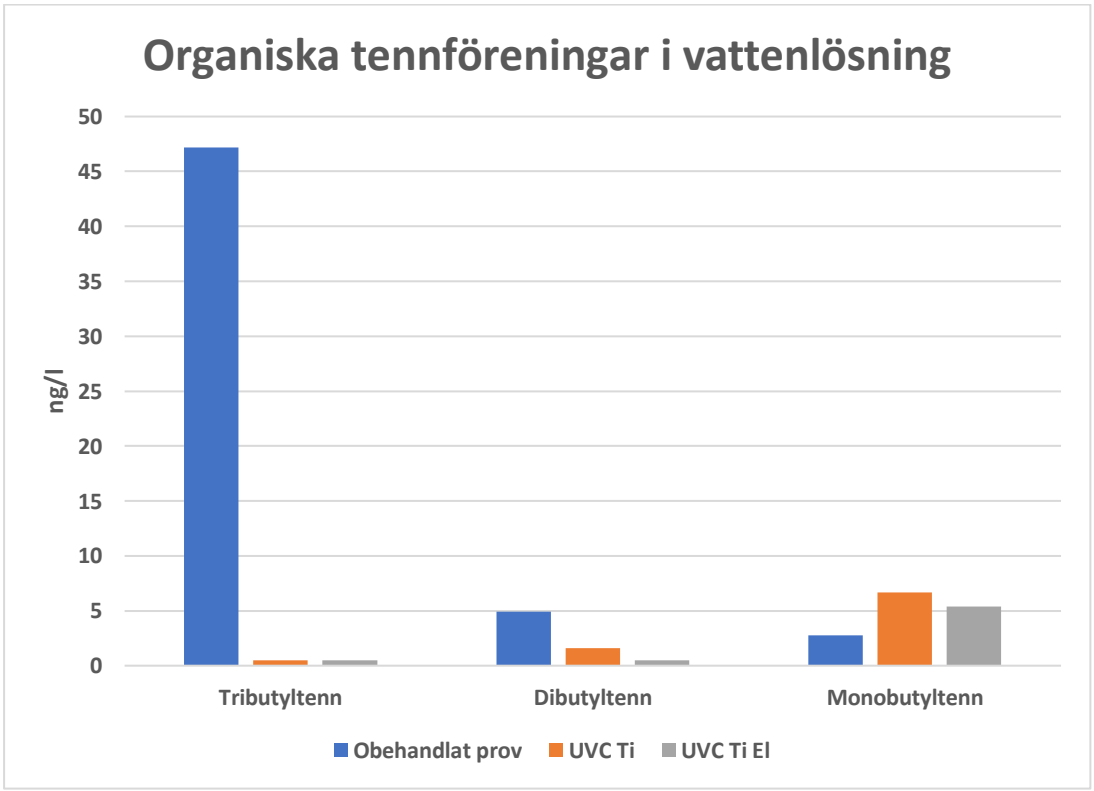
I Tabell 2 presenteras resultaten av fotokatalys och fotoelektrokatalys för PCB. Dessa resultat visar att de olika PCB föroreningarna bröts ner mycket effektiv >98 % med både fotokatalys och fotoelektrokatalys när de förekom i en klar vattenlösning och behandlades under 3 dygn. Likaså visar resultaten i Tabell 3 att PAH bröts ner >99 % vid behandling under 3 dygn med båda metoderna. I Figur 13 visas nedbrytningen av tennorganiska föreningar där TBT bröts ner med >99 %. Vid nedbrytningen omlagras TBT till DBT och därefter till MBT vilket kan ses då MBT bildades i proverna vid behandling. Om bildningen av MBT inkluderas bröts de tennorganiska föreningarna ner med totalt 84–88 %.

Tabell 2. Nedbrytning av PCB med fotokatalys (UVC Ti) och fotoelektrokatalys (UVC Ti El) i klar vattenlösning (för förklaring av förkortningar i figuren se Tabell 1).

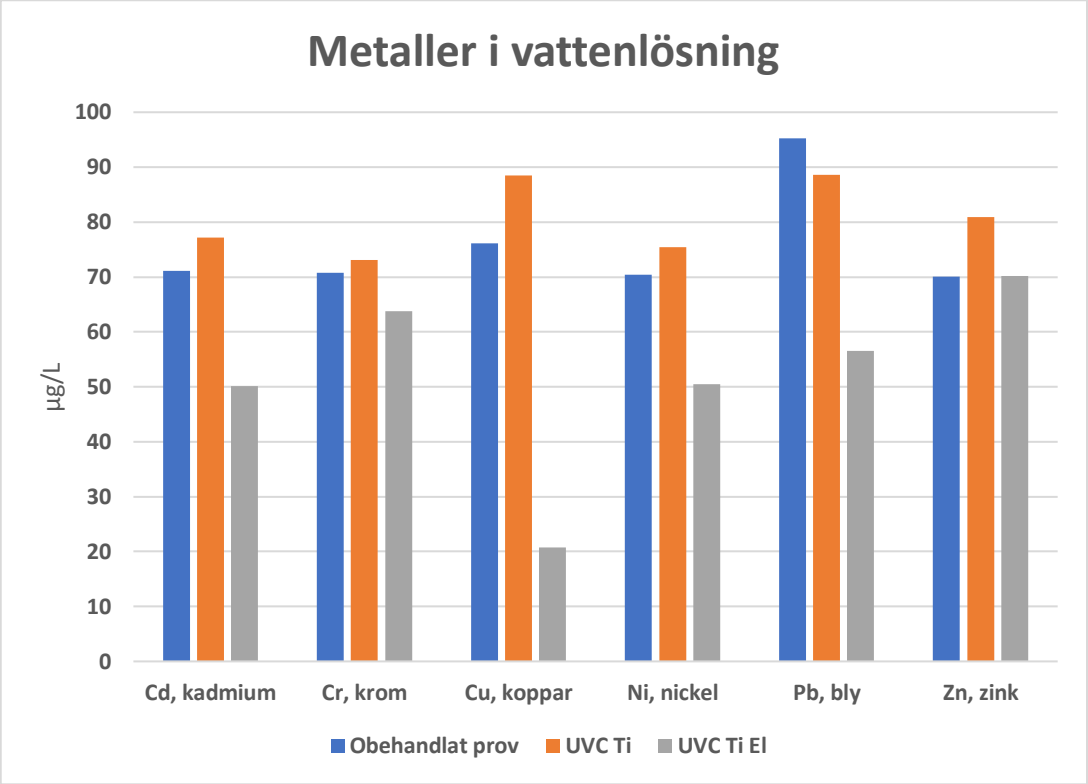
	Obehandlat µg/L	UVC Ti µg/L	Nedbrytning %	UVC Ti El µg/L	Nedbrytning %
PCB 28	0,0244	<0,00110	>98	<0,00110	>98
PCB 52	0,0271	<0,00110	>98	<0,00110	>98
PCB 101	0,0341	<0,00110	>98	<0,00110	>98
PCB 118	<0,00110	<0,00110	-	<0,00110	-
PCB 138	0,0462	<0,00120	>99	<0,00120	>99
PCB 153	0,041	<0,00110	>99	<0,00110	>99
PCB 180	0,0456	<0,00110	>99	<0,00110	>99
ΣPCB-7	0,218	<0,00390	>99	<0,00390	>99

Tabell 3. Nedbrytning av PAH med fotokatalys (UVC Ti) och fotoelektrokatalys (UVC Ti El) i klar vattenlösning (för förklaring av förkortningar i figuren se Tabell 1).

	Obehandlat µg/L	UVC TiO_2 µg/L	Nedbrytning %	UVC TiO_2 El µg/L	Nedbrytning %
ΣPAH-L	1,87	0,0125	>99	0,0125	>99
ΣPAH-M	9,27	0,015	100	0,015	100
ΣPAH-H	13,3	0,02	100	0,029	100
ΣPAH-16	24,4	0,0475	100	0,029	100



Figur 13. Koncentrationer av tributyltenn (TBT), dibutyltenn (DBT) och monobutyltenn (MBT) i klar vattenlösning efter behandling med fotokatalys (UVC Ti) och fotoelektrokatalys (UVC Ti El) (för förklaring av förkortningar i figuren se Tabell 1).



Figur 14. Koncentrationer av metaller i spikade lösningar efter behandling med fotokatalys (UVC Ti) och fotoelektrokatalys (UVC Ti El) i klar vattenlösning (för förklaring av förkortningar i figuren se Tabell 1).

Koncentrationerna av alla metaller reducerades i de spikade och klara lösningarna genom fotoelektrokatalys. Salt tillsattes inte till kontrollösningen och det var mer avdunstning i proverna med UVC jämfört med kontrollprovet. Därför är koncentrationerna för UVC + TiO_2-platta utan ström mer jämförbara med koncentrationer för UVC + TiO_2 med ström än med kontrollösningen för att utvärdera metodens effektivitet. Utvinningsgraden för fotoelektrokatalysen var 76 % för Cu >> 36 % för Pb ~ 35 % för Cd ~ 33 % för Ni >>13 % för Zn ~ 13 % för Cr (Figur 14). Den effektiva och högre utvinning av Cu antas bero på koppars höga reduktionspotential jämfört med övriga metaller (Modin et al., 2012). Studien visar att fotoelektrokatalys med fördel kan användas för att behandla metallförorenat vatten och återvinna metaller. Lösningarna innehöll även organiska föroreningar och metallerna kunde utvinnas vid samtidig förekomsten och nedbrytning av organiska molekyler. Högre koncentrationer av organiska molekyler kan dock påverka metodens effektivitet, se vidare i kapitlet *Metaller* (sida 33).

Behandling av förorenade sediment (steg 3)

Initiala sedimenthalter och klassning

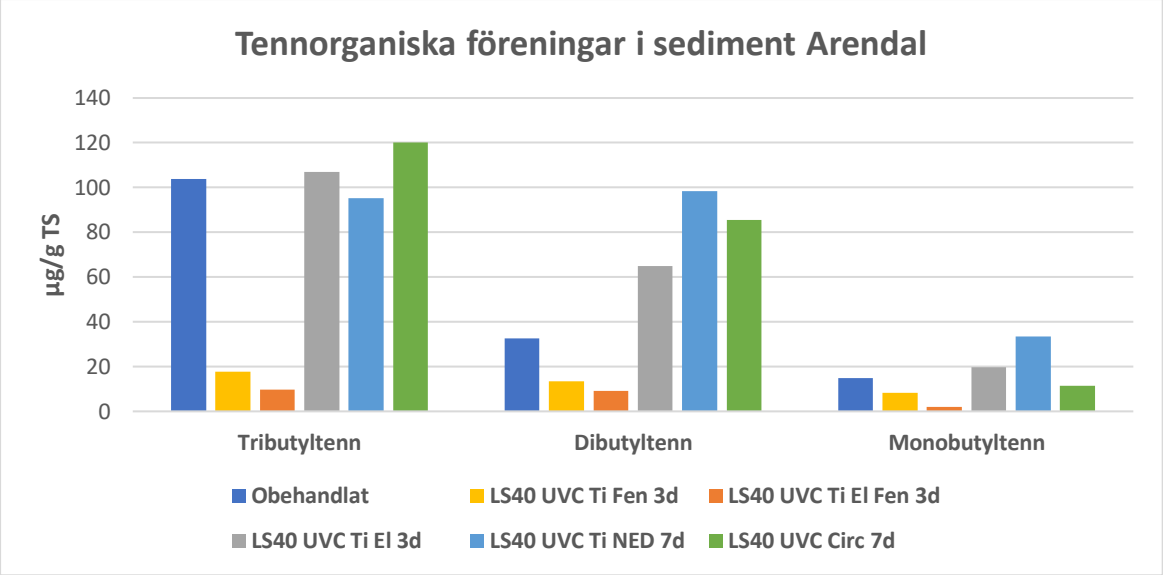
I Tabell 4 presenteras initiala halter i sediment (d v s halter på obehandlade sediment) från Järnbrottsdammens inlopp och utlopp, Välenviken och Arendal. Halter av Hg analyserades i samtliga obehandlade sediment. Halterna var mycket nära eller under de kemiska analysernas rapporteringsgräns så en eventuell minskning av Hg hade resulterat i resultat under rapporteringsgränserna (Bilaga 2). Följaktligen har resultaten för Hg uteslutits från studien. Resultaten från de kemiska analyserna har jämförts med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet för kust och hav (Naturvårdsverket, 1999a) samt sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999b) samt SGUs klassning av halter av organiska föroreningar i sediment (SGU, 2017) (Bilaga 3). Analyserna för metaller i saltvatten visar för metaller i sediment att de klassas från att inte avvika (Klass I) till mycket stor avvikelse (Klass V) från den förindustriella metallförekomsten i sediment (Naturvårdsverket, 1999a). I sedimentet från Arendal avviker inte halterna av As, Ni och Pb från de förindustriella värdena (Klass I). Halterna av metallerna Cd och Zn uppvisar en liten avvikelse (Klass II) och Cu en tydlig avvikelse (Klass III). I Välens sediment tillhör As och Ni Klass I, Cd Klass III, medan halterna av Pb och Zn uppvisar en stor avvikelse (Klass IV) och Cu en mycket stor avvikelse (Klass V). Vid jämförelse med bedömningsgrunderna för limniska sediment har JBIN och JBUT mycket höga halter av Cu, medelhöga halter av Ni och Zn, låga halter av Cd och Pb, mycket låga halter av As (Naturvårdsverket, 1999b).

För ämnesgruppen PAH finns endast riktvärden för marina sediment men här har även Järnbrottsdammens sediment jämförts mot dessa (SGU, 2017). Riktvärden finns för PAH-M och PAH-H. Halten PAH-M i Arendal och Välen är klassade som höga halter och i de två Järnbrottsproverna som mycket höga halter. I Arendal är däremot PAH-H något lägre klassad, som medelhög halt, medan PAH-H i Välen klassas ha hög halt och i Järnbrottsdammen uppvisar bägge proverna mycket hög halt. Samma bedömningsgrunder gäller för tennorganiska föreningar och där klassas TBT och DBT i Arendalsedimentet som mycket höga halter och MBT som i hög halt (SGU, 2017). PCB-halten i Välen klassas vara i mycket hög halt. Gällande ftalater, aromater, alifater och TEX finns inga riktvärden i Sverige.

I dagvattenproverna från Järnbrottsdammen är i halterna av PAH, ftalater, alifater och metaller höga. I en tidigare studie analyserades 80 specifika organiska miljögifter i sediment från Järnbrottsdammen vara 40 specifika ämnen identifierades över gränsen för kvantifiering (Strömvall et al., 2007). Koncentrationer över då gällande riktvärden uppmättes för alifater, aromater, 4-nonylfenoler och dess mono- och dietoxilater, PAH-16, di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP), och flera bromerade flamskyddsmedel. Denna studie visade att Järnbrottsdammens sediment innehöll en cocktail av organiska miljögifter i höga halter. Att dagvattensediment innehåller mycket höga halter av organiska miljögifter och gummidäckspartiklar har verifierats i flera studier (t ex Björklund, 2011; Markiewicz, 2020; Järlskog 2022). Den relativa sammansättningen av PAH-16 i dessa studier indikerar att gummidäck, avgaser och asfaltsmaterial är huvudkällan till PAH-16 i dagvattensediment. Det kan därför antas att i sediment från Järnbrottsdammen föreligger föroreningar som t ex PAH-16 och alifater hårt bundet i fasta material som gummidäckspartiklar, oljor och asfaltsmaterial. Därför kan dagvattensediment antas vara extra svårt att rena.

Tabell 4. Initiala halter i sediment d v s halter på obehandlade sediment från Järnbrottsdammens inlopp (JBIN), Järnbrottsdammens utlopp (JBUT), Välenviken (Välen) och Göta älv (Arendal).

Sediment	Arendal	Välen	JBIN	JBUT
Torrsubstans vid 105°C (%)	53,2	34,7	28,4	25,4
Glödförlust (550°C) (% torrvikt)	6,61	8,77	16,8	16,8
Metaller (mg/kg TS)				
As, arsenik	4,55	7,44	3,44	4,85
Cd, kadmium	0,275	0,584	0,87	1,55
Cu, koppar	32,4	115	216	318
Ni, nickel	14,3	19,7	29,2	39
Pb, bly	23,9	66,2	59,5	81,8
Sn, tenn	3,27	8,27	31,5	33,3
Zn, zink	125	290	718	994
PAH (mg/kg TS)				
ΣPAH-16	1,3	1,86	6,58	8,98
ΣPAH-L	0,063	0,141	0,177	0,317
ΣPAH-M	0,58	0,728	2,78	3,48
ΣPAH-H	0,69	0,995	3,62	5,18
ΣPCB-7 (mg/kg TS)	-	0,34	-	-
Ftalater (mg/kg TS)				
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	-	-	15	24
di-iso-decylftalat (DIDP)	-	-	<100	<50
di-iso-nonylftalat (DINP)	-	-	160	85
Tennorganiska föreningar (µg/kg TS)				
monobutyltenn	14,8	-	-	-
dibutyltenn	32,5	-	-	-
tributyltenn	104	-	-	-
Alifater, aromater & TEX (mg/kg TS)				
alifater >C5-C8	-	-	<10	-
alifater >C8-C10	-	-	13	-
alifater >C10-C12	-	-	103	-
alifater >C12-C16	-	-	107	-
alifater >C5-C16	-	-	223	-
alifater >C16-C35	-	-	972	-
aromater >C8-C10	-	-	1,2	-
aromater >C10-C16	-	-	<1,0	-
metylpyrener/metylfluorantener	-	-	1,2	-
metylkrysener/metylbens(a)antracene	-	-	1,4	-
aromater >C16-C35	-	-	2,6	-
summa TEX	-	-	0,777	-

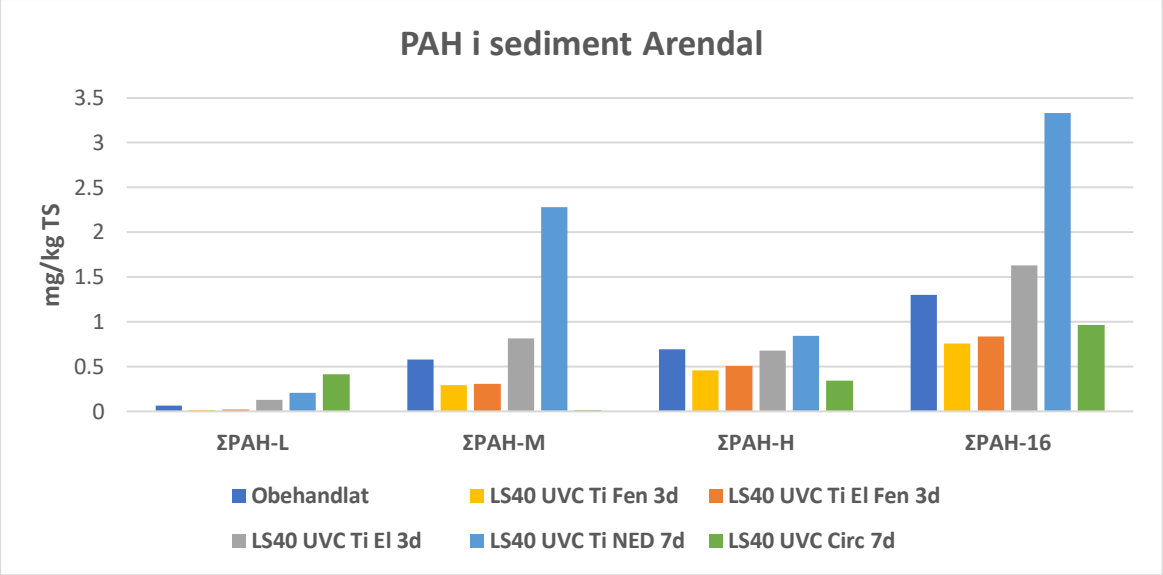


Figur 15. Koncentrationer av tributyltenn (TBT), dibutyltenn (DBT) och monobutyltenn (MBT) i sediment från Arendal behandlat med olika teknikkombinationer (för förklaring av förkortningar i figuren se Tabell 1).

Sediment Arendal

I samtliga prover med Fentons reagens sågs nedbrytning av de analyserade tennorganiska föreningar (Figur 15). Högst effektivitet fanns i provet där Fentons reagens samkördes med elektrisk ström, TiO_2-katalysatorplattor och UVC. Där sågs en nedbrytning med 91 %, 72 %, och 87 % respektive för TBT, DBT och MBT. Dessa resultat var bättre än tidigare utförda behandlingar av samma sediment där enbart Fentons reagens använts som behandlingsmetod. Där uppnåddes som bäst 64 % minskning av TBT, dock var mängden tillsatt väteperoxid mindre (1,7 M jämfört med 3 M) och experimentet pågick endast under ett dygn istället för tre (Norén et al., 2022). Utan tillsatt elektrisk ström var motsvarande nedbrytning 83 %, 58 % och 45 %. I de andra experimenten utan tillsatt Fenton sågs ingen nedbrytning. Resultaten indikerar att Fentons reagens är effektivast för nedbrytning av TBT, men effekten förstärks med behandling under elektrisk ström. Tidigare experiment har indikerat att strömstyrkan påverkar nedbrytningseffekten och därför kan tillförsel av starkare elektrisk ström ytterligare förstärka nedbrytningseffekten (Norén et al., 2022). Den ökade mängden tennorganiska föreningar i experimenten utan Fentons reagens kan bero på inhomogena sedimentprover och förekomst av TBT i färgflagor. Behandlingen kan ha gett upphov till att färgflagor innehållande TBT brutits ned och gjort TBT mer lättillgängligt för kemisk analys efter behandling (Norén et al., 2021). Med en längre behandlingstid skulle troligtvis mer TBT brutits ned för de experiment utan Fentons reagens.

För PAH sågs inte lika effektiv nedbrytning som för TBT, DBT och MBT (Figur 16). Bäst nedbrytning för PAH observerades för det prov där enbart Fentons reagens använts. Vidare sågs att i systemet där sediment och vatten pumpats förbi en UV-lampa hade bättre nedbrytning av PAH än i experiment där UVC-lampor hade nedsänkts i sedimentblandningen under omrörning eller då lampor belyst sedimentblandningen från ovan. Pumpningen kan ha exponerat mer partiklar och vätska för direkt UV-ljus i jämförelse med de andra uppsättningarna vilket underlättat nedbrytningen. Vidare kan pumpning ha bidragit till en bättre cirkulation i provkärlen vilket bidragit till en jämnare UV-exponering. Den längre tid som pumpexperimentet pågick kan också ha bidragit till att PAH-16 nästan nått de halter som erhölls med Fentons reagens. Här skulle fortsatta försök med en UVC-lampa med starkare effekt på 33 W jämfört med den lampa på 18 W som användes i detta försök var intressant

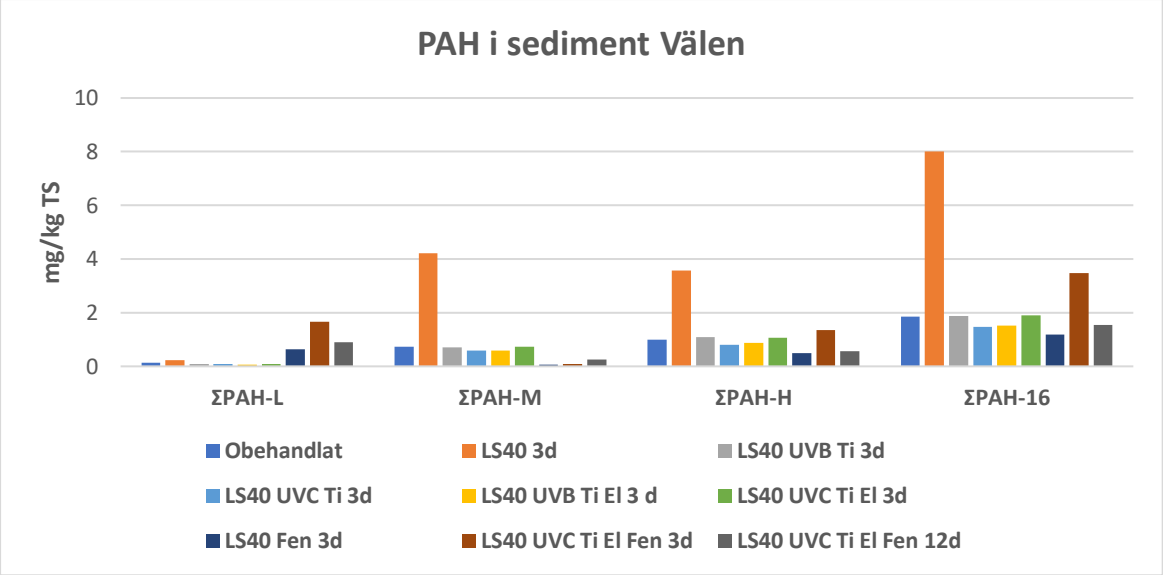


Figur 16. Koncentrationer av PAH-L, PAH-M, PAH-H och PAH-16 i sediment från Arendal behandlat med olika teknikkombinationer (för förklaring av förkortningar i figuren se Tabell 1).

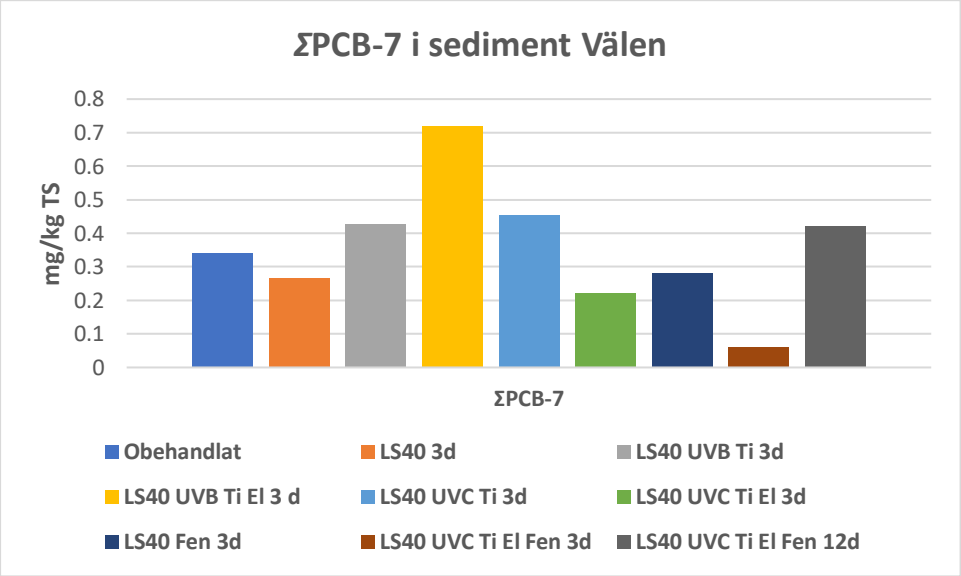
att utföra i fortsatta studier. Tillförsel av el hade låg påverkan på nedbrytningen men olika parametrar skulle kunna optimeras för att erhålla högre nedbrytning, så som t ex strömstyrka, plattstorlek, exponeringstid samt effekt på UVC-lampan. Ökningen av vissa PAH-grupper efter behandling kan ha berott på varierat haltinnehåll i sedimentet men också på att behandlingen frigjort PAH som varit inkapslat i sedimentstrukturen samt att originalproverna är kraftigt inhomogena. I provet där UVC-lampor sänkts ner i sedimentblandningen under behandlingen noteras en nästan fyrfaldig ökning av PAH-M vilket också gett en total ökning av PAH. Denna ökning misstänks ha ursprung från lamporna eller dess sugproppar vilka bestod av svart mjukplast.

Sediment Välen

Proverna från Välenviken uppvisade stor variation i halter (Figur 17 och 18). Liksom för vissa av PAH-resultaten för Arendalsedimenten ses även här en höjning av PAH i vissa av experimenten vilket indikerar att proverna har ett än mer inhomogent PAH-innehåll. Här ses tydligt att experimentet där endast omrörning av sedimentet med ultrarent vatten (LS40 3d) gav upphov till en signifikant ökning av PAH-innehållet. Detta kan indikera att omrörning med ultrarent vatten frigör PAH som kan ha varit fångad i eller mellan sedimentpartiklar och som vid de kemiska analyserna av obehandlat sediment inte har frigjorts i lika stor utsträckning. Haltvariationer på grund av inhomogena matriser förekommer ofta i förorenade sediment. Skillnader i sediment (t ex organisk halt (Tabell 4)) kan också påverkat effekten av nedbrytningen av PAH när man jämför resultaten från Järnbrottsdammen, Arendal och Välen. De hydroxylradikaler som bildas vid behandlingarna kan i organiskt rikt material i första hand



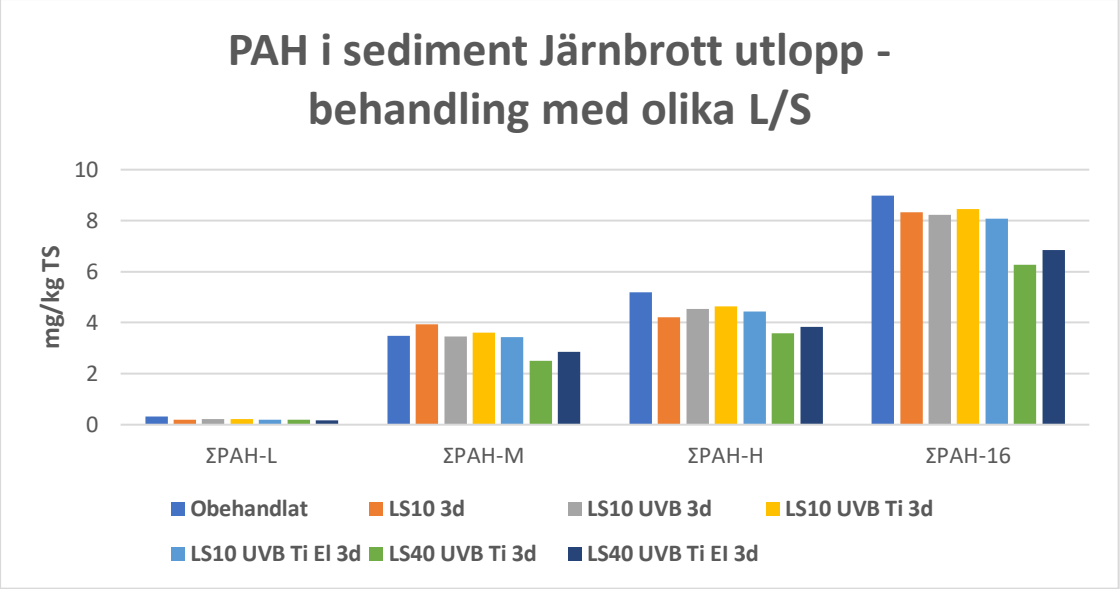
Figur 17. Koncentrationer av PAH-L, PAH-M, PAH-H och PAH-16 i sediment från Välenviken behandlat med olika teknikkombinationer (för förklaring av förkortningar i figuren se Tabell 1).



Figur 18. Koncentrationer av PCB-7 i sediment från Välenviken behandlat med olika teknikkombinationer (för förklaring av förkortningar i figuren se Tabell 1).

angripa andra mer reaktiva ämnen innan mer persistenta som t ex PAH bryts ned. Vidare sågs en för PAH låg skillnad i nedbrytning vid användning av UVB- respektive UVC-lampor.

Den metod som fungerade bäst för nedbrytning av PCB var fotoelektrokatalys i kombination med Fentons reagens där PCB bröts ner med 82 %, se Figur 18. Samtliga halter av PCB varierade dock mycket vilket antyder att sedimentet har en mycket inhomogen fördelning av PCB (Figur 18). Mätosäkerheten för dessa analyser var också förhöjd (ca 30 %) vilket kan medföra att analysresultaten är något osäkra. Då haltreduktion var låg kan det innebära att andra ämnen än PCB haft förtur vid nedbrytningen av organiska ämnen i sedimentet på samma sätt som diskuterat för PAH.

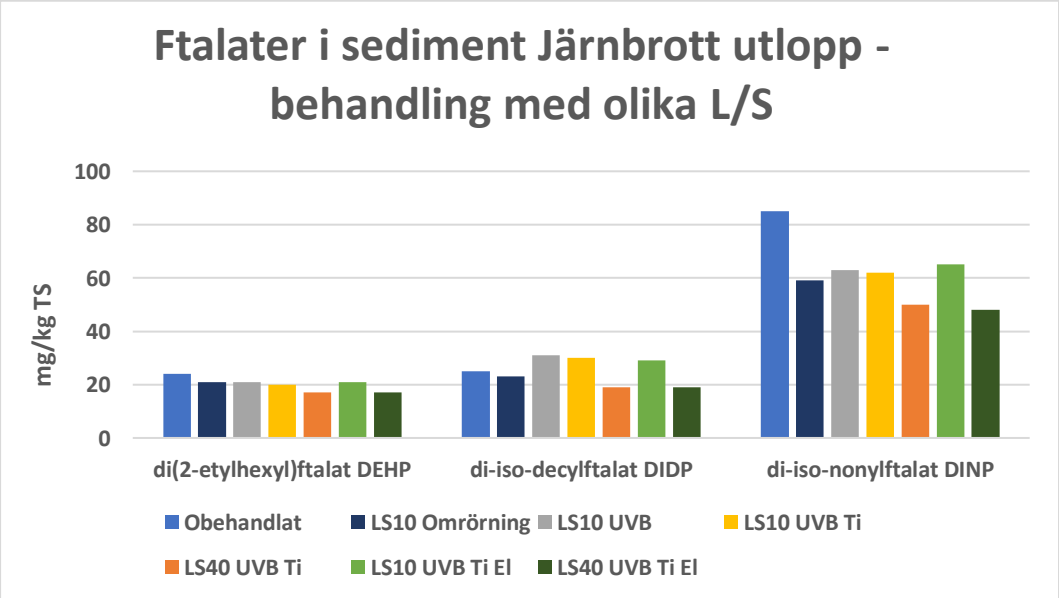


Figur 19. Koncentrationer av PAH-L, PAH-M, PAH-H och PAH-16 i sediment från Järnbrottsdammens utlopp behandlat med olika L/S och fotokatalys med eller utan elektrolys (för förklaring av förkortningar i figuren se Tabell 1).

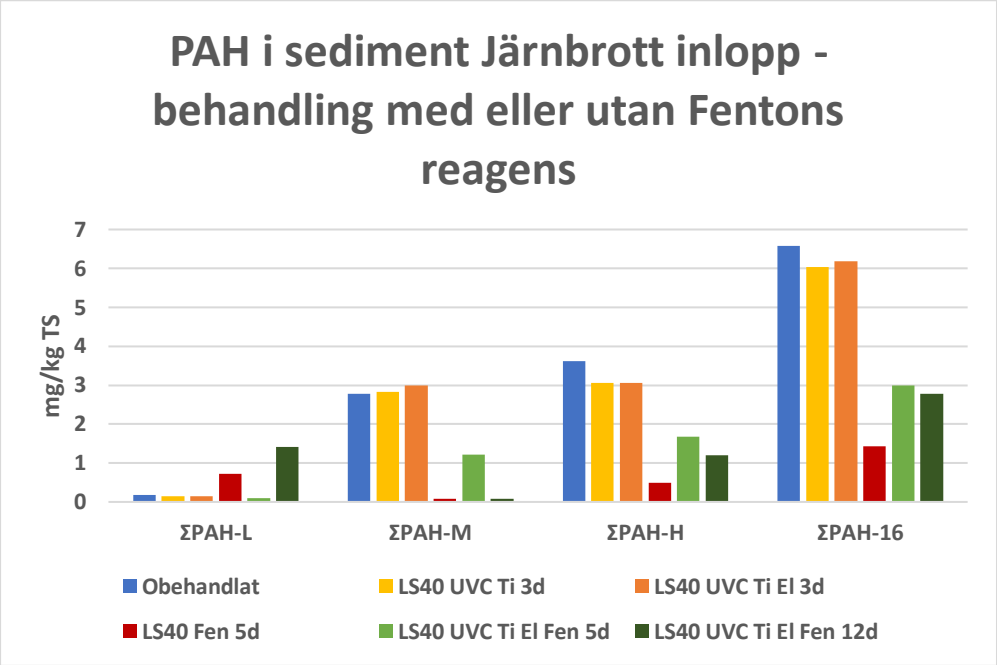
Sediment Järnbrott

Försöksserier med sediment från utloppsdelen av Järnbrottsdammen

I Figur 19 kan ses att behandlingsmetoderna med fotokatalytisk oxidation med eller utan elektrolys minskade PAH med 6–24 % och att en utspädning av sedimentet från L/S 10 till L/S 40 ger en mer effektiv nedbrytning. Bästa nedbrytningen erhölls i detta experiment genom belysning med UVB-lampan i kombination med TiO_2-plattorna d v s fotokatalys, dock verkar inte påläggning av ström d v s elektrolys inte ge någon större förbättring. I Figur 20 ses motsvarande minskning av ftalater med en reduktion mellan 13–44 % vilket visar att ftalaterna som är mer vattenlösliga bryts ner mycket mer effektivt vid behandlingen fotokatalytisk elektrolys än PAH. För ftalaterna kan man också se att försöken med högre L/S och påläggning av ström d v s elektrolys också gav förbättrat resultat.



Figur 20. Koncentrationer av ftalater förekommande i högsta halet i sediment från Järnbrottsdammens utlopp behandlat med olika L/S och fotokatalys med eller utan elektrolys (för förklaring av förkortningar i figuren se Tabell 1).

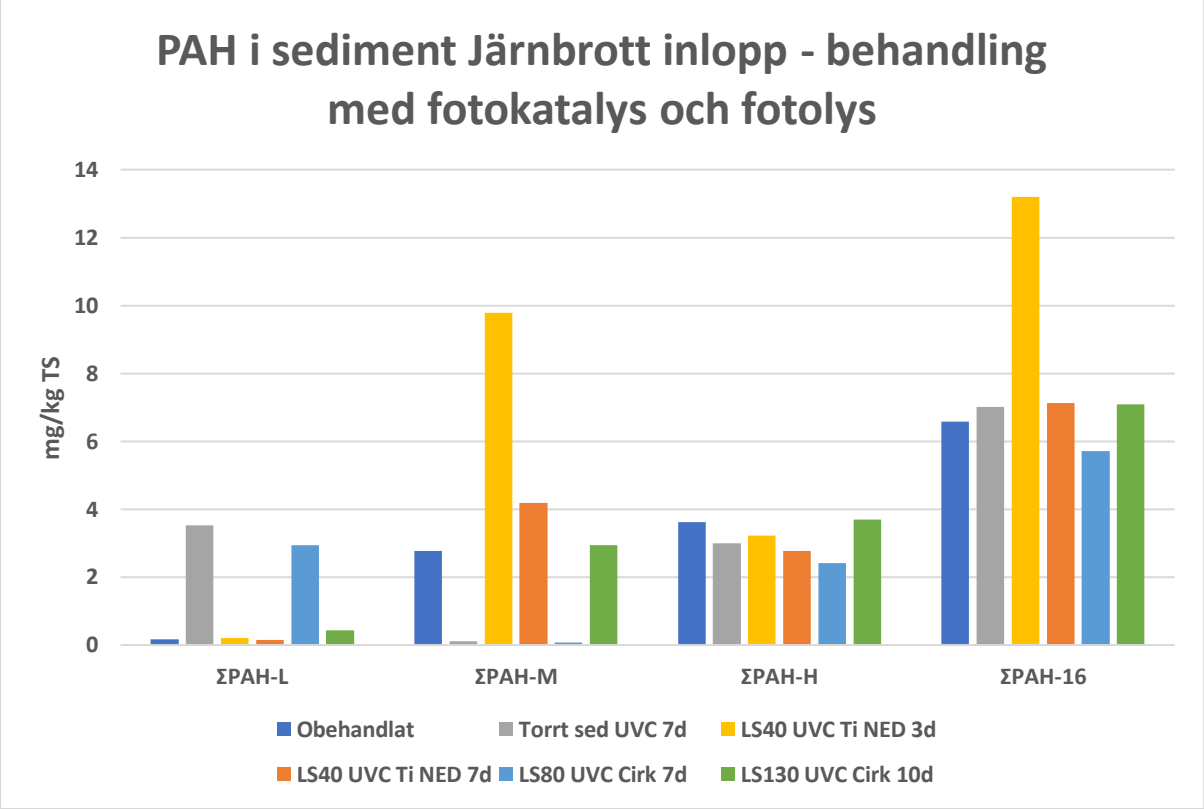


Figur 21. Koncentrationer av PAH-L, PAH-M, PAH-H och PAH-16 i sediment från Järnbrottsdammens inlopp behandlat med fotokatalys, Fentons reagens, fotoelektrokatalys med eller utan Fentons reagens samt olika tider för behandling (för förklaring av förkortningar i figuren se Tabell 1).

Försöksserie med sediment från inloppsdelen av Järnbrottsdammen

I Figur 21 kan ses koncentrationer av PAH i sediment från Järnbrottsdammen behandlat med olika behandlingsmetoder med eller utan Fentons reagens och under olika tider för behandling ger stora variationer på nedbrytning av PAH. Lägsta nedbrytningen var 6 % och som bäst 79 % med den metod där endast Fentons reagens har använts för behandling. Det går också att se en antydan till att om tiden för behandling förlängs med den fotoelektrokatalysen kombinerat med Fentons reagens från 5 dygn till 12 dygn så blir nedbrytningen med denna metod mer effektiv.

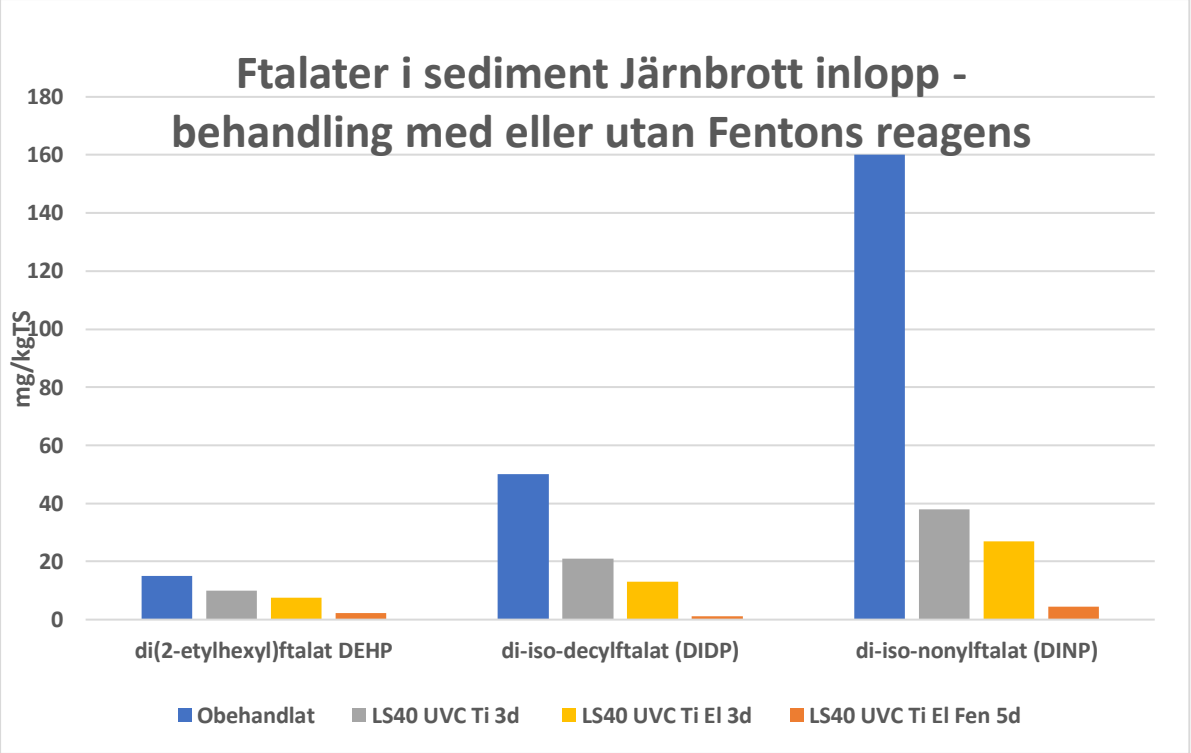
I Figur 22 visas koncentrationer av PAH i sediment från Järnbrottsdammen behandlat med UVC-lampa som belysts över ett torrt sediment under 7 dygn, eller UVC-lampor (2 x 15 W) nedsänkta i sedimentblandningen med katalysatorplattor av TiO_2, eller i en behållare (18 W) där sedimentblandningen har cirkulerats med pump och utan TiO_2-plattor. I resultaten kan ses att sedimentmatriserna är kraftigt inhomogena då t ex det ena provet med UVC lampor nedsänkta i sedimentblandningen innehåller mer än dubbelt så höga halter av PAH jämfört med det obehandlade provet. Detta resultat visar att de procentsiffror på reduktion av PAH som vi redovisar i detta projekt måste tolkas med försiktighet då de behandlade proverna kan ha innehållit både högre och lägre halter än det obehandlade provet. Alternativt är misstänkt att UV-lamporna med svarta gummiproppar och plasthållare (för att fästa på glasväggen) kan ha innehållit PAH-M eftersom liknande ökning sågs som för Arendalproverna med denna försöksuppställning. De två Järnbrottsproverna innehöll också höga halter av två ftalater (di-n-butylftalat (DBP) och di-iso-butylftalat (DIBP) som endast förekom i låga halter i övriga prover. UV-lamporna var tillverkad utanför EU så andra krav kan ha ställts på plastinnehållet. I resultaten här går också att se att provet med L/S80 (Figur 21) och där sedimentblandningen har cirkulerats genom en behållare med UVC-lampan ger 12 % nedbrytning av PAH (och speciellt för PAH-M) och är mest effektiv jämfört med övriga prover i denna



Figur 22. Koncentrationer av PAH-L, PAH-M, PAH-H och PAH-16 i sediment från Järnbrottsdammens inlopp behandlat med olika metoder för fotolys (UVC) med eller utan katalysatorplattor av TiO_2 (för förklaring av förkortningar i figuren se Tabell 1).

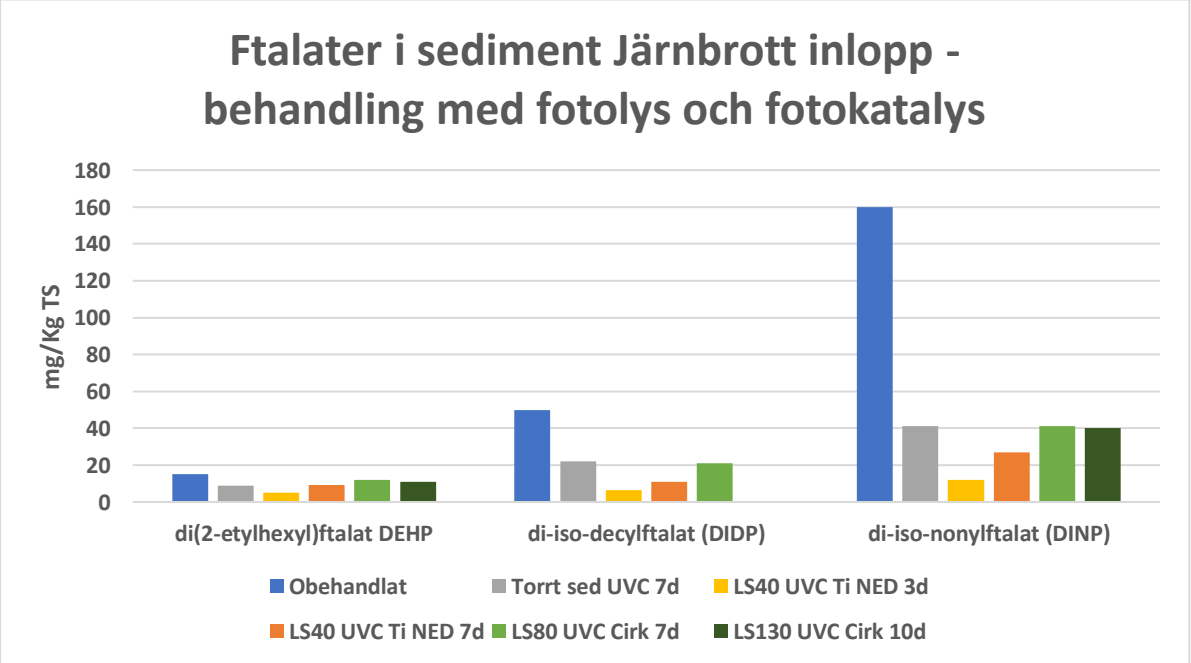
försöksserie vilket överensstämmer med resultaten från de tidigare försöken där ökande L/S ger mer effektiv nedbrytning (Figur 19). Dessa resultat är logiska då de mörka partiklarna som slukar UV-ljusets fotoner blir mer utspädda med högre L/S och därmed blir nedbrytningen mer effektiv.

I Figur 23 visas koncentrationer av ftalater förekommande i högsta halter i sediment från Järnbrottsdammens inlopp behandlat med fotokatalys med eller utan elektrolys och Fentons reagens, samt olika tid för behandling. Liksom i sediment från utloppsdelen, se Figur 20, är nedbrytningen av ftalaterna mycket mer effektiv från 34 % upp till 98 % jämfört med nedbrytningen av PAH i motsvarande sediment. Dessa resultat har en trolig förklaring i att ftalaterna är mycket mer vattenlösliga än PAH och därför lättare bryts ner i de utförda experimenten.

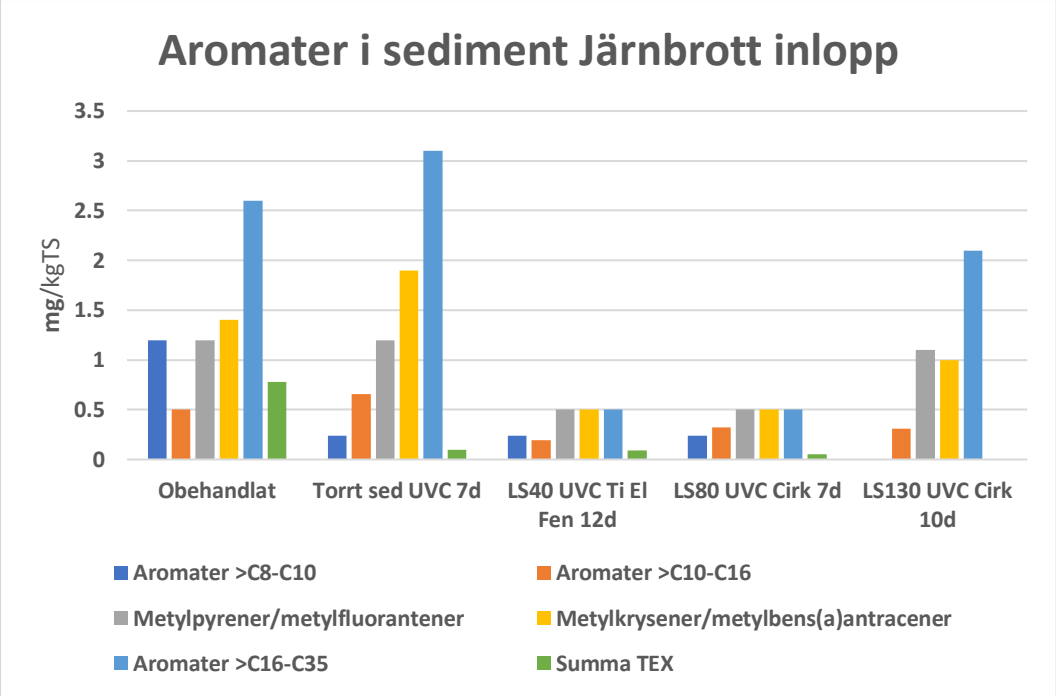


Figur 23. Koncentrationer av ftalater förekommande i högsta halter i sediment från Järnbrottsdammens inlopp behandlat med fotokatalys (UVC +Ti) med eller utan elektrolys och Fentons reagens, samt olika tid för behandling (för förklaring av förkortningar i figuren se Tabell 1).

I Figur 24 presenteras koncentrationer av ftalater förekommande i högsta halter i sediment från Järnbrottsdammen inlopp behandlat med olika UVC metoder med eller utan katalysatorplattor av TiO_2 och då utan elektrolys. Resultaten visar en reduktion mellan 20–93 %, där uppsättningen med två UVC-lampor och två TiO_2-plattar nedsänkta i sedimentblandningen gav bäst resultat.

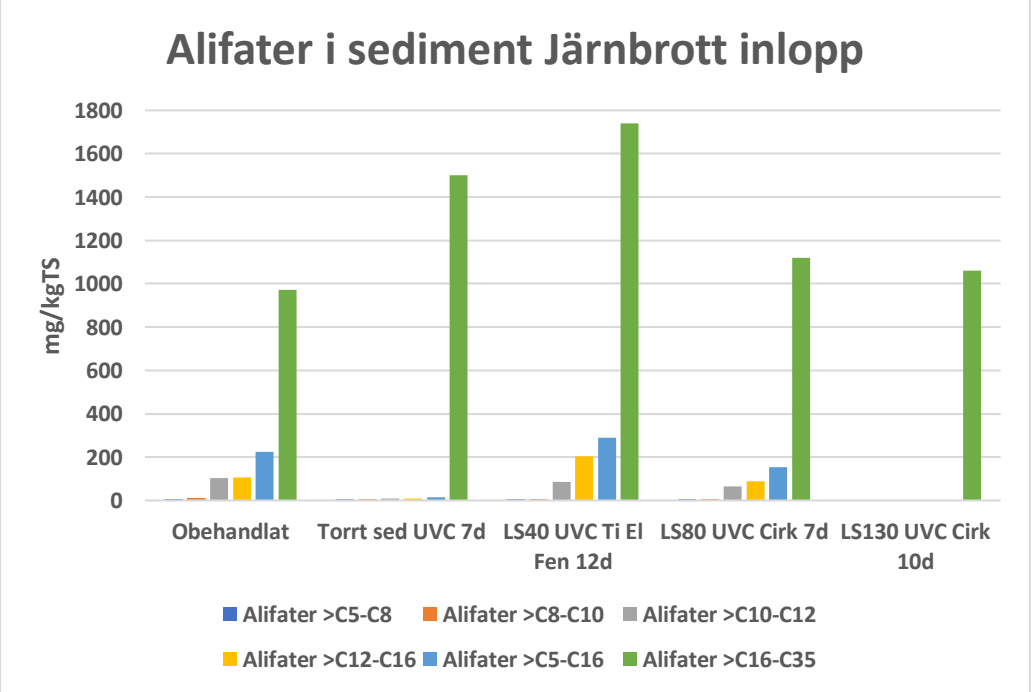


Figur 24. Koncentrationer av ftalater förekommande i högsta halet i sediment från Järnbrottsdammens inlopp behandlat med olika UVC metoder med eller utan katalysatorplattor av TiO_2 (för förklaring av förkortningar i figuren se Tabell 1).

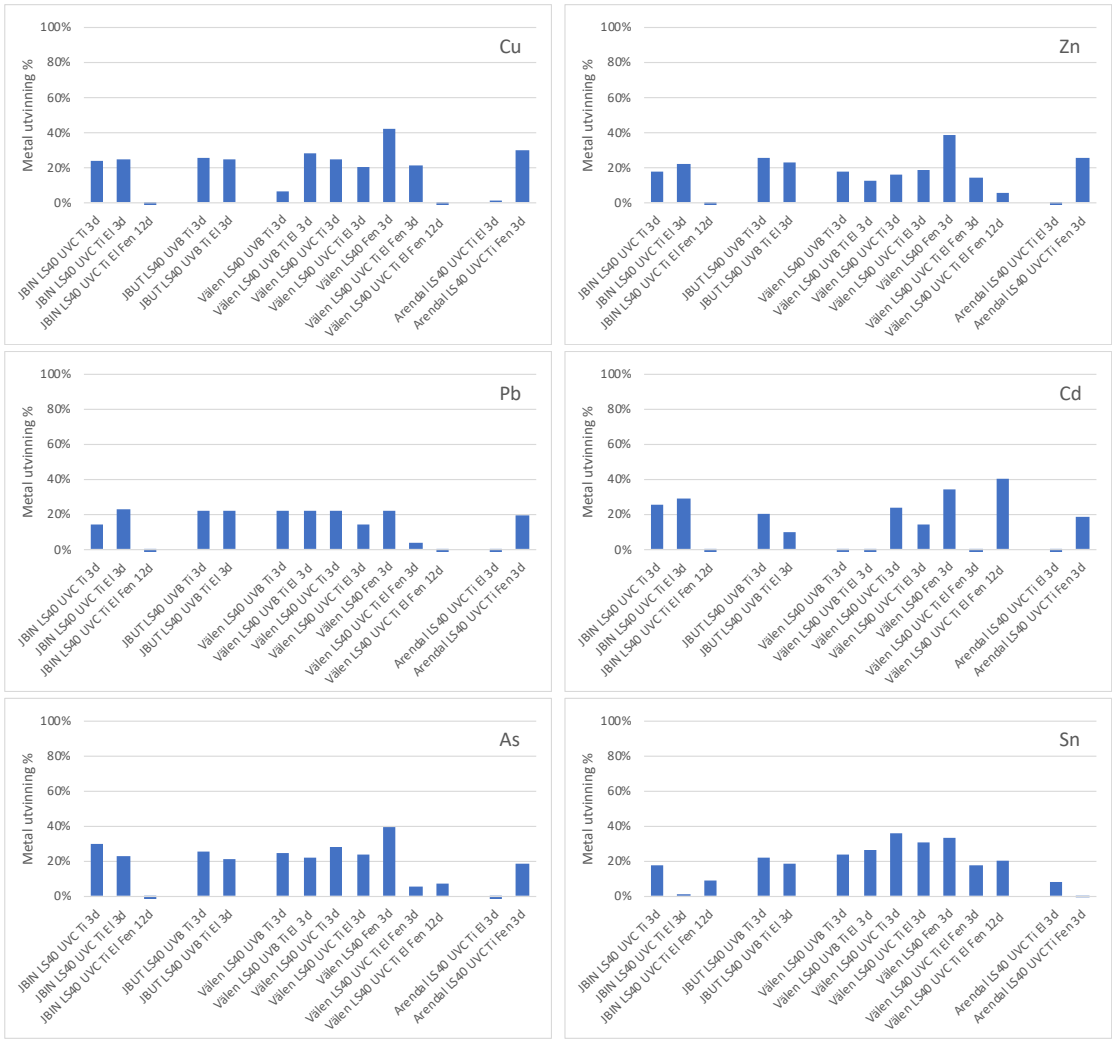


Figur 25. Koncentrationer av aromater i sediment från Järnbrottsdammens inlopp behandlat med olika UVC metoder (fotolys) och fotoelektrokatalys med Fentons reagens (för förklaring av förkortningar i figuren se Tabell 1).

I Figur 25 visas koncentrationer av aromater i sediment från järnbrottsdammen inlopp behandlat med olika metoder för fotooxidation och fotoelektrokatalys med Fentons reagens. Här kan ses att samtliga aromater bryts ner effektivt med endast fotooxidation i det cirkulerande systemet men också i systemet med fotoelektrokatalys och tillsats av Fentons reagens. I Figur 26 ses motsvarande resultat för alifater där det är tydligt att de mindre vattenlösliga alifaterna är mycket svårnedbrytbara.



Figur 26. Koncentrationer av alifater i sediment från Järnbrottsdammens inlopp behandlat med olika UVC metoder (fotolys) och fotoelektrokatalys med Fentons reagens (för förklaring av förkortningar i figuren se Tabell 1).



Figur 27. Utvinning av metaller från utvalda sedimenten med olika behandlingsmetoder för L/S=40 (för förklaring av förkortningar i figuren se Tabell 1). Graferna visar inte prov där halterna ökat efter behandling då de indikerar på heterogena matriser.

Metaller

Metallkoncentrationer mättes för att bedöma möjligheten att utvinna metaller från de förorenade sedimenten med hjälp av fotoelektrokatalys. Proverna indunstades efter behandling och de metaller som kan ha lösts i vattnet fanns då fortfarande kvar i proverna. Därför förväntades de olika behandlingarna inte utvinna metaller från sedimenten, förutom för de försök där ström applicerades och lösta metaller samlades på anoden. Utvinningen var relativt låg för alla metaller vid L/S10 oavsett vilken behandling som användes (dvs Cu, Zn, Pb, Cd, Ni, As <15 %). Metoden som visade sig mest effektivt vid L/S40 är omrörning med ultrarent vatten (dvs Cu, Zn, Pb, Cd, Ni, As 55–65 % för Välens sediment). Eftersom det inte ska ske någon utvinning tyder resultaten på att proverna är mycket heterogena. Vid L/S40 fanns det ingen tydlig skillnad mellan prover med eller utan ström (Figur 27). Det är möjligt att metaller fortfarande var bundna till sedimentet under experimenten eller bundna till organiska kolloider vilka kan ha ökat till följd av nedbrytning av organiska ämnen. Prover med Fentons reagens visade inte heller någon tydlig trend. Metoden kan användas för behandling av förorenade sediment om metallerna först lakas ut i vattenfasen, se resultaten för metaller i vattenlösning på sida 20.

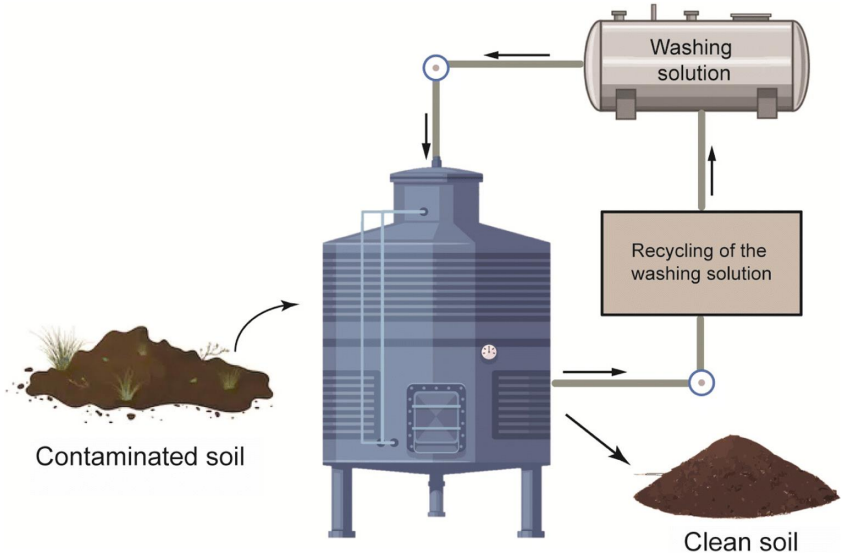
Tillämpbarhet fotoelektrokatalys

Experimenten i detta projekt har visat att metoden med fotoelektrokatalys fungerar mycket effektivt på klara vattenlösningar för att bryta ner både PAH, TBT och PCB och samtidigt utvinna metaller, men är mindre effektiv för nedbrytning och återvinning av metaller i en blandning med sediment och vatten. Därför föreslås att metoden utvecklas vidare i pilot där metoden delas upp i två steg: (1) metaller och organiska föroreningarna extraheras ut i vätskefas och (2) där sedan fotoelektrokatalys används på vätskefasen för att bryta ner organiska miljögifter och samtidigt utvinna metaller. I tidigare projekt vid Chalmers (Norén et al., 2021) har resultaten visat att TBT effektivt kan tvättas ut till vattenlösning från förorenade sediment genom lakning med ultrarent vatten, EDDS, såpa, järnkolloider, humussyra, hydroxipropylcellulosa, samt tvättning med sura- och basiska lösningar. I kommande projekt föreslår vi att några av dessa relativt miljövänliga tvättmetoder även testas på sediment förorenade med PAH, PCB, ftalater, alifater och aromater. Detta steg kräver metodutveckling då en stor andel av de organiska föroreningarna antas föreligga hårt bundna i komplicerade matriser i själva sedimenten men också hårt inbundna i färgflagor, gummidäckspartiklar, asfalt och tjocka oljor. Eftersom metoden inte gav lika bra resultat för metaller i förorenade sediment behöver även elektrolysdelen av metoden utvecklas vidare för att uppnå effektiv utvinning av metaller från de förorenade sedimenten. I fortsatta studier är det även intressant att fortsätta tester med det cirkulerande systemet men med en starkare effekt på UVC-lampan och högre L/S-kvot. I systemet med högre effekt på lampan där behållaren större att går det även att testa med TiO_2-katalysatorplattor placerade i behållaren intill lysröret. Här är det även möjligt att göra en serie med olika flöden på sedimentblandningen som pumpas genom behållaren med UVC-lampan.

Metoden har potential att lösa problem som är allmänt förekommande nationellt både vad det gäller förorenade marina sediment, sediment i sjöar och vattendrag, samt förorenade dagvattensediment. Metoden kräver yta på mark och är energikrävande för delen där metaller utvinns. Fotoelektrokatalys bygger på avancerad teknik och bör i första hand användas på kraftigt förorenade och muddrade sediment. I stor skala kan de utvalda och kraftigt förorenade massorna läggas i slutna containrar i väntan på behandling. Behandlingen sker enklast på en stationär anläggning under kontrollerade former men det finns mobila jordtvättar för förorenad jord (Figur 28) och en liknande lösning är möjlig för tvättdelen av sedimenten (Liu et al., 2021; Dermont et al. 2008). I steg 1 tvättas sedimenten för att extrahera ut organiska miljögifter och laka ut metaller. I en jordtvätt extraheras/lakas föroreningar sorberade på fina jordpartiklar som har separerats från bulkjorden i ett vattenbaserat system på basis av partikelstorlek. Eftersom det studerade marina sedimentet och dagvattensedimenten redan är finpartikulära material behövs vid rening enligt jordtvättmetoden ingen separation av grövre material. Tvättvattnet i en jordtvätt kan förstärkas med ett basiskt lakningsmedel, ytaktivt medel, pH-justering eller kelatbildare för att hjälpa till att avlägsna organiska föroreningar och metaller. Det kan också vara intressant att testa en densitetsseparation med saltlösning för att separera ut färgflagor och gummidäckspartiklar då dessa matriser med hårt bundna föroreningar antas vara vanligt förekommande i marina sediment och dagvattensediment. Densitetsseparering är en teknik som för tillfället används för att separera mikroplaster i laborationstester. I tekniken används vätskor med olika densitet (t ex NaCl) vilka blandas med t ex jord. Tyngre partiklar sjunker till botten medan partiklar med lägre densitet än vätskan flyter upp och kan avlägsnas jorden. Samma teknik bör kunna användas även för att separera mikroplast i sediment och potentiellt även för att få bort färgflagor och gummidäckspartiklar (Turner, 2021, Andersson-Sköld et al., 2020).

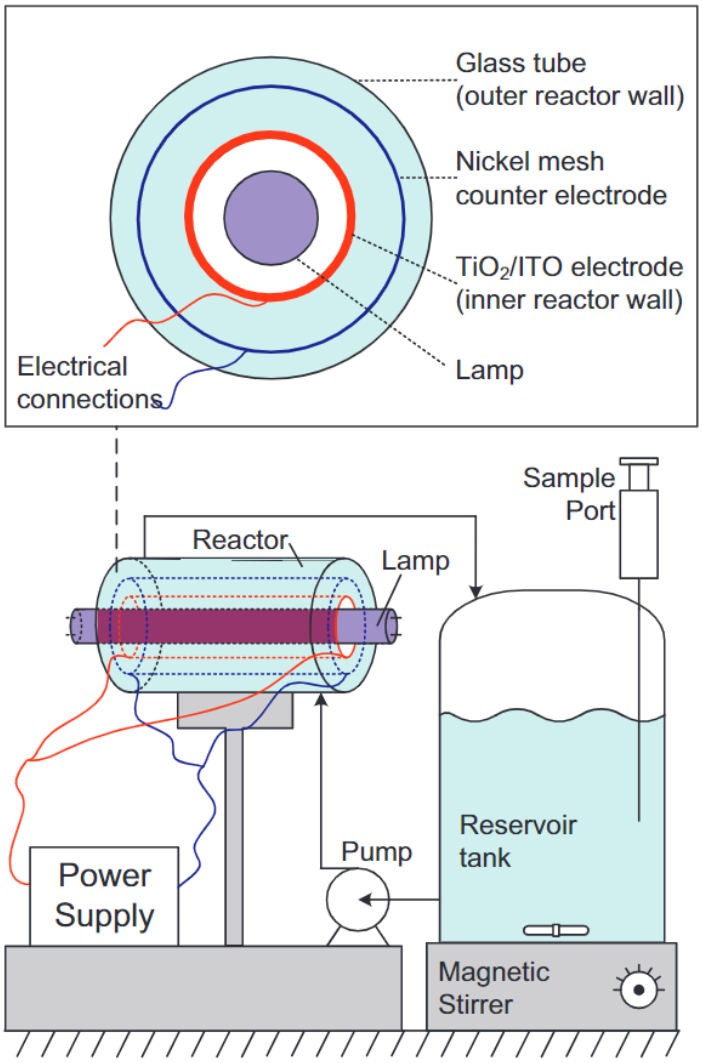
(a)

(b)



Figur 28. (a) Exempel på en mobil jordtvätt (Dernaseer, u.d.). (b) Principen för en jordtvätt (Rodrigues Rosa Souza et al., 2020).

För steg två när vätskefasen ska renas från metaller och organiska miljögifter med fotoelektrokatalys behöver tvättvattnet överföras till ett kärl där det är möjligt att bestråla provet med UV-ljus samtidigt som katalysatorplattan med TiO_2 som fungerar som anod och Ti(s) som katod. Här kan man tänka sig en uppskalning av det cirkulerande system i laboratorieskala i likhet med processen som beskrivs i Figur 29. I litteraturen finns beskrivet laboratorieskalemetoder för att rena vatten från organiska föroreningar med fotoelektrokatalys (McMichael et al., 2021), men ingen publikation med metod för samtidig utvinning av metaller har hittats i litteraturen.



Figur 29. Exempel på en fotoelektrokatalytisk uppsättning i laboratorieskala för rening av förorenat vatten från Pablos et al., 2014.

Hållbarhet med fotoelektrokatalys

Muddring är viktigt för att hålla djupet i hamnar och vattendrag i många kustområden över hela världen. Muddrade sediment är ofta förorenade med metaller och organiska föroreningar och det kan finnas behov av att behandla sedimenten före deponering eller användning, beroende på koncentrationer av föroreningar. Hållbar sedimenthantering bör också ha minimal påverkan på klimatet och miljön.

Effekten av sedimentbehandlingsmetoder studerades av Svensson et al., 2022 för olika behandlingsmetoder och föroreningsnivåer, och elektrolysbehandlingen i den studien liknar den fotoelektrokatalys som används i denna studie. De största skillnaderna är användningen av olika elektroder, katalysatorplattor av TiO_2 och användning av UVB- och UVC-lampor. Elektrolys följt av deponering på land eller i havet orsakar utsläpp av växthusgaser i storleksordningen 700–800 kg CO_2 ekvivalenter per 100 m^3 sediment med antingen låga eller höga föroreningsnivåer. Utsläppen för deponering efter elektrolys är lägre än för enbart deponering av förorenade sediment på grund av skillnader i transportavstånd för deponering och vi förväntar oss att utsläppen för fotoelektrokatalys också skulle bli lägre. Utsläpp av växthusgaser är resultatet av transporter, material och elektricitet, samt eventuellt utsläpp av koldioxid från sediment. För elektrolysen behövs material för anoden, katoden och elektrolyten. Användningen av en TiO_2-katalysatorplatta för fotoelektrokatalys förväntas inte leda till väsentligt olika utsläpp av växthusgaser. För titan förväntas den störst miljöpåverkan ske vid framställningen genom flera olika energikrävande metoder och hur stor miljöpåverkan blir beror på val av metoder (El Khalloufi et al., 2021; Motyka et al., 2018). Det finns också flera LCA-studier utförda som underlag för vidare studier av miljöpåverkan vid tillverkning av titan (t ex Gupta el al., 2020) och titanoxid (t ex Middlemas et al., 2015). Om metoden ska kompletteras med Fentons reagens genom tillsats av H_2O_2 måste även miljöpåverkan vid framställning av H_2O_2 beaktas och då också hur vätgasen som används har producerats (Rodriguez et al., 2016). Dessutom hade sedimenten som användes i denna studie relativt låga kolhalter och därför förväntas utsläppen av växthusgaser från sedimenten vara begränsade.

Miljöeffekter av sedimenthanteringsalternativ inkluderar effekter på landlevande eller marina organismer och människors hälsa, markanvändning och luftkvalitet (Svensson et al., 2022). Deponering av sediment med lägre halter av föroreningar kan leda till lägre effekter på organismer och på människors hälsa. Lägre halter kan också leda till flera alternativ för deponering eller användning, och behovet av transporter och relaterade utsläpp av luftföroreningar kan därför minskas. Dessutom förväntas minskningen av föroreningar resultera i större möjlighet att använda sedimenten, t ex som byggmaterial i hamnbyggen.

Ytterligare en miljöfråga är användningen av UV-lampor som innehåller kvicksilver vid fotoelektrokatalys. Kvicksilver är känt för att vara mycket giftigt och bör undvikas. Andra alternativ inkluderar UVC-lysdioder som används i desinfektionstillämpningar.

Svensson et al. (2022) gjorde även en kostnadsvärdering av de olika behandlingsmetoderna. Elektrolys förväntas ha en högre kostnad än bara deponering. Fotoelektrokatalys kommer också att ha högre kostnader, men uppskattningen är fortfarande osäker på grund av begränsad erfarenhet av uppskalning. Optimering av installationen (t ex billigare elektroder) kan minska kostnaderna. I framtiden kan även kostnadsskillnaden minska om deponering påverkas av strängare regler eller konkurrens när fler projekt ska dumpa massor.

Kunskapsuppbyggnad

Projektet har bidragit till kunskapsuppbyggnad både nationellt och internationellt. Det har också lett till etablering av ett nytt samarbete och ytterligare finansiering vilket har möjliggjort anställning av en post-doktor vid Chalmers. Anställningen finansieras av FORMAS genom utlysningen *Från forskning till tillämpning för ett hållbart samhälle 2021* vilket har möjliggjort att detta projekt kunnat expanderas. I post-doktor-projektet undersöks hur marina muddermassor kan behandlas och användas på ett hållbart vis. I projektet deltar forskare från Chalmers, men också från Statens väg- och transportforskningsinstitut (VTI), det kommunala renhållningsbolaget Renova samt Göteborgs hamn som bidrar med kunskapsuppbyggnad och kunskapsspridning.

Nationellt har projektet lett till uppbyggnad av kunskap och laborativa metoder för test av fotoelektrokatalys vid Chalmers. Ett nytt samarbete har etablerats mellan avdelningen Vatten Miljö Teknik på Chalmers, där kunskapen kring fotoelektrokatalys och nedbrytning av miljöföroreningar byggts upp, och Produktionstekniskt Centrum vid Högskolan i Väst som besitter kunskap om termisk sprutning. Detta samarbete gör det möjligt att systematiskt utvärdera effekten av olika varianter av termisk sprutning på de fotokatalytiska egenskaperna hos katalysatorlagret.

Internationellt kommer projektet bidra till kunskapsuppbyggnad om fotoelektrokatalytisk nedbrytning av föroreningar i sediment. Det finns en stor volym vetenskaplig litteratur om fotoelektrokatalys men inte mycket är känt om tillämpningen av denna teknik på föroreningar som förekommer i verkliga sediment. I det här projektet har vi testat ett flertal sediment förorenade med organiska ämnen och metaller. Mängden av dessa ämnen i sedimenten har kvantifierats och dess förändring mätts över tid när sedimenten har behandlats. Resultaten kommer att presenteras i artiklar i vetenskapliga tidskrifter. Lärdomar och resultat kommer även att spridas internationellt till andra sedimentintressenter via rapporter och kommunikation inom Europeiska unionens Interreg-projekt IMMERSE (Implementing Measures for Sustainable Estuaries).

Studien visar komplexiteten att behandla förorenade sediment och svårigheterna att hitta en behandling som åtgärdar samtliga ämnesgrupper. Fentons reagens visade sig vara effektivt för att bryta ner tennorganiska föreningar, ftalater samt aromater i de olika teknikkombinationerna. Påverkan på restsedimentets kvalité efter behandling bör vidare utredas för att få ett sediment säkert att hanteras. Vidare kan fortsatt optimering av t ex dosering samt utprovning av fler behandlingsmetoder utföras, samt försök att skala upp teknikerna till en större skala.

Slutsatser

Utveckling av metod

- Termisk sprutning resulterade i en mer robust fotokatalytisk elektrod med bättre vidhäftning mellan elektrodmetall och katalysatorlager än elektrokemisk reduktion följt av termisk oxidation.
- Elektroder av titan var robusta och kunde återanvändas mellan försök. Stål och koppar som elektrodmaterial kunde inte återanvändas och hade sämre funktion på grund av korrosion.
- Både TiO_2 och ZnO fungerade som fotokatalysatorer men TiO_2 gav snabbare nedbrytning i fotoelektrokatalytiska test.
- Användning av UVC (254 nm) resulterade i högre fotokatalytisk aktivitet än UVB (302 nm) och UVA (365 nm).
- En strömdensitet på 0,27 mA/cm^2 gav bättre fotoelektrokatalytisk aktivitet än lägre strömdensitet. Det är möjligt att en ännu högre strömdensitet hade varit bättre, men strömdensiteten optimerades inte ytterligare i det här projektet.

Test av teknikkombinationer

- Fotokatalys med UVC och TiO_2 katalysator är en effektiv metod för att bryta ner organiska föroreningar som PAH, PCB och tennorganiska föreningar i klara vattenlösningar.
- Fotoelektrokatalys med UVC, katalytisk TiO_2-katod och Ti-anod är effektiv för nedbrytning av PAH, PCB och tennorganiska föreningar och kan samtidig utvinna koppar och andra metaller i klara vattenlösningar.
- Vid fotokatalytisk behandling av en sediment- och vattenblandning var nedbrytningen av PAH och ftalater mer effektiv vid högre kvot mellan vatten och fast material (L/S).
- En kombination av fotoelektrokatalys och Fentons reagens var effektiv för nedbrytning av de undersökta tennorganiska föreningarna TBT, DBT och MBT.
- Mindre vattenlösliga föroreningarna som PAH, PCB och alifater C_5-C_{35} varierade mycket i halter mellan olika prover och visar på inhomogena matriser och hårt bundna föroreningar. Dessa föroreningar bröts ner med låg effektivitet med samtliga metoder med undantag för Järnbrottssedimentet där Fentons reagens enbart eller i kombination med elektrokatalys gav bra resultat för nedbrytning av PAH.
- Trots relativt riktvärden förekommande mycket höga halter i sedimentet av PCB i Välensedimentet uppvisades en låg nedbrytningen av dessa föroreningar efter behandling.
- Mer vattenlösliga föroreningar som ftalater och aromater C_8–C_{35} bröts ner effektivt med både fotooxidation, fotokatalys och fotoelektrokatalys, dock allra bäst med en kombination av fotoelektrokatalys och Fentons reagens.
- För utvinning av metaller från de förorenade sedimenten var kombinationen med fotoelektrokatalys och Fentons reagens effektiv för att utvinna koppar från sedimentet. En högre L/S-kvot resulterade i högre utvinning av de flesta metallerna.

Rekommendation inför framtida arbeten

- Metoden med fotokatalytisk elektrolys fungerar mycket effektivt på klara vattenlösningar för nedbrytning av PAH, TBT, PCB och utvinning av Cu, men är mycket mindre effektiv för vid behandling av en blandning av sediment och vatten. Därför föreslås att metoden utvecklas vidare i olika kombinationer där förorening extraheras från sediment till vätskefas vilken därefter behandlas med fotoelektrokatalys.
- Utveckling av fotoelektrokatalysmetoden behövs för att kunna utvinna fler metaller med högre effektivitet.

- Effekten av behandling med fotoelektrokatalys på restsedimenten bör ytterligare utredas för att garantera att sedimentet utgör en lägre risk för miljö och hälsa efter det att behandling har utförts.
- I framtida studier behöver metoder för att effektivt bryta ner mikroplaster i förorenade sediment utvecklas. Här är en stor utmaning med de förorenade dagvattensedimenten som innehåller relativt mycket höga halter av svårnedbrytbara gummidäckspartiklar i storleksordningen kring 10 µm.
- En djupgående och detaljerad LCA-analys av den fotoelektrokatalytiska metoden och där samtliga miljöfaktorer vägs in behöver göras innan metoden går från pilotskala till full skala. LCA-resultaten används för att utveckla metoden vidare så att den blir mer miljömässigt hållbar.

Referenser

Acar and Alshawabkeh (1993) Principles of electrokinetic remediation *Environmental Science and Technolology* **27**(13)2638 - https://doi.org/10.1021/es00049a002

Areval and Calmano (2007) Studies on electrochemical treatment of wastewater contaminated with organotin compounds. *Journal of Hazardous Material* **146**(3) 540– https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.04.074

Björklund (2011) Sources and Fluxes of Organic Contaminants in Urban Runoff. PhD thesis, Chalmers University of Technology. ISBN 978-91-7385-480-1

Blecken et al. (2017) 25 kommunala dagvattendammar i Sverige – hur fungerar de? SVU Rapport Nr 2017-18.

Brosillion et al. (2014) Study of photocatalytic degradation of tributyltin, dibutylin and monobutyltin in water and marine sediments *Chemosphere* **109** 173– https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.02.008

Coha et al. (2021) Advanced oxidation processes in the removal of organic substances from produced water: Potential, configurations, and research needs. *Chemical Engineering Journal* **414**, 128668 https://doi.org/10.1016/j.cej.2021.128668

Dermont el al. (2008) Soil washing for metal removal: A review of physical/chemical technologies and field applications. *Journal of Hazardous Materials* **152**(1), 1– https:// https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2007.10.043

Dernaseer, u.d. Foto från Mobile Washing Plants Gallery. Tillgänglig: https://www.dernaseer.com/products/mobile-washing-plant/ Hämtad: 2022-10-21

Dikici and Demirci (2019) Influence of thermal oxidation temperature on the microstructure and photoelectrochemical properties of ZnO nanostructures fabricated on the zinc scraps. *Journal of Alloys and Compounds* **779** 752– https://doi.org/10.1016/j.jallcom.2018.11.241

Dinger et al. (2016) Hydrogeological investigations at the Välen landfill. Degree of Bachelor of Science, Department of Earth Sciences, University of Gothenburg, 2016 B-933

El Khalloufi et al. (2021) Titanium: An Overview of Resources and Production Methods. *Minerals* **11**(12) 1425 https://doi.org/10.3390/min11121425

Fernandez-Ibanez et al. (2021) New trends on photoelectrocatalysis (PEC): nanomaterials, wastewater treatment and hydrogen generation. *Current Opinion in Chemical Engineering* **34**, 100725

Gan et al. (2009) Remediation of soils contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). *J Hazard Mater* **172**(2-3) 532– https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.07.118

Garcia-Segura and Brillas (2017) Applied photoelectrocatalysis on the degradation of organic pollutants in wastewaters *Journal of Photochemistry and Photobiology C: Photochemistry Reviews* **31** 1– https://doi.org/10.1016/j.jphotochemrev.2017.01.005

Garcia-Segura et al. (2013) Solar photoelectrocatalytic degradation of Acid Orange 7 azo dye using a highly stable TiO_2 photoanode synthesized by atmospheric plasma spray *Applied Catalysis B: Environmental* **132-133**: 142– https://doi.org/10.1016/j.apcatb.2012.11.037

Gill et al. (2014) Electrokinetic-enhanced bioremediation of organic contaminants: A review of processes and environmental applications *Chemosphere* 107 31– https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2014.03.019

Gupta et al. 2020 Machining characteristics based life cycle assessment in eco-benign turning of pure titanium alloy. *Journal of Cleaner Production* **251** 119598 https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.119598

Göteborgs hamn (u. å.) New Master Plan marks out the future at the Port of Gothenburg. Available at New Master Plan marks out the future at the Port of Gothenburg Hämtad 2022-01-20

Göta älvs vattenvårdsförbund (2016). Fakta om Göta älv. En beskrivning av Göta älv och dess avrinningsområde nedströms Vänern 2015.

Jamali and Skantz (2012) Evaluation of Treatment Techniques for Mercury Contaminated Leachates. Master's Thesis 2012:14, Chalmers University of Technology

Järlskog (2022) Occurrence of traffic-derived microplastics in different matrices in the road environment. PhD thesis, Chalmers University of Technology. ISBN 978-91-7905-675-9

Karlfeldt Fedje et al. (2013) Remediation of metal polluted hotspot areas through enhanced soil washing - Evaluation of leaching methods. *Journal of Environmental Management* **128** 489– https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2013.05.056

Lindqvist (2018). Hydrogeological Modelling for Optimised Countermeasures of Leaking Landfills. Case Study of Välen Dredge Landfill. Master's Thesis ACEX30-18-83, Chalmers University of Technology

Liu et al. (2022) A critical review on soil washing during soil remediation for heavy metals and organic pollutants. *International Journal of Environmental Science and Technology* **19**, 601– https://doi.org/10.1007/s13762-021-03144-1

Lu et al. (2020) Treatment of polluted river sediment by electrochemical oxidation: Changes of hydrophilicity and acute cytotoxicity of dissolved organic matter. *Chemosphere* **243** 125283, https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.125283.

Ma et al. (2021) Critical review of advanced oxidation processes in organic wastewater treatment. *Chemosphere* **275** 130104. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.13010

Magnusson et al. (2012). Undersökning av Välens miljökemiska och biologiska status 2012. Marine Monitoring och SGU

Markiewicz (2020) Colloidal Organic Pollutants in Road Runoff: Sources, Emissions and Effective Treatment Technologies. PhD thesis, Chalmers University of Technology. ISBN 978-91-7905-335-2.

McMichael et al. (2021) A Review of Photoelectrocatalytic Reactors for Water and Wastewater Treatment. *Water* **13**, 1198

Middlemas et al. (2015) Life cycle assessment comparison of emerging and traditional Titanium dioxide manufacturing processes. *Journal of Cleaner Production* **89** 137 – https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2014.11.019

Modin et al (2012) Bioelectrochemical recovery of Cu, Pb, Cd, and Zn from dilute solutions *Journal of Hazardous Material* **235-236** 291– https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2012.07.058

Motyka et al. (2019) Titanium Alloys – Novel Aspects of Their Manufacturing and Processes. ISBN978-1-83962-553-4

Naturvårdsverket (1999a) Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Kust och hav. Naturvårdsverkets rapport 4914

Naturvårdsverket (1999b) Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverkets rapport 4913

Norén (2021) Management and Treatment of Organotin and Metal Contaminated Dredged Sediment. PhD thesis, Chalmers University of Technology. ISBN 978-91-7905-537-0.

Norén et al. (2021) Low impact leaching agents as remediation media for organotin and metal contaminated sediments *Journal of Environmental Management* **282** 111906 https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2020.111906.

Norén et al. (2022). Removal of organotin compounds and metals from Swedish marine sediment using Fenton's reagent and electrochemical treatment *Environmental Science and Pollution Research* **29** 27988– https://doi.org/10.1007/s11356-021-17554-8

Ottosen et al. (2019) Electrokinetics applied in remediation of subsurface soil contaminated with chlorinated ethenes – A review *Chemosphere* **235** 113– https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.06.075

Pignatello et al. (2006) Advanced oxidation processes for organic contaminant destruction based on the Fenton reaction and related chemistry *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* **36** 1– https://doi.org/10.1080/10643380500326564

Rodriguez et al. (2016) Comparative life cycle assessment (LCA) study of heterogeneous and homogenous Fenton processes for the treatment of pharmaceutical wastewater *Journal of Cleaner production* **124** 21 – https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2016.02.064

Rodrigues Rosa Souza et al. (2020) From classic methodologies to application of nanomaterials for soil remediation: an integrated view of methods for decontamination of toxic metal(oid)s. *Environmental Science and Pollution Research* **27**, 10205– https://doi.org/10.1007/s11356-020-08032-8

SGU (2017) "Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment," SGU-rapport 2017:12, 2017.

Silva et al. (2020) Optimization of the photocatalytic degradation process of aromatic organic compounds applied to mangrove sediment *Heliyon* **6**, e05163 https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2020.e05163

Sirés et al (2014) Electrochemical advanced oxidation processes: today and tomorrow. A review. *Environmental Science and Pollution Research* **21** 8336 https://doi.org/10.1007/s11356-014-2783-1

Svensson et al. (2022) Integrated cost and environmental impact assessment of management options for dredged sediment *Waste Management* **138** 30– https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.11.031

Thiruvenkatachari et al. (2008) A review on UV/TiO_2 photocatalytic oxidation process (Journal Review) K*orean Journal of Chemical Engineering* **25** 64– https://doi.org/10.1007/s11814-008-0011-8.

Turner, A., 2021. Paint particles in the marine environment: An overlooked component of microplastics. Water research X. Volume 12. 1 August 2021. 100110

https://doi.org/10.1016/j.wroa.2021.100110

Viklander et al. (2019). Kunskapssammanställning Dagvattenkvalitet. SVU Rapport Nr 2019-2

Vinu and Madras (2010) Environmental remediation by photocatalysis Journal of the Indian Chemical Society **90**(2) 189– http://journal.library.iisc.ernet.in/index.php/iisc/article/view/95/92

Wanotayan et al. (2018) Microstructures and photocatalytic properties of ZnO films fabricated by Zn electrodeposition and heat treatment. *Materials Science in Semiconductor Processing* **74** 232– https://doi.org/10.1016/j.mssp.2017.10.025

BILAGA 1

Information om provtagningsplatserna

Arendal

Göta älv är Sveriges största flod och har en lång historia av påverkan från diverse antropogena aktiviteter, som t.ex. städer, trafik, järnvägstrafik, båttrafik, jordbruk, industrier, i och kring Göta älvdalen Dessa aktiviteter har gett upphov till att föroreningar spridits till vattnet och sedimentet i älven. Vidare sker regelbundna översvämningar i omkringliggande områden orsakade av höga havsvattennivåer och hög nederbörd (Göta älvs vattenvårdsförbund, 2016). Detta ger upphov till att dagvatten- och avloppsvattensystem översvämmas, men också att föroreningar från förorenade områden sprids till älven. Den årliga transporten av sediment i Göta älv har beräknats till att vara över 120 000 ton (Göta älvs vattenvårdsförbund, 2016).

Vid Göta älvs flodmynning bedriver Göteborgs hamn sin verksamhet. Hamnen hanterar ca 30 % av Sveriges export och import och är den enda hamnen i Sverige som har kapacitet att ta emot de största moderna containerfartygen (Göteborgs hamn, u. å). För att kunna bedriva handeln måste muddring regelbundet utföras för att bibehålla erforderligt vattendjup. I snitt muddras ca 200 000 m^3 sediment vart tredje till femte år. Arendalsedimentet inhämtades i samband med en muddring i Göta älv. Sedimentet härstammar från farleden i nivå med Frihamnen i Göteborg. Tidigare har varvsverksamhet förkommit i områdets närhet vilket gett upphov till att tennorganiska föreningar som tributyltenn (TBT), dibutyltenn (DBT) och monobutyltenn (MBT) har tillförts sedimentet i området. Ämnena förekommer inte naturligt i miljön utan är kemiska föreningar som tagits fram under 1960-talet och används för att bekämpa påväxt på båtskrov, där framförallt det giftiga ämnet TBT använts. Trots att användningen av TBT förbjöds i båtbottenfärg inom Europa 1989 för fartyg < 25 m (Directive 89/677/EEC) och 2003 för fartyg >25 m (EU Regulation (EC) No 782/2003) finns fortfarande höga halter av tennorganiska föreningar kvar i sediment idag. TBT bryts ner till DBT, sen MBT och slutligen tenn, men framförallt TBT kan ha en lång halveringstid, upp till 90 år i naturen. Tidigare analyser av sediment från detta område påvisade förhöjda halter av TBT, DBT, MBT, koppar, kadmium, kvicksilver, zink och kolväten (Norén et al., 2022). Av sedimentet i Göteborgs hamn anses mellan 50–75 % klassas som för förorenat för att kunna deponeras till sjöss i djuphavsdeponin SSV Vinga vid en muddring.

Välenviken

Välenviken är en grund vik med ett produktivt bräckvattenområde och länkar Stora åns mynning med havet. Viken är hem för ett rikt biologiskt liv i form av fåglar och marina organismer. Området är ett naturreservat och ett populärt område för rekreation, vandring och fågelskådning och andra fritidsaktiviteter. Tyvärr har studier visat att sedimentet i viken är extremt förorenat med avseende på polyklorerade bifenyletrar (PCB), starkt förorenat med koppar (Cu), zink (Zn), hexaklorbensen (HCB), klordan, polybromerade difenyletrar (PBDE) och insektsmedlet diklordifenyltrikloretan (DDT) (SGU, 2012). Dessutom är sedimenten måttligt förorenade med kvicksilver (Hg), bly (Pb), kadmium (Cd), hexaklorhexan (HCH) och hexabromcyklododekan (HBCD).

Den föroreningssituation som idag råder i Välen och dess närområde har en historisk bakgrund eftersom viken under perioden 1952–1974 huvudsakligen fungerade som recipient för avloppsvatten från det tidigare kommunala reningsverket Näsetverket beläget ca 700 m uppströms i Stora Ån och sydväst om Järnbrottsmotet. Avloppsvattenutsläppen ledde med tiden till att Välen blev kraftigt förorenat och bottenfaunan utarmades. Därför beslutades att stänga avloppsreningsverket och ta bort det starkt

förorenade sedimentlagret i Välens inre halva genom muddring, dels för att påskynda återhämtningen av bottenfaunan, dels för att kraftigt minska risken för spridning av föroreningar. Muddring av de översta 30–50 cm av sedimenten i Välens inre område genomfördes 1976–1977 och de förorenade massorna deponerades på land i en mudderdeponi alldeles intill strandkanten på Välenvikens nordvästra strand. Välenviken är trots muddringen på 1970-talet fortfarande en av de mest förorenade platserna i Sverige.
Välens mudderdeponi är 5 ha och det deponerade materialet i deponin består huvudsakligen av muddrad lera från Välenviken (ca 30 000 m^3) tillsammans med kalkat slam från det regionala avloppsreningsverket Ryaverket (ca 87 500 m^3) som används för att täta deponin (Dinger et al., 2016; Lindqvist, 2018). Materialet i deponin är förorenat och släpper ut höga halter av metaller, kvicksilver, näringsämnen och PCB till lakvatten, grundvatten och ytvatten (SGU, 2012). Lakvattnet visar högt pH och hög alkalinitet, låga syrehalter och extremt höga koncentrationer av metylkvicksilver. Det finns för närvarande ingen lakvattenrening på plats och det finns ett diffust läckage av vatten från deponin till yt- och grundvatten. Endast ~0,3 % av det beräknade producerade lakvattnet redovisas och var resten hamnar är okänt (Jamali och Skantz, 2012). Undersökningar visar att ytterligare åtgärder måste vidtas för att förhindra förorening av närmiljön.
Nyare undersökningar visar att ytterligare åtgärder måste vidtas för att förhindra förorening av närmiljön. Alla källor till de pågående föroreningarna är inte klarlagda, eftersom naturliga miljöförhållanden har en varierande effekt på spridningen av farliga ämnen i Välen. På grund av denna komplexitet går det inte att ge något entydigt svar på om läckaget av föroreningarna till största delen kommer från den gamla mudderdeponin eftersom nyare studier tyder på att en annan deponi som ligger cirka 700 m uppströms Välen och öster om Stora Ån kan vara en betydande källa.

Järnbrottsdammen

Järnbrottsdammen är en sedimentationsdamm för behandling av dagvatten från Frölunda och Högsbo i Göteborg med ett avrinningsområde på totalt cirka 425 ha. Cirka 160 ha av avrinningsområdet består av icke permeabla ytor, inklusive Dag Hammarsköldsleden, men inkluderar även markanvändning för bostäder och industrier samt grönområden. Den blandade markanvändningen innebär ett potentiellt stort antal föroreningskällor, men trafiken är den viktigaste diffusa källan till mikroplaster, metaller och organiska föroreningar.
Utgående vatten från dammen leds till Stora Ån och vidare till utloppet i Välenvikens norra ände. Stora ån klassas som en "mycket känslig" recipient eftersom den har ett medelstort rekreations- och ekologiskt värde samtidigt som den har en hög föroreningsbelastning. Enligt det europeiska vattendirektivets klassificering av ytvatten uppnår Stora Ån inte "god kemisk status" på grund av överbelastning av näringsämnen och övergödningsproblem och föroreningar av metaller och organiska föroreningar. Stora Ån dränerar jordbruksmark, golfbana, och trafik från t.ex. Söderleden men även ytor från industriområden i Sisjön, Mölndal och Göteborg. Men observera att Mölndals- och Sisjönområdet ingår i åns avrinningsområde men ingår inte i Järnbrottsdammens avrinningsområde.
Järnbrottsdammen byggdes 1996 och det är en våt sedimentationsdamm öppen mot atmosfären och som är permanent fylld med vatten. Det används för att förbättra kvaliteten på dagvattnet som går till stora ån genom att partiklar och medföljande metaller och miljögifter sedimenterar i dammen. Järnbrottdammen har under torra väderförhållanden, en yta på 6200 m^2, en volym på 6000 m^3 och en

specifik dammarea på 40 m^2 per hektar ogenomtränglig yta: denna specifika dammarea är liten jämfört med det optimala värdet för effektiv sedimentering på 250 m^2/ha. Damminloppet består av ett i diameter 1 m stålrör som kommer från en bräddkammare med begränsad volym. Denna bräddkammare är ansluten till dagvattenavloppssystemet och när inflödesintensiteten överstiger 700 l/s släpps den överskjutande delen direkt ut i Stora Ån. Därmed beräknas den del orenat dagvatten som leds direkt in i Stora Ån uppgå till cirka 20 % av det totala inflödet per år. Dammens utlopp är en 8 m bred betongtrappa, över vilken utgående vatten rinner till Stora Ån. Dammens botten har konstruerats med tre olika material på grund av behovet av att anpassa sig till lokal variation i markstyrka. Vid inloppet gjordes en bottenplatta av betong, för att kunna ta bort överskottet av sediment med hjälp av en hjullastare. Djupet når 1,5 m under torrt väder. I mittsektionen är motsvarande djup endast 0,6 m och består av penetrationsmakadam. Slutligen består utloppets bottensektion av lera och djupet är ca 1,6m. Dammsluttningen består av lera med en lutning på 30 %. Studier av dammens reningskapacitet har visat att avverkningseffektiviteten är hög men inte tillfredsställande.

BILAGA 2

Riktvärden för sediment

Analyscertifikat

Ordernummer	: **ST2216709**	Sida	: 1 av 8
Kund	: **Chalmers Tekniska Högskola**	Projekt	: Sediment
Kontaktperson	: Ann-Margret Strömvall	Beställningsnummer	: Kostnadsställe 200100, Referens 20ANHV11
Adress	: Sven Hultins gata 6 412 96 Göteborg Sverige	Provtagare	: Anna Norén
		Provtagningspunkt	: ----
		Ankomstdatum, prover	: 2022-05-30 22:30
E-post	: ann-margret.stromvall@chalmers.se	Analys påbörjad	: 2022-06-02
Telefon	: 031-772 86 00	Utfärdad	: 2022-06-22 14:41
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ----	Antal ankomna prover	: 3
Offertnummer	: ST2021SE-CHA-TEK0002 (OF210069)	Antal analyserade prover	: 3

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Signatur	*Position*
Niels-Kristian Terkildsen	Laboratoriechef

Ackred. nr 2030
Provning
ISO/IEC 17025

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Rinkebyvägen 19C 182 36 Danderyd Sverige	E-post	: info.ta@alsglobal.com
		Telefon	: +46 8 5277 5200

Analysresultat

Matris: **VATTEN**

Provbeteckning	**0. Mörker**
Laboratoriets provnummer	*ST2216709-001*
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*

Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Polyklorerade bifenyler (PCB)							
PCB 28	0.0244	± 0.007	µg/L	0.00110	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
PCB 52	0.0271	± 0.008	µg/L	0.00110	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
PCB 101	0.0341	± 0.010	µg/L	0.00110	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
PCB 118	<0.00110	----	µg/L	0.00110	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
PCB 138	0.0462	± 0.01	µg/L	0.00120	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
PCB 153	0.0410	± 0.01	µg/L	0.00110	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
PCB 180	0.0456	± 0.014	µg/L	0.00110	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
summa PCB 7	0.218	----	µg/L	0.00400	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
Provberedning							
Extraktion	ja	----	-	-	P-OTC-W	W-P47	LE
Metaller och grundämnen							
Al, aluminium	66.7	± 8.6	µg/L	2.0	V-3a	W-SFMS-5D	LE
As, arsenik	<0.5	----	µg/L	0.50	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Ba, barium	68.3	± 6.8	µg/L	0.20	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Ca, kalcium	<1	----	mg/L	0.2	V-3a	W-AES-1B	LE
Cd, kadmium	71.1	± 7.1	µg/L	0.050	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Co, kobolt	72.2	± 7.2	µg/L	0.050	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Cr, krom	70.8	± 7.1	µg/L	0.50	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Cu, koppar	76.1	± 7.6	µg/L	1.0	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Fe, järn	0.0750	± 0.0087	mg/L	0.0040	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Hg, kvicksilver	<0.02	----	µg/L	0.02	V-3a	W-AFS-17V3a	LE
K, kalium	<2	----	mg/L	0.5	V-3a	W-AES-1B	LE
Mg, magnesium	<0.4	----	mg/L	0.09	V-3a	W-AES-1B	LE
Mn, mangan	70.3	± 7.1	µg/L	0.20	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Mo, molybden	<0.5	----	µg/L	0.50	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Na, natrium	<1	----	mg/L	0.2	V-3a	W-AES-1B	LE
Ni, nickel	70.4	± 7.0	µg/L	0.50	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Pb, bly	95.2	± 9.5	µg/L	0.20	V-3a	W-SFMS-5D	LE
V, vanadin	<0.05	----	µg/L	0.050	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Zn, zink	70.1	± 7.1	µg/L	2.0	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Sn, tenn	<0.5	----	µg/L	0.50	V-3a-Bas-ADD	W-SFMS-5D	LE
Ti, titan	<1 *	----	µg/L	1.00	V-3a-Bas-ADD	W-SFMS-5D	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.369	± 0.111	µg/L	0.030	OV-1	W-PAHGMS05	PR
acenaftylen	0.828	± 0.248	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
acenaften	0.672	± 0.202	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
fluoren	0.972	± 0.292	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
fenantren	1.69	± 0.507	µg/L	0.020	OV-1	W-PAHGMS05	PR
antracen	1.42	± 0.428	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
fluoranten	2.55	± 0.764	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
pyren	2.64	± 0.793	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
bens(a)antracen	2.50	± 0.749	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
krysen	1.59	± 0.478	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
bens(b)fluoranten	2.14	± 0.640	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
bens(k)fluoranten	1.40	± 0.419	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
bens(a)pyren	1.48	± 0.443	µg/L	0.0100	OV-1	W-PAHGMS05	PR
dibens(a,h)antracen	1.36	± 0.407	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Analyspaket	Metod	Utf.
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) - Fortsatt							
bens(g,h,i)perylen	1.38	± 0.415	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
indeno(1,2,3,cd)pyren	1.42	± 0.425	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
summa PAH 16	24.4	----	µg/L	0.0950	OV-1	W-PAHGMS05	PR
summa cancerogena PAH	11.9	----	µg/L	0.0350	OV-1	W-PAHGMS05	PR
summa övriga PAH	12.5	----	µg/L	0.060	OV-1	W-PAHGMS05	PR
summa PAH L	1.87	----	µg/L	0.0300	OV-1	W-PAHGMS05	PR
summa PAH M	9.27	----	µg/L	0.030	OV-1	W-PAHGMS05	PR
summa PAH H	13.3	----	µg/L	0.0400	OV-1	W-PAHGMS05	PR
Metallorganiska föreningar							
MBT, monobutyltenn	2.76	± 0.28	ng/L	1	OV-19a3	W-GC-47	LE
DBT, dibutyltenn	4.90	± 0.49	ng/L	1	OV-19a3	W-GC-47	LE
TBT, tributyltenn	47.2	± 4.7	ng/L	1.0	OV-19a3	W-GC-47	LE

Matris: **VATTEN**

Provbeteckning	**A. UVC + Ti**						
Laboratoriets provnummer	*ST2216709-002*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Polyklorerade bifenyler (PCB)							
PCB 28	<0.00110	----	µg/L	0.00110	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
PCB 52	<0.00110	----	µg/L	0.00110	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
PCB 101	<0.00110	----	µg/L	0.00110	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
PCB 118	<0.00110	----	µg/L	0.00110	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
PCB 138	<0.00120	----	µg/L	0.00120	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
PCB 153	<0.00110	----	µg/L	0.00110	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
PCB 180	<0.00110	----	µg/L	0.00110	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
summa PCB 7	<0.00390	----	µg/L	0.00400	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
Provberedning							
Extraktion	ja	----	-	-	P-OTC-W	W-P47	LE
Metaller och grundämnen							
As, arsenik	<0.5	----	µg/L	0.50	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Ba, barium	86.8	± 8.7	µg/L	0.20	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Ca, kalcium	<1	----	mg/L	0.2	V-3a	W-AES-1B	LE
Cd, kadmium	77.2	± 7.7	µg/L	0.050	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Co, kobolt	82.0	± 8.2	µg/L	0.050	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Cr, krom	73.1	± 7.3	µg/L	0.50	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Cu, koppar	88.5	± 8.9	µg/L	1.0	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Hg, kvicksilver	<0.02	----	µg/L	0.02	V-3a	W-AFS-17V3a	LE
K, kalium	<2	----	mg/L	0.5	V-3a	W-AES-1B	LE
Mg, magnesium	<0.4	----	mg/L	0.09	V-3a	W-AES-1B	LE
Mo, molybden	<0.5	----	µg/L	0.50	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Na, natrium	2200	± 220	mg/L	0.2	V-3a	W-AES-1B	LE
Ni, nickel	75.4	± 7.5	µg/L	0.50	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Pb, bly	88.6	± 8.9	µg/L	0.20	V-3a	W-SFMS-5D	LE
V, vanadin	1.50	± 0.15	µg/L	0.050	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Zn, zink	80.9	± 8.1	µg/L	2.0	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Al, aluminium	98.3	± 11.2	µg/L	2.0	V-3a-Bas-ADD	W-SFMS-5D	LE
Fe, järn	0.180	± 0.019	mg/L	0.0040	V-3a-Bas-ADD	W-SFMS-5D	LE
Mn, mangan	78.1	± 7.8	µg/L	0.20	V-3a-Bas-ADD	W-SFMS-5D	LE
Sn, tenn	<0.5	----	µg/L	0.50	V-3a-Bas-ADD	W-SFMS-5D	LE
Ti, titan	1.33 *	----	µg/L	1.00	V-3a-Bas-ADD	W-SFMS-5D	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	<0.030	----	µg/L	0.030	OV-1	W-PAHGMS05	PR
acenaftylen	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
acenaften	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
fluoren	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
fenantren	<0.020	----	µg/L	0.020	OV-1	W-PAHGMS05	PR
antracen	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
fluoranten	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
pyren	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
bens(a)antracen	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
krysen	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
bens(b)fluoranten	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
bens(k)fluoranten	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
bens(a)pyren	<0.0100	----	µg/L	0.0100	OV-1	W-PAHGMS05	PR
dibens(a,h)antracen	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
bens(g,h,i)perylen	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
indeno(1,2,3,cd)pyren	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
summa PAH 16	<0.0950	----	µg/L	0.0950	OV-1	W-PAHGMS05	PR

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Analyspaket	Metod	Utf.
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) - Fortsatt							
summa cancerogena PAH	<0.0350	----	µg/L	0.0350	OV-1	W-PAHGMS05	PR
summa övriga PAH	<0.060	----	µg/L	0.060	OV-1	W-PAHGMS05	PR
summa PAH L	<0.0250	----	µg/L	0.0300	OV-1	W-PAHGMS05	PR
summa PAH M	<0.030	----	µg/L	0.030	OV-1	W-PAHGMS05	PR
summa PAH H	<0.0400	----	µg/L	0.0400	OV-1	W-PAHGMS05	PR
Metallorganiska föreningar							
MBT, monobutyltenn	6.67	± 0.67	ng/L	1	OV-19a3	W-GC-47	LE
DBT, dibutyltenn	1.60	± 0.17	ng/L	1	OV-19a3	W-GC-47	LE
TBT, tributyltenn	<1	----	ng/L	1.0	OV-19a3	W-GC-47	LE

Matris: **VATTEN**

Provbeteckning	**B. UVC + Ti + El**						
Laboratoriets provnummer	*ST2216709-003*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Polyklorerade bifenyler (PCB)							
PCB 28	<0.00110	----	µg/L	0.00110	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
PCB 52	<0.00110	----	µg/L	0.00110	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
PCB 101	<0.00110	----	µg/L	0.00110	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
PCB 118	<0.00110	----	µg/L	0.00110	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
PCB 138	<0.00120	----	µg/L	0.00120	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
PCB 153	<0.00110	----	µg/L	0.00110	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
PCB 180	<0.00110	----	µg/L	0.00110	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
summa PCB 7	<0.00390	----	µg/L	0.00400	OV-2A	W-PCBGMS05	PR
Provberedning							
Extraktion	ja	----	-	-	P-OTC-W	W-P47	LE
Metaller och grundämnen							
As, arsenik	<0.5	----	µg/L	0.50	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Ba, barium	80.4	± 8.0	µg/L	0.20	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Ca, kalcium	<1	----	mg/L	0.2	V-3a	W-AES-1B	LE
Cd, kadmium	50.1	± 5.0	µg/L	0.050	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Co, kobolt	56.3	± 5.6	µg/L	0.050	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Cr, krom	63.8	± 6.4	µg/L	0.50	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Cu, koppar	20.8	± 2.1	µg/L	1.0	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Hg, kvicksilver	<0.02	----	µg/L	0.02	V-3a	W-AFS-17V3a	LE
K, kalium	<2	----	mg/L	0.5	V-3a	W-AES-1B	LE
Mg, magnesium	<0.4	----	mg/L	0.09	V-3a	W-AES-1B	LE
Mo, molybden	<0.5	----	µg/L	0.50	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Na, natrium	2320	± 232	mg/L	0.2	V-3a	W-AES-1B	LE
Ni, nickel	50.5	± 5.1	µg/L	0.50	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Pb, bly	56.5	± 5.7	µg/L	0.20	V-3a	W-SFMS-5D	LE
V, vanadin	0.140	± 0.036	µg/L	0.050	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Zn, zink	70.2	± 7.1	µg/L	2.0	V-3a	W-SFMS-5D	LE
Al, aluminium	79.7	± 9.7	µg/L	2.0	V-3a-Bas-ADD	W-SFMS-5D	LE
Fe, järn	0.137	± 0.014	mg/L	0.0040	V-3a-Bas-ADD	W-SFMS-5D	LE
Mn, mangan	54.2	± 5.4	µg/L	0.20	V-3a-Bas-ADD	W-SFMS-5D	LE
Sn, tenn	<0.5	----	µg/L	0.50	V-3a-Bas-ADD	W-SFMS-5D	LE
Ti, titan	4.58 *	----	µg/L	1.00	V-3a-Bas-ADD	W-SFMS-5D	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	<0.030	----	µg/L	0.030	OV-1	W-PAHGMS05	PR
acenaftylen	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
acenaften	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
fluoren	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
fenantren	<0.020	----	µg/L	0.020	OV-1	W-PAHGMS05	PR
antracen	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
fluoranten	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
pyren	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
bens(a)antracen	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
krysen	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
bens(b)fluoranten	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
bens(k)fluoranten	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
bens(a)pyren	<0.0100	----	µg/L	0.0100	OV-1	W-PAHGMS05	PR
dibens(a,h)antracen	0.029	± 0.009	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
bens(g,h,i)perylen	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
indeno(1,2,3,cd)pyren	<0.010	----	µg/L	0.010	OV-1	W-PAHGMS05	PR
summa PAH 16	0.0290	----	µg/L	0.0950	OV-1	W-PAHGMS05	PR

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Analyspaket	Metod	Utf.
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) - Fortsatt							
summa cancerogena PAH	0.0290	----	µg/L	0.0350	OV-1	W-PAHGMS05	PR
summa övriga PAH	<0.060	----	µg/L	0.060	OV-1	W-PAHGMS05	PR
summa PAH L	<0.0250	----	µg/L	0.0300	OV-1	W-PAHGMS05	PR
summa PAH M	<0.030	----	µg/L	0.030	OV-1	W-PAHGMS05	PR
summa PAH H	0.0290	----	µg/L	0.0400	OV-1	W-PAHGMS05	PR
Metallorganiska föreningar							
MBT, monobutyltenn	5.38	± 0.54	ng/L	1	OV-19a3	W-GC-47	LE
DBT, dibutyltenn	<1	----	ng/L	1	OV-19a3	W-GC-47	LE
TBT, tributyltenn	<1	----	ng/L	1.0	OV-19a3	W-GC-47	LE

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	Metod
W-AES-1B	Analys av metaller i förorenat vatten med ICP-AES enligt SS-EN ISO 11885:2009 och US EPA Method 200.7:1994. Analys utan föregående uppslutning. Provet är surgjort med 1 ml HNO3 (suprapur) per 100 ml före analys.
W-AFS-17V3a	Analys av kvicksilver (Hg) i förorenat vatten med AFS enligt SS-EN ISO 17852:2008. Analys utan föregående uppslutning. Provet är surgjort med 1 ml HNO3 (suprapur) per 100 ml före analys.
W-GC-47	Bestämning av tennorganiska föreningar (OTC) i vatten med GC-ICP-MS enligt SE-SOP-0037 (ISO 17353:2005).
W-SFMS-5D	Analys av metaller i förorenat vatten med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2016 och US EPA Method 200.8:1994. Analys utan föregående uppslutning. Provet är surgjort med 1 ml HNO3 (suprapur) per 100 ml före analys.
W-PAHGMS05	Bestämning av polycykliska aromatiska kolväten, PAH (16 föreningar enligt EPA), enligt metod baserad på US EPA 8270D, US EPA 8082A, CSN EN ISO 6468 och US EPA 8000D. Mätning utförs med GC-MS eller GC-MS/MS. PAH cancerogena utgörs av bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, dibens(ah)antracen och indeno(123cd)pyren. Bestämning av polycykliska aromatiska kolväten; summa PAH L, summa PAH M och summa PAH H. Summa PAH L: naftalen, acenaften och acenaftylen. Summa PAH M: fluoren, fenantren, antracen, fluoranten och pyren. Summa PAH H: bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, indeno(1,2,3-c,d)pyren, dibens(a,h)antracen och bens(g,h,i)perylen). PAH summorna är definerade enligt direktiv från Naturvårdsverket utgivna i oktober 2008.
W-PCBGMS05	Bestämning av polyklorerade bifenyler, PCB (7 kongener) enligt metod baserad på US EPA 8270D, US EPA 8082A, CSN EN ISO 6468 och US EPA 8000D. Mätningen utförs med GC-MS eller GC-MS/MS.

Beredningsmetoder	Metod
W-P47	ISO 17353:2005, ALS metod 47

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
LE	*Analys utförd av* ALS Scandinavia AB, Aurorum 10 Luleå Sverige 977 75 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030
PR	*Analys utförd av* ALS Czech Republic s.r.o Prag, Na Harfe 336/9 Prag Tjeckien 190 00 Ackrediterad av: CAI Ackrediteringsnummer: 1163

Analyscertifikat

Ordernummer	: **ST2217039**	Sida	: 1 av 3
Kund	: **Chalmers Tekniska Högskola**	Projekt	: Sediment
Kontaktperson	: Ann-Margret Strömvall	Beställningsnummer	: 200100, 20ANHV11
Adress	: Sven Hultins gata 6 412 96 Göteborg Sverige	Provtagare	: Anna Norén
		Provtagningspunkt	: ----
		Ankomstdatum, prover	: 2022-05-31 08:00
E-post	: ann-margret.stromvall@chalmers.se	Analys påbörjad	: 2022-06-03
Telefon	: 031-772 86 00	Utfärdad	: 2022-06-23 15:04
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ----	Antal ankomna prover	: 1
Offertnummer	: ST2021SE-CHA-TEK0002 (OF210069)	Antal analyserade prover	: 1

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Signatur	*Position*
Niels-Kristian Terkildsen	Laboratoriechef

Ackred. nr 2030
Provning
ISO/IEC 17025

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Rinkebyvägen 19C 182 36 Danderyd Sverige	E-post	: info.ta@alsglobal.com
		Telefon	: +46 8 5277 5200

Analysresultat

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**Arendal UVC NED**						
Laboratoriets provnummer	*ST2217039-001*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
torrsubstans vid 105°C	73.2	± 4.42	%	0.10	OJ-1-sed	S-DRY-GRCI	PR
Provberedning							
Extraktion	Ja	----	-	-	P-OTC-S	S-P46	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.159	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
acenaftylen	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
acenaften	0.050	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fluoren	0.062	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fenantren	0.931	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
antracen	0.278	----	mg/kg TS	0.0040	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fluoranten	0.456	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
pyren	0.548	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(a)antracen	0.170	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
krysen	0.144	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(b)fluoranten	0.173	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(k)fluoranten	0.056	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(a)pyren	0.118	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Indeno(123cd)pyren	0.080	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
dibens(a,h)antracen	0.024	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(g,h,i)perylen	0.0790	----	mg/kg TS	0.0050	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH 16	3.33	----	mg/kg TS	0.0745	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Summa PAH 11	3.03	----	mg/kg TS	0.0495	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa cancerogena PAH	0.7650	----	mg/kg TS	0.035	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa övriga PAH	2.5630	----	mg/kg TS	0.0395	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH L	0.2090	----	mg/kg TS	0.015	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH M	2.28	----	mg/kg TS	0.022	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH H	0.8440	----	mg/kg TS	0.0375	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Metallorganiska föreningar							
MBT, monobutyltenn	33.4	± 3.3	µg/kg TS	1	OJ-19a3	S-GC-46	LE
DBT, dibutyltenn	98.4	± 9.8	µg/kg TS	1	OJ-19a3	S-GC-46	LE
TBT, tributyltenn	95.3	± 9.5	µg/kg TS	1.0	OJ-19a3	S-GC-46	LE

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	Metod
S-GC-46	Analys av tennorganiska föreningar (OTC) i jord, slam och sediment med GC-ICP-MS enligt SE-SOP-0036 (SS-EN ISO 23161:2018).
S-DRY-GRCI	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt metod baserad på CSN ISO 11465, CSN EN 12880 och CSN EN 14346:2007.
S-SMLGMS02	CZ_SOP_D06_03_181 (US EPA 429, US EPA 1668, US EPA 3550) Bestämning av semivolatila organiska ämnen med isotoputspädning och gaskromatografi med masspektrometri. Summor beräknas från uppmätta värden. Metoden har modifierats inom omfattningen för den flexibla ackrediteringen angiven i Annex to the Certificate of Accreditation No. 468/2020 utfärdad 27 juli 2020. Parametrar som inte ingår i bilagan till ackrediteringscertifikatet i parameteröversikten under index 27 har lagts till.

Beredningsmetoder	Metod
S-P46	Prep metod- OTC enligt SE-SOP-0036 (SS-EN ISO 23161:2018).
S-PPLYOF*	Frystorkning av sedimentprov.

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
LE	*Analys utförd av* ALS Scandinavia AB, Aurorum 10 Luleå Sverige 977 75 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030
PR	*Analys utförd av* ALS Czech Republic s.r.o Prag, Na Harfe 336/9 Prag Tjeckien 190 00 Ackrediterad av: CAI Ackrediteringsnummer: 1163

Analyscertifikat

Ordernummer	: **ST2220482**	Sida	: 1 av 4
Kund	: **Chalmers Tekniska Högskola**	Projekt	: Sediment
Kontaktperson	: Ann-Margret Strömvall	Beställningsnummer	: ----
Adress	: Sven Hultins gata 6 412 96 Göteborg Sverige	Provtagare	: Anna Norén
		Provtagningspunkt	: ----
		Ankomstdatum, prover	: 2022-06-30 08:00
E-post	: ann-margret.stromvall@chalmers.se	Analys påbörjad	: 2022-07-04
Telefon	: 031-772 86 00	Utfärdad	: 2022-07-12 07:44
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ----	Antal ankomna prover	: 2
Offertnummer	: ST2021SE-CHA-TEK0002 (OF210069)	Antal analyserade prover	: 2

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Signatur	*Position*
Niels-Kristian Terkildsen	Laboratoriechef

SWEDAC ACKREDITERING
Ackred. nr 2030
Provning
ISO/IEC 17025

ilac-MRA

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Rinkebyvägen 19C 182 36 Danderyd Sverige	E-post	: info.ta@alsglobal.com
		Telefon	: +46 8 5277 5200

Analysresultat

Matris: **SEDIMENT**	*Provbeteckning*	**VÄNO**					
	Laboratoriets provnummer	*ST2220482-001*					
	Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*					
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
torrsubstans vid 105°C	43.2	± 2.59	%	1.00	TS105	TS-105	ST
Alifatiska föreningar							
alifater >C5-C8	<10	----	mg/kg TS	10	OJ-21C	HS-OJ-21	ST
alifater >C8-C10	<10	----	mg/kg TS	10	OJ-21C	SVOC-OJ-21	ST
alifater >C10-C12	<20	----	mg/kg TS	20	OJ-21C	SVOC-OJ-21	ST
alifater >C12-C16	<20	----	mg/kg TS	20	OJ-21C	SVOC-OJ-21	ST
alifater >C5-C16	<30 *	----	mg/kg TS	30	OJ-21C	SVOC-/HS-OJ-21	ST
alifater >C16-C35	329	± 107	mg/kg TS	20	OJ-21C	SVOC-OJ-21	ST
Aromatiska föreningar							
aromater >C8-C10	<1.0	----	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	SVOC-OJ-21	ST
aromater >C10-C16	<1.0	----	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	SVOC-OJ-21	ST
metylpyrener/metylfluorantener	<1.0 *	----	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	SVOC-OJ-21	ST
metylkrysener/metylbens(a)antracener	<1.0 *	----	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	SVOC-OJ-21	ST
aromater >C16-C35	<1.0	----	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	SVOC-OJ-21	ST
BTEX							
bensen	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	OJ-21C	HS-OJ-21	ST
toluen	<0.050	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	HS-OJ-21	ST
etylbensen	<0.050	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	HS-OJ-21	ST
summa xylener	<0.050 *	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	HS-OJ-21	ST
summa TEX	<0.100 *	----	mg/kg TS	0.100	OJ-21C	HS-OJ-21	ST
m,p-xylen	<0.050	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	HS-OJ-21	ST
o-xylen	<0.050	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	HS-OJ-21	ST

Matris: **SEDIMENT**	*Provbeteckning*	**JBIN**					
	Laboratoriets provnummer	*ST2220482-002*					
	Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*					
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
torrsubstans vid 105°C	32.2	± 1.93	%	1.00	TS105	TS-105	ST
Alifatiska föreningar							
alifater >C5-C8	<10	----	mg/kg TS	10	OJ-21C	HS-OJ-21	ST
alifater >C8-C10	13	± 7	mg/kg TS	10	OJ-21C	SVOC-OJ-21	ST
alifater >C10-C12	103	± 38	mg/kg TS	20	OJ-21C	SVOC-OJ-21	ST
alifater >C12-C16	107	± 39	mg/kg TS	20	OJ-21C	SVOC-OJ-21	ST
alifater >C5-C16	223 *	----	mg/kg TS	30	OJ-21C	SVOC-/HS-OJ-21	ST
alifater >C16-C35	972	± 302	mg/kg TS	20	OJ-21C	SVOC-OJ-21	ST
Aromatiska föreningar							
aromater >C8-C10	1.2	± 0.7	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	SVOC-OJ-21	ST
aromater >C10-C16	<1.0	----	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	SVOC-OJ-21	ST
metylpyrener/metylfluorantener	1.2 *	----	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	SVOC-OJ-21	ST
metylkrysener/metylbens(a)antracener	1.4 *	----	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	SVOC-OJ-21	ST
aromater >C16-C35	2.6	± 1.1	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	SVOC-OJ-21	ST
BTEX							
bensen	<0.011	----	mg/kg TS	0.010	OJ-21C	HS-OJ-21	ST
toluen	0.777	± 0.253	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	HS-OJ-21	ST
etylbensen	<0.050	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	HS-OJ-21	ST
summa xylener	<0.050 *	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	HS-OJ-21	ST
summa TEX	0.777 *	----	mg/kg TS	0.100	OJ-21C	HS-OJ-21	ST
m,p-xylen	<0.050	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	HS-OJ-21	ST
o-xylen	<0.050	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	HS-OJ-21	ST

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	*Metod*
HS-OJ-21	Mätningen utförs med headspace GC-MS enligt referens EPA Method 5021a rev. 2 update V; och SPIMFAB.
SVOC-/HS-OJ-21*	Summa alifater >C5-C16 beräknad från HS-OJ-21 och SVOC-OJ-21.
SVOC-OJ-21	Bestämning av alifatfraktioner och aromatfraktioner Bestämning av polycykliska aromatiska kolväten, PAH (16 föreningar enligt EPA) Summa metylpyrener/metylfluorantener och summa metylkrysener/metylbens(a)antracener. GC-MS enligt SIS/TK 535 N012 som är baserad på SPIMFABs kvalitetsmanual. PAH cancerogena utgörs av bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, dibens(ah)antracen och indeno(123cd)pyren. Summa PAH L: naftalen, acenaften och acenaftylen. Summa PAH M: fluoren, fenantren, antracen, fluoranten och pyren. Summa PAH H: bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, indeno(1,2,3-c,d)pyren, dibens(a,h)antracen och bens(g,h,i)perylen.
TS-105	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt SS-EN 15934:2012 utg 1.

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
ST	*Analys utförd av* ALS Scandinavia AB, Rinkebyvägen 19C Danderyd Sverige 182 36 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030

Analyscertifikat

Ordernummer	: **ST2220580**	Sida	: 1 av 7
Kund	: **Chalmers Tekniska Högskola**	Projekt	: Sediment
Kontaktperson	: Ann-Margret Strömvall	Beställningsnummer	: 202301 / 20ANHV11
Adress	: Sven Hultins gata 6 412 96 Göteborg Sverige	Provtagare	: Anna Norén
		Provtagningspunkt	: ----
		Ankomstdatum, prover	: 2022-06-30 08:00
E-post	: ann-margret.stromvall@chalmers.se	Analys påbörjad	: 2022-07-01
Telefon	: 031-772 86 00	Utfärdad	: 2022-07-21 16:53
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ----	Antal ankomna prover	: 3
Offertnummer	: ST2021SE-CHA-TEK0002 (OF210069)	Antal analyserade prover	: 3

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Signatur	*Position*
Niels-Kristian Terkildsen	Laboratoriechef

SWEDAC ACKREDITERING
Ackred. nr 2030
Provning
ISO/IEC 17025

ilac-MRA

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Rinkebyvägen 19C 182 36 Danderyd Sverige	E-post	: info.ta@alsglobal.com
		Telefon	: +46 8 5277 5200

Analysresultat

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**Arendal pump + UVC**						
Laboratoriets provnummer	*ST2220580-001*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
torrsubstans vid 105°C	59.0	± 3.57	%	0.10	OJ-1-sed	S-DRY-GRCI	PR
Provberedning							
Extraktion	Ja	----	-	-	P-OTC-S	S-P46	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.016	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
acenaftylen	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
acenaften	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fluoren	0.011	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fenantren	0.050	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
antracen	0.0170	----	mg/kg TS	0.0040	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fluoranten	0.141	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
pyren	0.122	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(a)antracen	0.086	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
krysen	0.087	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(b)fluoranten	0.148	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(k)fluoranten	0.047	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(a)pyren	0.090	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Indeno(123cd)pyren	0.069	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
dibens(a,h)antracen	0.018	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(g,h,i)perylen	0.0606	----	mg/kg TS	0.0050	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH 16	0.963	----	mg/kg TS	0.0745	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Summa PAH 11	0.918	----	mg/kg TS	0.0495	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa cancerogena PAH	0.545	----	mg/kg TS	0.0350	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa övriga PAH	0.418	----	mg/kg TS	0.0395	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH L	0.0160	----	mg/kg TS	0.0150	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH M	0.341	----	mg/kg TS	0.0220	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH H	0.606	----	mg/kg TS	0.0375	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Metallorganiska föreningar							
MBT, monobutyltenn	11.3	± 1.1	µg/kg TS	1	OJ-19a3	S-GC-46	LE
DBT, dibutyltenn	85.4	± 8.5	µg/kg TS	1	OJ-19a3	S-GC-46	LE
TBT, tributyltenn	120	± 12	µg/kg TS	1.0	OJ-19a3	S-GC-46	LE
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	49.3	± 2.00	%	1.00	OJ-19a3	TS-105	LE

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**JBIN pump + UVC**						
Laboratoriets provnummer	*ST2220580-002*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans, vid 105°C	48.2	0.48	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Alifatiska föreningar							
alifater >C5-C8	<10.0	----	mg/kg TS	10.0	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
alifater >C8-C10	<10.0	----	mg/kg TS	10.0	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
alifater >C10-C12	66	----	mg/kg TS	20	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
alifater >C12-C16	89	----	mg/kg TS	20	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
alifater >C5-C16	155	----	mg/kg TS	30	OJ-21C	S-SPIGMS04	PR
alifater >C16-C35	1120	----	mg/kg TS	20	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
Aromatiska föreningar							
aromater >C8-C10	<0.480	----	mg/kg TS	1.00	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
aromater >C10-C16	0.325	----	mg/kg TS	1.24	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
metylpyrener/metylfluorantener	<1.0	----	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
metylkrysener/metylbens(a)antracener	<1.0	----	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
aromater >C16-C35	<1.0	----	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
BTEX							
bensen	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
toluen	0.051	± 0.020	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
etylbensen	<0.050	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
summa xylener	<0.050	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
summa TEX	0.05	----	mg/kg TS	0.10	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.028	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
acenaftylen	0.031	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
acenaften	0.016	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fluoren	0.062	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fenantren	0.439	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
antracen	0.188	----	mg/kg TS	0.0040	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fluoranten	0.921	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
pyren	0.812	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(a)antracen	0.428	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
krysen	0.530	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(b)fluoranten	0.726	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(k)fluoranten	0.258	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(a)pyren	0.428	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Indeno(123cd)pyren	0.292	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
dibens(a,h)antracen	0.105	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(g,h,i)perylen	0.447	----	mg/kg TS	0.0050	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH 16	5.71	----	mg/kg TS	0.0745	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Summa PAH 11	5.47	----	mg/kg TS	0.0495	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa cancerogena PAH	2.77	----	mg/kg TS	0.0350	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa övriga PAH	2.94	----	mg/kg TS	0.0395	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH L	0.0750	----	mg/kg TS	0.0150	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH M	2.42	----	mg/kg TS	0.0220	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH H	3.21	----	mg/kg TS	0.0375	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Ftalater							
Dimetylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	0.21	0.031	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	0.26	0.038	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-pentylftalat (DNPP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Analyspaket	Metod	Utf.
Ftalater - Fortsatt							
di-n-oktylftalat (DNOP)	<1.0	----	mg/kg TS	1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	12	1.8	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
butylbensylftalat (BBP)	0.12	0.018	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	<0.20	----	mg/kg TS	0.2	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	21	3.1	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	41	6.1	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	50.0	± 3.03	%	0.10	TS105	S-DRY-GRCI	PR

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**JBIN torrt + UVC**
Laboratoriets provnummer	*ST2220580-003*
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*

Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans, vid 105°C	90.00	0.90	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Alifatiska föreningar							
alifater >C5-C8	<10.0	----	mg/kg TS	10.0	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
alifater >C8-C10	<10.0	----	mg/kg TS	10.0	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
alifater >C10-C12	<20	----	mg/kg TS	20	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
alifater >C12-C16	<20	----	mg/kg TS	20	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
alifater >C5-C16	<30	----	mg/kg TS	30	OJ-21C	S-SPIGMS04	PR
alifater >C16-C35	1500	----	mg/kg TS	20	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
Aromatiska föreningar							
aromater >C8-C10	<0.480	----	mg/kg TS	1.00	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
aromater >C10-C16	0.658	----	mg/kg TS	1.24	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
metylpyrener/metylfluorantener	1.2	± 0.5	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
metylkrysener/metylbens(a)antracener	1.9	± 0.8	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
aromater >C16-C35	3.1	----	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
BTEX							
bensen	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
toluen	0.099	± 0.040	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
etylbensen	<0.050	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
summa xylener	<0.050	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
summa TEX	0.10	----	mg/kg TS	0.10	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.047	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
acenaftylen	0.047	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
acenaften	0.017	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fluoren	0.067	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fenantren	0.592	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
antracen	0.128	----	mg/kg TS	0.0040	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fluoranten	1.11	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
pyren	1.09	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(a)antracen	0.522	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
krysen	0.763	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(b)fluoranten	0.938	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(k)fluoranten	0.255	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(a)pyren	0.511	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Indeno(123cd)pyren	0.355	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
dibens(a,h)antracen	0.134	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(g,h,i)perylen	0.435	----	mg/kg TS	0.0050	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH 16	7.01	----	mg/kg TS	0.0745	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Summa PAH 11	6.70	----	mg/kg TS	0.0495	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa cancerogena PAH	3.48	----	mg/kg TS	0.0350	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa övriga PAH	3.53	----	mg/kg TS	0.0395	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH L	0.111	----	mg/kg TS	0.0150	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH M	2.99	----	mg/kg TS	0.0220	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH H	3.91	----	mg/kg TS	0.0375	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Ftalater							
Dimetylftalat	<0.10	----	mg/kg TS	0.1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	0.067	0.0099	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	0.23	0.034	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	0.17	0.025	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-pentylftalat (DNPP)	<0.10	----	mg/kg TS	0.1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Analyspaket	Metod	Utf.
Ftalater - Fortsatt							
di-n-oktylftalat (DNOP)	<1.0	----	mg/kg TS	1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	8.9	1.3	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
butylbensylftalat (BBP)	0.13	0.019	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	22	3.3	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	41	6.1	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	89.4	± 5.39	%	0.10	TS105	S-DRY-GRCI	PR

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	Metod
S-GC-46	Analys av tennorganiska föreningar (OTC) i jord, slam och sediment med GC-ICP-MS enligt SE-SOP-0036 (SS-EN ISO 23161:2018).
TS-105	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt SS-EN 15934:2012 utg 1.
S-GCMS-1/GBA	Bestämning av ftalater enligt DIN 19742: 2014-08. Mätning utförs med GC-MS.
S-TS-105/GBA	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt DIN ISO 11465: 1996-12.
S-DRY-GRCI	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt metod baserad på CSN ISO 11465, CSN EN 12880 och CSN EN 14346:2007.
S-SMLGMS02	CZ_SOP_D06_03_181 (US EPA 429, US EPA 1668, US EPA 3550) Bestämning av semivolatila organiska ämnen med isotoputspädning och gaskromatografi med masspektrometri. Summor beräknas från uppmätta värden. Metoden har modifierats inom omfattningen för den flexibla ackrediteringen angiven i Annex to the Certificate of Accreditation No. 468/2020 utfärdad 27 juli 2020. Parametrar som inte ingår i bilagan till ackrediteringscertifikatet i parameteröversikten under index 27 har lagts till.
S-SPIGMS03	Bestämning av alifatfraktioner och aromatfraktioner. Bestämning av polycykliska aromatiska kolväten, PAH (16 föreningar enligt EPA). Summa metylpyrener/metylfluorantener och summa metylkrysener/metylbens(a)antracener. GC-MS metod enligt SPIMFABs kvalitetsmanual. PAH cancerogena utgörs av bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, dibens(a,h)antracen och indeno(1,2,3,cd)pyren. Summa PAH L: naftalen, acenaften och acenaftylen. Summa PAH M: fluoren, fenantren, antracen, fluoranten och pyren. Summa PAH H: bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, indeno(1,2,3,cd)pyren, dibens(a,h)antracen och bens(g,h,i)perylen. PAH-summorna är definerade enligt direktiv från Naturvårdsverket utgivna i oktober 2008.
S-SPIGMS04	Bestämning av organiska föroreningar med hjälp av GC-MS (SPIMFAB).
S-SPIHSP01	Bestämning av volatila alifatiska och aromatiska kolväten. Headspace-GC-MS metod enligt SPIMFABs kvalitetsmanual.

Beredningsmetoder	Metod
S-P46	Prep metod- OTC enligt SE-SOP-0036 (SS-EN ISO 23161:2018).
S-PPLYOF*	Frystorkning av sedimentprov.

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
GX	*Analys utförd av* GBA Gesellschaft für Bioanalytik mbH, Flensburger Strasse 15 Pinneberg Tyskland 25421 Ackrediterad av: DAkkS Ackrediteringsnummer: D-PL-14170-01-00
LE	*Analys utförd av* ALS Scandinavia AB, Aurorum 10 Luleå Sverige 977 75 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030
PR	*Analys utförd av* ALS Czech Republic s.r.o Prag, Na Harfe 336/9 Prag Tjeckien 190 00 Ackrediterad av: CAI Ackrediteringsnummer: 1163

Analyscertifikat

Ordernummer	: **ST2220843**	Sida	: 1 av 3
Kund	: **Chalmers Tekniska Högskola**	Projekt	: Sediment
Kontaktperson	: Ann-Margret Strömvall	Beställningsnummer	: 200100 / 20ANHV11
Adress	: Sven Hultins gata 6 412 96 Göteborg Sverige	Provtagare	: Anna Norén
		Provtagningspunkt	: ----
		Ankomstdatum, prover	: 2022-07-01 11:00
E-post	: ann-margret.stromvall@chalmers.se	Analys påbörjad	: 2022-07-06
Telefon	: 031-772 86 00	Utfärdad	: 2022-07-15 11:49
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ----	Antal ankomna prover	: 1
Offertnummer	: ST2021SE-CHA-TEK0002 (OF210069)	Antal analyserade prover	: 1

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Signatur	*Position*
Niels-Kristian Terkildsen	Laboratoriechef

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Rinkebyvägen 19C 182 36 Danderyd Sverige	E-post	: info.ta@alsglobal.com
		Telefon	: +46 8 5277 5200

Analysresultat

Matris: **SEDIMENT**	*Provbeteckning*	**Arendal UVC NED (ST2217039-001)**					
	Laboratoriets provnummer	*ST2220843-001*					
	Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*					
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Alifatiska föreningar							
alifater >C5-C8	<10.0	----	mg/kg TS	10.0	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
alifater >C8-C10	<10.0	----	mg/kg TS	10.0	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
alifater >C10-C12	<20	----	mg/kg TS	20	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
alifater >C12-C16	<20	----	mg/kg TS	20	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
alifater >C5-C16	<30	----	mg/kg TS	30	OJ-21C	S-SPIGMS04	PR
alifater >C16-C35	121	----	mg/kg TS	20	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
Aromatiska föreningar							
aromater >C8-C10	<0.480	----	mg/kg TS	1.00	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
aromater >C10-C16	1.85	----	mg/kg TS	1.24	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
metylpyrener/metylfluorantener	<1.0	----	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
metylkrysener/metylbens(a)antracener	<1.0	----	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
aromater >C16-C35	<1.0	----	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
BTEX							
bensen	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
toluen	<0.050	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
etylbensen	<0.050	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
summa xylener	<0.050	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
summa TEX	<0.10	----	mg/kg TS	0.10	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	72.6	± 4.38	%	0.10	TS105	S-DRY-GRCI	PR

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	*Metod*
S-DRY-GRCI	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt metod baserad på CSN ISO 11465, CSN EN 12880 och CSN EN 14346:2007.
S-SPIGMS03	Bestämning av alifatfraktioner och aromatfraktioner. Bestämning av polycykliska aromatiska kolväten, PAH (16 föreningar enligt EPA). Summa metylpyrener/metylfluorantener och summa metylkrysener/metylbens(a)antracener. GC-MS metod enligt SPIMFABs kvalitetsmanual. PAH cancerogena utgörs av bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, dibens(a,h)antracen och indeno(1,2,3,cd)pyren. Summa PAH L: naftalen, acenaften och acenaftylen. Summa PAH M: fluoren, fenantren, antracen, fluoranten och pyren. Summa PAH H: bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, indeno(1,2,3,cd)pyren, dibens(a,h)antracen och bens(g,h,i)perylen. PAH-summorna är definerade enligt direktiv från Naturvårdsverket utgivna i oktober 2008.
S-SPIGMS04	Bestämning av organiska föroreningar med hjälp av GC-MS (SPIMFAB).
S-SPIHSP01	Bestämning av volatila alifatiska och aromatiska kolväten. Headspace-GC-MS metod enligt SPIMFABs kvalitetsmanual.

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
PR	*Analys utförd av* ALS Czech Republic s.r.o Prag, Na Harfe 336/9 Prag Tjeckien 190 00 Ackrediterad av: CAI Ackrediteringsnummer: 1163

Denna rapport ersätter tidigare utfärdad rapport med samma nummer.

Analyscertifikat

Ordernummer	: **ST2221954**	Sida	: 1 av 6
Revision	: **1**		
Kund	: **Chalmers Tekniska Högskola**	Projekt	: Sediment
Kontaktperson	: Ann-Margret Strömvall	Beställningsnummer	: 200100 20ANHV11
Adress	: Sven Hultins gata 6 412 96 Göteborg Sverige	Provtagare	: ----
		Provtagningspunkt	: ----
		Ankomstdatum, prover	: 2022-07-12 10:00
E-post	: ann-margret.stromvall@chalmers.se	Analys påbörjad	: 2022-07-14
Telefon	: 031-772 86 00	Utfärdad	: 2022-08-25 14:22
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ----	Antal ankomna prover	: 2
Offertnummer	: ST2021SE-CHA-TEK0002 (OF210069)	Antal analyserade prover	: 2

Generell kommentar

Denna rapport ersätter eventuella tidigare rapporter med denna referens. Resultaten gäller för de inskickade proverna. Alla sidor i denna rapport har kontrollerats och godkänts före utfärdande av rapporten.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Orderkommentar

-

Provet för S-TOC1-IR-metoden torkas vid 105 ° C och pulveriseras före analys.
Version 1 - tillägg av mätosäkerhet som saknades på några metoder.

Signatur	*Position*
Niels-Kristian Terkildsen	Laboratoriechef

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Rinkebyvägen 19C 182 36 Danderyd Sverige	E-post	: info.ta@alsglobal.com
		Telefon	: +46 8 5277 5200

Analysresultat

Matris: SEDIMENT	Provbeteckning	VÄNO UVC+Pt+El+Fe LS40 12d					
	Laboratoriets provnummer	ST2221954-001					
	Provtagningsdatum / tid	ej specificerad					
Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Analyspaket	Metod	Utf.
Extraherbara metaller/katjoner							
Ag, silver	0.61	± 0.12	mg/kg TS	0.50	M-AR	S-METAXHB1	PR
Mo, molybden	1.44	± 0.29	mg/kg TS	0.40	M-AR	S-METAXHB1	PR
Sb, antimon	<0.50	----	mg/kg TS	0.50	M-AR	S-METAXHB1	PR
Sn, tenn	6.6	± 1.3	mg/kg TS	1.0	M-AR	S-METAXHB1	PR
Metaller och grundämnen							
As, arsenik	6.93	± 1.38	mg/kg TS	0.50	MS-1	S-METAXAC1	PR
Ba, barium	75.1	± 15.0	mg/kg TS	1.00	MS-1	S-METAXAC1	PR
Cd, kadmium	0.35	± 0.07	mg/kg TS	0.10	MS-1	S-METAXAC1	PR
Co, kobolt	8.97	± 1.79	mg/kg TS	0.10	MS-1	S-METAXAC1	PR
Cr, krom	31.4	± 6.28	mg/kg TS	0.25	MS-1	S-METAXAC1	PR
Cu, koppar	117	± 23.4	mg/kg TS	0.30	MS-1	S-METAXAC1	PR
Hg, kvicksilver	<0.20	----	mg/kg TS	0.20	MS-1	S-METAXAC1	PR
Ni, nickel	18.6	± 3.7	mg/kg TS	1.0	MS-1	S-METAXAC1	PR
Pb, bly	71.4	± 14.3	mg/kg TS	1.0	MS-1	S-METAXAC1	PR
V, vanadin	49.9	± 9.98	mg/kg TS	0.20	MS-1	S-METAXAC1	PR
Zn, zink	274	± 54.9	mg/kg TS	1.0	MS-1	S-METAXAC1	PR
Fe, järn	29300	± 5850	mg/kg TS	10.0	MS-1-ADD	S-METAXAC1	PR
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.190	+/- 0.0570	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
acenaftylen	0.012	+/- 0.0036	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
acenaften	0.043	+/- 0.0129	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fluoren	0.028	+/- 0.0084	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fenantren	0.114	+/- 0.0342	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
antracen	0.0200	+/- 0.0060	mg/kg TS	0.0040	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fluoranten	0.219	+/- 0.0657	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
pyren	0.192	+/- 0.0576	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(a)antracen	0.095	+/- 0.0285	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
krysen	0.103	+/- 0.0309	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(b)fluoranten	0.160	+/- 0.0480	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(k)fluoranten	0.078	+/- 0.0234	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(a)pyren	0.107	+/- 0.0321	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Indeno(123cd)pyren	0.077	+/- 0.0231	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
dibens(a,h)antracen	0.023	+/- 0.0069	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(g,h,i)perylen	0.0906	+/- 0.0272	mg/kg TS	0.0050	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Analyspaket	Metod	Utf.
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) - Fortsatt							
summa PAH 16	1.55	+/- 0.4650	mg/kg TS	0.0745	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Summa PAH 11	1.26	+/- 0.3780	mg/kg TS	0.0495	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa cancerogena PAH	0.643	+/- 0.1929	mg/kg TS	0.0350	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa övriga PAH	0.909	+/- 0.2727	mg/kg TS	0.0395	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH L	0.245	+/- 0.0735	mg/kg TS	0.0150	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH M	0.573	+/- 0.1719	mg/kg TS	0.0220	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH H	0.734	+/- 0.2202	mg/kg TS	0.0375	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Polyklorerade bifenyler (PCB)							
PCB 28	0.00048	+/- 0.0001	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 52	0.00419	+/- 0.0013	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 101	0.0324	+/- 0.0097	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 118	0.0226	+/- 0.0068	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 153	0.113	+/- 0.0339	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 138	0.121	+/- 0.0363	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 180	0.128	+/- 0.0384	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
Summa PCB 7	0.422	+/- 0.1266	mg/kg TS	0.00070	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
Fysikaliska parametrar							
TOC	1.31	± 0.20	% TS	0.10	TOC	S-TOC1-IR	CS
torrsubstans vid 105°C	86.1	± 5.20	%	0.10	TOC	S-DRY-GRCI	CS

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**JBIN UVC+Pt+El+Fe LS40 12d**						
Laboratoriets provnummer	*ST2221954-002*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Extraherbara metaller/katjoner							
Ag, silver	3.47	± 0.69	mg/kg TS	0.50	M-AR	S-METAXHB1	PR
Mo, molybden	2.70	± 0.54	mg/kg TS	0.40	M-AR	S-METAXHB1	PR
Sb, antimon	6.37	± 1.27	mg/kg TS	0.50	M-AR	S-METAXHB1	PR
Sn, tenn	28.7	± 5.7	mg/kg TS	1.0	M-AR	S-METAXHB1	PR
Metaller och grundämnen							
As, arsenik	4.41	± 0.88	mg/kg TS	0.50	MS-1	S-METAXAC1	PR
Ba, barium	206	± 41.2	mg/kg TS	1.00	MS-1	S-METAXAC1	PR
Cd, kadmium	1.07	± 0.21	mg/kg TS	0.10	MS-1	S-METAXAC1	PR
Co, kobolt	14.8	± 2.95	mg/kg TS	0.10	MS-1	S-METAXAC1	PR
Cr, krom	41.8	± 8.37	mg/kg TS	0.25	MS-1	S-METAXAC1	PR
Cu, koppar	294	± 58.9	mg/kg TS	0.30	MS-1	S-METAXAC1	PR
Hg, kvicksilver	<0.20	----	mg/kg TS	0.20	MS-1	S-METAXAC1	PR
Ni, nickel	28.7	± 5.7	mg/kg TS	1.0	MS-1	S-METAXAC1	PR
Pb, bly	73.3	± 14.6	mg/kg TS	1.0	MS-1	S-METAXAC1	PR
V, vanadin	70.4	± 14.1	mg/kg TS	0.20	MS-1	S-METAXAC1	PR
Zn, zink	829	± 166	mg/kg TS	1.0	MS-1	S-METAXAC1	PR
Fe, järn	41800	± 8360	mg/kg TS	10.0	MS-1-ADD	S-METAXAC1	PR
Alifatiska föreningar							
alifater >C5-C8	<10.0	----	mg/kg TS	10.0	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
alifater >C8-C10	<10.0	----	mg/kg TS	10.0	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
alifater >C10-C12	86	----	mg/kg TS	20	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
alifater >C12-C16	203	----	mg/kg TS	20	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
alifater >C5-C16	289	----	mg/kg TS	30	OJ-21C	S-SPIGMS04	PR
alifater >C16-C35	1740	----	mg/kg TS	20	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
Aromatiska föreningar							
aromater >C8-C10	<0.480	----	mg/kg TS	1.00	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
aromater >C10-C16	0.191	----	mg/kg TS	1.24	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
metylpyrener/metylfluorantener	<1.0	----	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
metylkrysener/metylbens(a)antracener	<1.0	----	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
aromater >C16-C35	<1.0	----	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
BTEX							
bensen	<0.017	----	mg/kg TS	0.010	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
toluen	0.086	± 0.034	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
etylbensen	<0.084	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
summa xylener	<0.084	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
summa TEX	0.09	----	mg/kg TS	0.10	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.041	+/- 0.0123	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
acenaftylen	0.019	+/- 0.0057	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
acenaften	0.016	+/- 0.0048	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fluoren	0.027	+/- 0.0081	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fenantren	0.232	+/- 0.0696	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
antracen	0.0433	+/- 0.0130	mg/kg TS	0.0040	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fluoranten	0.487	+/- 0.1461	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Analyspaket	Metod	Utf.
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) - Fortsatt							
pyren	0.411	+/- 0.1233	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(a)antracen	0.242	+/- 0.0726	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
krysen	0.240	+/- 0.0720	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(b)fluoranten	0.356	+/- 0.1068	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(k)fluoranten	0.118	+/- 0.0354	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(a)pyren	0.225	+/- 0.0675	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Indeno(123cd)pyren	0.128	+/- 0.0384	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
dibens(a,h)antracen	0.051	+/- 0.0153	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(g,h,i)perylen	0.148	+/- 0.0444	mg/kg TS	0.0050	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH 16	2.78	+/- 0.8340	mg/kg TS	0.0745	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Summa PAH 11	2.63	+/- 0.7890	mg/kg TS	0.0495	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa cancerogena PAH	1.36	+/- 0.4080	mg/kg TS	0.0350	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa övriga PAH	1.42	+/- 0.4260	mg/kg TS	0.0395	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH L	0.0760	+/- 0.0228	mg/kg TS	0.0150	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH M	1.20	+/- 0.3600	mg/kg TS	0.0220	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH H	1.51	+/- 0.4530	mg/kg TS	0.0375	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Fysikaliska parametrar							
TOC	3.30	± 0.50	% TS	0.10	TOC	S-TOC1-IR	CS
torrsubstans vid 105°C	36.7	± 2.23	%	0.10	TS105	S-DRY-GRCI	CS

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	Metod
S-DRY-GRCI	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt metod baserad på CSN ISO 11465, CSN EN 12880 och CSN EN 14346:2007.
S-TOC1-IR	Bestämning av TOC enligt direkt metod; CSN ISO 10694, CSN EN 13137:2002, CSN EN 15936.
S-METAXAC1	Bestämning av metaller efter uppslutning med HNO_3 enligt metod baserad på US EPA 200.7, CSN EN ISO 11885, US EPA 6010, SM 3120. Provupparbetning enligt metod baserad på US EPA 3050, CSN EN 13657, ISO 11466 kap. 10.3 till 10.16, 10.17.5, 10.17.6, 10.17.9 till 10.17.14. Mätning utförs med ICP-AES.
S-METAXHB1	Bestämning av element enligt US EPA 200.7, ISO 11885, US EPA 6010, SM 3120 efter uppslutning med Aqua Regia enligt US EPA 3050, CSN EN 13657, ISO 11466 (kapitel 10.3 till 10.16, 10.17.5, 10.17.6, 10.17.9 till 10.17.14). Mätning utförs med ICP-AES.
S-SMLGMS02	CZ_SOP_D06_03_181 (US EPA 429, US EPA 1668, US EPA 3550) Bestämning av semivolatila organiska ämnen med isotoputspädning och gaskromatografi med masspektrometri. Summor beräknas från uppmätta värden. Metoden har modifierats inom omfattningen för den flexibla ackrediteringen angiven i Annex to the Certificate of Accreditation No. 468/2020 utfärdad 27 juli 2020. Parametrar som inte ingår i bilagan till ackrediteringscertifikatet i parameteröversikten under index 27 har lagts till.
S-SPIGMS03	Bestämning av alifatfraktioner och aromatfraktioner. Bestämning av polycykliska aromatiska kolväten, PAH (16 föreningar enligt EPA). Summa metylpyrener/metylfluorantener och summa metylkrysener/metylbens(a)antracener. GC-MS metod enligt SPIMFABs kvalitetsmanual. PAH cancerogena utgörs av bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, dibens(a,h)antracen och indeno(1,2,3,cd)pyren. Summa PAH L: naftalen, acenaften och acenaftylen. Summa PAH M: fluoren, fenantren, antracen, fluoranten och pyren. Summa PAH H: bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, indeno(1,2,3,cd)pyren, dibens(a,h)antracen och bens(g,h,i)perylen. PAH-summorna är definerade enligt direktiv från Naturvårdsverket utgivna i oktober 2008.
S-SPIGMS04	Bestämning av organiska föroreningar med hjälp av GC-MS (SPIMFAB).
S-SPIHSP01	Bestämning av volatila alifatiska och aromatiska kolväten. Headspace-GC-MS metod enligt SPIMFABs kvalitetsmanual.

Beredningsmetoder	Metod
S-PPHOM.07*	Torkning, siktning och och malning av prov till partikelstorlek < 0.07 mm.
S-PPHOM0.3*	Torkning, siktning och malning av prov till partikelstorlek <0,3 mm.
S-PPHOM2*	Torkning och siktning av prov till partikelstorlek < 2 mm
S-PPHOM4*	Siktning och krossning av prov till partikelstorlek < 4 mm.
S-PPLYOF*	Frystorkning av sedimentprov.

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
CS	*Analys utförd av* ALS Czech Republic s.r.o Česká Lípa, Bendlova 1687/7 Česká Lípa Tjeckien 470 01 Ackrediterad av: CAI Ackrediteringsnummer: 1163
PR	*Analys utförd av* ALS Czech Republic s.r.o Prag, Na Harfe 336/9 Prag Tjeckien 190 00 Ackrediterad av: CAI Ackrediteringsnummer: 1163

Analyscertifikat

Ordernummer	: **LE2205958**	Sida	: 1 av 7
Kund	: **Chalmers Tekniska Högskola**	Projekt	: Sediment
Kontaktperson	: Ann-Margret Strömvall	Beställningsnummer	: 200100 20ANHV11
Adress	: Sven Hultins gata 6 412 96 Göteborg Sverige	Provtagare	: ----
		Provtagningspunkt	: ----
		Ankomstdatum, prover	: 2022-05-16 08:37
E-post	: ann-margret.stromvall@chalmers.se	Analys påbörjad	: 2022-05-16
Telefon	: 031-772 86 00	Utfärdad	: 2022-06-10 13:25
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ----	Antal ankomna prover	: 3
Offertnummer	: ST2021SE-CHA-TEK0002 (OF210069)	Antal analyserade prover	: 3

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Orderkommentar

Provet för S-TOC1-IR-metoden torkas vid 105 ° C och pulveriseras före analys.

Signatur	*Position*
Ilia Rodushkin	Laboratoriechef

Ackred. nr 2030
Provning
ISO/IEC 17025

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Aurorum 10 977 75 Luleå Sverige	E-post	: info.lu@alsglobal.com
		Telefon	: +46 920 28 99 00

Analysresultat

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**Arendal UV+Ti+EI+C LS40**						
Laboratoriets provnummer	*LE2205958-001*						
Provtagningsdatum / tid	*2022-05-16*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
torrsubstans vid 105°C	98.9	± 5.96	%	0.10	OJ-1-sed	S-DRY-GRCI	PR
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Provberedning							
Uppslutning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PM59-HB	LE
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Extraktion	Ja	----	-	-	P-OTC-S	S-P46	LE
Metaller och grundämnen							
As, arsenik	5.27	± 0.53	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	54.7	± 5.5	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	0.346	± 0.035	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	7.82	± 0.78	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	29.6	± 3.0	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	32.0	± 3.2	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	0.280	± 0.058	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	13.7	± 1.4	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	30.8	± 3.1	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	45.4	± 4.5	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	132	± 13	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ag, silver	0.185	± 0.029	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Mo, molybden	1.74	± 0.19	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sb, antimon	0.437	± 0.047	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	2.99	± 0.40	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Fe, järn	20500	± 2680	mg/kg TS	10.0	MS-1-ADD	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.043	± 0.013	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
acenaftylen	0.013	± 0.004	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
acenaften	0.072	± 0.022	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fluoren	0.044	± 0.013	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fenantren	0.176	± 0.053	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
antracen	0.0885	± 0.0265	mg/kg TS	0.0040	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fluoranten	0.292	± 0.088	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
pyren	0.217	± 0.065	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(a)antracen	0.110	± 0.033	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
krysen	0.114	± 0.034	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(b)fluoranten	0.154	± 0.046	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(k)fluoranten	0.075	± 0.022	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(a)pyren	0.108	± 0.032	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
dibens(a,h)antracen	0.013	± 0.004	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(g,h,i)perylen	0.0676	± 0.0203	mg/kg TS	0.0100	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Indeno(123cd)pyren	0.040	± 0.012	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH 16	1.63	----	mg/kg TS	0.0800	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa cancerogena PAH	0.614	----	mg/kg TS	0.0350	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa övriga PAH	1.01	----	mg/kg TS	0.0450	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH L	0.128	----	mg/kg TS	0.0150	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH M	0.818	----	mg/kg TS	0.0250	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR

Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) - Fortsatt							
summa PAH H	0.682	----	mg/kg TS	0.0400	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 11	1.44	----	mg/kg TS	0.0550	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Metallorganiska föreningar							
MBT, monobutyltenn	19.6	± 2.0	µg/kg TS	1	OJ-19a3	S-GC-46	LE
DBT, dibutyltenn	65.0	± 6.5	µg/kg TS	1	OJ-19a3	S-GC-46	LE
TBT, tributyltenn	107	± 11	µg/kg TS	1.0	OJ-19a3	S-GC-46	LE
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	96.1	± 2.00	%	1.00	OJ-19a3	TS-105	LE

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**Arendal UV+Ti+C+Fenton LS40**						
Laboratoriets provnummer	*LE2205958-002*						
Provtagningsdatum / tid	*2022-05-16*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Provberedning							
Uppslutning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PM59-HB	LE
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Extraktion	Ja	----	-	-	P-OTC-S	S-P46	LE
Metaller och grundämnen							
As, arsenik	3.72	± 0.37	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	49.5	± 5.0	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	0.225	± 0.023	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	6.10	± 0.61	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	23.6	± 2.4	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	22.8	± 2.3	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	<0.2	----	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	11.4	± 1.1	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	19.2	± 1.9	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	34.8	± 3.5	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	93.6	± 9.4	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ag, silver	0.118	± 0.019	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Mo, molybden	1.37	± 0.15	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sb, antimon	0.430	± 0.046	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	3.29	± 0.44	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Fe, järn	15300	± 2000	mg/kg TS	10.0	MS-1-ADD	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.012	± 0.004	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
acenaftylen	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
acenaften	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fluoren	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fenantren	0.058	± 0.017	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
antracen	0.0138	± 0.0041	mg/kg TS	0.0040	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fluoranten	0.120	± 0.036	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
pyren	0.099	± 0.030	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(a)antracen	0.062	± 0.018	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
krysen	0.063	± 0.019	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(b)fluoranten	0.106	± 0.032	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(k)fluoranten	0.040	± 0.012	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(a)pyren	0.086	± 0.026	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
dibens(a,h)antracen	0.013	± 0.004	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(g,h,i)perylen	0.0467	± 0.0140	mg/kg TS	0.0100	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Indeno(123cd)pyren	0.040	± 0.012	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH 16	0.760	----	mg/kg TS	0.0800	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa cancerogena PAH	0.410	----	mg/kg TS	0.0350	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa övriga PAH	0.350	----	mg/kg TS	0.0450	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH L	0.0120	----	mg/kg TS	0.0150	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH M	0.291	----	mg/kg TS	0.0250	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH H	0.457	----	mg/kg TS	0.0400	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 11	0.734	----	mg/kg TS	0.0550	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Metallorganiska föreningar							
MBT, monobutyltenn	8.15	± 0.82	µg/kg TS	1	OJ-19a3	S-GC-46	LE
DBT, dibutyltenn	13.5	± 1.4	µg/kg TS	1	OJ-19a3	S-GC-46	LE

Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Metallorganiska föreningar - Fortsatt							
TBT, tributyltenn	17.6	± 1.8	µg/kg TS	1.0	OJ-19a3	S-GC-46	LE
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	93.9	± 2.00	%	1.00	M-KM1	TS-105	LE
TOC	0.52	± 0.08	% TS	0.10	TOC	S-TOC1-IR	CS
torrsubstans vid 105°C	99.3	± 5.99	%	0.10	TOC	S-DRY-GRCI	PR

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**JBIN UV+TI+EI+C+Fenton LS40**						
Laboratoriets provnummer	*LE2205958-003*						
Provtagningsdatum / tid	*2022-05-16*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
torrsubstans vid 105°C	76.8	± 4.64	%	0.10	OJ-2a-sed	S-DRY-GRCI	PR
Provberedning							
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	MS-1-ADD	S-PP-siev/grind	LE
Torkning	Ja	----	-	-	MS-1-ADD	S-PP-dry50	LE
Provberedning							
Uppslutning	Ja	----	-	-	MS-1-ADD	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Fe, järn	24500	± 3200	mg/kg TS	10.0	MS-1-ADD	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.059	± 0.018	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
acenaftylen	0.019	± 0.006	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
acenaften	0.016	± 0.005	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fluoren	0.032	± 0.010	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fenantren	0.244	± 0.073	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
antracen	0.0530	± 0.0159	mg/kg TS	0.0040	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fluoranten	0.487	± 0.146	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
pyren	0.396	± 0.119	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(a)antracen	0.234	± 0.070	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
krysen	0.286	± 0.086	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(b)fluoranten	0.408	± 0.122	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(k)fluoranten	0.134	± 0.040	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(a)pyren	0.265	± 0.080	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
dibens(a,h)antracen	0.045	± 0.014	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(g,h,i)perylen	0.182	± 0.0546	mg/kg TS	0.0100	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Indeno(123cd)pyren	0.128	± 0.038	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH 16	2.99	----	mg/kg TS	0.0800	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa cancerogena PAH	1.50	----	mg/kg TS	0.0350	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa övriga PAH	1.49	----	mg/kg TS	0.0450	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH L	0.0940	----	mg/kg TS	0.0150	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH M	1.21	----	mg/kg TS	0.0250	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH H	1.68	----	mg/kg TS	0.0400	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 11	2.82	----	mg/kg TS	0.0550	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Polyklorerade bifenyler (PCB)							
PCB 28	0.00046	± 0.00014	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 52	0.00148	± 0.00044	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 101	0.00457	± 0.00137	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 118	0.00114	± 0.00034	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 138	0.00774	± 0.00232	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 153	0.00644	± 0.00193	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 180	0.00816	± 0.00245	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PCB 7	0.0300	----	mg/kg TS	0.00070	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	74.0	± 2.00	%	1.00	MS-1-ADD	TS-105	LE
TOC	3.87	± 0.58	% TS	0.10	TOC	S-TOC1-IR	CS

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	Metod
S-GC-46	Analys av tennorganiska föreningar (OTC) i jord, slam och sediment med GC-ICP-MS enligt SE-SOP-0036 (SS-EN ISO 23161:2018).
S-PP-dry50	Torkning av prov vid 50°C.
S-PP-siev/grind	Jord siktas <2mm enligt ISO 11464:2006. Slam och sediment homogeniseras genom mortling.
S-SFMS-53	Analys av metaller i jord, slam, sediment och byggnadsmaterial med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2016 och US EPA Method 200.8:1994 efter uppslutning av prov enligt S-PAR53-HB.
S-SFMS-59	Analys av metaller i jord, slam, sediment och byggnadsmaterial med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2016 och US EPA Method 200.8:1994 efter uppslutning av prov enligt S-PM59-HB.
TS-105	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt SS-EN 15934:2012 utg 1.
S-TOC1-IR	Bestämning av TOC enligt direkt metod; CSN ISO 10694, CSN EN 13137:2002, CSN EN 15936.
S-DRY-GRCI	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt metod baserad på CSN ISO 11465, CSN EN 12880 och CSN EN 14346:2007.
S-SMLGMS01	CZ_SOP_D06_03_181 (US EPA 429, US EPA 1668, US EPA 3550) Bestämning av semivolatila organiska ämnen med isotoputspädning och gaskromatografi med masspektrometri. Summor beräknas från uppmätta värden. Metoden har modifierats inom omfattningen för den flexibla ackrediteringen angiven i Annex to the Certificate of Accreditation No. 468/2020 utfärdad 27 juli 2020. Parametrar som inte ingår i bilagan till ackrediteringscertifikatet i parameteröversikten under index 27 har lagts till.

Beredningsmetoder	Metod
S-P46	Prep metod- OTC enligt SE-SOP-0036 (SS-EN ISO 23161:2018).
S-PAR53-HB	Upplösning med kungsvatten i hotblock enligt SE-SOP-0047 (SS-EN ISO 54321:2021 och SS-EN 16174:2012).
S-PM59-HB	Upplösning i 7M salpetersyra i hotblock enligt SE-SOP-0021.
S-PPHOM.07*	Torkning, siktning och och malning av prov till partikelstorlek < 0.07 mm.
S-PPHOM0.3*	Torkning, siktning och malning av prov till partikelstorlek <0,3 mm.
S-PPHOM4*	Siktning och krossning av prov till partikelstorlek < 4 mm.
S-PPLYOF*	Frystorkning av sedimentprov.

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
CS	*Analys utförd av* ALS Czech Republic s.r.o Česká Lípa, Bendlova 1687/7 Česká Lípa Tjeckien 470 01 Ackrediterad av: CAI Ackrediteringsnummer: 1163
LE	*Analys utförd av* ALS Scandinavia AB, Aurorum 10 Luleå Sverige 977 75 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030
PR	*Analys utförd av* ALS Czech Republic s.r.o Prag, Na Harfe 336/9 Prag Tjeckien 190 00 Ackrediterad av: CAI Ackrediteringsnummer: 1163

Analyscertifikat

Ordernummer	: **LE2206388**	Sida	: 1 av 8
Kund	: **Chalmers Tekniska Högskola**	Projekt	: Sediment
Kontaktperson	: Ann-Margret Strömvall	Beställningsnummer	: Kostnadsställe 200100, Referens 20ANHV11
Adress	: Chalmers Tekniska Högskola Faktura Service 412 96 Göteborg Sverige	Provtagare	: Anna Norén
		Provtagningspunkt	: ----
		Ankomstdatum, prover	: 2022-05-20 12:00
E-post	: ann-margret.stromvall@chalmers.se	Analys påbörjad	: 2022-05-24
Telefon	: 031-772 86 00	Utfärdad	: 2022-06-14 16:33
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ----	Antal ankomna prover	: 3
Offertnummer	: ST2021SE-CHA-TEK0002 (OF210069)	Antal analyserade prover	: 3

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Orderkommentar

Prov LE2206388/001, metod S-SMLGMS02, har förhöjd rapporteringsgräns på grund av matrisstörning.
Provet för S-TOC1-IR-metoden torkas vid 105 ° C och pulveriseras före analys.

Signatur	*Position*
Ilia Rodushkin	Laboratoriechef

Ackred. nr 2030
Provning
ISO/IEC 17025

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Aurorum 10 977 75 Luleå Sverige	E-post	: info.lu@alsglobal.com
		Telefon	: +46 920 28 99 00

Analysresultat

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**VÄNO Fenton LS40**						
Laboratoriets provnummer	*LE2206388-001*						
Provtagningsdatum / tid	*2022-05-20*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
torrsubstans vid 105°C	84.4	± 5.10	%	0.10	OJ-1-sed	S-DRY-GRCI	PR
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Provberedning							
Uppslutning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PM59-HB	LE
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Fe, järn	17100	± 2240	mg/kg TS	10.0	M-1c	S-SFMS-59	LE
As, arsenik	4.52	± 0.45	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	62.6	± 6.3	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	0.386	± 0.039	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	6.65	± 0.67	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	24.9	± 2.5	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	66.5	± 6.7	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	<0.2	----	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	13.1	± 1.3	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	51.8	± 5.2	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	37.4	± 3.7	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	178	± 18	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ag, silver	0.511	± 0.080	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Mo, molybden	1.73	± 0.19	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sb, antimon	2.33	± 0.23	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	5.52	± 0.74	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.035	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
acenaftylen	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
acenaften	0.031	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fluoren	0.022	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fenantren	0.095	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
antracen	0.0199	----	mg/kg TS	0.0040	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fluoranten	0.185	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
pyren	0.162	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(a)antracen	0.062	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
krysen	0.090	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(b)fluoranten	0.148	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(k)fluoranten	0.068	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(a)pyren	0.100	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Indeno(123cd)pyren	0.061	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
dibens(a,h)antracen	0.017	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(g,h,i)perylen	0.0788	----	mg/kg TS	0.0050	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH 16	1.175	----	mg/kg TS	0.0745	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Summa PAH 11	1.070	----	mg/kg TS	0.0495	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa cancerogena PAH	0.546	----	mg/kg TS	0.035	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa övriga PAH	0.6287	----	mg/kg TS	0.0395	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH L	0.066	----	mg/kg TS	0.015	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH M	0.484	----	mg/kg TS	0.022	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR

Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) - Fortsatt							
summa PAH H	0.6248	----	mg/kg TS	0.0375	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Polyklorerade bifenyler (PCB)							
PCB 28	<0.00080	----	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 52	0.00225	----	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 101	0.0235	----	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 118	0.0106	----	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 153	0.0801	----	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 138	0.0868	----	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 180	0.0777	----	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
Summa PCB 7	0.281	----	mg/kg TS	0.00070	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	83.1	± 2.00	%	1.00	M-KM1	TS-105	LE
TOC	1.92	± 0.29	% TS	0.10	TOC	S-TOC1-IR	CS

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**VÄNO UV+Ti+El+C+Fenton LS40**						
Laboratoriets provnummer	*LE2206388-002*						
Provtagningsdatum / tid	*2022-05-20*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Provberedning							
Uppslutning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PM59-HB	LE
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Fe, järn	23100	± 3020	mg/kg TS	10.0	M-1c	S-SFMS-59	LE
As, arsenik	7.03	± 0.70	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	71.6	± 7.2	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	0.611	± 0.061	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	16.4	± 1.6	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	30.3	± 3.0	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	90.4	± 9.1	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	<0.2	----	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ni, nickel	21.5	± 2.2	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	63.5	± 6.4	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
V, vanadin	50.7	± 5.1	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	249	± 25	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ag, silver	0.719	± 0.112	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Mo, molybden	2.59	± 0.27	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sb, antimon	4.28	± 0.43	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	6.84	± 0.92	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.046	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
acenaftylen	0.029	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
acenaften	0.019	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fluoren	0.028	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fenantren	0.221	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
antracen	0.0801	----	mg/kg TS	0.0040	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fluoranten	0.505	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
pyren	0.523	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(a)antracen	0.275	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
krysen	0.369	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(b)fluoranten	0.468	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(k)fluoranten	0.182	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(a)pyren	0.309	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Indeno(123cd)pyren	0.151	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
dibens(a,h)antracen	0.065	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(g,h,i)perylen	0.199	----	mg/kg TS	0.0050	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH 16	3.469	----	mg/kg TS	0.0745	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Summa PAH 11	3.282	----	mg/kg TS	0.0495	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa cancerogena PAH	1.82	----	mg/kg TS	0.035	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa övriga PAH	1.65	----	mg/kg TS	0.0395	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH L	0.094	----	mg/kg TS	0.015	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH M	1.36	----	mg/kg TS	0.022	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH H	2.018	----	mg/kg TS	0.0375	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Polyklorerade bifenyler (PCB)							
PCB 28	0.00298	----	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 52	0.00176	----	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 101	0.00673	----	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR

Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Polyklorerade bifenyler (PCB) - Fortsatt							
PCB 118	0.00315	----	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 153	0.0154	----	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 138	0.0190	----	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 180	0.0122	----	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
Summa PCB 7	0.06122	----	mg/kg TS	0.0007	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	57.0	± 2.00	%	1.00	M-KM1	TS-105	LE

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**JBIN Fenton LS40**
Laboratoriets provnummer	*LE2206388-003*
Provtagningsdatum / tid	*2022-05-20*

Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans, vid 105°C	75.2	0.75	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Polyklorerade bifenyler (PCB)							
PCB 28	<0.00060	----	mg/kg TS	0.00010		S-SMLGMS02	PR
PCB 52	0.00260	----	mg/kg TS	0.00010		S-SMLGMS02	PR
PCB 101	0.0633	----	mg/kg TS	0.00010		S-SMLGMS02	PR
PCB 118	0.0252	----	mg/kg TS	0.00010		S-SMLGMS02	PR
PCB 153	0.251	----	mg/kg TS	0.00010		S-SMLGMS02	PR
PCB 138	0.316	----	mg/kg TS	0.00010		S-SMLGMS02	PR
PCB 180	0.281	----	mg/kg TS	0.00010		S-SMLGMS02	PR
Summa PCB 7	0.939	----	mg/kg TS	0.00070		S-SMLGMS02	PR
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-1c	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-1c	S-PP-siev/grind	LE
Provberedning							
Uppslutning	Ja	----	-	-	M-1c	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Fe, järn	31500	± 4110	mg/kg TS	10.0	M-1c	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.051	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
acenaftylen	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
acenaften	0.029	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fluoren	0.023	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fenantren	0.090	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
antracen	0.0212	----	mg/kg TS	0.0040	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fluoranten	0.190	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
pyren	0.169	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(a)antracen	0.078	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
krysen	0.118	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(b)fluoranten	0.189	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(k)fluoranten	0.071	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(a)pyren	0.121	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Indeno(123cd)pyren	0.092	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
dibens(a,h)antracen	0.024	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(g,h,i)perylen	0.156	----	mg/kg TS	0.0050	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH 16	1.422	----	mg/kg TS	0.0745	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Summa PAH 11	1.295	----	mg/kg TS	0.0495	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa cancerogena PAH	0.693	----	mg/kg TS	0.035	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa övriga PAH	0.729	----	mg/kg TS	0.0395	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH L	0.080	----	mg/kg TS	0.015	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH M	0.493	----	mg/kg TS	0.022	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH H	0.849	----	mg/kg TS	0.0375	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Ftalater							
Dimetylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	0.096	0.014	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-pentylftalat (DNPP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-oktylftalat (DNOP)	<0.15	----	mg/kg TS	0.15	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	2.3	0.34	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Analyspaket	Metod	Utf.
Ftalater - Fortsatt							
butylbensylftalat (BBP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	<2.5	----	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	4.5	0.67	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	71.6	± 2.00	%	1.00	M-1c	TS-105	LE

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	Metod
S-PP-dry50	Torkning av prov vid 50°C.
S-PP-siev/grind	Jord siktas <2mm enligt ISO 11464:2006. Slam och sediment homogeniseras genom mortling.
S-SFMS-53	Analys av metaller i jord, slam, sediment och byggnadsmaterial med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2016 och US EPA Method 200.8:1994 efter uppslutning av prov enligt S-PAR53-HB.
S-SFMS-59	Analys av metaller i jord, slam, sediment och byggnadsmaterial med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2016 och US EPA Method 200.8:1994 efter uppslutning av prov enligt S-PM59-HB.
TS-105	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt SS-EN 15934:2012 utg 1.
S-TOC1-IR	Bestämning av TOC enligt direkt metod; CSN ISO 10694, CSN EN 13137:2002, CSN EN 15936.
S-GCMS-1/GBA	Bestämning av ftalater enligt DIN 19742: 2014-08. Mätning utförs med GC-MS.
S-TS-105/GBA	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt DIN ISO 11465: 1996-12.
S-DRY-GRCI	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt metod baserad på CSN ISO 11465, CSN EN 12880 och CSN EN 14346:2007.
S-SMLGMS02	CZ_SOP_D06_03_181 (US EPA 429, US EPA 1668, US EPA 3550) Bestämning av semivolatila organiska ämnen med isotoputspädning och gaskromatografi med masspektrometri. Summor beräknas från uppmätta värden. Metoden har modifierats inom omfattningen för den flexibla ackrediteringen angiven i Annex to the Certificate of Accreditation No. 468/2020 utfärdad 27 juli 2020. Parametrar som inte ingår i bilagan till ackrediteringscertifikatet i parameteröversikten under index 27 har lagts till.

Beredningsmetoder	Metod
S-PAR53-HB	Upplösning med kungsvatten i hotblock enligt SE-SOP-0047 (SS-EN ISO 54321:2021 och SS-EN 16174:2012).
S-PM59-HB	Upplösning i 7M salpetersyra i hotblock enligt SE-SOP-0021.
S-PPHOM.07*	Torkning, siktning och och malning av prov till partikelstorlek < 0.07 mm.
S-PPHOM0.3*	Torkning, siktning och malning av prov till partikelstorlek <0,3 mm.
S-PPHOM4*	Siktning och krossning av prov till partikelstorlek < 4 mm.
S-PPLYOF*	Frystorkning av sedimentprov.

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
CS	*Analys utförd av* ALS Czech Republic s.r.o Česká Lípa, Bendlova 1687/7 Česká Lípa Tjeckien 470 01 Ackrediterad av: CAI Ackrediteringsnummer: 1163
GX	*Analys utförd av* GBA Gesellschaft für Bioanalytik mbH, Flensburger Strasse 15 Pinneberg Tyskland 25421 Ackrediterad av: DAkkS Ackrediteringsnummer: D-PL-14170-01-00
LE	*Analys utförd av* ALS Scandinavia AB, Aurorum 10 Luleå Sverige 977 75 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030
PR	*Analys utförd av* ALS Czech Republic s.r.o Prag, Na Harfe 336/9 Prag Tjeckien 190 00 Ackrediterad av: CAI Ackrediteringsnummer: 1163

Analyscertifikat

Ordernummer	: **ST2018824**	Sida	: 1 av 14
Kund	: **Chalmers Tekniska Högskola**	Projekt	: 20ANHVI1
Kontaktperson	: Ann-Margret Strömvall	Beställningsnummer	: 200100
Adress	: Sven Hultins gata 6 412 96 Göteborg Sverige	Provtagare Provtagningspunkt Ankomstdatum, prover	: ---- : ---- : 2020-11-20 08:00
E-post	: ann-margret.stromvall@chalmers.se	Analys påbörjad	: 2020-11-24
Telefon	: 031-772 86 00	Utfärdad	: 2020-12-17 11:12
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ----	Antal ankomna prover	: 7
Offertnummer	: ST2020SE-CHA-TEK0002 (OF191935)	Antal analyserade prover	: 7

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webbplats www.alsglobal.se

Signatur	*Position*
Niels-Kristian Terkildsen	Laboratoriechef

SWEDAC ACKREDITERING
Ackred. nr 2030
Provning
ISO/IEC 17025

ilac-MRA

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.com
Adress	: Rinkebyvägen 19C 182 36 Danderyd Sverige	E-post Telefon	: info.ta@alsglobal.com : +46 8 5277 5200

Analysresultat

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**1. Kikås Leachate Pond Out**						
Laboratoriets provnummer	*ST2018824-001*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analys paket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans vid 105°C	32.8	0.33	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
Torrsubstans vid 105°C	31.0	± 1.89	%	0.10	TS105	S-DRY-GRCI	PR
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.078	± 0.031	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
acenaftylen	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
acenaften	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fluoren	0.010	± 0.004	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fenantren	0.019	± 0.008	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
antracen	0.013	± 0.005	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fluoranten	0.051	± 0.020	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
pyren	0.046	± 0.018	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(a)antracen	0.025	± 0.010	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
krysen	0.029	± 0.011	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(b)fluoranten	0.050	± 0.020	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(k)fluoranten	0.017	± 0.007	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(a)pyren	0.030	± 0.012	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
dibens(a,h)antracen	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(g,h,i)perylen	0.028	± 0.011	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Indeno(123cd)pyren	0.027	± 0.011	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 16	0.423	± 0.169	mg/kg TS	0.160	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 11	0.335	± 0.134	mg/kg TS	0.110	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 16	0.423	± 0.169	mg/kg TS	0.080	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa cancerogena PAH	0.178	± 0.0712	mg/kg TS	0.0350	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa övriga PAH	0.245	± 0.0980	mg/kg TS	0.0450	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH L	0.0780	± 0.0312	mg/kg TS	0.0150	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH M	0.139	± 0.0556	mg/kg TS	0.0250	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH H	0.206	± 0.082	mg/kg TS	0.040	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 11	0.335	± 0.134	mg/kg TS	0.0550	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Ftalater							
Dimetylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-pentylftalat (DNPP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-oktylftalat (DNOP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	0.57	0.084	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
butylbensylftalat (BBP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	<2.5	----	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	<2.5	----	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**2. Kikås Stormwater Creek**						
Laboratoriets provnummer	*ST2018824-002*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analys paket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans vid 105°C	55.4	0.55	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
Torrsubstans vid 105°C	51.9	± 3.14	%	0.10	TS105	S-DRY-GRCI	PR
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.079	± 0.031	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
acenaftylen	0.055	± 0.022	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
acenaften	0.065	± 0.026	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fluoren	0.072	± 0.029	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fenantren	0.469	± 0.188	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
antracen	0.136	± 0.054	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fluoranten	0.955	± 0.382	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
pyren	0.844	± 0.338	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(a)antracen	0.441	± 0.176	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
krysen	0.505	± 0.202	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(b)fluoranten	0.754	± 0.302	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(k)fluoranten	0.223	± 0.089	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(a)pyren	0.421	± 0.168	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
dibens(a,h)antracen	0.091	± 0.036	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(g,h,i)perylen	0.264	± 0.106	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Indeno(123cd)pyren	0.313	± 0.125	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 16	5.69	± 2.27	mg/kg TS	0.160	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 11	5.32	± 2.13	mg/kg TS	0.110	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 16	5.69	± 2.27	mg/kg TS	0.080	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa cancerogena PAH	2.75	± 1.10	mg/kg TS	0.0350	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa övriga PAH	2.94	± 1.18	mg/kg TS	0.0450	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH L	0.199	± 0.0796	mg/kg TS	0.0150	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH M	2.48	± 0.990	mg/kg TS	0.0250	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH H	3.01	± 1.20	mg/kg TS	0.040	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 11	5.32	± 2.13	mg/kg TS	0.0550	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Ftalater							
Dimetylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	0.33	0.049	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-pentylftalat (DNPP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-oktylftalat (DNOP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	1.5	0.22	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
butylbensylftalat (BBP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	<2.5	----	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	<2.5	----	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**3. Järnbrott Stormwater Pond In**						
Laboratoriets provnummer	*ST2018824-003*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analys paket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans vid 105°C	31.4	0.31	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
Torrsubstans vid 105°C	25.3	± 1.55	%	0.10	TS105	S-DRY-GRCI	PR
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Provberedning							
Uppslutning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PM59-HB	LE
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Ag, silver	0.539	± 0.0837	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
As, arsenik	3.44	± 0.344	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	185	± 18.5	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	0.870	± 0.0871	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	16.0	± 1.60	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	39.3	± 3.93	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	216	± 21.6	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	0.227	± 0.0469	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Mo, molybden	4.74	± 0.478	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Ni, nickel	29.2	± 2.92	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	59.5	± 5.95	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Sb, antimon	7.84	± 0.784	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	31.5	± 4.25	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
V, vanadin	68.6	± 6.86	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	718	± 71.8	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.096	± 0.038	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
acenaftylen	0.057	± 0.023	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
acenaften	0.024	± 0.010	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fluoren	0.089	± 0.036	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fenantren	0.538	± 0.215	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
antracen	0.173	± 0.069	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fluoranten	1.08	± 0.430	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
pyren	0.901	± 0.360	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(a)antracen	0.572	± 0.229	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
krysen	0.629	± 0.252	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(b)fluoranten	0.743	± 0.297	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(k)fluoranten	0.248	± 0.099	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(a)pyren	0.483	± 0.193	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
dibens(a,h)antracen	0.123	± 0.049	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(g,h,i)perylen	0.452	± 0.181	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Indeno(123cd)pyren	0.372	± 0.149	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 16	6.58	± 2.63	mg/kg TS	0.160	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 11	6.19	± 2.48	mg/kg TS	0.110	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 16	6.58	± 2.63	mg/kg TS	0.080	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa cancerogena PAH	3.17	± 1.27	mg/kg TS	0.0350	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa övriga PAH	3.41	± 1.36	mg/kg TS	0.0450	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH L	0.177	± 0.0708	mg/kg TS	0.0150	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH M	2.78	± 1.11	mg/kg TS	0.0250	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH H	3.62	± 1.45	mg/kg TS	0.040	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 11	6.19	± 2.48	mg/kg TS	0.0550	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR

Matris: **SEDIMENT**	*Provbeteckning*	**3. Järnbrott Stormwater Pond In**					
	Laboratoriets provnummer	*ST2018824-003*					
	Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*					
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analys paket*	*Metod*	*Utf.*
Ftalater							
Dimetylftalat	<0.50	----	mg/kg TS	0.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	<0.50	----	mg/kg TS	0.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.50	----	mg/kg TS	0.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	<0.50	----	mg/kg TS	0.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	<0.50	----	mg/kg TS	0.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-pentylftalat (DNPP)	<0.50	----	mg/kg TS	0.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-oktylftalat (DNOP)	<1.5	----	mg/kg TS	1.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	15	2.2	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
butylbensylftalat (BBP)	<0.50	----	mg/kg TS	0.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	<0.50	----	mg/kg TS	0.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	<100	----	mg/kg TS	100	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	160	24	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
Glödförlust (550°C)	16.8	± 3.0	% torrvikt	0.10	GF550	S-LOI550	LE

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**4. Järnbrott Stormwater Pond Out**						
Laboratoriets provnummer	*ST2018824-004*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analys paket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans vid 105°C	27.6	0.28	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
Torrsubstans vid 105°C	23.2	± 1.42	%	0.10	TS105	S-DRY-GRCI	PR
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Provberedning							
Uppslutning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PM59-HB	LE
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Ag, silver	0.652	± 0.101	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
As, arsenik	4.85	± 0.485	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	221	± 22.1	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	1.55	± 0.155	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	23.4	± 2.34	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	50.8	± 5.08	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	318	± 31.8	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	0.311	± 0.0642	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Mo, molybden	5.77	± 0.580	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Ni, nickel	39.0	± 3.90	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	81.8	± 8.18	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Sb, antimon	11.4	± 1.14	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	33.3	± 4.49	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
V, vanadin	96.9	± 9.69	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	994	± 99.4	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.199	± 0.080	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
acenaftylen	0.091	± 0.036	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
acenaften	0.027	± 0.011	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fluoren	0.083	± 0.033	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fenantren	0.572	± 0.229	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
antracen	0.220	± 0.088	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fluoranten	1.34	± 0.538	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
pyren	1.27	± 0.507	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(a)antracen	0.626	± 0.250	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
krysen	0.669	± 0.268	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(b)fluoranten	1.15	± 0.459	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(k)fluoranten	0.385	± 0.154	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(a)pyren	0.656	± 0.262	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
dibens(a,h)antracen	0.196	± 0.078	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(g,h,i)perylen	0.870	± 0.348	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Indeno(123cd)pyren	0.628	± 0.251	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 16	8.98	± 3.59	mg/kg TS	0.160	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 11	8.39	± 3.35	mg/kg TS	0.110	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 16	8.98	± 3.59	mg/kg TS	0.080	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa cancerogena PAH	4.31	± 1.72	mg/kg TS	0.0350	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa övriga PAH	4.67	± 1.87	mg/kg TS	0.0450	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH L	0.317	± 0.127	mg/kg TS	0.0150	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH M	3.48	± 1.39	mg/kg TS	0.0250	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH H	5.18	± 2.07	mg/kg TS	0.040	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 11	8.39	± 3.35	mg/kg TS	0.0550	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR

Matris: **SEDIMENT**	*Provbeteckning*	**4. Järnbrott Stormwater Pond Out**					
	Laboratoriets provnummer	*ST2018824-004*					
	Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*					
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analys paket*	*Metod*	*Utf.*
Ftalater							
Dimetylftalat	<0.50	----	mg/kg TS	0.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	<0.50	----	mg/kg TS	0.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.50	----	mg/kg TS	0.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	<0.50	----	mg/kg TS	0.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	<0.50	----	mg/kg TS	0.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-pentylftalat (DNPP)	<0.50	----	mg/kg TS	0.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-oktylftalat (DNOP)	<2.0	----	mg/kg TS	2	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	24	3.6	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
butylbensylftalat (BBP)	<0.50	----	mg/kg TS	0.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	<0.50	----	mg/kg TS	0.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	<50	----	mg/kg TS	50	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	85	13	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.50	----	mg/kg TS	0.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
Glödförlust (550°C)	16.8	± 3.0	% torrvikt	0.10	GF550	S-LOI550	LE

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**5. Välen Bay North**						
Laboratoriets provnummer	*ST2018824-005*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analys paket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans vid 105°C	37.6	0.38	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
Torrsubstans vid 105°C	31.8	± 1.94	%	0.10	TS105	S-DRY-GRCI	PR
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Provberedning							
Uppslutning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PM59-HB	LE
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Ag, silver	0.817	± 0.127	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
As, arsenik	7.44	± 0.744	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	80.2	± 8.02	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	0.584	± 0.0585	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	10.4	± 1.04	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	31.3	± 3.13	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	115	± 11.5	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	0.217	± 0.0449	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Mo, molybden	3.04	± 0.311	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Ni, nickel	19.7	± 1.97	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	66.2	± 6.62	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Sb, antimon	4.23	± 0.424	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	8.27	± 1.12	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
V, vanadin	50.5	± 5.05	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	290	± 29.0	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.074	± 0.030	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
acenaftylen	0.017	± 0.007	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
acenaften	0.050	± 0.020	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fluoren	0.040	± 0.016	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fenantren	0.153	± 0.061	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
antracen	0.048	± 0.019	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fluoranten	0.259	± 0.104	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
pyren	0.228	± 0.091	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(a)antracen	0.112	± 0.045	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
krysen	0.081	± 0.032	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(b)fluoranten	0.262	± 0.105	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(k)fluoranten	0.074	± 0.030	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(a)pyren	0.128	± 0.051	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
dibens(a,h)antracen	0.041	± 0.016	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(g,h,i)perylen	0.160	± 0.064	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Indeno(123cd)pyren	0.137	± 0.055	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 16	1.86	± 0.746	mg/kg TS	0.160	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 11	1.64	± 0.657	mg/kg TS	0.110	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 16	1.86	± 0.746	mg/kg TS	0.080	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa cancerogena PAH	0.835	± 0.334	mg/kg TS	0.0350	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa övriga PAH	1.03	± 0.412	mg/kg TS	0.0450	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH L	0.141	± 0.0564	mg/kg TS	0.0150	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH M	0.728	± 0.291	mg/kg TS	0.0250	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH H	0.995	± 0.398	mg/kg TS	0.040	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 11	1.64	± 0.657	mg/kg TS	0.0550	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**5. Välen Bay North**						
Laboratoriets provnummer	*ST2018824-005*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analys paket*	*Metod*	*Utf.*
Polyklorerade bifenyler (PCB)							
PCB 28	0.00052	± 0.00021	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 52	0.00248	± 0.00099	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 101	0.0198	± 0.00794	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 118	0.00823	± 0.00329	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 138	0.0972	± 0.0389	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 153	0.0882	± 0.0353	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 180	0.124	± 0.0497	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PCB 7	0.340	± 0.136	mg/kg TS	0.00070	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
Ftalater							
Dimetylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-pentylftalat (DNPP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-oktylftalat (DNOP)	<0.10	----	mg/kg TS	0.1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	4.0	0.59	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
butylbensylftalat (BBP)	0.062	0.0092	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	<25	----	mg/kg TS	25	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	11	1.6	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
Glödförlust (550°C)	8.77	± 3.00	% torrvikt	0.10	GF550	S-LOI550	LE

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**6. Välen Bay Middle**						
Laboratoriets provnummer	*ST2018824-006*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analys paket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans vid 105°C	40.0	0.40	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
Torrsubstans vid 105°C	34.5	± 2.10	%	0.10	TS105	S-DRY-GRCI	PR
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Provberedning							
Uppslutning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PM59-HB	LE
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Ag, silver	0.533	± 0.0828	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
As, arsenik	6.20	± 0.620	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	67.4	± 6.74	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	0.364	± 0.0367	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	8.82	± 0.882	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	27.8	± 2.78	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	94.2	± 9.42	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	0.270	± 0.0558	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Mo, molybden	2.66	± 0.274	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Ni, nickel	17.3	± 1.73	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	42.7	± 4.27	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Sb, antimon	2.12	± 0.212	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	6.73	± 0.908	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
V, vanadin	45.0	± 4.50	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	258	± 25.8	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.073	± 0.029	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
acenaftylen	0.016	± 0.006	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
acenaften	0.033	± 0.013	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fluoren	0.027	± 0.011	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fenantren	0.078	± 0.031	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
antracen	0.032	± 0.013	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fluoranten	0.191	± 0.076	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
pyren	0.178	± 0.071	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(a)antracen	0.089	± 0.036	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
krysen	0.092	± 0.037	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(b)fluoranten	0.202	± 0.081	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(k)fluoranten	0.059	± 0.024	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(a)pyren	0.105	± 0.042	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
dibens(a,h)antracen	0.032	± 0.013	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(g,h,i)perylen	0.135	± 0.054	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Indeno(123cd)pyren	0.113	± 0.045	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 16	1.46	± 0.582	mg/kg TS	0.160	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 11	1.27	± 0.510	mg/kg TS	0.110	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 16	1.46	± 0.582	mg/kg TS	0.080	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa cancerogena PAH	0.692	± 0.277	mg/kg TS	0.0350	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa övriga PAH	0.763	± 0.305	mg/kg TS	0.0450	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH L	0.122	± 0.0488	mg/kg TS	0.0150	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH M	0.506	± 0.202	mg/kg TS	0.0250	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH H	0.827	± 0.331	mg/kg TS	0.040	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 11	1.27	± 0.510	mg/kg TS	0.0550	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**6. Välen Bay Middle**						
Laboratoriets provnummer	*ST2018824-006*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analys paket*	*Metod*	*Utf.*
Polyklorerade bifenyler (PCB)							
PCB 28	0.00036	± 0.00014	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 52	0.00072	± 0.00029	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 101	0.00744	± 0.00298	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 118	0.00497	± 0.00199	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 138	0.0582	± 0.0233	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 153	0.0577	± 0.0231	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 180	0.0610	± 0.0244	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PCB 7	0.190	± 0.0762	mg/kg TS	0.00070	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
Ftalater							
Dimetylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-pentylftalat (DNPP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-oktylftalat (DNOP)	<0.10	----	mg/kg TS	0.1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	2.9	0.43	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
butylbensylftalat (BBP)	0.11	0.016	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	<20	----	mg/kg TS	20	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	<15	----	mg/kg TS	15	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
Glödförlust (550°C)	7.78	± 3.00	% torrvikt	0.10	GF550	S-LOI550	LE

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**7. Välen Bay South**						
Laboratoriets provnummer	*ST2018824-007*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analys paket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans vid 105°C	36.4	0.36	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
Torrsubstans vid 105°C	30.3	± 1.85	%	0.10	TS105	S-DRY-GRCI	PR
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Provberedning							
Uppslutning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PM59-HB	LE
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Ag, silver	0.348	± 0.0541	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
As, arsenik	7.56	± 0.756	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	49.7	± 4.97	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	0.372	± 0.0374	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	7.80	± 0.780	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	25.7	± 2.57	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	59.9	± 5.99	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	<0.2	----	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Mo, molybden	4.66	± 0.470	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Ni, nickel	16.8	± 1.68	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	28.8	± 2.88	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Sb, antimon	1.80	± 0.181	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	4.66	± 0.629	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
V, vanadin	43.9	± 4.39	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	184	± 18.4	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.053	± 0.021	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
acenaftylen	<0.010	----	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
acenaften	0.010	± 0.004	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fluoren	0.010	± 0.004	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fenantren	0.038	± 0.015	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
antracen	0.014	± 0.006	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
fluoranten	0.093	± 0.037	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
pyren	0.077	± 0.031	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(a)antracen	0.037	± 0.015	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
krysen	0.039	± 0.015	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(b)fluoranten	0.105	± 0.042	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(k)fluoranten	0.029	± 0.012	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(a)pyren	0.064	± 0.026	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
dibens(a,h)antracen	0.018	± 0.007	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
bens(g,h,i)perylen	0.082	± 0.033	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Indeno(123cd)pyren	0.065	± 0.026	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 16	0.734	± 0.294	mg/kg TS	0.160	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 11	0.643	± 0.257	mg/kg TS	0.110	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 16	0.734	± 0.294	mg/kg TS	0.080	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa cancerogena PAH	0.357	± 0.143	mg/kg TS	0.0350	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa övriga PAH	0.377	± 0.151	mg/kg TS	0.0450	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH L	0.0630	± 0.0252	mg/kg TS	0.0150	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH M	0.232	± 0.0928	mg/kg TS	0.0250	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
summa PAH H	0.439	± 0.176	mg/kg TS	0.040	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PAH 11	0.643	± 0.257	mg/kg TS	0.0550	OJ-1-sed	S-SMLGMS01	PR

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**7. Välen Bay South**						
Laboratoriets provnummer	*ST2018824-007*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analys paket*	*Metod*	*Utf.*
Polyklorerade bifenyler (PCB)							
PCB 28	0.00020	± 0.00008	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 52	0.00048	± 0.00019	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 101	0.00316	± 0.00126	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 118	0.00244	± 0.00098	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 138	0.0222	± 0.00890	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 153	0.0193	± 0.00773	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
PCB 180	0.0153	± 0.00611	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
Summa PCB 7	0.0631	± 0.0252	mg/kg TS	0.00070	OJ-2a-sed	S-SMLGMS01	PR
Ftalater							
Dimetylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-pentylftalat (DNPP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-oktylftalat (DNOP)	<0.10	----	mg/kg TS	0.1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	1.2	0.18	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
butylbensylftalat (BBP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	<10	----	mg/kg TS	10	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	<10	----	mg/kg TS	10	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
Glödförlust (550°C)	8.15	± 3.00	% torrvikt	0.10	GF550	S-LOI550	LE

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	Metod
S-LOI550	Bestämning av glödgningsförlust (GF) och glödgningrest (GR) vid 550°C enligt SE-SOP-0067 (SS-EN 15935:2012).
S-PAR53-HB	Upplösning med kungsvatten i hotblock enligt SE-SOP-0047 (SS-EN 16174:2012).
S-PM59-HB	Upplösning i 7M salpetersyra i hotblock enligt SE-SOP-0021.
S-PP-dry50	Torkning av prov vid 50°C.
S-PP-siev/grind	Jord siktas <2mm enligt ISO 11464:2006. Slam och sediment homogeniseras genom mortling.
S-SFMS-53	Analys av metaller i jord, slam, sediment och byggnadsmaterial med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2016 och US EPA Method 200.8:1994 efter uppslutning av prov enligt S-PAR53-HB.
S-SFMS-59	Analys av metaller i jord, slam, sediment och byggnadsmaterial med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2016 och US EPA Method 200.8:1994 efter uppslutning av prov enligt S-PM59-HB.
S-GCMS-1/GBA	Bestämning av ftalater enligt DIN 19742: 2014-08. Mätning utförs med GC-MS.
S-TS-105/GBA	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt DIN ISO 11465: 1996-12.
S-DRY-GRCI	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt metod baserad på CSN ISO 11465, CSN EN 12880 och CSN EN 14346:2007.
S-SMLGMS01	CZ_SOP_D06_03_181 (US EPA 429, US EPA 1668, US EPA 3550) Bestämning av semivolatila organiska ämnen med isotoputspädning och gaskromatografi med masspektrometri. Summor beräknas från uppmätta värden. Metoden har modifierats inom omfattningen för den flexibla ackrediteringen angiven i Annex to the Certificate of Accreditation No. 468/2020 utfärdad 27 juli 2020. Parametrar som inte ingår i bilagan till ackrediteringscertifikatet i parameteröversikten under index 27 har lagts till.

Beredningsmetoder	Metod
S-LYOF*	Frystorkning av sedimentprov.

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
GX	*Analys utförd av* GBA Gesellschaft für Bioanalytik mbH, Flensburger Strasse 15 Pinneberg Tyskland 25421 Ackrediterad av: DAkkS Ackrediteringsnummer: D-PL-14170-01-00
LE	*Analys utförd av* ALS Scandinavia AB, Aurorum 10 Luleå Sverige 977 75 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030
PR	*Analys utförd av* ALS Czech Republic s.r.o Prag, Na Harfe 336/9 Prag Tjeckien 190 00 Ackrediterad av: CAI Ackrediteringsnummer: 1163

Analyscertifikat

Ordernummer	: **ST2203678**	Sida	: 1 av 7
Kund	: **Chalmers Tekniska Högskola**	Projekt	: Sediment
Kontaktperson	: Ann-Margret Strömvall	Beställningsnummer	: Kostnasdställe 200100, Referens 20ANHVI1
Adress	: Sven Hultins gata 6 412 96 Göteborg Sverige	Provtagare Provtagningspunkt Ankomstdatum, prover	: ---- : ---- : 2022-02-11 08:00
E-post	: ann-margret.stromvall@chalmers.se	Analys påbörjad	: 2022-02-14
Telefon	: 031-772 86 00	Utfärdad	: 2022-03-07 13:55
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ----	Antal ankomna prover	: 4
Offertnummer	: ST2021SE-CHA-TEK0002 (OF210069)	Antal analyserade prover	: 4

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Signatur	*Position*
Niels-Kristian Terkildsen	Laboratoriechef

Ackred. nr 2030
Provning
ISO/IEC 17025

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Rinkebyvägen 19C 182 36 Danderyd Sverige	E-post Telefon	: info.ta@alsglobal.com : +46 8 5277 5200

Analysresultat

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**A. JBUT UV LS10**						
Laboratoriets provnummer	*ST2203678-001*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans, vid 105°C	13.4	0.13	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Torrvikt (frystorkning)	13.4 *	----	%	-	PP-FREEZEDRY	S-PP-Frystork/GBA	GX
Provberedning							
Uppslutning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PM59-HB	LE
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Ag, silver	0.572	± 0.089	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
As, arsenik	4.77	± 0.48	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	210	± 21	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	1.49	± 0.15	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	22.5	± 2.3	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	53.1	± 5.3	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	310	± 31	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	0.237	± 0.049	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Mo, molybden	5.85	± 0.59	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Ni, nickel	36.4	± 3.6	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	72.5	± 7.3	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Sb, antimon	11.7	± 1.2	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	33.6	± 4.5	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
V, vanadin	104	± 10	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	984	± 98	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.080	0.021	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
acenaftylen	0.13	0.034	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
acenaften	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fluoren	0.082	0.021	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fenantren	0.51	0.13	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
antracen	0.38	0.099	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fluoranten	1.2	0.31	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
pyren	1.3	0.34	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(a)antracen	0.65	0.16	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
krysen	0.62	0.16	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(b)fluoranten	0.76	0.20	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(k)fluoranten	0.29	0.067	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(a)pyren	0.57	0.097	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
dibens(a,h)antracen	0.17	0.048	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(g,h,i)perylen	0.83	0.22	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
indeno(1,2,3,cd)pyren	0.66	0.27	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH 16	8.23 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa cancerogena PAH	3.72 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa övriga PAH	4.51 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH L	0.210 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH M	3.47 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH H	4.55 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) - Fortsatt							
Summa PAH 11.	7.77 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
Ftalater							
Dimetylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	0.16	0.024	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	<0.20	----	mg/kg TS	0.2	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-pentylftalat (DNPP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-oktylftalat (DNOP)	<1	----	mg/kg TS	1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	21	3.1	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
butylbensylftalat (BBP)	0.19	0.028	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	<0.10	----	mg/kg TS	0.1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	31	4.6	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	63	9.3	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	30.8	± 2.00	%	1.00	M-KM1	TS-105	LE

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**B. JBUT UV+Ti LS10**
Laboratoriets provnummer	*ST2203678-002*
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*

Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans, vid 105°C	14	0.14	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Torrvikt (frystorkning)	14 *	----	%	-	PP-FREEZEDRY	S-PP-Frystork/GBA	GX
Provberedning							
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Uppslutning	Ja	----	-	-	P-7MHNO3-HB	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Ag, silver	0.528	± 0.082	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
As, arsenik	4.70	± 0.47	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	213	± 21	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	1.50	± 0.15	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	22.3	± 2.2	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	53.4	± 5.3	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	308	± 31	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	0.246	± 0.051	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Mo, molybden	6.02	± 0.61	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Ni, nickel	37.0	± 3.7	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	71.9	± 7.2	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Sb, antimon	12.0	± 1.2	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	34.3	± 4.6	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
V, vanadin	105	± 11	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	1010	± 101	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.080	0.021	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
acenaftylen	0.13	0.034	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
acenaften	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fluoren	0.081	0.021	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fenantren	0.52	0.14	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
antracen	0.40	0.10	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fluoranten	1.3	0.34	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
pyren	1.3	0.34	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(a)antracen	0.66	0.16	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX

Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) - Fortsatt							
krysen	0.68	0.18	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(b)fluoranten	0.77	0.20	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(k)fluoranten	0.32	0.074	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(a)pyren	0.63	0.11	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
dibens(a,h)antracen	0.16	0.045	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(g,h,i)perylen	0.81	0.21	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
indeno(1,2,3,cd)pyren	0.62	0.25	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH 16	8.46 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa cancerogena PAH	3.84 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa övriga PAH	4.62 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH L	0.210 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH M	3.60 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH H	4.65 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
Summa PAH 11.	8.01 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
Ftalater							
Dimetylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	0.15	0.022	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	<0.20	----	mg/kg TS	0.2	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-pentylftalat (DNPP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-oktylftalat (DNOP)	<1	----	mg/kg TS	1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	20	3	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
butylbensylftalat (BBP)	0.20	0.030	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	<0.10	----	mg/kg TS	0.1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	30	4.4	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	62	9.2	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.20	----	mg/kg TS	0.2	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	32.7	± 2.00	%	1.00	M-KM1	TS-105	LE

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**C. JBUT UV+Ti+EI LS10**
Laboratoriets provnummer	*ST2203678-003*
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*

Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans, vid 105°C	13.2	0.13	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Torrvikt (frystorkning)	13.2 *	----	%	-	PP-FREEZEDRY	S-PP-Frystork/GBA	GX
Provberedning							
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Uppslutning	Ja	----	-	-	P-7MHNO3-HB	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Ag, silver	0.587	± 0.091	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
As, arsenik	4.63	± 0.46	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	210	± 21	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	1.48	± 0.15	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	21.6	± 2.2	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	52.7	± 5.3	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	297	± 30	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	0.217	± 0.045	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Mo, molybden	5.27	± 0.53	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Ni, nickel	36.1	± 3.6	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	70.6	± 7.1	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Sb, antimon	11.9	± 1.2	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE

Metaller och grundämnen - Fortsatt							
Sn, tenn	35.0	± 4.7	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
V, vanadin	101	± 10	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	949	± 95	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.074	0.019	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
acenaftylen	0.12	0.031	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
acenaften	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fluoren	0.074	0.019	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fenantren	0.48	0.12	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
antracen	0.39	0.10	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fluoranten	1.2	0.31	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
pyren	1.3	0.34	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(a)antracen	0.65	0.16	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
krysen	0.63	0.16	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(b)fluoranten	0.68	0.18	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(k)fluoranten	0.32	0.074	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(a)pyren	0.58	0.099	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
dibens(a,h)antracen	0.16	0.045	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(g,h,i)perylen	0.78	0.20	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
indeno(1,2,3,cd)pyren	0.63	0.26	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH 16	8.07 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa cancerogena PAH	3.65 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa övriga PAH	4.42 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH L	0.194 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH M	3.44 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH H	4.43 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
Summa PAH 11.	7.64 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
Ftalater							
Dimetylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	0.16	0.024	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	<0.20	----	mg/kg TS	0.2	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-pentylftalat (DNPP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-oktylftalat (DNOP)	<1	----	mg/kg TS	1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	21	3.1	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
butylbensylftalat (BBP)	0.20	0.030	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	<0.10	----	mg/kg TS	0.1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	29	4.3	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	65	9.6	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	33.8	± 2.00	%	1.00	M-KM1	TS-105	LE

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**D. JBUT Omrör LS10**
Laboratoriets provnummer	*ST2203678-004*
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*

Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans, vid 105°C	14.5	0.15	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Torrvikt (frystorkning)	14.5 *	----	%	-	PP-FREEZEDRY	S-PP-Frystork/GBA	GX
Provberedning							
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Uppslutning	Ja	----	-	-	P-7MHNO3-HB	S-PM59-HB	LE

Provberedning - Fortsatt							
Metaller och grundämnen							
Ag, silver	0.517	± 0.080	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
As, arsenik	4.66	± 0.47	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	215	± 22	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	1.53	± 0.15	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	21.7	± 2.2	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	52.4	± 5.2	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	309	± 31	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	0.286	± 0.059	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Mo, molybden	5.52	± 0.56	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Ni, nickel	36.0	± 3.6	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	74.8	± 7.5	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Sb, antimon	11.4	± 1.1	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	33.4	± 4.5	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
V, vanadin	100	± 10	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	922	± 92	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.072	0.019	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
acenaftylen	0.13	0.034	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
acenaften	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fluoren	0.080	0.021	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fenantren	0.52	0.14	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
antracen	0.43	0.11	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fluoranten	1.4	0.36	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
pyren	1.5	0.39	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(a)antracen	0.58	0.14	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
krysen	0.58	0.15	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(b)fluoranten	0.65	0.17	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(k)fluoranten	0.27	0.062	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(a)pyren	0.53	0.090	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
dibens(a,h)antracen	0.16	0.045	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(g,h,i)perylen	0.79	0.21	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
indeno(1,2,3,cd)pyren	0.64	0.26	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH 16	8.33 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa cancerogena PAH	3.41 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa övriga PAH	4.92 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH L	0.202 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH M	3.93 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH H	4.20 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
Summa PAH 11.	7.89 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
Ftalater							
Dimetylftalat	0.052	0.0077	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	0.17	0.025	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	<0.25	----	mg/kg TS	0.25	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-pentylftalat (DNPP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-oktylftalat (DNOP)	<1	----	mg/kg TS	1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	21	3.1	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
butylbensylftalat (BBP)	0.18	0.027	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	<0.10	----	mg/kg TS	0.1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	23	3.4	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	59	8.7	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	33.9	± 2.00	%	1.00	M-KM1	TS-105	LE

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	Metod
S-PP-dry50	Torkning av prov vid 50°C.
S-PP-siev/grind	Jord siktas <2mm enligt ISO 11464:2006. Slam och sediment homogeniseras genom mortling.
S-SFMS-53	Analys av metaller i jord, slam, sediment och byggnadsmaterial med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2016 och US EPA Method 200.8:1994 efter uppslutning av prov enligt S-PAR53-HB.
S-SFMS-59	Analys av metaller i jord, slam, sediment och byggnadsmaterial med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2016 och US EPA Method 200.8:1994 efter uppslutning av prov enligt S-PM59-HB.
TS-105	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt SS-EN 15934:2012 utg 1.
OJ-1-sed/GBA	Bestämning av polycykliska aromatiska kolväten, PAH (16 föreningar enligt EPA) Mätning utförs med GC-MS. PAH cancerogena utgörs av bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, dibens(ah)antracen och indeno(123cd)pyren. Summa PAH L: naftalen, acenaften och acenaftylen. Summa PAH M: fluoren, fenantren, antracen, fluoranten och pyren. Summa PAH H: bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, indeno(1,2,3-c,d)pyren, dibens(a,h)antracen och bens(g,h,i)perylen). PAH summa 11 utgörs av fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benso(a)antracen, krysen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, benso(ghi)perylen och indeno(123cd)pyren.
S-GCMS-1/GBA	Bestämning av ftalater enligt DIN 19742: 2014-08. Mätning utförs med GC-MS.
S-PP-Frystork/GBA*	Frystorkning enligt metod DIN 38414-S22.
S-TS-105/GBA	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt DIN ISO 11465: 1996-12.

Beredningsmetoder	Metod
S-PAR53-HB	Upplösning med kungsvatten i hotblock enligt SE-SOP-0047 (SS-EN ISO 54321:2021 och SS-EN 16174:2012).
S-PM59-HB	Upplösning i 7M salpetersyra i hotblock enligt SE-SOP-0021.

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
GX	*Analys utförd av* GBA Gesellschaft für Bioanalytik mbH, Flensburger Strasse 15 Pinneberg Tyskland 25421 Ackrediterad av: DAkkS Ackrediteringsnummer: D-PL-14170-01-00
LE	*Analys utförd av* ALS Scandinavia AB, Aurorum 10 Luleå Sverige 977 75 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030

Analyscertifikat

Ordernummer	: **ST2205185**	Sida	: 1 av 9
Kund	: **Chalmers Tekniska Högskola**	Projekt	: Sediment
Kontaktperson	: Ann-Margret Strömvall	Beställningsnummer	: Kostnadsställe 200100, Referens 20ANHVI1
Adress	: Sven Hultins gata 6 412 96 Göteborg Sverige	Provtagare	: ----
		Provtagningspunkt	: ----
		Ankomstdatum, prover	: 2022-02-24 08:00
E-post	: ann-margret.stromvall@chalmers.se	Analys påbörjad	: 2022-02-25
Telefon	: 031-772 86 00	Utfärdad	: 2022-03-17 12:09
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ----	Antal ankomna prover	: 4
Offertnummer	: ST2021SE-CHA-TEK0002 (OF210069)	Antal analyserade prover	: 4

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Signatur	*Position*
Niels-Kristian Terkildsen	Laboratoriechef

Ackred. nr 2030
Provning
ISO/IEC 17025

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Rinkebyvägen 19C 182 36 Danderyd Sverige	E-post	: info.ta@alsglobal.com
		Telefon	: +46 8 5277 5200

Analysresultat

Matris: SEDIMENT	Provbeteckning	E. JBUT UV+Ti LS40					
	Laboratoriets provnummer	ST2205185-001					
	Provtagningsdatum / tid	ej specificerad					
Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Analyspaket	Metod	Utf.
Torrsubstans							
Torrsubstans, vid 105°C	32.1	0.32	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Torrvikt (frystorkning)	27.7 *	----	%	-	PP-FREEZEDRY	S-PP-Frystork/GBA	GX
Provberedning							
Uppslutning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PM59-HB	LE
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Ag, silver	0.343	± 0.053	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
As, arsenik	3.63	± 0.36	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	166	± 17	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	1.24	± 0.12	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	16.6	± 1.7	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	39.7	± 4.0	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	236	± 24	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	0.228	± 0.047	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Mo, molybden	4.32	± 0.44	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Ni, nickel	28.0	± 2.8	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	64.1	± 6.4	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Sb, antimon	8.68	± 0.87	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	26.1	± 3.5	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
V, vanadin	83.1	± 8.3	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	738	± 74	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.072	0.019	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
acenaftylen	0.12	0.031	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
acenaften	<0.030	----	mg/kg TS	0.03	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fluoren	0.049	0.013	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fenantren	0.36	0.094	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
antracen	0.25	0.065	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fluoranten	0.91	0.24	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
pyren	0.94	0.24	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(a)antracen	0.55	0.13	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
krysen	0.55	0.14	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(b)fluoranten	0.55	0.14	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(k)fluoranten	0.26	0.060	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(a)pyren	0.45	0.077	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
dibens(a,h)antracen	0.14	0.039	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(g,h,i)perylen	0.63	0.16	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
indeno(1,2,3,cd)pyren	0.45	0.18	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH 16	6.28 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa cancerogena PAH	2.95 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa övriga PAH	3.33 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH L	0.192 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH M	2.51 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH H	3.58 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
Summa PAH 11.	5.90 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
Ftalater							

Ftalater - Fortsatt							
Dimetylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	0.12	0.018	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	0.14	0.021	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	<0.20	----	mg/kg TS	0.2	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-pentylftalat (DNPP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-oktylftalat (DNOP)	<1.5	----	mg/kg TS	1.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	17	2.5	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
butylbensylftalat (BBP)	0.15	0.022	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	<0.10	----	mg/kg TS	0.1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	19	2.8	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	50	7.4	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	27.8	± 2.00	%	1.00	M-KM1	TS-105	LE

Matris: **SEDIMENT**

	F. JBUT UV+Ti+EI LS40						
Provbeteckning							
Laboratoriets provnummer	*ST2205185-002*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans, vid 105°C	28.9	0.29	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Torrvikt (frystorkning)	28.2 *	----	%	-	PP-FREEZEDRY	S-PP-Frystork/GBA	GX
Provberedning							
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Uppslutning	Ja	----	-	-	P-7MHNO3-HB	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Ag, silver	0.390	± 0.061	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
As, arsenik	3.81	± 0.38	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	165	± 17	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	1.40	± 0.14	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	16.6	± 1.7	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	40.9	± 4.1	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	239	± 24	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	0.227	± 0.047	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Mo, molybden	4.36	± 0.44	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Ni, nickel	31.1	± 3.1	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	63.6	± 6.4	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Sb, antimon	8.71	± 0.87	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	27.2	± 3.7	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
V, vanadin	84.6	± 8.5	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	770	± 77	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.068	0.018	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
acenaftylen	0.10	0.026	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
acenaften	<0.030	----	mg/kg TS	0.03	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fluoren	0.061	0.016	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fenantren	0.41	0.11	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
antracen	0.29	0.075	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fluoranten	1.0	0.26	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
pyren	1.1	0.29	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(a)antracen	0.59	0.14	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
krysen	0.60	0.16	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(b)fluoranten	0.59	0.15	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(k)fluoranten	0.25	0.058	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(a)pyren	0.46	0.078	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
dibens(a,h)antracen	0.15	0.042	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(g,h,i)perylen	0.68	0.18	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
indeno(1,2,3,cd)pyren	0.51	0.21	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH 16	6.86 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa cancerogena PAH	3.15 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa övriga PAH	3.71 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH L	0.168 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH M	2.86 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH H	3.83 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
Summa PAH 11.	6.48 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
Ftalater							
Dimetylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	0.089	0.013	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	0.15	0.022	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	<0.20	----	mg/kg TS	0.2	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX

Ftalater - Fortsatt							
di-n-pentylftalat (DNPP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-oktylftalat (DNOP)	<1.0	----	mg/kg TS	1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	17	2.5	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
butylbensylftalat (BBP)	0.21	0.031	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	<0.10	----	mg/kg TS	0.1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	19	2.8	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	48	7.1	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	29.2	± 2.00	%	1.00	M-KM1	TS-105	LE

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**A. VÄNO UV+Ti LS40**
Laboratoriets provnummer	*ST2205185-003*
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*

Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans, vid 105°C	31.2	0.31	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Torrvikt (frystorkning)	31.0 *	----	%	-	PP-FREEZEDRY	S-PP-Frystork/GBA	GX
Provberedning							
Uppslutning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PM59-HB	LE
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Ag, silver	0.459	± 0.071	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
As, arsenik	5.62	± 0.56	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	62.3	± 6.2	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	0.595	± 0.060	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	8.25	± 0.83	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	29.3	± 2.9	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	108	± 11	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	<0.2	----	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Mo, molybden	2.11	± 0.22	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Ni, nickel	17.1	± 1.7	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	51.8	± 5.2	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Sb, antimon	12.4	± 1.2	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	6.28	± 0.85	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
V, vanadin	47.0	± 4.7	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	238	± 24	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.030	0.0078	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
acenaftylen	0.038	0.0099	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
acenaften	0.019	0.0049	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fluoren	0.026	0.0068	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fenantren	0.11	0.029	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
antracen	0.096	0.025	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fluoranten	0.25	0.065	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
pyren	0.23	0.060	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(a)antracen	0.17	0.041	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
krysen	0.12	0.031	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(b)fluoranten	0.16	0.042	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(k)fluoranten	0.078	0.018	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(a)pyren	0.14	0.024	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
dibens(a,h)antracen	0.045	0.013	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(g,h,i)perylen	0.19	0.049	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
indeno(1,2,3,cd)pyren	0.18	0.074	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH 16	1.88 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa cancerogena PAH	0.891 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa övriga PAH	0.989 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH L	0.0870 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH M	0.712 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH H	1.08 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
Summa PAH 11.	1.72 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
Polyklorerade bifenyler (PCB)							
PCB 28	0.00066	0.00019	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 52	0.0046	0.0015	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 101	0.044	0.014	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 118	0.020	0.0040	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 138	0.10	0.022	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX

Polyklorerade bifenyler (PCB) - Fortsatt							
PCB 153	0.13	0.029	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 180	0.13	0.033	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
Summa PCB 7	0.429 *	----	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	28.0	± 2.00	%	1.00	M-KM1	TS-105	LE

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**B. VÄNO UV+Ti LS40**						
Laboratoriets provnummer	*ST2205185-004*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans, vid 105°C	26.9	0.27	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Torrvikt (frystorkning)	26.9 *	----	%	-	PP-FREEZEDRY	S-PP-Frystork/GBA	GX
Provberedning							
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Uppslutning	Ja	----	-	-	P-7MHNO3-HB	S-PM59-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Ag, silver	0.486	± 0.076	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
As, arsenik	5.83	± 0.58	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	61.4	± 6.1	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	0.617	± 0.062	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	8.00	± 0.80	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	24.4	± 2.4	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	82.4	± 8.3	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	<0.2	----	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Mo, molybden	1.81	± 0.19	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Ni, nickel	14.2	± 1.4	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	51.6	± 5.2	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Sb, antimon	2.78	± 0.28	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	6.11	± 0.82	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
V, vanadin	41.7	± 4.2	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	254	± 25	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.030	0.0078	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
acenaftylen	0.027	0.0070	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
acenaften	0.017	0.0044	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fluoren	0.022	0.0057	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fenantren	0.089	0.023	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
antracen	0.074	0.019	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
fluoranten	0.20	0.052	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
pyren	0.20	0.052	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(a)antracen	0.12	0.029	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
krysen	0.090	0.023	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(b)fluoranten	0.13	0.034	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(k)fluoranten	0.058	0.013	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(a)pyren	0.11	0.019	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
dibens(a,h)antracen	0.037	0.010	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
bens(g,h,i)perylen	0.17	0.044	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
indeno(1,2,3,cd)pyren	0.16	0.066	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH 16	1.53 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa cancerogena PAH	0.701 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa övriga PAH	0.829 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH L	0.0740 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH M	0.585 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
summa PAH H	0.875 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
Summa PAH 11.	1.40 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	OJ-1-sed/GBA	GX
Polyklorerade bifenyler (PCB)							
PCB 28	0.00067	0.00019	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 52	0.0037	0.0012	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 101	0.060	0.019	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 118	0.026	0.0051	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 138	0.18	0.040	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX

Polyklorerade bifenyler (PCB) - Fortsatt							
PCB 153	0.21	0.046	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 180	0.24	0.060	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
Summa PCB 7	0.720 *	----	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	22.9	± 2.00	%	1.00	M-KM1	TS-105	LE

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	*Metod*
S-PP-dry50	Torkning av prov vid 50°C.
S-PP-siev/grind	Jord siktas <2mm enligt ISO 11464:2006. Slam och sediment homogeniseras genom mortling.
S-SFMS-53	Analys av metaller i jord, slam, sediment och byggnadsmaterial med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2016 och US EPA Method 200.8:1994 efter uppslutning av prov enligt S-PAR53-HB.
S-SFMS-59	Analys av metaller i jord, slam, sediment och byggnadsmaterial med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2016 och US EPA Method 200.8:1994 efter uppslutning av prov enligt S-PM59-HB.
TS-105	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt SS-EN 15934:2012 utg 1.
OJ-1-sed/GBA	Bestämning av polycykliska aromatiska kolväten, PAH (16 föreningar enligt EPA) Mätning utförs med GC-MS. PAH cancerogena utgörs av bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, dibens(ah)antracen och indeno(123cd)pyren. Summa PAH L: naftalen, acenaften och acenaftylen. Summa PAH M: fluoren, fenantren, antracen, fluoranten och pyren. Summa PAH H: bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, indeno(1,2,3-c,d)pyren, dibens(a,h)antracen och bens(g,h,i)perylen). PAH summa 11 utgörs av fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benso(a)antracen, krysen, benso(b)fluoranten, benso(k)fluoranten, benso(a)pyren, benso(ghi)perylen och indeno(123cd)pyren.
OJ-2a-sed/GBA	Bestämning av polyklorerade bifenyler PCB (7 kongener) enligt DIN ISO 10382. Mätning utförs med GC-MS.
S-GCMS-1/GBA	Bestämning av ftalater enligt DIN 19742: 2014-08. Mätning utförs med GC-MS.
S-PP-Frystork/GBA*	Frystorkning enligt metod DIN 38414-S22.
S-TS-105/GBA	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt DIN ISO 11465: 1996-12.

Beredningsmetoder	*Metod*
S-PAR53-HB	Upplösning med kungsvatten i hotblock enligt SE-SOP-0047 (SS-EN ISO 54321:2021 och SS-EN 16174:2012).
S-PM59-HB	Upplösning i 7M salpetersyra i hotblock enligt SE-SOP-0021.

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
GX	*Analys utförd av* GBA Gesellschaft für Bioanalytik mbH, Flensburger Strasse 15 Pinneberg Tyskland 25421 Ackrediterad av: DAkkS Ackrediteringsnummer: D-PL-14170-01-00
LE	*Analys utförd av* ALS Scandinavia AB, Aurorum 10 Luleå Sverige 977 75 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030

Analyscertifikat

Ordernummer	: **ST2207138**	Sida	: 1 av 11
Kund	: **Chalmers Tekniska Högskola**	Projekt	: Sediment
Kontaktperson	: Ann-Margret Strömvall	Beställningsnummer	: Kostnadsställe 200100, Referens 20ANHVI1
Adress	: Chalmers Tekniska Högskola Faktura Service 412 96 Göteborg Sverige	Provtagare Provtagningspunkt Ankomstdatum, prover	: ---- : ---- : 2022-03-10 08:00
E-post	: ann-margret.stromvall@chalmers.se	Analys påbörjad	: 2022-03-15
Telefon	: 031-772 86 00	Utfärdad	: 2022-04-01 13:22
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ----	Antal ankomna prover	: 5
Offertnummer	: ST2021SE-CHA-TEK0002 (OF210069)	Antal analyserade prover	: 5

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Signatur	*Position*
Niels-Kristian Terkildsen	Laboratoriechef

Ackred. nr 2030
Provning
ISO/IEC 17025

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Rinkebyvägen 19C 182 36 Danderyd Sverige	E-post Telefon	: info.ta@alsglobal.com : +46 8 5277 5200

Analysresultat

Matris: SEDIMENT	Provbeteckning	C. VÄNO OMR					
	Laboratoriets provnummer	ST2207138-001					
	Provtagningsdatum / tid	ej specificerad					
Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Analyspaket	Metod	Utf.
Torrsubstans							
Torrsubstans, vid 105°C	31.5	0.32	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Provberedning							
Uppslutning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PM59-HB	LE
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Ag, silver	0.759	± 0.118	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
As, arsenik	2.83	± 0.28	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	36.8	± 3.7	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	0.264	± 0.027	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	3.96	± 0.40	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	12.7	± 1.3	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	42.6	± 4.3	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	<0.2	----	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Mo, molybden	1.16	± 0.13	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Ni, nickel	7.89	± 0.79	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	23.6	± 2.4	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Sb, antimon	1.31	± 0.13	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	2.97	± 0.40	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
V, vanadin	22.0	± 2.2	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	114	± 11	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.034	0.0088	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
acenaftylen	0.15	0.039	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
acenaften	0.036	0.0094	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fluoren	0.16	0.042	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fenantren	1.0	0.26	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
antracen	0.56	0.15	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fluoranten	1.4	0.36	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
pyren	1.1	0.29	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(a)antracen	0.86	0.21	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
krysen	0.59	0.15	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(b)fluoranten	0.39	0.10	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(k)fluoranten	0.27	0.062	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(a)pyren	0.53	0.090	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
dibenso(ah)antracen	0.14	0.039	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(g,h,i)perylen	0.35	0.091	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
indeno(1,2,3,cd)pyren	0.44	0.18	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH 16	8.01 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa cancerogena PAH	3.22 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa övriga PAH	4.79 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH L	0.220 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH M	4.22 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH H	3.57 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
Summa PAH 11.	7.49 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
Polyklorerade bifenyler (PCB)							
PCB 28	0.00041	0.00012	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX

Polyklorerade bifenyler (PCB) - Fortsatt							
PCB 52	0.0019	0.00063	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 101	0.017	0.0053	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 118	0.011	0.0022	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 138	0.073	0.016	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 153	0.082	0.018	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 180	0.082	0.021	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
Summa PCB 7	0.267 *	----	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	24.3	± 2.00	%	1.00	M-KM1	TS-105	LE

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**A.VÄNO UV+Ti+C LS40**
Laboratoriets provnummer	*ST2207138-002*
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*

Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans, vid 105°C	35.5	0.36	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Provberedning							
Uppslutning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PM59-HB	LE
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Ag, silver	0.595	± 0.092	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
As, arsenik	5.38	± 0.54	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	58.1	± 5.8	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	0.447	± 0.045	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	7.71	± 0.77	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	23.6	± 2.4	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	86.6	± 8.7	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	<0.2	----	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Mo, molybden	1.87	± 0.20	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Ni, nickel	15.0	± 1.5	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	51.6	± 5.2	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Sb, antimon	3.02	± 0.30	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	5.27	± 0.71	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
V, vanadin	41.9	± 4.2	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	244	± 24	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.027	0.0070	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
acenaftylen	0.031	0.0081	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
acenaften	0.020	0.0052	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fluoren	0.024	0.0062	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fenantren	0.092	0.024	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
antracen	0.080	0.021	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fluoranten	0.21	0.055	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
pyren	0.19	0.049	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(a)antracen	0.11	0.026	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
krysen	0.084	0.022	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(b)fluoranten	0.12	0.031	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(k)fluoranten	0.058	0.013	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(a)pyren	0.10	0.017	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
dibenso(ah)antracen	0.037	0.010	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(g,h,i)perylen	0.15	0.039	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
indeno(1,2,3,cd)pyren	0.15	0.061	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH 16	1.48 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa cancerogena PAH	0.659 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa övriga PAH	0.824 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH L	0.0780 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH M	0.596 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH H	0.809 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
Summa PAH 11.	1.34 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
Polyklorerade bifenyler (PCB)							
PCB 28	0.00035	0.00010	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 52	0.0064	0.0021	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 101	0.048	0.015	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 118	0.019	0.0038	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 138	0.12	0.026	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 153	0.13	0.029	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX

Polyklorerade bifenyler (PCB) - Fortsatt							
PCB 180	0.13	0.033	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
Summa PCB 7	0.454 *	----	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	33.6	± 2.00	%	1.00	M-KM1	TS-105	LE

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**B.VÄNO UV+Ti+EL+C LS40**						
Laboratoriets provnummer	*ST2207138-003*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans, vid 105°C	30.2	0.30	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Provberedning							
Uppslutning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PM59-HB	LE
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Ag, silver	0.661	± 0.103	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
As, arsenik	5.69	± 0.57	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	61.2	± 6.1	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	0.502	± 0.051	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	7.76	± 0.78	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	26.6	± 2.7	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	91.8	± 9.2	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	<0.2	----	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Mo, molybden	1.99	± 0.21	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Ni, nickel	14.9	± 1.5	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	57.1	± 5.7	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Sb, antimon	2.78	± 0.28	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	5.74	± 0.77	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
V, vanadin	42.1	± 4.2	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	236	± 24	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.028	0.0073	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
acenaftylen	0.032	0.0083	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
acenaften	0.027	0.0070	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fluoren	0.029	0.0075	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fenantren	0.12	0.031	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
antracen	0.094	0.024	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fluoranten	0.26	0.068	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
pyren	0.24	0.062	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(a)antracen	0.14	0.034	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
krysen	0.12	0.031	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(b)fluoranten	0.16	0.042	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(k)fluoranten	0.085	0.020	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(a)pyren	0.13	0.022	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
dibenso(ah)antracen	0.053	0.015	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(g,h,i)perylen	0.19	0.049	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
indeno(1,2,3,cd)pyren	0.19	0.078	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH 16	1.90 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa cancerogena PAH	0.878 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa övriga PAH	1.02 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH L	0.0870 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH M	0.743 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH H	1.07 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
Summa PAH 11.	1.73 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
Polyklorerade bifenyler (PCB)							
PCB 28	0.00036	0.00010	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 52	0.0035	0.0012	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 101	0.019	0.0059	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 118	0.0095	0.0019	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 138	0.053	0.012	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
PCB 153	0.066	0.015	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX

Polyklorerade bifenyler (PCB) - Fortsatt							
PCB 180	0.070	0.018	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
Summa PCB 7	0.221 *	----	mg/kg TS	0.0001	OJ-2A-sed	OJ-2a-sed/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	30.8	± 2.00	%	1.00	M-KM1	TS-105	LE

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**A. JBIN UV+Ti+C LS40**						
Laboratoriets provnummer	*ST2207138-004*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans, vid 105°C	36.2	0.36	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Provberedning							
Uppslutning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PM59-HB	LE
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Ag, silver	0.622	± 0.097	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
As, arsenik	2.41	± 0.24	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	134	± 13	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	0.650	± 0.065	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	11.0	± 1.1	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	30.0	± 3.0	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	164	± 16	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	<0.2	----	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Mo, molybden	3.32	± 0.34	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Ni, nickel	22.4	± 2.2	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	51.3	± 5.1	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Sb, antimon	5.32	± 0.53	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	26.0	± 3.5	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
V, vanadin	54.2	± 5.4	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	590	± 59	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.062	0.016	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
acenaftylen	0.079	0.021	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
acenaften	0.012	0.0031	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fluoren	0.073	0.019	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fenantren	0.50	0.13	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
antracen	0.31	0.081	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fluoranten	1.0	0.26	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
pyren	0.94	0.24	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(a)antracen	0.57	0.14	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
krysen	0.55	0.14	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(b)fluoranten	0.39	0.10	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(k)fluoranten	0.20	0.046	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(a)pyren	0.35	0.060	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
dibenso(ah)antracen	0.14	0.039	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(g,h,i)perylen	0.43	0.11	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
indeno(1,2,3,cd)pyren	0.42	0.17	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH 16	6.03 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa cancerogena PAH	2.62 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa övriga PAH	3.41 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH L	0.153 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH M	2.82 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH H	3.05 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
Summa PAH 11.	5.66 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
Ftalater							
Dimetylftalat	0.061	0.0090	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	0.12	0.018	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	0.15	0.022	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	0.14	0.021	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-pentylftalat (DNPP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX

Ftalater - Fortsatt							
di-n-oktylftalat (DNOP)	<1.0	----	mg/kg TS	1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	9.9	1.5	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
butylbensylftalat (BBP)	0.10	0.015	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	0.19	0.028	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	21	3.1	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	38	5.6	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	30.0	± 2.00	%	1.00	M-KM1	TS-105	LE

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**B. JBIN UV+Ti+EL+C LS40**
Laboratoriets provnummer	*ST2207138-005*
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*

Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans, vid 105°C	29.5	0.30	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PP-siev/grind	LE
Provberedning							
Uppslutning	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PM59-HB	LE
Uppslutning AR	Ja	----	-	-	M-KM1	S-PAR53-HB	LE
Metaller och grundämnen							
Ag, silver	0.266	± 0.041	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
As, arsenik	2.64	± 0.26	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Ba, barium	131	± 13	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cd, kadmium	0.618	± 0.062	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Co, kobolt	10.8	± 1.1	mg/kg TS	0.100	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cr, krom	27.5	± 2.8	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Cu, koppar	163	± 16	mg/kg TS	0.300	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Hg, kvicksilver	<0.2	----	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Mo, molybden	3.76	± 0.38	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Ni, nickel	21.2	± 2.1	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Pb, bly	45.7	± 4.6	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Sb, antimon	5.57	± 0.56	mg/kg TS	0.0500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
Sn, tenn	31.3	± 4.2	mg/kg TS	0.500	M-KM1	S-SFMS-53	LE
V, vanadin	53.1	± 5.3	mg/kg TS	0.200	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Zn, zink	560	± 56	mg/kg TS	1.00	M-KM1	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.062	0.016	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
acenaftylen	0.070	0.018	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
acenaften	0.014	0.0036	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fluoren	0.081	0.021	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fenantren	0.52	0.14	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
antracen	0.33	0.086	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fluoranten	1.1	0.29	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
pyren	0.96	0.25	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(a)antracen	0.59	0.14	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
krysen	0.53	0.14	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(b)fluoranten	0.37	0.096	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(k)fluoranten	0.21	0.048	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(a)pyren	0.35	0.060	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
dibenso(ah)antracen	0.14	0.039	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(g,h,i)perylen	0.44	0.11	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
indeno(1,2,3,cd)pyren	0.42	0.17	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH 16	6.19 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa cancerogena PAH	2.61 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa övriga PAH	3.58 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH L	0.146 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH M	2.99 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH H	3.05 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
Summa PAH 11.	5.82 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
Ftalater							
Dimetylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	0.18	0.027	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	0.17	0.025	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	0.13	0.019	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-pentylftalat (DNPP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX

Ftalater - Fortsatt							
di-n-oktylftalat (DNOP)	<1.0	----	mg/kg TS	1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	7.5	1.1	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
butylbensylftalat (BBP)	0.11	0.016	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	0.074	0.011	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	13	1.9	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	27	4.0	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	27.5	± 2.00	%	1.00	M-KM1	TS-105	LE

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	*Metod*
S-PP-dry50	Torkning av prov vid 50°C.
S-PP-siev/grind	Jord siktas <2mm enligt ISO 11464:2006. Slam och sediment homogeniseras genom mortling.
S-SFMS-53	Analys av metaller i jord, slam, sediment och byggnadsmaterial med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2016 och US EPA Method 200.8:1994 efter uppslutning av prov enligt S-PAR53-HB.
S-SFMS-59	Analys av metaller i jord, slam, sediment och byggnadsmaterial med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2016 och US EPA Method 200.8:1994 efter uppslutning av prov enligt S-PM59-HB.
TS-105	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt SS-EN 15934:2012 utg 1.
OJ-2a-sed/GBA	Bestämning av polyklorerade bifenyler PCB (7 kongener) enligt DIN ISO 10382. Mätning utförs med GC-MS.
S-GCMS-1/GBA	Bestämning av ftalater enligt DIN 19742: 2014-08. Mätning utförs med GC-MS.
S-GCMS-8/GBA	Bestämning av polycykliska aromatiska kolväten (PAH) - Gaskromatografisk metod med masspektrometrisk detektion (GC-MS) enligt DIN ISO 18287: 2006-05.
S-TS-105/GBA	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt DIN ISO 11465: 1996-12.

Beredningsmetoder	*Metod*
S-PAR53-HB	Upplösning med kungsvatten i hotblock enligt SE-SOP-0047 (SS-EN ISO 54321:2021 och SS-EN 16174:2012).
S-PM59-HB	Upplösning i 7M salpetersyra i hotblock enligt SE-SOP-0021.

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
GX	*Analys utförd av* GBA Gesellschaft für Bioanalytik mbH, Flensburger Strasse 15 Pinneberg Tyskland 25421 Ackrediterad av: DAkkS Ackrediteringsnummer: D-PL-14170-01-00
LE	*Analys utförd av* ALS Scandinavia AB, Aurorum 10 Luleå Sverige 977 75 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030

Analyscertifikat

Ordernummer	: **ST2216180**	Sida	: 1 av 5
Kund	: **Chalmers Tekniska Högskola**	Projekt	: Sediment
Kontaktperson	: Ann-Margret Strömvall	Beställningsnummer	: Kostnadsställe 200100, Referens 20ANHV11
Adress	: Chalmers Tekniska Högskola Faktura Service 412 96 Göteborg Sverige	Provtagare	: Anna Norén
		Provtagningspunkt	: ----
		Ankomstdatum, prover	: 2022-05-23 08:00
E-post	: ann-margret.stromvall@chalmers.se	Analys påbörjad	: 2022-05-27
Telefon	: 031-772 86 00	Utfärdad	: 2022-06-21 15:42
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ----	Antal ankomna prover	: 3
Offertnummer	: ST2021SE-CHA-TEK0002 (OF210069)	Antal analyserade prover	: 3

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Signatur	*Position*
Niels-Kristian Terkildsen	Laboratoriechef

Ackred. nr 2030
Provning
ISO/IEC 17025

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Rinkebyvägen 19C 182 36 Danderyd Sverige	E-post	: info.ta@alsglobal.com
		Telefon	: +46 8 5277 5200

Analysresultat

Matris: SEDIMENT	Provbeteckning	1. AD UVC+Ti+El+Fenton					
	Laboratoriets provnummer	ST2216180-001					
	Provtagningsdatum / tid	ej specificerad					
Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Analyspaket	Metod	Utf.
Torrsubstans							
Torrsubstans, vid 105°C	41.3	0.41	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Provberedning							
Torkning	Ja	----	-	-	M-1c	S-PP-dry50	LE
Siktning/mortling	Ja	----	-	-	M-1c	S-PP-siev/grind	LE
Torrvikt (frystorkning)	41.3 *	----	%	-	PP-FREEZEDRY	S-PP-Frystork/GBA	GX
Provberedning							
Uppslutning	Ja	----	-	-	M-1c	S-PM59-HB	LE
Extraktion	Ja	----	-	-	P-OTC-S	S-P46	LE
Metaller och grundämnen							
Fe, järn	21200	± 2780	mg/kg TS	10.0	M-1c	S-SFMS-59	LE
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.024	0.0062	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
acenaftylen	<0.010	----	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
acenaften	<0.010	----	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fluoren	<0.010	----	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fenantren	0.055	0.014	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
antracen	0.024	0.0062	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fluoranten	0.13	0.034	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
pyren	0.10	0.026	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(a)antracen	0.071	0.017	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
krysen	0.069	0.018	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(b)fluoranten	0.072	0.019	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(k)fluoranten	0.086	0.020	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(a)pyren	0.080	0.014	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
dibenso(ah)antracen	0.013	0.0036	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(g,h,i)perylen	0.051	0.013	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
indeno(1,2,3,cd)pyren	0.062	0.025	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH 16	0.837 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa cancerogena PAH	0.453 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa övriga PAH	0.384 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH L	0.0240 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH M	0.309 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH H	0.504 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
Summa PAH 11.	0.800 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
Metallorganiska föreningar							
MBT, monobutyltenn	1.88	± 0.20	µg/kg TS	1	OJ-19a3	S-GC-46	LE
DBT, dibutyltenn	9.02	± 0.91	µg/kg TS	1	OJ-19a3	S-GC-46	LE
TBT, tributyltenn	9.68	± 0.97	µg/kg TS	1.0	OJ-19a3	S-GC-46	LE
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	29.6	± 2.00	%	1.00	M-1c	TS-105	LE
Övrigt							
TOC	0.65	0.062	%	0.01	TOC	S-TOC/GBA	GX

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**2. JB IN UVC+Ti+NED**						
Laboratoriets provnummer	*ST2216180-002*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans, vid 105°C	33.9	0.34	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Provberedning							
Torrvikt (frystorkning)	33.9 *	----	%	-	PP-FREEZEDRY	S-PP-Frystork/GBA	GX
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.061	0.016	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
acenaftylen	0.091	0.024	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
acenaften	0.051	0.013	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fluoren	0.39	0.10	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fenantren	4.7	1.2	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
antracen	1.7	0.44	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fluoranten	1.4	0.36	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
pyren	1.6	0.42	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(a)antracen	0.61	0.15	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
krysen	0.67	0.17	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(b)fluoranten	0.51	0.13	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(k)fluoranten	0.38	0.087	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(a)pyren	0.41	0.070	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
dibenso(ah)antracen	0.079	0.022	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(g,h,i)perylen	0.30	0.078	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
indeno(1,2,3,cd)pyren	0.26	0.11	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH 16	13.2 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa cancerogena PAH	2.92 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa övriga PAH	10.3 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH L	0.203 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH M	9.79 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH H	3.22 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
Summa PAH 11.	12.5 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
Ftalater							
Dimetylftalat	0.53	0.078	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	0.059	0.0087	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	62	9.2	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	5.0	0.74	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-pentylftalat (DNPP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-oktylftalat (DNOP)	<0.20	----	mg/kg TS	0.2	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	5.0	0.74	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
butylbensylftalat (BBP)	0.071	0.011	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	6.5	0.96	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	12	1.8	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Övrigt							
TOC	8.7	1.0	%	0.01	TOC	S-TOC/GBA	GX

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**3. JB IN UVC+Ti+NED+Fenton**						
Laboratoriets provnummer	*ST2216180-003*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans, vid 105°C	31.6	0.32	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Provberedning							
Torrvikt (frystorkning)	31.6 *	----	%	-	PP-FREEZEDRY	S-PP-Frystork/GBA	GX
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.041	0.011	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
acenaftylen	0.093	0.024	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
acenaften	0.024	0.0062	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fluoren	0.18	0.047	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fenantren	1.9	0.49	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
antracen	0.43	0.11	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
fluoranten	0.89	0.23	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
pyren	0.78	0.20	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(a)antracen	0.44	0.11	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
krysen	0.60	0.16	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(b)fluoranten	0.45	0.12	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(k)fluoranten	0.46	0.11	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(a)pyren	0.32	0.054	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
dibenso(ah)antracen	0.074	0.021	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
bens(g,h,i)perylen	0.22	0.057	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
indeno(1,2,3,cd)pyren	0.22	0.090	mg/kg TS	0.01	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH 16	7.12 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa cancerogena PAH	2.56 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa övriga PAH	4.56 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH L	0.158 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH M	4.18 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
summa PAH H	2.78 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
Summa PAH 11.	6.71 *	----	mg/kg TS	-	OJ-1-sed	S-GCMS-8/GBA	GX
Ftalater							
Dimetylftalat	4.7	0.70	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	0.057	0.0084	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	63	9.3	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	2.9	0.43	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-pentylftalat (DNPP)	0.10	0.015	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-oktylftalat (DNOP)	<0.25	----	mg/kg TS	0.25	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	9.2	1.4	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
butylbensylftalat (BBP)	0.076	0.011	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	0.073	0.011	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	11	1.6	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	27	4.0	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Övrigt							
TOC	4.6	0.44	%	0.01	TOC	S-TOC/GBA	GX

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	Metod
S-GC-46	Analys av tennorganiska föreningar (OTC) i jord, slam och sediment med GC-ICP-MS enligt SE-SOP-0036 (SS-EN ISO 23161:2018).
S-PP-dry50	Torkning av prov vid 50°C.
S-PP-siev/grind	Jord siktas <2mm enligt ISO 11464:2006. Slam och sediment homogeniseras genom mortling.
S-SFMS-59	Analys av metaller i jord, slam, sediment och byggnadsmaterial med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2016 och US EPA Method 200.8:1994 efter uppslutning av prov enligt S-PM59-HB.
TS-105	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt SS-EN 15934:2012 utg 1.
S-GCMS-1/GBA	Bestämning av ftalater enligt DIN 19742: 2014-08. Mätning utförs med GC-MS.
S-GCMS-8/GBA	Bestämning av polycykliska aromatiska kolväten (PAH) - Gaskromatografisk metod med masspektrometrisk detektion (GC-MS) enligt DIN ISO 18287: 2006-05.
S-PP-Frystork/GBA*	Frystorkning enligt metod DIN 38414-S22.
S-TOC/GBA	Bestämning av totalt organiskt kol (TOC) med torrförbränning enligt DIN EN 15936:2012.
S-TS-105/GBA	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt DIN ISO 11465: 1996-12.

Beredningsmetoder	Metod
S-P46	Prep metod- OTC enligt SE-SOP-0036 (SS-EN ISO 23161:2018).
S-PM59-HB	Upplösning i 7M salpetersyra i hotblock enligt SE-SOP-0021.

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
GX	*Analys utförd av* GBA Gesellschaft für Bioanalytik mbH, Flensburger Strasse 15 Pinneberg Tyskland 25421 Ackrediterad av: DAkkS Ackrediteringsnummer: D-PL-14170-01-00
LE	*Analys utförd av* ALS Scandinavia AB, Aurorum 10 Luleå Sverige 977 75 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030

Analyscertifikat

Ordernummer	: **ST2224077**	Sida	: 1 av 4
Kund	: **Chalmers Tekniska Högskola**	Projekt	: Sediment
Kontaktperson	: Ann-Margret Strömvall	Beställningsnummer	: Kostnadsställe 200100, Referens 20ANHV11
Adress	: Sven Hultins gata 6 412 96 Göteborg Sverige	Provtagare	: ----
		Provtagningspunkt	: ----
		Ankomstdatum, prover	: 2022-08-11 07:00
E-post	: ann-margret.stromvall@chalmers.se	Analys påbörjad	: 2022-08-15
Telefon	: 031-772 86 00	Utfärdad	: 2022-09-01 15:28
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ----	Antal ankomna prover	: 1
Offertnummer	: ST2021SE-CHA-TEK0002 (OF210069)	Antal analyserade prover	: 1

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Orderkommentar

-

Signatur	*Position*
Niels-Kristian Terkildsen	Laboratoriechef

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Rinkebyvägen 19C 182 36 Danderyd Sverige	E-post	: info.ta@alsglobal.com
		Telefon	: +46 8 5277 5200

Analysresultat

Matris: **SEDIMENT**

Provbeteckning	**JBIN UV CIRK LS133 10d**						
Laboratoriets provnummer	*ST2224077-001*						
Provtagningsdatum / tid	*ej specificerad*						
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Torrsubstans							
Torrsubstans, vid 105°C	49.4	0.49	%	0.4	TS105	S-TS-105/GBA	GX
Extraherbara metaller/katjoner							
Ag, silver	<0.50	----	mg/kg TS	0.50	M-AR	S-METAXHB1	PR
Mo, molybden	3.88	± 0.78	mg/kg TS	0.40	M-AR	S-METAXHB1	PR
Sb, antimon	5.96	± 1.19	mg/kg TS	0.50	M-AR	S-METAXHB1	PR
Sn, tenn	31.2	± 6.2	mg/kg TS	1.0	M-AR	S-METAXHB1	PR
Metaller och grundämnen							
As, arsenik	1.52	± 0.30	mg/kg TS	0.50	MS-1	S-METAXAC1	PR
Ba, barium	150	± 30.0	mg/kg TS	1.00	MS-1	S-METAXAC1	PR
Cd, kadmium	0.23	± 0.04	mg/kg TS	0.10	MS-1	S-METAXAC1	PR
Co, kobolt	12.4	± 2.48	mg/kg TS	0.10	MS-1	S-METAXAC1	PR
Cr, krom	30.6	± 6.13	mg/kg TS	0.25	MS-1	S-METAXAC1	PR
Cu, koppar	200	± 40.0	mg/kg TS	0.30	MS-1	S-METAXAC1	PR
Hg, kvicksilver	<0.20	----	mg/kg TS	0.20	MS-1	S-METAXAC1	PR
Ni, nickel	22.4	± 4.5	mg/kg TS	1.0	MS-1	S-METAXAC1	PR
Pb, bly	53.4	± 10.7	mg/kg TS	1.0	MS-1	S-METAXAC1	PR
V, vanadin	53.8	± 10.8	mg/kg TS	0.20	MS-1	S-METAXAC1	PR
Zn, zink	688	± 138	mg/kg TS	1.0	MS-1	S-METAXAC1	PR
Alifatiska föreningar							
alifater >C5-C8	<10.0	----	mg/kg TS	10.0	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
alifater >C8-C10	<10.0	----	mg/kg TS	10.0	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
alifater >C10-C12	<20	----	mg/kg TS	20	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
alifater >C12-C16	<20	----	mg/kg TS	20	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
alifater >C5-C16	<30	----	mg/kg TS	30	OJ-21C	S-SPIGMS04	PR
alifater >C16-C35	1060	----	mg/kg TS	20	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
Aromatiska föreningar							
aromater >C8-C10	<0.480	----	mg/kg TS	1.00	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
aromater >C10-C16	0.307	----	mg/kg TS	1.24	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
metylpyrener/metylfluorantener	1.1	± 0.4	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
metylkrysener/metylbens(a)antracener	1.0	± 0.4	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
aromater >C16-C35	2.1	----	mg/kg TS	1.0	OJ-21C	S-SPIGMS03	PR
BTEX							
bensen	<0.018	----	mg/kg TS	0.010	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
toluen	<0.088	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
etylbensen	<0.088	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
summa xylener	<0.088	----	mg/kg TS	0.050	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
summa TEX	<0.18	----	mg/kg TS	0.10	OJ-21C	S-SPIHSP01	PR
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)							
naftalen	0.157	± 0.047	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
acenaftylen	0.036	± 0.011	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
acenaften	0.243	± 0.073	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fluoren	0.219	± 0.066	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fenantren	0.470	± 0.141	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
antracen	0.0975	± 0.0292	mg/kg TS	0.0040	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
fluoranten	1.12	± 0.335	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
pyren	1.04	± 0.312	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(a)antracen	0.521	± 0.156	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR

Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Analyspaket	Metod	Utf.
Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) - Fortsatt							
krysen	0.550	± 0.165	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(b)fluoranten	0.788	± 0.236	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(k)fluoranten	0.289	± 0.087	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(a)pyren	0.511	± 0.153	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Indeno(123cd)pyren	0.431	± 0.129	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
dibens(a,h)antracen	0.120	± 0.036	mg/kg TS	0.010	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
bens(g,h,i)perylen	0.483	± 0.145	mg/kg TS	0.0050	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH 16	7.08	----	mg/kg TS	0.0745	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Summa PAH 11	6.30	----	mg/kg TS	0.0495	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa cancerogena PAH	3.21	----	mg/kg TS	0.0350	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa övriga PAH	3.86	----	mg/kg TS	0.0395	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH L	0.436	----	mg/kg TS	0.0150	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH M	2.95	----	mg/kg TS	0.0220	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PAH H	3.69	----	mg/kg TS	0.0375	OJ-1-sed	S-SMLGMS02	PR
Polyklorerade bifenyler (PCB)							
PCB 28	0.00116	± 0.00035	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 52	0.00190	± 0.00057	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 101	0.00624	± 0.00187	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 118	0.00295	± 0.00089	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 153	0.0137	± 0.00410	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 138	0.0179	± 0.00538	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
PCB 180	0.0106	± 0.00319	mg/kg TS	0.00010	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
summa PCB 7	0.0544	----	mg/kg TS	0.00035	OJ-2a-sed	S-SMLGMS02	PR
Ftalater							
Dimetylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Dietylftalat	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-propylftalat DPrP	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-butylftalat DBP	0.26	0.038	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-butylftalat (DIBP)	0.17	0.025	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-pentylftalat (DNPP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-oktylftalat (DNOP)	<0.50	----	mg/kg TS	0.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di(2-etylhexyl)ftalat DEHP	11	1.6	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
butylbensylftalat (BBP)	0.27	0.040	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-cyklohexylftalat (DCP)	<0.10	----	mg/kg TS	0.1	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-decylftalat (DIDP)	<30	----	mg/kg TS	30	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-iso-nonylftalat (DINP)	40	5.9	mg/kg TS	2.5	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
di-n-hexylftalat (DNHP)	<0.050	----	mg/kg TS	0.05	OJ-4B	S-GCMS-1/GBA	GX
Fysikaliska parametrar							
torrsubstans vid 105°C	38.0	± 2.31	%	0.10	TS105	S-DRY-GRCI	PR

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	Metod
S-GCMS-1/GBA	Bestämning av ftalater enligt DIN 19742: 2014-08. Mätning utförs med GC-MS.
S-TS-105/GBA	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt DIN ISO 11465: 1996-12.
S-DRY-GRCI	Bestämning av torrsubstans (TS) enligt metod baserad på CSN ISO 11465, CSN EN 12880 och CSN EN 14346:2007.
S-METAXAC1	Bestämning av metaller efter uppslutning med HNO_3 enligt metod baserad på US EPA 200.7, CSN EN ISO 11885, US EPA 6010, SM 3120. Provupparbetning enligt metod baserad på US EPA 3050, CSN EN 13657, ISO 11466 kap. 10.3 till 10.16, 10.17.5, 10.17.6, 10.17.9 till 10.17.14. Mätning utförs med ICP-AES.
S-METAXHB1	Bestämning av element enligt US EPA 200.7, ISO 11885, US EPA 6010, SM 3120 efter uppslutning med Aqua Regia enligt US EPA 3050, CSN EN 13657, ISO 11466 (kapitel 10.3 till 10.16, 10.17.5, 10.17.6, 10.17.9 till 10.17.14). Mätning utförs med ICP-AES.
S-SMLGMS02	CZ_SOP_D06_03_181 (US EPA 429, US EPA 1668, US EPA 3550) Bestämning av semivolatila organiska ämnen med isotoputspädning och gaskromatografi med masspektrometri. Summor beräknas från uppmätta värden. Metoden har modifierats inom omfattningen för den flexibla ackrediteringen angiven i Annex to the Certificate of Accreditation No. 468/2020 utfärdad 27 juli 2020. Parametrar som inte ingår i bilagan till ackrediteringscertifikatet i parameteröversikten under index 27 har lagts till.
S-SPIGMS03	Bestämning av alifatfraktioner och aromatfraktioner. Bestämning av polycykliska aromatiska kolväten, PAH (16 föreningar enligt EPA). Summa metylpyrener/metylfluorantener och summa metylkrysener/metylbens(a)antracener. GC-MS metod enligt SPIMFABs kvalitetsmanual. PAH cancerogena utgörs av bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, dibens(a,h)antracen och indeno(1,2,3,cd)pyren. Summa PAH L: naftalen, acenaften och acenaftylen. Summa PAH M: fluoren, fenantren, antracen, fluoranten och pyren. Summa PAH H: bens(a)antracen, krysen, bens(b)fluoranten, bens(k)fluoranten, bens(a)pyren, indeno(1,2,3,cd)pyren, dibens(a,h)antracen och bens(g,h,i)perylen. PAH-summorna är definerade enligt direktiv från Naturvårdsverket utgivna i oktober 2008.
S-SPIGMS04	Bestämning av organiska föroreningar med hjälp av GC-MS (SPIMFAB).
S-SPIHSP01	Bestämning av volatila alifatiska och aromatiska kolväten. Headspace-GC-MS metod enligt SPIMFABs kvalitetsmanual.

Beredningsmetoder	Metod
S-PPHOM2*	Torkning och siktning av prov till partikelstorlek < 2 mm
S-PPLYOF*	Frystorkning av sedimentprov.

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
GX	*Analys utförd av* GBA Gesellschaft für Bioanalytik mbH, Flensburger Strasse 15 Pinneberg Tyskland 25421 Ackrediterad av: DAkkS Ackrediteringsnummer: D-PL-14170-01-00
PR	*Analys utförd av* ALS Czech Republic s.r.o Prag, Na Harfe 336/9 Prag Tjeckien 190 00 Ackrediterad av: CAI Ackrediteringsnummer: 1163

BILAGA 3

Bedömningsgrunder och klassningar för sediment

	Bedömningsgrunder – Kust och hav [1]					Klassning av organiska föroreningar [2]					Bedömningsgrunder – Sjöar och vattendrag [3]				
	Klass I Ingen avvikelse	**Klass II Låg avvikelse**	**Klass III Tydlig avvikelse**	**Klass IV Stor avvikelse**	**Klass V Mycket stor avvikelse**	**Mycket låg halt**	**Lågt halt**	**Medelhög halt**	**Högt halt**	**Mycket högt halt**	**Klass 1 Mycket låg halt**	**Klass 2 Låg halt**	**Klass 3 Medelhög halt**	**Klass 4 Hög halt**	**Klass 5 Mycket hög halt**
Tennorganiska föreningar (µg/kg TS)															
TBT	-	-	-	-	-	-	<1	1-10	10-20	≥20	-	-	-	-	-
DBT	-	-	-	-	-	-	<1	1-10	10-26	≥26	-	-	-	-	-
MBT	-	-	-	-	-	-	<1	1-19	19-55	≥55	-	-	-	-	-
Metaller (mg/kg TS)															
As	<10	17-10	17-28	28-45	>45	-	-	-	-	-	<5	5-10	10-30	30-150	>150
Cd	<0,2	0,2-0,5	0,5-1,2	1,2-3	>3	-	-	-	-	-	<0,8	0,8-2	2-7	7-35	>35
Cu	<15	15-30	30-50	50-80	>80	-	-	-	-	-	<15	15-25	25-100	100-500	>500
Ni	<30	30-45	45-66	66-99	>99	-	-	-	-	-	<5	5-15	15-50	50-250	>250
Pb	<25	25-40	40-65	65-110	>110	-	-	-	-	-	<50	50-150	150-400	400-2000	>2000
Zn	<85	85-128	128-204	204-357	>357	-	-	-	-	-	<150	150-300	300-1000	1000-5000	>5000
PAH (µg/kg TS)															
ΣPAH-M	-	-	-	-	-	<57	57–110	110–320	320–1700	≥1700	-	-	-	-	-
ΣPAH-H	-	-	-	-	-	<180	180–320	320–940	940–2600	≥2600	-	-	-	-	-
PCB (µg/kg TS)															
ΣPCB-7	-	-	-	-	-	<0,81	0,81–2,5	2,5–7,6	7,6–34	≥34	-	-	-	-	-

[1] Naturvårdsverket (1999a) Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Kust och hav. Naturvårdsverkets rapport 4914

[2] SGU, "Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment," SGU-rapport 2017:12, 2017.

[3] Naturvårdsverket (1999b) Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverkets rapport 4913

PILOTPROJEKT 2. FRYSAVVATTNING AV FIBERSEDIMENT

Rapport framtagen av Luleå kommun på uppdrag av SGU.

FRYSAVVATTNING AV FIBERSEDIMENT

PILOTPROJEKT NR 4 INOM RUFS, REGERINGSUPPDRAG OM ÖKAD KUNSKAP FÖR ÅTGÄRDER AV FÖRORENADE SEDIMENT

2022-09-23

FRYSAVVATTNING AV FIBERSEDIMENT

Pilotprojekt nr 4 inom RUFS, Regeringsuppdrag om ökad kunskap för åtgärder av förorenade sediment

KUND

Luleå Kommun

KONSULT

WSP

121 88 Stockholm–Globen
Besök: Arenavägen 7
Tel: +46 10-722 50 00
WSP Sverige AB
Org nr: 556057-4880
wsp.com

KONTAKTPERSONER

Johan Hörnsten johan.hornsten@wsp.com

UPPDRAGSNAMN
20443040 Pilotförs frysavvattning fibersediment

UPPDRAGSNUMMER
10330751

FÖRFATTARE
Lukas Mustajärvi

DATUM
2022-09-23

ÄNDRINGSDATUM

Granskad av
Johan Hörnsten

Godkänd av
Johan Hörnsten

INNEHÅLL

1 INTRODUKTION OCH BAKGRUND 5

1.1 BAKGRUND PILOTFÖRSÖKET 5

Syftet med 6

1.1.1 Kvicksilverförorenade sediment i kallhällsområdet 6

1.2 ORGANISATION 6

1.3 FRYSAVVATTNING 6

2 GENOMFÖRANDE 8

2.1 MUDDRINGSFÖRFARANDE OCH FIBERSEDIMENT 8

2.2 FRYSTORKNING 9

2.3 KEMISKA ANALYSER 13

2.3.1 Luft 13

2.3.2 Rejektvatten 13

3 RESULTAT 14

3.1 FRYSAVVATTNING 14

3.1.1 TS 14

3.1.2 Energiförbrukning och kapacitet 14

3.2 KEMISKA ANALYSER 15

3.2.1 Kvicksilver i luft 15

3.2.2 Halter i rejektvatten 15

4 DISKUSSION 16

4.1 TILLÄMPBARHET 16

4.1.1 Utförande 16

4.1.2 Energi– och effektbehov 17

4.1.3 Kostnad per ton avvattnat material 17

4.1.4 Begränsning och energibehov vid fullskala 18

4.2 HÅLLBARHET 18

4.3 KUNSKAPSUPPBYGGNAD 18

4.3.1 Erhållna erfarenheter 18

4.3.2 Fortsatt utveckling av tekniken 20

4.4 TILLSTÅND KOPPLADE TILL ANVÄNDNING AV METODEN 21

5 REFERENSER 22

SAMMANFATTNING

WSP Sverige AB (WSP) har på uppdrag av Luleå kommun, genomfört ett pilotprojekt inom regeringsuppdraget för förorenade sediment, RUFS. Inom ramen för RUFS har flera myndigheter gemensamt fått i uppdrag att genomföra utredningar och kartläggningar för att ta fram bättre vägledningsmaterial för efterbehandlingsarbete av förorenade sediment.

Pilotförsöket har omfattat frysavvattning av muddrade fibersediment. Pilotförsöket har visat att hög torrsubstanshalt (TS-halt) kan uppnås genom frysavvattning av kvicksilverförorenade fibersediment. Avvattningstekniken medför möjlighet till stor minskning av massornas volym, vilket skapar förutsättningar för ett mer kostnadseffektivt omhändertagande av residualen. Frysavvattningsmetoden bedöms ha potential vid åtgärder vid framför allt förorenade, lösa sediment med låg TS-halt och högt innehåll av organiskt material.

Under pilotförsöket har energiförbrukningen legat mellan 43 och 45 kWh/ton processat material. Vidare har pilotförsöket visat att det inte är lämpligt att driva avvattningsprocessen för långt då residual med TS-halter >80 % lätt orsakar problem med damning och hantering av materialet. Mätningar har visat att partikulärt kvicksilver förekommer i luft inne i anläggningen, men i halter underskridande Arbetsmiljöverkets hygieniska gränsvärden. Vidare har mätningar visat på låga halter av kvicksilver i rejektvatten som genomgått filtrering innan analys.

Metoden med avvattning genom frysning bedöms kunna tillämpas i fullskala. Dock kvarstår att titta på frågan om att optimera kapaciteten på avvattnings-anläggningen mot muddringsenhetens kapacitet samt frågan om att kunna tillgodse effektbehovet vid uppskalning av metoden.

1 INTRODUKTION OCH BAKGRUND

Med syfte att öka kunskapen om förorenade sediment har ett regerings-uppdrag initierats (RUFS) med flera myndigheter inblandade med koppling till arbete med förorenade sediment (Naturvårdsverket, Sveriges geologiska undersökning, Statens geotekniska institut, Havs och vattenmyndigheterna samt Länsstyrelserna). Föreliggande rapport redovisar resultat från ett pilotförsök som utförts inom ramen för RUFS. Inom pilotförsöket har frysavvattning som avvattningsteknik av fibersediment testats.

1.1 BAKGRUND PILOTFÖRSÖKET

Vid omhändertagande av muddermassor på land, t.ex. vid sanering av förorenade sediment, finns vanligtvis ett stort behov av effektiv avvattning. Avvattning syftar framför allt till att minska behovet av transporter i och med den volymminskning som sker hos muddermassor vid avvattning, men även till att göra massorna mer hanterbara inför transport och kvittblivning.

Traditionella metoder, som t.ex. sedimentering eller avvattning i geotuber ger en ökad TS-halt, men efter avvattningen är vatteninnehållet i massorna fortfarande relativt hög. En högre TS-halt kan i vissa fall uppnås med mekaniska metoder, men ofta till en högre kostnad.

Frysavvattning är en metod som har potential att ge ekonomiska och miljömässiga fördelar i muddringsprojekt där kostnader för omhändertagande och kvittblivning av förorenade muddermassor bedöms bli av betydande omfattning. Frysavvattning kan ge stor avvattningseffekt (hög TS-halt) genom frysning av vått sediment med efterföljande tining och torkning av det frysta sedimentet. En stor avvattningseffekt medför en stor volymreduktion muddrat sedimentet, minskat behov av transporter, samt mindre mängder/volymer för kvittblivning.

Luleå kommun har, genom Länsstyrelsen i Norrbottens län, fått bidrag från Naturvårdsverket för sanering av kvicksilverförorenade fibersediment utanför Karlshäll i Notviken i Lule älv. Pilotförsöket med frysavvattning av fibersediment har genomförts i anslutning till saneringsåtgärderna i Notviken. Saneringen i Notviken har genomförts under sommaren 2021 och pilotförsöket har genomförts under vintern 2021-2022. Det fibersediment som användes i pilotförsöket har pumpats direkt från Notvikens botten, genom sugmuddring styrd av dykare, till IBC-tankar (1 m^3) och sedan vidare in till frysavvattningsanläggningen. Frysavvattningsanläggningen inrymdes i en 40–fotscontainer, där alla stegen från infrysning, tining och torkning utfördes.

Arbetet har utförts av WSP Sverige AB på uppdrag av Luleå kommun. Underleverantör för pilotförsökets genomförande har varit Siccum AB.

Pilotförsökt har haft till syfte att:

- undersöka om tillräckligt hög TS-halt kan uppnås genom frysavvattning av fibersediment för att de ska kunna omhändertas i en anläggning för termisk behandling
- undersöka metodens styrkor, svagheter och eventuella begränsningar
- undersöka om frysavvattning är en ekonomiskt intressant metod i sammanhang där även kostnader för efterföljande omhändertagande av muddermassor inkluderas och inte bara kostnader för avvattningen.

1.1.1 Kvicksilverförorenade sediment i kallhällsområdet

Karlshäll ligger cirka 5 km väster om centrala Luleå, vid Notviken i Lule älv. Under åren 1912–1962 bedrevs tillverkning av slipmassa på platsen. Under en tioårsperiod användes kvicksilver i processen för att förhindra mögelskador i massabalarna och under den tiden släpptes orenat processvatten ut i Notviken. Kvicksilverförorenat sediment ansamlades därför på delar av vikens botten, i ett område vid Notvikens södra strand. Kvicksilver har varit den dimensionerande föroreningen för den sanering av förorenade sediment som utfördes vid Karlshäll 2021.

1.2 ORGANISATION

Projektledare RUFS – SGU (Jerry Forsberg)

Projektägare pilotförsök – Luleå kommun (Marianne Kallin)

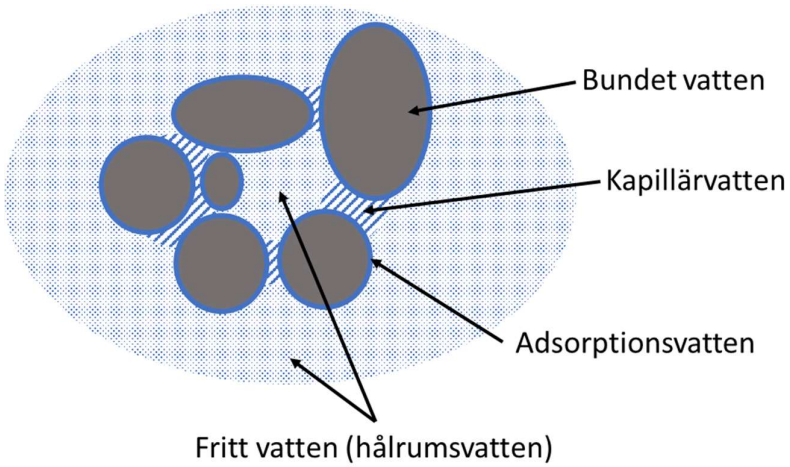
Konsult för utförande av pilotförsök – WSP (Johan Hörnsten)

Underleverantör för genomförande – Siccum AB (Jens Eriksson)

1.3 FRYSAVVATTNING

Vatten associerat med partiklar och fasta matriser kan indelas i fyra kategorier, *fritt vatten* (hålrumsvatten), *kapillärvatten* (interstitial water, även kallat porvatten), *adsorptionsvatten* (”surface water”, ska inte sammanblandas med en sjö eller bäck) och *bundet vatten*.

Fritt vatten är det vatten som inte är inkorporerat i materialmatrisen och kan i princip rinna av ett material och kan avlägsnas genom traditionell avvattning (Figur 1). *Kapillärvatten* är det vatten som finns mellan partiklar i materialstrukturen och hålls kvar i materialet med kapillärkrafter. Kapillärkrafterna kan brytas genom mekanisk avvattning och kan avlägsnas med hjälp av till exempel bältfilterpress eller avvattningscentrifug. *Adsorptionsvatten* är det vatten som är associerat med partikelytor och (svagt) bundet (adsorberat) till materialstrukturen. Ytvatten är svårt att separera ut med hjälp av mekaniska avvattningstekniker. *Bundet vatten* är kemiskt bundet i materialstrukturen.



Figur 1. Förekomst av vatten i sediment och slam.

Genom frysavvattning där nedfrysning och efterföljande upptining äger rum, frigörs *bundet vatten* och *adsorptionsvatten* till *fritt vatten* och *kapillärvatten*. I frysavvattning sker en fasomvandling vilket innebär en övergång från ett aggregationstillstånd till ett annat, där vattnet går från vätskeform till fast form (is). Vid övergång till fast fas ordnas vattenmolekylerna i en strikt formation vilken inte medger utrymme för andra atomer, molekyler eller partiklar, varpå partiklar och kontaminerande ämnen separeras ut från isstrukturen. Genom detta skeende erhålls *fritt vatten* (i fast fas) av det vatten som tidigare varit bundet till materialmatrisen, vilken består av mineralkorn och organiskt material, och kallas *soliden* och är den fasta delen av sediment. Det är viktigt att infrysning sker på ett sådant sätt att det bundna vattnet dras ut ur *soliden* och inte inkapslas av is. Separation mellan (fryst) vatten och *soliden* i pilotförsöket illustreras i Figur 2. Genom en kontrollerad infrysning, avseende temperatur och tid, samt kontrollerad tining avseende temperatur, luftflöde och tid ges möjligheten att processa fram önskad TS-halt i *soliden*.

Det frigjorda vattnet, i form av fritt vatten och kapillärvatten, kan i princip självdunsta, men i regel torkas detta bort med hjälp av kontrollerad värme och luftflöde för att öka kapaciteten på avvattningen.

Figur 2. Material precis efter infrysning med tydlig separation mellan (fryst) vatten och soliden.

2 GENOMFÖRANDE AV PILOTFÖRSÖKET

2.1 MUDDRING

Inom pilotprojekteet användes fibersediment med högt vatteninnehåll från utkanten av det sanerade området i Karlshäll i Notviken i Luleå. Sediment erhölls genom sugmuddring, styrd av dykare för att erhålla det ytliga sedimentet som inte sedimenterar gravimetriskt. Sedimentet pumpades direkt till IBC-tankar och sedan vidare in i frysavvattningsanläggningen, utan föregående avvattning eller annan bearbetning.

En fingervisning av egenskaper hos det sediment som använts i pilotförsöket ges från de undersökningar som genomfördes inför och i samband med saneringsarbetet i Karlshäll. Det ska noteras att det provtagna sedimentet till del motsvarar andra områden och sedimentdjup än det material som slutligen användes inom pilotförsöket. Undersökningarna visade att TS-halten i sedimenten i området var cirka 8% i medianvärde, 10% i medeltal och varierade mellan 4 och 50%. Organisk halt, mätt som glödgningsförlust, var omkring 70% som medel- och medianvärde, och varierade mellan 3-98%. Innehållet av kvicksilver i undersökta sediment uppvisade medianhalter på omkring 14 mg/kg TS (Luleå kommun, 2019).

Initialt planerade pilotförsöket att använda sediment som var föravvattnat i geotuber. Dessa sediment bestod dock till största delar av bark och efter utförd avvattning i geotub var materialet inte längre pumpbart.

2.2 FRYSAVVATTNING

Den utrustning som nyttjats i pilotförsöket består av en infrysningsenhet och en tining/torkningsenhet (*Tina-tork*) inbyggd i en container, där sedimenten pumpas in i ena ändan och i den andra ändan matas färdigprocessat material (residual) ut. Materialet förs mellan enheterna i anläggningen med automatiska transportörer. Frysavvattningsanläggningen och processtegen redovisas schematiskt Figur 3.

Figur 3. Schematisk skiss av processteg i frysavvattningsanläggningen. Blå rektangel markerar steg som är integrerade i container.

I processen utgör muddringen det första steget (*Input*). IBC-tankar nyttjades som mellanlagringsplats för att balansera flödet till avvattningsanläggningen. Från IBC-tankarna pumpas materialet till infrysningssteget, via ett homogeniseringssteg, inne i containern. I Figur 4 visas det pumpbara materialet i homogeniseringssteget.

Infrysning sker med en kylenhet, där kyla genereras med hjälp av ett kylaggregat och kompressor. Infrysningen av material går på några minuter. Pumpning av material från IBC-tankarna medförde att materialflödet till infrysningsenheten kunde styras i detalj. Infrysningen sker med ett kontinuerligt flöde av muddrat material. I pilotförsöket har flödet kontinuerligt justerats med syftet att testa olika delar av systemet med ett flöde på i medeltal i storleksordningen 1 liter per minut.

Efter infrysning sker vad som kallas *Plundring*, där det infrysta materialet transporteras ut ur infrysningsenheten (Figur 5).

Via en transportör tas infryst material från *Plundringen* vidare till *Pre-heat*-steget, där luftflöde tillsammans med värme appliceras för att snabbt torka bort fritt vatten och porvatten som bildats i samband med infrysningen. Detta görs för att vatten och det fasta materialet (soliden) inte ska sammanblandas. *Pre-heat*-steget är kortare än *Tina-tork*-steget där materialet tinas och vatten torkas bort för att uppnå önskad TS-halt. Material under tina-torksteget visas i Figur 7 och Figur 7. *Tina-tork*-steget pågår under några timmar beroende på önskat resultat.

Figur 4. Intaget material till homogeniseringssteget.

Figur 5. Materialet transporteras ut från infrysningsenheten (plundring).

Figur 6. Material vid tina-tork-steget.

Figur 7. Material vid tina-tork-steget.

Den värme som används i *Pre-heat*- och *Tina-tork*-steget genereras av kompressorn som genererar kyla för infrysningen. På så sätt återcirkuleras skapad värmeenergi och energiförluster minimeras. I *Pre-heat*- och *Tina-tork*-steget eftersträvas en temperatur på 38–42°C.

Output innebär avlägsnande av torkat material (residualen) ut från frysavvattningsanläggningen. Residualen kan föras över till exempelvis en förbränningsugn via transportband eller till container för vidare transport. Figur 8 visar residual från försöket.

Det vatten som erhålls i avvattningsprocessen avgår till största del som vattenånga, men en liten del rejektvatten i flytande form bildas. I pilotanläggningen fångades rejektvatten upp på plåtar under transportbanden och avleddes sedan från anläggningen. I en stationär anläggning kan ett mer permanent system för hantering av rejektvatten installeras, där t.ex. filtrering av rejektvatten kan ske, innan vidare avledning till recipient.

Figur 8. Residual efter frysavvattning.

2.3 KEMISKA ANALYSER

Inom ramen för pilotförsöket har analyser av luft och rejektvatten utförts. Samtliga kemiska analyser utfördes av det ackrediterade laboratoriet ALS Scandinavia. Analysrapporter i original redovisas i Bilaga 1.

2.3.1 Luft

Två luftprover togs ut inne i containern där försöket utfördes. Varje prov utgjordes av en del för partikulärt bundet kvicksilver och en del för kvicksilver i gasform. Kvicksilver som mättes i svävande damm (partikulärt) fångades upp genom att pumpa luft över ett partikelfilter och kvicksilver i gasform fångades upp i för ändamålet avsedda kolrör, placerade efter partikelfiltret. Provtagning skedde med hjälp av från laboratoriet erhållen utrustning. Provtagningsflödet var 2 l/h, och provtagningstiden var 8 timmar för prov 1 och för 2 timmar för prov 2.

2.3.2 Rejektvatten

Två prover på rejektvatten togs ut, ett filtrerat och ett ofiltrerat. Provtaget vatten samlades från de plåtar under transportörbanden som fångar upp avrinnande vatten från avvattningsprocessen. Proverna analyserades med avseende på innehåll av kvicksilver samt löst organiskt kol (DOC).

3 RESULTAT

Nedan redovisas resultat från det utförda pilotförsöket.

3.1 FRYSAVVATTNING

3.1.1 Torrsubstans (TS)

Torrsubstanshalter i ingående material efter homogenisering var 2-7 % av våtvikten, baserat på erfarenhet av TS-halt i pumpbart material. TS–halt i ingående material är omkring en fjärdedel av den TS-halt som uppmätts i provtagna sediment (Luleå kommun, 2019). Skillnaden förklaras av att materialet till frysavvattningsförsöket pumpats upp medan sediment tidigare i huvudsak provtagits med rörprovtagare.

TS-halt i frysavvattnat material var i medeltal 81–82 % (n=5), vilket är omkring 10 till 40 gånger högre än i material som förts in i frysavvattningsanläggningen.

Den höga TS-halt som erhölls i residualen medförde att materialet lätt dammade upp och var svårt att hantera.

3.1.2 Energiförbrukning och kapacitet

Vid dimensionering av en frysavvattningsanläggning utgår beräkningen från att endast vatten ska behandlas. I praktiken innebär detta att kapaciteten blir högre än beräknat då muddermassor processas, eftersom de innehåller mindre vatten än vad anläggningen dimensionerats för.

I den anläggning som nyttjades för pilotförsöket processades omkring 0,5 ton muddrade massor per dygn, med en energiförbrukning på i snitt 43-45 kWh/ton processat material. En anläggnings slutgiltiga kapacitet och energiförbrukning styrs av den vattenhalt materialet som ska processas har. Energiförbrukningen kan inte överstiga 55 kWh/ton processat material villket motsvarar infrysning av rent vatten. Inom projektet användes knappt 20% av pilotanläggningens maximala kapacitet, som ligger på omkring tre ton (rent vatten) per dygn. Kapaciteten hos den nyttjade anläggningen motsvarar drygt tre ton muddrat material per dygn.

Ingående steg i en frysavvattninganläggning kan dimensioneras efter önskad produktionshastighet upp till maximalt 60 ton material per dygn per enhet (40-fot container). Infrysningssteget har en hög kapacitet och i dagsläget är tining och torkningen det begränsande steget. Tinings- och torkningssteget kan skalas upp för att få en bättre balans mellan infrysning och tining-torkning. Kapaciteten på *tina-tork*-steget ökar om en lägre TS-halt i residualen eftersträvas. Anläggningens totala kapacitet kan också öka genom att parallell band för *tina-tork*-steget installeras.

3.2 KEMISKA ANALYSER

3.2.1 Kvicksilver i luft

Resultat av mätning av kvicksilver i luft inne i frysavvattningsanläggningen redovisas i Tabell 1.

Partikelburet kvicksilver detekterades i båda analyserade prover. Inget kvicksilver kunde detekteras i prover på luft som passerat igenom filtren. Detta tyder på att oönskat eventuellt utsläpp av kvicksilver till omgivningen bör kunna åtgärdas genom att leda luft genom ett partikelfilter innan det släpps ut.

Det hygieniska gränsvärdet för exponering av kvicksilver under en arbetsdag på 20 µg/m³ (Arbetsmiljöverket, 2018) underskrids för både partikulärt bundet som fritt kvicksilver.

Trots att resultaten från pilotförsök inte visar på överskridande av hygieniska gränsvärden för kvicksilver i luft inne i frysavvattningsanläggningen så bör varsamhet iakttas för att undvika onödig exponering av kvicksilver. Detta kan göras genom mätning av kvicksilver (partikulärt och fritt), för att säkerställa att hygieniska gränsvärden ej överskrides, begränsa vistelsetid inne i containern under drift, samt använda munskydd som avlägsnar framför allt partiklar i luft innan den andas in.

Tabell 1. Kvicksilver i luft, partikelbundet och fritt (gasfas) mätt inne i frysavvattnings-anläggningen

	Prov	Filter 1	Kolrör 1	Filter 2	Kolrör 2
Mängd, Hg (partikelbundet)	µg tot	0,00648		0,00274	
Mängd, Hg (fritt)	µg tot		<2		<2
Luftflöde	l/min	2			
Provtagningstid	h	8		2,1	
Pumpad volym luft	m³	0,96		0,247	
Koncentration, Hg (fritt)	µg/m³		<2		<2
Koncentration (partikelbundet)	µg/m³	0,007		0,011	

3.2.2 Kvicksilver i rejektvatten

Kvicksilver detekterades i både filtrerat och ofiltrerat prov av rejektvatten i halter över laboratoriets rapporteringsgräns (Tabell 2). Kvicksilverhalten i ofiltrerat prov var knappt 17 gånger högre jämfört med halten i filtrerat prov. Detta tyder på kvicksilver i rejektvattnet i huvudsak är partikelbundet. DOC-halten i filtrerat prov är något högre än i ofiltrerat prov och sammantaget tyder det på att kvicksilvret inte är associerat med löst organiskt kol, utan mer troligt till partiklar i rejektvattnet.

Uppmätta halter av kvicksilver i rejektvatten jämförs i Tabell 2 mot gränsvärden för klassificering av vattenförekomst, angivna i HVMFs 2019:25, riktlinjer för avloppsvatten från industrier och andra verksamheter framtagna av Stockholm Vatten och Avfall (SVOA, 2021), samt preliminära riktvärden för länshållningsvatten från Stockholms stad (Ej publicerade). Halter i filtrerat prov underskrider gränsvärde för maximal tillåten koncentration för både inlandsvatten och andra ytvatten. Gränsvärdet avser halt i filtrerad prov och jämförelse mot ofilterat prov är därför inte relevant. Halt i filtrerat prov underskrider SVOAs riktlinjer för utsläpp av länshållningsvatten, och samtliga

riktvärden för avledning av länshållningsvatten framtaget av Stockholms stad, medan halt uppmätt i ofiltrerat prov överskrider dessa jämförvärden. Detta visar att partikelavskiljning för rejektvattent sannolikt kan komma att krävas för utsläpp av rejektvatten till recipient.

Tabell 2. Kvicksilver och löst organiskt kol (DOC) i rejektvatten, i filtrerat ("F") och ofiltrerat prov, samt jämförvärden från HVMFs 2019:25, Stockholm vatten och avlopp (SVOA, 2021), samt riktvärden för utsläpp av länshållningsvatten framtagna av Stockholms stad (preliminära, ej publicerade)

	Prov	V1–F	V1	Jämförvärden		
				HVMFs Max. tillåten konc.	SVOA	Stockholms stad***
Filtrering	–	Ja	Nej			
Hg, kvicksilver	µg/L	0,016	0,268	0,07*	0,1**	0,04–0,1
DOC	mg/L	7,63	7,04			

*Filtrerad halt.

** Ofiltrerat prov.

***Avser riktvärden för samtliga scenarion avseende tidsperiod och storlek på recipient. Tid: utsläpp sker mellan <1 månad till >1 år. Storlek på recipient: Vattendrag, Insjöar, inkl Brunnsviken och Mälaren eller kustvatten.

4 DISKUSSION

4.1 TILLÄMPBARHET

4.1.1 Utförande

I Sverige finns många områden med stora mängder fiberrika sediment och fiberbankar. Den totala volymen har grovt uppskattats till omkring 7 miljoner m^3 (SGU, 2017). Material från fiberbankar är problematiska att omhänderta på land då de bland annat innehåller höga halter av organiskt material ofta i kombination med höga föroreningshalter. Den minskning av vatteninnehåll och resulterande volymminskning som uppnåtts genom frysavvattning av muddrat fibersediment, inom ramen för föreliggande pilotprojekt, visar på metodens potential för fortsatt tillämpning vid framtida efterbehandlings-projekt. Fryavvattningsmetoden bedöms framför allt vara konkurrenskraftig i projekt där sediment med höga föroreningshalter, låg TS-halt och/eller hög organisk halt då kostnader för transport, omhändertagande och kvittblivning bedöms kunna reduceras avsevärt.

Frysavvattning är idag potentiellt tillämpbar på alla typer av material. Metodens nuvarande utformning där endast pumpbart material kan processas medför dock en begränsning. Anläggning för att avvattna fastare material finns i bänkskala, vilket potentiellt utökar möjligheten att använda metoden för avvattning för fler materialtyper än vad som testats i detta pilotförsök.

Frysavvattningsanläggningen som nyttjats i pilotförsöket inryms i en container och går därför att anpassa till att vara stationär eller mobil, vilket potentiellt kan ge fördelar i områden där tillgängliga ytor är begränsade. Frysavvattnningsprocessen går att automatisera och genom tillämpning av larmnivåer för de olika stegen i processen kan övervakning ske online, vilket innebär relativt liten insats avseende tid för driftpersonal under själva produktionen.

4.1.2 Energi– och effektbehov

Frysavvattning är en aktiv avvattningsmetod, som drivs med elektrisk energi. Energiåtgången är objektspecifik och åtgången av energi per ton processat material varierar med de specifika behov som varje enskilt projekt har.

Effektbehovet och den totala mängden elektrisk energi som behövs för att avvattna sediment ökar med volymen massor som ska processas och produktionshastigheten. Då stora volymer ska avvattnas under en kort tidsperiod (= hög produktionshastighet) är effektbehovet större jämfört mot situation då en liten mängd massor ska processas över en längre tid (= lägre produktionshastighet). Önskad TS-halt i residualen påverkar inte effektbehovet.

I den pilotskaleanläggning som nyttjats i detta försök processades 0,5 ton muddermassor per dygn med en energiförbrukning på 43–45 kWh/ton processat material med ingående TS-halt på 2-7%. Energin förbrukas under infrysningen vilken generar spillvärme. Önskad TS-halt i residualen beror av tid och påverkar inte energiförbrukningen. För att ett samband mellan energiförbrukning per frysavvattnad mängd material och TS-halt i residualen ska kunna etableras behöver processförloppet som är unikt för varje typ av material analyseras. Olika material, som till exempel avloppsslam, fibersediment, eller slam från olika typer av industriprocesser har olika egenskaper. Processförloppet är i regel komplext, då infrysning, tining och torkning går olika snabbt under processen, vilket gör det svårt att fastställa ett generellt samband. Fastställande av samband mellan energiförbrukning per avvattnad mängd material och TS-halt i residualen har inte varit en del av detta pilotprojekt.

Pilotförsöket utfördes under vintersäsong, med relativ låga utomhus-temperaturer. Under årstider med högre utomhustemperatur kan restvärme från infrysningsaggregatet möjligen räcka för att torka mer material. Detta har dock inte testats eller utvärderats inom föreliggande pilotprojekt.

4.1.3 Kostnad per ton processat material

En kostnadsuppskattning för frysavvattning av sediment visar en energi-kostnad mellan 43 och 135 SEK/ton processat material antaget en energikostnad på 1-3 SEK/kWh. Kostnadsuppskattningen inkluderar inte kostnad för transport eller slutligt omhändertagande av materialet. Kostnadsuppskattningen inkluderar inte heller kostnaden för frysavvattningsanläggningen. Beroende på projektets karaktär kan anläggningen köpas in eller hyras som del av entreprenaden.

Då frysavvattning medför stor volymreduktion av muddrat material, bedöms kostnad för transporter samt eventuellt omhändertagande genom deponering bli lägre än vid tillämpandet av andra avvattningsmetoder där en lägre TS-halt i regel uppnås.

Genom kompaktering av residualen med efterföljande brikettering/pelletering kan det avvattnade materialets volym i vissa fall minskas ytterligare. Detta har inte testats eller utvärderats inom ramen för pilotförsöket.

4.1.4 Begränsning och energibehov vid fullskala

Frysavvattningmetoden är skalbar då flera frysavvattningsenheter kan arbeta parallellt för att anpassa produktionshastigheten, så länge tillgång till elektrisk effekt/energi finns. Teoretiskt kan hur många avvattningsenheter som helst köras parallellt för att processa vått sediment till torr residual.

Mål om hög TS-halt i residualen och hög produktionshastighet medför i praktiken ett stort energibehov. Idag saknas erfarenhet av användning av frysavvattning vid projekt där stora volymer sediment ska avvattnas och omhändertas under en kort tidsperiod. Därför finns osäkerheter om tillgången till elektrisk effekt kan vara begränsande för att skala upp metoden eller då avvattning behöver utföras med en hög produktionshastighet.

I den anläggning som använts till pilotförsöket har torkning-tining varit det kapacietsbegränsande processteget. Genom att korta tiden i detta processteg eller öka kapaciteten med parallella transportörer kan större mängder muddrat material avvattnas i samma anläggning under samma tid.

4.2 HÅLLBARHET

Anläggningen drivs med elektrisk energi och frysavvattning kan utföras utan förbränning av fossila bränslen förutsatt att den energi som krävs till anläggningen produceras utan förbränning av fossia bränslen. I avvattningsanläggningen tas restvärme, som bildas för att skapa kyla för infrysningen, tillvara och används vid tining och torkning av infryst material. Detta medför att ingen extra värme behöver genereras för torkning av materialet.

Frysavvattning medför förutom separation mellan vatten och soliden, även separation mellan vattenfasen och föroreningar (se avsnitt 1.3), utan tillsats av kemikalier. En viktig parameter i sammanhanget är också den begränsade mängden rejektvatten som bildas i frysavvattningsprocessen. Den största delen av vattnet avgår som vattenånga då infryst material tinas och torkas, vilket innebär att avsevärt mindre volymer rejektvatten behöver hanterar jämfört med traditionella avvattningstekniker.

Kemiska analyser (Tabell 2) visar att rejektvatten från proessen kan behöva genomgå partikelavskiljning innan det kan släppas till recipient (se avsnitt 3.2.2). Utsläpp av kvicksilver till omgivande luft bedöms vara begränsat (se avsnitt 3.2.1).

Den höga TS-halt och medföljande volymminskning av processat material som erhålls vid frysavvattning medför att behovet av transporter för vidare hantering av residualen kan minska avsevärt. Utöver att detta medför minskade kostnader medför färre transporter också minskade utsläpp av växthuspåverkande ämnen från fordon och minskad risk kopplad till tung trafik på vägar.

4.3 KUNSKAPSUPPBYGGNAD

4.3.1 Erhållna erfarenheter

Pilotförsöket bedöms ha gett tillräcklig information för att kunna dimensionera en anläggning i full skala för det aktuella projektet.

Pilotförsöket har visat att en effektiv produktion kan uppnås om tillräcklig restvärme, omkring 38-42°C som behövs i *pre-heat*- och *tina-tork*-steget kan genereras vid infrysningen.

Pilotförsöket har visat att frysavvattning kan tillämpas på fibersediment, för att uppnå en hög TS-halt i residualen med en relativt låg energiförbrukning, 43-45 kWh/ton processat material. I ett bänkskaleförsök där en annan typ av sediment, med TS-halt på 25%, avvattnades med HTC[1]-metoden var energiförbrukning omkring 550 kWh/ton TS (Sweco, 2021) med TS-halt i residualen på 70-80%.

Med en föravvattning genom sedimentation eller avvattning i geotub eller förtjockare innan frysavvattning skulle en mer energieffektiv process kunna erhållas eftersom vattenhalten i ett sådant material är lägre jämfört med material som inte genomgått föravvattning

Den TS-halt som kan uppnås genom frysavvattning innebär att förbränning av förorenade sediment med hög organisk halt kan bli ett kostnadsmässigt intressant alternativ för omhändertagande av residualen.

En slutsats från pilotförsöket var att torkningen av materialet kunde avbrutits vid en lägre TS-halt, eftersom residualen dammade och var svårhanterlig. Damning medför ett potentiellt problem ur arbetsmiljösynpunkt, med risk för inandning av förorenade dammpartiklar. Kemiska analyser av luft visar dock att kvicksilverhalter i luft underskrider arbetsmiljöverkets hygieniska gränsvärden (se avsnitt 2.3.1) i detta pilotprojekt. En TS-halt på omkring 60% bedöms i detta fall vara lämplig om residualen ska förbrännas. En lägre TS-halt i residualen medför att produktionshastigheten kan ökas. För varje enskilt projekt behöver en optimerad TS-halt hos residualen bestämmas.

Vidare har pilotförsöket visat att en relativt liten mängd rejektvatten bildas. Rejektvattnet innehåller låga föroreningshalter men kan behöva genomgå partikelavskiljning innan avledning till recipient.

[1] Hydrothermal carbonization

4.3.2 Fortsatt utveckling av tekniken

Principerna bakom frysavvattning kan teoretiskt tillämpas på alla typer av slam och sediment för att separera vatten från soliden. Inom detta pilotprojekt har en anläggning testats där endast pumpbart material kan processas. Frysavvattning av fastare, ej pumpbart material, har inte testats inom detta pilotprojekt, men ses som ett område där tekniken kan utvecklas.

Tillämpbarheten hos frysavvattning har inte testats i fullskala och generellt behöver anläggningens kapacitet öka för att anpassas mot muddringsenhetens kapacitet. Avvattningsmetoden bedöms dock vara lätt att skala upp. Inom föreliggande pilotprojekt har cirka 20% av den aktuella anläggningens kapacitet nyttjats. Vid ökat kapacitetsbehov kan flera frysavvattningsanläggningar drivas parallellt (se avsnitt 4.1.4). För en frysavvattningsanläggning med stor kapacitet behöver tillgången till elkraft säkerställas.

Ur ett antal avseenden behövs ytterligare utveckling för att effektivisera frysavvattningsprocessen och göra metoden mer användbar. Dessa listas nedan.

- För att göra metoden mer tillämpbar behöver processen optimeras för olika TS-halter i residualen, samt anpassas för olika typer av material som ska avvattnas. Inom pilotförsöket har anläggningen optimerats för att ge en TS-halt i residualen.
- För att uppnå bästa separation mellan vatten och soliden behövs ytterligare testning av temperatur i infrysnings- och torkningssteget.
- För optimering av infrysningen behövs också ytterligare testning av olika storlekar på de enheter som fryses in.
- För att få torkluften att bära så mycket vatten som möjligt, vilket syftar till att effektivisera torkningen, behövs ytterligare testning av luftflöden över torkbanden.
- I muddringssteget bedöms installation av en kvarn, som kan mala ner t.ex. bark och träfibrer, i ingående slang medföra att större bitar kan tas in i anläggningen. Detta har inte testats och utvärderats. Vidare kan installation av galler i muddringssteget användas för att sortera ut större stenar.
- Pilotförsöket genomfördes under en kall årstid. Eventuellt kan yttertemperatur påverka metodens effektivitet. Detta har inte utvärderats.

4.4 TILLSTÅND KOPPLADE TILL ANVÄNDNING AV METODEN

Miljötillstånd krävs för att bedriva avvattning, hantering av förorenat material och muddermassor, samt för behandling och utsläpp av rejektvatten till recipient. Muddring klassas som vattenverksamhet och kräver tillstånd. En ansökan om tillstånd för vattenverksamhet prövas av Länsstyrelsen eller av mark och miljödomstolen. Vid muddring av mindre ytor räcker en anmälan till Länsstyrelsen i aktuellt län. Avvattning och vattenbehandling kan kräva tillstånd för miljöfarlig verksamhet. Inom ramen för en ansökan till mark- och miljödomstolen kan samtliga tillståndspliktiga moment med fördel samlas i ett tillstånd.

Utöver miljötillstånd kan andra tillstånd som bygglov, marklov eller strandskyddsdispens krävas för arbetet.

5 REFERENSER

Arbetsmiljöverket, 2018. Hygieniska gränsvärden. Arbetsmiljöverkets föreskrifter och allmänna råd om hygieniska gränsvärden. AFS 2018:1. Ändringar införda till och med den 22 september 2021.

HVMFs 2019:25. Havs– och vattenmyndighetens författningssamling. Havs– och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.

Luleå kommun, 2019. Stadsbyggnadsförvaltningen. Avdelning Investering. Förfrågningsunderlag. Rambeskrivning. Totalentreprenad i Utökad samverkan. Miljöprojektet Karlshäll.

Luleå kommun,2022. Miljöprojekt Karlshäll. Källa: https://www.lulea.se/karlshall, besökt 2022–06–19.

Renasediment.se. Pilotförsök med frystorkning av fibersediment. Källa: https://www.renasediment.se/forskning–utveckling/pilotprojekt–rufs/pilotforsok–med–frystorkning–av–fibersediment/, besökt: 2022–06–19.

Renasediment.se, 2022. Information om pilotprojekt inom RUFS (Regeringsuppdrag om ökad kunskap för åtgärder av förorenade sediment).

SGU, 2017. Förorenade fibersediment i svenska hav och sjöar. SGU–rapport 2017:07. Författare: Johan Norrlin och Sarah Josefsson.

SVOA, 2021. Riktlinjer för avloppsvatten från industrier och andra verksamheter, framtagna av Stockholm vatten och avfall.

Sweco, 2021. Slutrapport. Bänkskaleförsök avseende HTC–behandling av sediment från Ala Lombolo. Uppdrag: HTC bänkskaleförsök. Uppdragsnummer: 30028221

UPPDRAGSNAMN
Pilotförsök Frystork fibersediment

UPPDRAGSNUMMER
10330751

BILAGA 1 ANALYSRAPPORTER

Analyscertifikat

Ordernummer	: **LE2205945**	Sida	: 1 av 3
Kund	: **WSP Sverige AB**	Projekt	: 10330751
Kontaktperson	: Thomas Hedin	Beställningsnummer	: 10330751
Adress	: Smedjegatan 24 972 31 Luleå Sverige	Provtagare	: Thomas Hedin
		Provtagningspunkt	: ----
		Ankomstdatum, prover	: 2022-05-13 15:25
E-post	: thomas.hedin@wsp.com	Analys påbörjad	: 2022-05-13
Telefon	: 076-6986031	Utfärdad	: 2022-05-30 11:06
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ----	Antal ankomna prover	: 2
Offertnummer	: HL2020SE-WSP-SVE0001 (OF190195)	Antal analyserade prover	: 2

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Signatur	*Position*
Ilia Rodushkin	Laboratoriechef

Ackred. nr 2030
Provning
ISO/IEC 17025

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Aurorum 10 977 75 Luleå Sverige	E-post	: info.lu@alsglobal.com
		Telefon	: +46 920 28 99 00

Analysresultat

Matris: VATTEN	Provbeteckning	V1-F					
	Laboratoriets provnummer	LE2205945-001					
	Provtagningsdatum / tid	2022-04-28					
Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Analyspaket	Metod	Utf.
Provberedning							
Filtrering	Ja *	----	-	-	PP-FILTR045 (metaller och organiska ämnen)	W-PPFILTR-ORG01	PR
Filtrering	Ja	----	-	-	V-2-Hg-low	W-PP-filt-Hg	LE
Metaller och grundämnen							
Hg, kvicksilver	0.0160	± 0.0017	µg/L	0.001	V-2-Hg-low	W-AFS-17V2L	LE
Övriga parametrar							
DOC, löst organiskt kol	7.63	± 1.53	mg/L	0.50	DOC-IR	W-DOC-IR	PR

Matris: VATTEN	Provbeteckning	V1					
	Laboratoriets provnummer	LE2205945-002					
	Provtagningsdatum / tid	2022-04-28					
Parameter	Resultat	MU	Enhet	LOR	Analyspaket	Metod	Utf.
Metaller och grundämnen							
Hg, kvicksilver	0.268	± 0.027	µg/L	0.001	V-2-Hg-low	W-AFS-17V2L	LE
Övriga parametrar							
DOC, löst organiskt kol	7.04	± 1.41	mg/L	0.50	DOC-IR	W-DOC-IR	PR

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	Metod
W-AFS-17V2L	Analys av kvicksilver (Hg) i naturliga vatten med AFS enligt SS-EN ISO 17852:2008 med låg rapporteringsgräns (LOR). Provet är surgjort med 1 ml HNO3 (suprapur) per 100 ml före analys.
W-PP-filt-Hg	Filtrering låg Hg (SE-SOP-0259, SS-EN ISO 5667-3:2018)
W-DOC-IR	Bestämning av DOC med IR detektion enligt metod baserad på CSN EN 1484, CSN EN 16192 och SM 5310.

Beredningsmetoder	Metod
W-PPFILTR-ORG01*	Filtrering av prov före organisk analys med 0,45 µm nylonfilter.

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
LE	*Analys utförd av* ALS Scandinavia AB, Aurorum 10 Luleå Sverige 977 75 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030
PR	*Analys utförd av* ALS Czech Republic s.r.o Prag, Na Harfe 336/9 Prag Tjeckien 190 00 Ackrediterad av: CAI Ackrediteringsnummer: 1163

Analyscertifikat

Ordernummer	: **LE2205961**	Sida	: 1 av 3
Kund	: **WSP Sverige AB**	Projekt	: 10330751
Kontaktperson	: Thomas Hedin	Beställningsnummer	: 10330751
Adress	: Smedjegatan 24 972 31 Luleå Sverige	Provtagare Provtagningspunkt Ankomstdatum, prover	: ---- : ---- : 2022-05-12 08:58
E-post	: thomas.hedin@wsp.com	Analys påbörjad	: 2022-05-20
Telefon	: 076-6986031	Utfärdad	: 2022-05-23 12:55
C-O-C-nummer (eller Orderblankett-nummer)	: ----	Antal ankomna prover	: 4
Offertnummer	: HL2020SE-WSP-SVE0001 (OF190195)	Antal analyserade prover	: 4

Generell kommentar

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultatet gäller endast materialet såsom det har mottagits, identifierats och testats. Laboratoriet tar inget ansvar för information i denna rapport som har lämnats av kunden, eller resultat som kan ha påverkats av sådan information. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se vår webbplats www.alsglobal.se

Signatur	*Position*
Ilia Rodushkin	Laboratoriechef

Laboratorium	: ALS Scandinavia AB	hemsida	: www.alsglobal.se
Adress	: Aurorum 10 977 75 Luleå Sverige	E-post Telefon	: info.lu@alsglobal.com : +46 920 28 99 00

Analysresultat

Matris: **FILTER**	*Provbeteckning*	**Dag 1**					
	Laboratoriets provnummer	*LE2205961-001*					
	Provtagningsdatum / tid	*2022-04-26*					
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Provberedning							
Extraktion	Ja *	----	-	-	P-A6c	A-PVK042	LE
Metaller och grundämnen							
Hg, kvicksilver	<2 *	----	µg tot	0.02	A-6c-low	A-AFS-UGTOT	LE
Hg, kvicksilver (mg/m3)	<0.002 *	----	mg/m³	0.00002	A-6c-low	A-AFS-UGTOT	LE
Fysikaliska parametrar							
Volym	0.960 *	----	m³	0.001	A-6c-low	A-AFS-UGTOT	LE

Matris: **FILTER**	*Provbeteckning*	**Filter 1 IOM2246**					
	Laboratoriets provnummer	*LE2205961-002*					
	Provtagningsdatum / tid	*2022-04-26*					
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Provberedning							
Uppslutning	Ja *	----	-	-	P-A6	A-PVK008-MW	LE
Metaller och grundämnen							
Hg, kvicksilver	0.00648 *	----	µg tot	0.001	A-6-ADD	A-SFMS-A6	LE

Matris: **FILTER**	*Provbeteckning*	**Filter 2 IOM2247**					
	Laboratoriets provnummer	*LE2205961-003*					
	Provtagningsdatum / tid	*2022-04-26*					
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Provberedning							
Uppslutning	Ja *	----	-	-	P-A6	A-PVK008-MW	LE
Metaller och grundämnen							
Hg, kvicksilver	0.00274 *	----	µg tot	0.001	A-6-ADD	A-SFMS-A6	LE

Matris: **FILTER**	*Provbeteckning*	**Dag 2**					
	Laboratoriets provnummer	*LE2205961-004*					
	Provtagningsdatum / tid	*2022-04-26*					
Parameter	**Resultat**	MU	*Enhet*	*LOR*	*Analyspaket*	*Metod*	*Utf.*
Provberedning							
Extraktion	Ja *	----	-	-	P-A6c	A-PVK042	LE
Metaller och grundämnen							
Hg, kvicksilver	<2 *	----	µg tot	0.02	A-6c-low	A-AFS-UGTOT	LE
Hg, kvicksilver (mg/m3)	<0.002 *	----	mg/m³	0.00002	A-6c-low	A-AFS-UGTOT	LE
Fysikaliska parametrar							
Volym	0.247 *	----	m³	0.001	A-6c-low	A-AFS-UGTOT	LE

Metodsammanfattningar

Analysmetoder	Metod
A-AFS-UGTOT*	Bestämning av kvicksilver (Hg) i absorbent med AFS enligt SS-EN ISO 17852:2008 efter uppslutning av prov enligt SE-SOP-0886 (OSHA-ID-140).
A-SFMS-A6*	Bestämning av metaller i damm på MCE filter med ICP-SFMS enligt SS-EN ISO 17294-2:2016 och US EPA Method 200.8:1994 efter uppslutning enligt A-PVK008-MW. För hygienska gränsvärden för damm på filter hänvisas till Arbetsmiljöverkets författningssamling AFS 2018:1.

Beredningsmetoder	Metod
A-PVK008-MW*	Uppslutning av damm på MCE filter i salpetersyra/fluorvätesyra i mikrovågsugn enligt SE-SOP-0687.
A-PVK042*	Kungsvattenlakning av Hg-absorbent enligt SE-SOP-0886 (OSHA-ID-140).

Nyckel: **LOR** = Den rapporteringsgräns (LOR) som anges är standard för respektive parameter i metoden. Rapporteringsgränsen kan påverkas vid t.ex. spädning p.g.a. matrisstörningar, begränsad provmängd eller låg torrsubstanshalt.

MU = Mätosäkerhet

* = Asterisk efter resultatet visar på ej ackrediterat test, gäller både egna lab och underleverantör

Mätosäkerhet:

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data- Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.
Mätosäkerhet anges endast för detekterade ämnen med halter över rapporteringsgränsen.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Utförande laboratorium (teknisk enhet inom ALS Scandinavia eller anlitat laboratorium (underleverantör)).

	Utf.
LE	*Analys utförd av* ALS Scandinavia AB, Aurorum 10 Luleå Sverige 977 75 Ackrediterad av: SWEDAC Ackrediteringsnummer: 2030

VI ÄR WSP

WSP är en av världens ledande rådgivare och konsultbolag inom samhällsutveckling. Med cirka 48 700 medarbetare i över 40 länder samlar vi experter inom analys och teknik, för att framtidssäkra världen.

Tillsammans med våra kunder tar vi fram innovativa lösningar för en mänsklig, trygg och välfungerande morgondag. Så tar vi ansvar för framtiden.

wsp.com

WSP Sverige AB

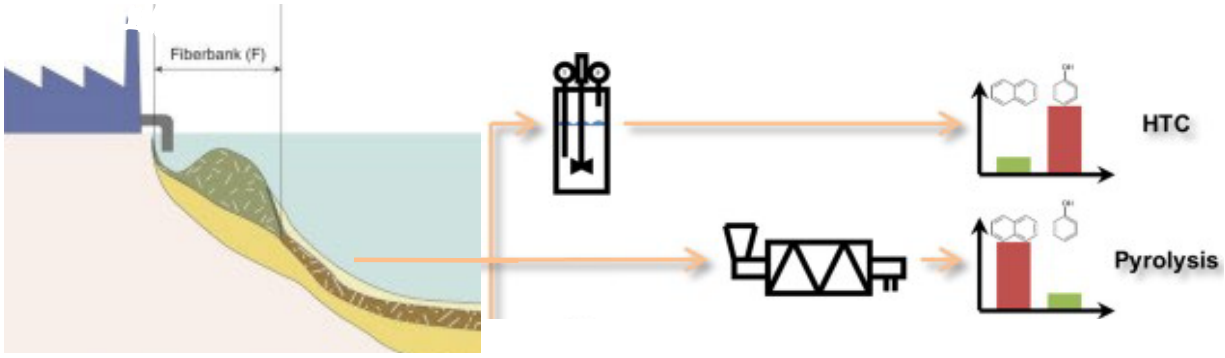
121 88 Stockholm–Globen
Besök: Arenavägen 7

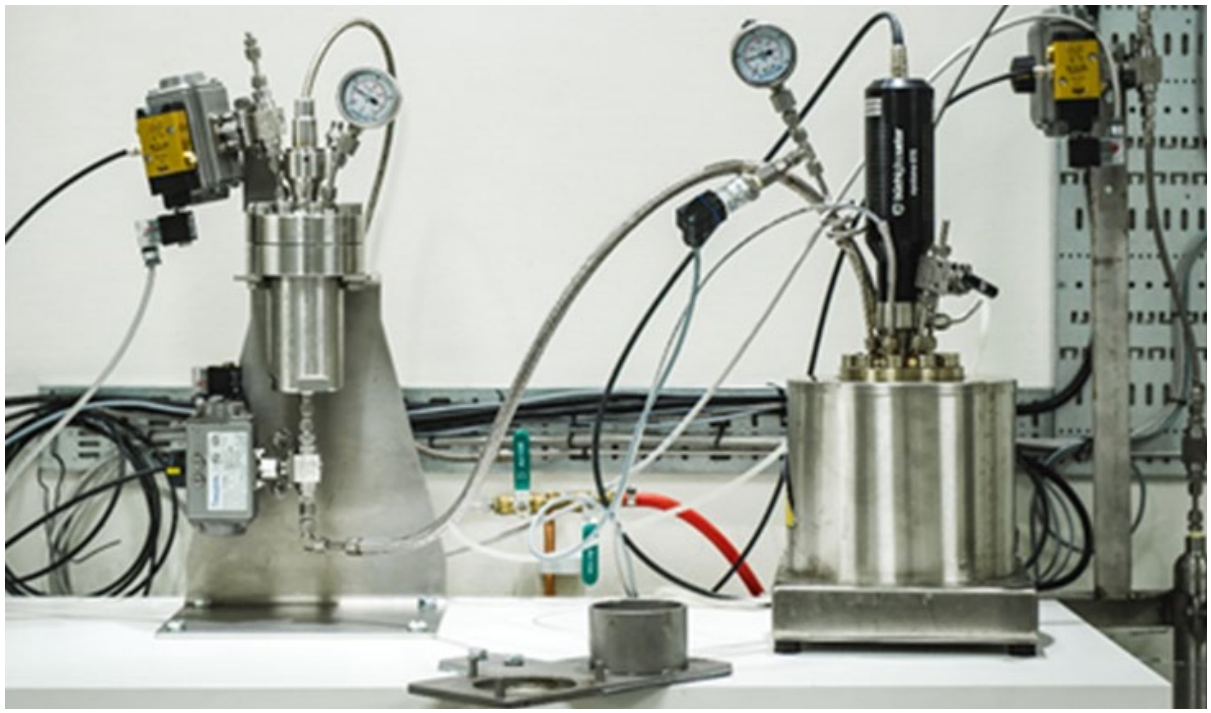
T: +46 10–722 50 00
Org nr: 556057–4880
wsp.com

PILOTPROJEKT 3. TERMOKEMISK SANERING OCH PRODUKTION AV KOMMERSIALISERBARA PRODUKTER AV FIBERBANKSMATERIAL

Rapport framtagen av Mittuniversitetet på uppdrag av SGU.

Termokemisk sanering och produktion av kommersialiserbara produkter av fiberbanksmaterial





SGU Sveriges geologiska undersökning

Mittuniversitetet MID SWEDEN UNIVERSITY

Järven Ecotech

Östersund, Maj 2022
Termokemisk sanering och produktion av kommersialiserbara produkter av fiberbanksmaterial

Institutionen för Ekoteknik och Hållbart Byggande EHB
Mittuniversitetet
Akademigatan 1
831 25 Östersund

Projektledning och text: Henrik Haller

Denna rapport har tagits fram med stöd av Sveriges Geologiska Undersökning (SGU).

Sammanfattning

Fiberbankar och fiberrika sediment förekommer på många platser i Östersjön samt i svenska älvar och sjöar. Enbart i Norrland, finns minst 44 större fiberbankar med en riskklass mellan 1 och 3. Ytan av dessa fiberbankar uppgår till omkring 2,5 km2. Motsvarande siffra för fiberrika sediment är ca 26 km2. Fiberbankarna innehåller miljö- och hälsofarliga tungmetaller och organiska miljögifter. Dessutom orsakar de betydande utsläpp av metangas och svavelväte. Vi gör därför den samlade bedömningen att det inte är hållbart att låta fiberbankarna ligga kvar eller täcka över dem. Denna studie har två huvudsyften: 1) i pilotskala, testa metoder för att ta upp fiberbanksmaterial på land utan att föroreningar sprids till omgivande miljö som termokemiska metoder för att avgifta materialet: 2) i pilotskala testa termokemiska metoder som hydrotermisk karbonisering (HTC) hydrotermisk förvätskning (HTL), pyrolys och förgasning för att oskadliggöra de organiska gifterna och återvinna oorganiska ämnen (främst metaller) samtidigt som materialet konverteras till kommersialiserbara produkter. Förhoppningen är att kunna bryta ner organiska miljögifter och avlägsna giftiga metaller samtidigt som kommersialiserbara produkter som biobränsle och biokol erhålls. Fiberbanksmaterialet i studien hämtades från Hallstanäs och Svanö i Kramforsfjärden. Halten av såväl organiska som icke-organiska föroreningar var som väntat mycket hög men även halten av mineraliskt sediment vilket utgjorde en teknisk utmaning. Sammanfattningsvis blev det tydligt att avkastningen av bränslen (flytande och gas) var låg på grund av den höga inblandningen av sediment i råmaterialet. Biokol blev därför huvudprodukten från samtliga metoder. Metallerna hamnade huvudsakligen i kolfraktionen förutom då under alkaliska förhållanden bildade komplex och istället följde med i vattenfasen. Alkaliska förhållanden kan därför vara nyckeln till att erhålla ett kol fritt från metaller. Spår av metaller återfanns dock i kolfraktionen av alla de testade metoderna med undantag av kvicksilver. POPs bildades/ fanns kvar under 200 °C men verkar förstöras vid högre temperaturer. Pyrolys och HTL förstörde de flesta typer av PCB medan HTC-processen däremot inte ledde till någon minskning av PCB-innehållet. HTL var den teknik med vilken vi kom närmst målet att få fram en produkt utan föroreningar eftersom vi tack vare en alkalisk blandning kunde leda över metallerna i vattenfasen. För vissa starkt förorenade fiberbankar kan det vara lämpligt att testa olika typer avförbehandling av fibermaterialet behövas för att en giftfri slutprodukt ska kunna erhållas.

Innehåll

Sammanfattning **3**

Förkortningar **6**

HTC **6**

Hydrotermisk Karbonisering **6**

HTL **6**

Hydrotermisk förvätskning **6**

PAH **6**

Polyaromatiska kolväten **6**

PCB **6**

Polyklorerade bifenyler **6**

PCDD **6**

Polyklorerade dibensodioxiner **6**

PCDF **6**

Polyklorerade dibensofuraner **6**

POP **6**

Långlivad organisk förorening **6**

TEQ **6**

Toxic Equivalent **6**

TGA **6**

Termogravimetrisk analys **6**

1. Introduktion **7**

2. Genomförande **9**

2.1 Val av fiberbank 9

2.2 Upptagning och förbehandling av materialet 9

2.3 Materialets kemiska och fysiska egenskaper 10

2.4 Hydrotermiska tester i pilotskala 12

2.4.1 HTC 13

2.4.2 HTL 14

2.4.3 Förgasning 15

2.4.4 Långsam pyrolys 15

2.4.5 Kemisk analys 16

3.Resultat **17**

3.1 HTC 17

3.1.1. Gravimetrisk analys 17

3.2 HTL 21

3.2.1 Gravimetrisk analys 21
3.3 Långsam pyrolys 24
3.3.1 Micro-TGA 24
3.3.2 Pyrolys i reaktorn 24
3.4. Jämförelse mellan de tre metoderna 28
3.4.1 Metaller 28
3.4.2 PCB 28
3.4.3 Dioxiner och furaner (PCDD and PCDF) 29
4.Diskussion 31
4.1 Teknisk potential 31
4.2 Tillämpbarhet i full skala 32
4.3 Hållbarhetsaspekter 34
4.4 Kunskapsuppbyggnad 34
5 Slutsatser 36
Referenser 37

Förkortningar

HTC	Hydrotermisk Karbonisering
HTL	Hydrotermisk förvätskning
PAH	Polyaromatiska kolväten
PCB	Polyklorerade bifenyler
PCDD	Polyklorerade dibensodioxiner
PCDF	Polyklorerade dibensofuraner
POP	Långlivad organisk förorening
TEQ	Toxic Equivalent
TGA	Termogravimetrisk analys

1. Introduktion

Östersjöns hälsa hotas idag av såväl pågående som historiska utsläpp av miljögifter. Ett exempel på ett oönskat arv från historiska utsläpp är de fiberbankar och fiberrika sediment som förekommer på många platser i Östersjön samt i svenska älvar och sjöar. Idag ställs det höga krav på processvatten men som ett resultat av tidigare oreglerade avloppsvattenutsläpp från massa-, pappers- och sågverksindustrin finns det idag enbart i Norrland, minst 44 större fiberbankar med en riskklass mellan 1 och 3. Ytan av dessa fiberbankar uppgår till omkring 2,5 km2. Motsvarande siffra för fiberrika sediment är ca 26 km2 (Norrlin, Josefsson et al. 2016). Fiberbankarna i Östersjön och svenska älvar och sjöar innehåller miljö- och hälsofarliga tungmetaller och andra giftiga grundämnen samt organiska miljögifter från massaproduktionen som följt med vid utsläpp av processvattnet. Miljögifterna är mer eller mindre bundna till fibermaterialet vilket innebär att de i teorin inte orsakar miljöskador om inte bottenmaterialet kommer i omlopp. En rad faktorer som strömmar, vågor och båttrafik samt biologisk aktivitet från bottenlevande organismer skapar dock omrörning av materialet vilket leder till att miljögifter sprids i vattnet och tas upp av levande organismer. Massrörelser i anslutning till så kallade dödisgropar har observerats vilket kan orsaka att fiberrika sediment virvlar upp och möjliggör spridning. Västernorrland har också Sveriges snabbaste landhöjning, mellan 8 och 10 mm per år, vilket bidrar till att fiberbankar längs kusten lyfts upp närmare vattenytan och riskerar att på så sätt utsättas för erosion från strömmar och vind som resulterar i att bottenmaterialet på erosionsytorna kan komma i omlopp (Norrlin, Josefsson et al. 2016). Fiberbankar och fiberrika sediment är generellt syrefattiga miljöer vilket innebär att de kan ge upphov till gasavgång i form av metangas och svavelväte. Kraftiga gasavgångar har observerats i ett antal fiberbankar i Norrland vilket leder omrörning och därmed erosion men gaserna i sig utgör miljöproblem då svavelväte är giftigt och metan är en kraftig växthusgas. Vi gör därför den samlade bedömningen att det inte är hållbart att låta fiberbankarna ligga kvar eller täcka över dem. Genom att ta upp materialet på land utan att spridning av gifterna sker i upptagningsfasen kan vårt projekt bidra till att läckaget av miljögifter till Östersjön och växthusgaser till atmosfären upphör.

De stora ytorna och volymen av material är en enorm utmaning för saneringsprojekt men eftersom fibermaterialet också är en bioresurs med hög energitäthet och förekommer i marknadsekonomiskt intressanta mängder, är materialet även en potentiell råvara för diverse biobaserade produkter. Problemet med förorenade fiberbankar och fiberrika sediment är väl känt sedan en längre tid tillbaka. Trots det har väldigt få åtgärder vidtagits för att omhänderta och sanera materialet. Två viktiga anledningar till att ingen sanering har skett tidigare är de höga kostnaderna samt en rädsla för att orsaka ökad spridning av gifter vid upptagning. Övertäckning har föreslagits som en metod för att undvika att gifterna sprids men en sådan metod är förenad med flera risker bland pga. gasavgång i form av metangas och vätesulfid. Metoder som avser att ta upp materialet från havsbotten är också problematiska eftersom själva upptagningen riskerar att röra om i sedimentet och sprida gifter i havet om den inte sker på ett lämpligt sätt. Utveckling av metoder som varsamt och säkert kan ta upp förorenade sediment är därför av största vikt. Metoder som att renar fibermaterialet och samtidigt skapar kommersialiserbara produkter som flytande drivmedel, syntesgas eller

biokol har en potential att drastiskt förändra den ekonomiska kalkylen för saneringsprojekt. I systerprojektet Biorem Fiber, som drivs av samma forskargrupp, fokuserar vi på metoder att sanera fiberbanksmaterialet med hjälp av bakterier, svampar och växter, s.k. bioremediering. Denna studie syftar istället till att testa termokemiska metoder som hydrotermisk karbonisering (HTC) hydrotermisk förvätskning (HTL), pyrolys och förgasning för att oskadliggöra de organiska gifterna och återvinna oorganiska ämnen (främst metaller) samtidigt som det konverteras till kommersialiserbara produkter. Termokemiska metoder kännetecknas av snabbare reaktionstid och högre konverteringseffektivitet jämfört med enzymatisk eller mikrobiell konvertering till högvärdiga produkter vilken gör metoden passande för sanering i mindre mobila enheter. Termokemisk konvertering av biomassa är redan idag kommersiellt gångbart och ett fåtal aktörer finns på olika håll i Sverige. Det finns dessutom forskning som tyder på att dessa processer i olika utsträckning kan vara ett effektivt och hållbart sätt att sanera förorenad biomassa (Raheem, Sikarwar et al. 2018, Haller, Paladino et al. 2021). Försök med annan typ av förorenad biomassa tyder på att det skulle kunna vara en hållbar och kostnadseffektiv omhändertagandemetod även för förorenat fiberbanksmaterial. Termokemiska metoder har till exempel visat sig vara effektiva för att förflyktiga (och därmed kunna avlägsna) t.ex. kadmium och zink från förorenad biomassa (Keller, Ludwig et al. 2005). Pyrolys verkar vara den termokemiska metod där minst föroreningar hamnar i de färdiga produkterna (Dastyar, Raheem et al. 2019) men också HTC har visat sig effektivt kunna bryta ner även svårnedbrytbara föroreningar som β-HCH (Weiner, Baskyr et al. 2013). De termokemiska metoderna förväntas kunna bryta ner organiska miljögifter och avlägsna giftiga grundämnen samtidigt som kommersialiserbara produkter erhålls men idag saknas tillräckligt kunskap om vilka metoder som bäst sanerar fiberbanksmaterial utan att miljögifterna hamnar i de färdiga produkterna.

Det slutgiltiga målet för denna studie är att kunna utveckla ekonomiskt och ekologiskt hållbara lösningar för problematiken kring fiberbankar. Inom ramen för studien har vi i pilotskala testat såväl metoder för att ta upp fiberbanksmaterial på land utan att föroreningar sprids till omgivande miljö som termokemiska metoder för att avgifta materialet. Genom att kartlägga vad som händer med de förekommande organiska och icke-organiska föroreningarna har vi genererat ett kunskapsunderlag som kan var en utgångspunkt för vidare försök att optimera termokemisk sanering av fiberbanksmaterial.

2. Genomförande

2.1 Val av fiberbank

I samspråk med Länsstyrelsen Västernorrland valde vi ut två objekt för denna pilotstudie: Hallstanäs och Svanö i Kramforsfjärden. Anledningen till att valet föll på just dessa är flera. Båda objekten hör till de som bäst har utretts av s.k. huvudstudier framställda för SGU 2016. Såväl Hallstanäs som Svanö innefattar både fiberbankar och fiberrika sediment och är förorenade av både metaller organiska föroreningar och är automatiskt riskklassade som 1A (synnerligen stor risk). Ingen ansvarsutredning har gjorts men enligt Länsstyrelsen preliminära bedömning är ingen verksamhetsutövare juridiskt ansvarig för undersökning och sanering. Beträffande koncentration och sammansättning av miljögifter är båda objekten representativa för fiberbankar som ligger i Östersjön och i svenska sjöar och älvar. Såväl Hallstanäs som Svanö ligger utefter en älv dvs. i sötvatten, till skillnad fiberbankarna i Östersjöns bräckta vatten. Kunskapen från pilotförsöken i detta SGU-finansierade projekt (TERMOSAN) är dock relevant och användbar även för fiberbankar i Östersjön, inte minst tillsammans med kunskapen som genereras systerprojektet BIOREM (som fokuserar på fiberbankar i Östersjön).

2.2 Upptagning och förbehandling av materialet.

Vid upptagningen i Kramforsfjärden testades en typ av specialanpassad mobil sugponton som är under utveckling. Syftet är att varsamt suga upp fibermaterialet med hög precision från en centrumpunkt under en täckt yta. Arbetet försvårades på grund av de starka strömmarna som ledde till att hög vatten och sediment-inblandning vilket var viktiga lärdomar för utvecklingen av tekniken. När tekniken används i stor skala kan recipientens bottenprofil läsas av med ett integrerat sonar-system som programmeras mot en PLC (styrenhet/program) för att loggföra all data och uppnå en precision och kontroll som inte är möjlig med konventionell teknik. Avvattningen var framgångsrik. En ny metod som bygger på en kombination av mekanisk avvattning i tuber av geotextil och tillsats av polymer för att få en sediment- och klarfas testades och ledde till att i princip allt fritt vatten kunde avlägsnas. Avvattningen skedde under kontrollerade former men vi försökte simulera temperatur och andra omständigheter som råder på plats och konstaterade att avvattningen med fördel kan genomföras i när anslutning till källan. I stora drag gick avvattningen till så att en katjonisk polymer blandades in i de IBC-behållare till vilka fibersedimentet pumpades under upptagningen. Efter omblandning tömdes tankarna i avvattningssäckar som fick hänga fritt utomhus under 12 veckor. Temperaturen varierade kraftigt under den tiden och skapade en kontinuerlig frysning och tining i säckarna vilket är fördelaktigt för avvattningen. Sedimentet som pumpades upp innehöll så mycket som 95 % vatten. Efter avvattningen hade vi ett material med en torrsubstanshalt på omkring 25% vilket innebär att allt fritt vatten hade avlägsnats. Projektpartnern Järven Ecotech AB har idag en kapacitet att ta ungefär 150–200 kubikmeter i timmen med denna teknik (beroende på om fiberbanken är ren eller har hög inblandning av mineraliskt sediment. Metoden genererar ofrånkomligt en hel del rejektvatten. Även rejektvattnet kan dock renas på plats vilken är en viktig pusselbit för att ta fram mobila enheter som kan sanera och förädla materialet nära källan och därmed minimera behovet av

tunga transporter. De avvattnade materialet som togs in på laboratoriet hade en vattenhalt på 18 och 28 vikt %.

2.3 Materialets kemiska och fysiska egenskaper

Det avvattnade materialet från de båda fiberbankerna blandades för att erhålla en tillräcklig mängd att kunna testa i reaktorerna. Provet av utgångsmaterialet (blandning från de två bankarna) sändes till laboratoriet för ALS Scandinavia för att kvantifiera kemiska och fysiska egenskaper som askhalt samt förekomst av organiska och icke-organiska föroreningar (tabell 1 och 2). Askhalten var högre än väntat vilket tyder på att provet innehåller mycket sediment. Halten av såväl organiska som icke-organiska föroreningar var som väntat mycket hög.

Tabell 1. Halt av aska, flyktiga ämnen samt metaller för blandningen av material från de två fiberbankarna samt klass baserat på Naturvårdverkets bedömningsgrader för metaller i limniska sediment (Klass 1 mycket låg halt, klass 2 låg halt, klass 3 medelhög halt, klass 4 hög halt, klass 5 mycket hög halt)

Ämne	*Medeltal*	*Enhet*	*Klass*
Aska (500 °C)	51.9	% ds	
Flyktigt material	38.2	% ds	
As, Arsenik	175	mg/kg ds	5
Ba, Barium	53.2	mg/kg ds	--
Cd, Kadmium	3.44	mg/kg ds	3
Co, Kobalt	65.2	mg/kg ds	--
Cr, Krom	17.8	mg/kg ds	2
Cu, Koppar	257	mg/kg ds	4
Hg, Kvicksilver	3.77	mg/kg ds	5
Ni, Nickel	17.1	mg/kg ds	3
Pb, Bly	252	mg/kg ds	3
V, Vanadium	21.7	mg/kg ds	--
Zn, Zinc	707	mg/kg ds	3
Ca, Kalcium	6640	mg/kg ds	--
K, Kalium	1630	mg/kg ds	--
Na, Natrium	813	mg/kg ds	--
S, Svavel	50300	mg/kg ds	--
Cl, Klor	5000	mg/kg ds	--

Tabell 2. PAH, PCB, PCDD och PCDF för materialet från de två fiberbankarna samt klass baserat på Naturvårdverkets bedömningsgrader för miljögifter och metaller i sediment (Klass 1=mycket låg, klass=2 låg, klass 3= medelhög, klass 4= hög, klass 5=mycket hög halt)

Substans	***Halt***	***Klass***
Naftalen	0.321 mg/kg ts	5
Acenaftylen	0.075 mg/kg ts	--
Acenaften	0.037 mg/kg ts	5
Fluoren	0.082 mg/kg ts	5
Fenantren	0.416 mg/kg ts	5
Antracen	0.072 mg/kg ts	5

Fluoranten	0.369 mg/kg ts	4
Pyren	0.362 mg/kg ts	4
Bens(a)antracen	0.047 mg/kg ts	3
Krysen	0.193 mg/kg ts	4
Bens(b)fluoranten	0.129 mg/kg ts	3
Bens(k)fluoranten	0.038 mg/kg ts	3
Bens(a)pyren	0.086 mg/kg ts	3
Dibens(a,h antracen	0.021 mg/kg ts	3
Bens(ghi)perylen	0.072 mg/kg ts	3
Indeno (1,2,3-cd) pyren	0.049 mg/kg ts	3
Summma PAH 16	2.367 mg/kg ts	--
Summma cancerogena PAH	0.562 mg/kg ts	--
Summa andra PAH	1.803 mg/kg ts	--
Summa PAH L	0.432 mg/kg ts	--
Summa PAH M	1.303 mg/kg ts	4
Summa PAH H	0.634 mg/kg ts	3
Summa PAH 11	1.833 mg/kg ts	4
PCB 28	<620 ng/mg ts	-- (p.g.a mätosäkerhet)
PCB 52	25767 ng/mg ts	5
PCB 101	11050 ng/mg ts	5
PCB 118	4353 ng/mg ts	5
PCB 138	10320 ng/mg ts	5
PCB 153	8550 ng/mg ts	5
PCB 180	5293 ng/mg ts	5
Summa PCB 7	42130 ng/mg ts	5
2,3,7,8-tetraCDD	<2.97 ng/mg ts	--
1,2,3,7,8-pentaCDD	<4.97 ng/mg ts	--
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	<21.7 ng/mg ts	--
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	75 ng/mg ts	--
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	17 ng/mg ts	--
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	523.3 ng/mg ts	--
OCDD	2333 ng/mg ts	--
2,3,7,8-tetraCDF	3.367 ng/mg ts	--
1,2,3,7,8-pentaCDF	6.1 ng/mg ts	--
2,3,4,7,8-pentaCDF	5.766 ng/mg ts	--
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	49.67 ng/mg ts	--
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	26 ng/mg ts	--
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	10.96 ng/mg ts	--
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	33.67 ng/mg ts	--
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	4667 ng/mg ts	--
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	41.33 ng/mg ts	--

OCDF	7500 ng/mg ts	--
TEQ-övre gräns	74 ng/mg ts	--
TEQ-undre gräns	82 ng/mg ts	--

2.4 Hydrotermiska tester i pilotskala

4 olika hydrotermiska metoder testades, HTC, HTL, förgasning och snabb pyrolys men på grund av att fiberbanksmaterialet orsakade igensättningar i pyrolysreaktorn kunde förgasningstesterna inte genomföras. Testerna utfördes av RISE-Processum i Örnsköldsvik (HTL; HTC) and Piteå (pyrolys). Hydrotermisk karbonisering (HTC) är en är en teknik genom vilken en våt biomassa kan bearbetas vid låga temperaturer (200-250°C) under högt tryck. Slutprodukten är en typ av biokol. Hydrotermisk förvätskning (HTL) sker vid högre temperatur (200–500 °C) och ger framförallt flytande bränsle men även syntesgas och biokol. Förgasning sker vid ännu högre temperatur (700-1000) och har syntesgas som huvudprodukt men även mindre mängder biokol produceras. Pyrolys sker i anaerob miljö vid 400–550°C och kan optimeras för antingen produktion av biokol eller syntesgas. I tabell 2 återfinns en översikt över möjligheter begränsningar och huvudsakliga produkter från de olika metoderna.

Tabell 3. Översikt över möjligheter begränsningar och huvudsakliga produkter från de olika metoderna (modifierad från (Haller, Paladino et al. 2021).

Metod	Fördelar	Nackdelar	Produkter
HTC	●Kostnadseffektiv eftersom avvattning inte behövs ●Även lätt förorenad biokol har en marknad ●Slutet system som förenklar uppsamling av föroreningar i gaser	●Dioxiner kan bildas på grund av låga processtemperaturer ●Hög förekomst av metaller är ett problem eftersom de tenderar att hamna i kolet	Biokol
HTL	●Potentiellt möjligt att skapa produkter utan metaller ●Hög efterfrågan på biobaserad olja ●Kostnadseffektiv efter behovet av avvattning ät lägre än för pyrolys/förgasning ●Slutet system som förenklar uppsamling av föroreningar i gaser	●Osäkert vad som händer med organiska föroreningar	Huvudsakligen flytande bränsle men även syntesgas och biokol
Förgasning	●Kan bryta ner organiska föroreningar	●Metaller (framförallt Hg) kan hamna i gasen och läcka ut i atmosfären ●Fiberbankar ej optimalt som råmaterial	Syntesgas huvudprodukt, även mindre mängder biokol
Pyrolys	●Kommersiellt mogen metod ●Även lätt förorenad biokol har en marknad	● Fiberbankar ej optimalt som råmaterial	Biokol och syntesgas

2.4.1 HTC

Försök med hydrotermisk karbonisering gjordes i en mindre batch-reaktor som kan laddades med upp till 300ml material (slurry) vid temperaturer mellan 160 och 240 grader. 60 g vått fiberbanksmaterial (motsvarande 13.99 g torrvikt) tillsattes till reaktorn och späddes ut med 88 ml vatten. Slurryn upphettades sedan till önskad temperatur under 0,5–2 h (se tabell 4). Därefter kyldes slurryn och filtrerades med ett 541 Whatman, 22 mm-filterpapper med water-jet vacuum pump.

Tabell 4 Betingelserna under de sju HTC-försöken

Reaktion	T / °C	t / h	γ (Fiberslam) / %
1	200	1	10
2	160	1	10
3	240	1	10
4	200	1	10
5	200	0,5	10
6	200	2	10
7	200	1	10

2.4.2 HTL

Fiberbanksmaterial med en ursprunglig torrhalt på 22% blandades med vatten tills blandningen gick att pumpa. Natriumhydroxid (1.26%) användes som katalysator. Slurryn gick inte att pumpa i den vanliga kontinuerliga riggen så en ”simulated continuous rig” anordnades (figur 1). Slurryn pressades in i batch-reaktorn (2) som förvärmts till bestämd temperatur och trycksatts till 50 bar i matningsreaktorn. Efter uppnådd temperatur, tryck och reaktionstid pressas blandningen ner i uppsamlingskärlet (3).

Figur 1. De olika delarna i HTL-reaktorn.

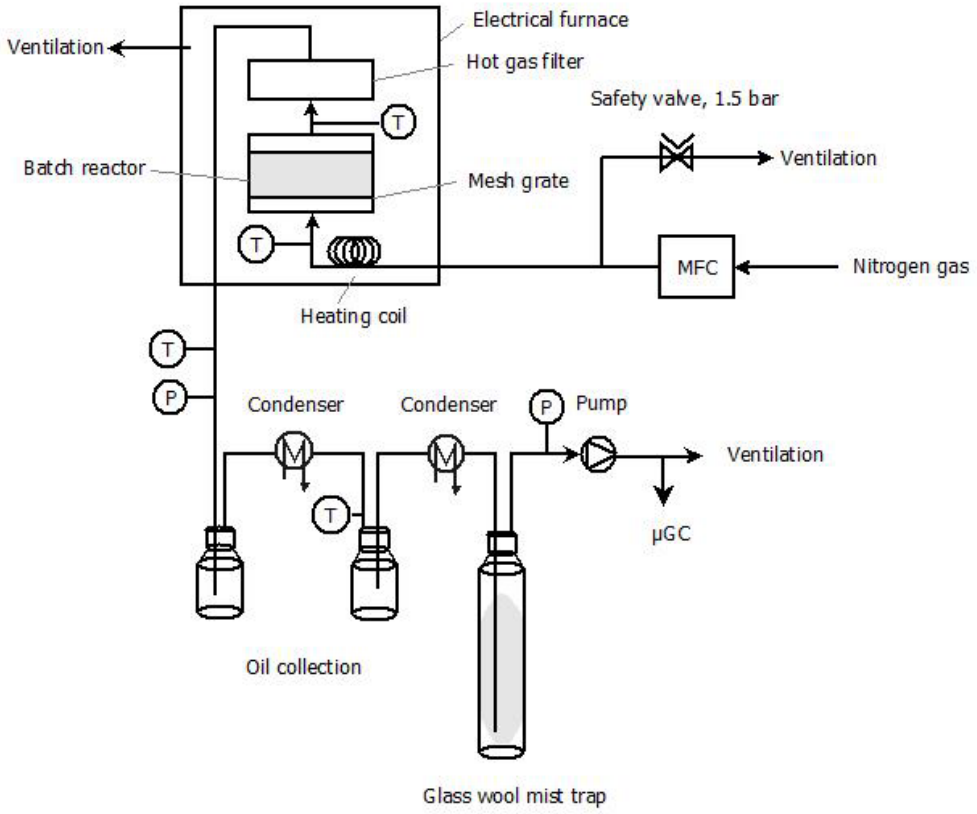
För att avskilja oljan från kolen tillsattes 200 ml 2-Me-THF till blandningen som rördes om under 2 h. De erhållna produkterna var en svart kolpulver samt tjockflytande olja.

2.4.3 Förgasning

Pilotskaleförsök med förgasning hade planerats i en syrgasblåst fastbäddsförgasare. För att kunna använda den behöver materialet från fiberbankarna torkas till en torrhalt på ca 90% och därefter pelleteras. Vi misslyckades dock att få fram ett råmaterial som reaktorn kunde hantera och därför fick försöken med förgasning ställas in.

2.4.4 Långsam pyrolys

Pyrolys kräver ett relativt torrt råmaterial med en torrhalt på över 90 vikt %, vilket krävde att materialet torkades varsamt för att undvika att flyktiga föroreningar skulle dunsta bort. I försöken användes en bänkskalereaktor som har förmågan att processa 50–100 g material (~1 g/min). I bänkskaleutrustningen som är av rostfritt stål (se skiss i figur 2) sker pyrolys av materialet genom att det släpps genom en uppvärmd falltubsreaktor. I reaktorn torkas materialet ytterligare och pyrolysen sker med inert kvävgas. Nedströms i reaktorn finns en cyklon, för uppsamling av fast material (koks), samt kondensationskärl för kondensation och uppsamling av pyrolysolja. Försöken utfördes semikontinuerligt och både ingående material och utgående produkter vägdes/beräknades för att kunna göra en massbalans. Normalt sett placeras glasull mellan andra kylaren och uppsamlaren men eftersom den satte igen vid användning av fiberbanksmaterial så fick glasullen tas bort. Processen avslutade då pyrolysgas upphörde att sippra ut efter ungefär en timme vid 500 °C.



Figur 2. Skiss över hur bänkskalereaktorn för pyrolys är uppbyggd.

2.4.5 Kemisk analys

Det ursprungliga fiberbanksmaterialet samt produkter från de hydrotermiska experimenten analyserades av RISE-Processum samt sändes till ALS Scandinavia för analys av metaller och organiska föroreningar.

3.Resultat

Resultaten är indelade i tre delar baserat på de olika termokemiska metoderna som användes. Avslutningsvis visar vi en jämförande del där de tre undersökta metoderna visas parallellt. Resultaten från denna studie avses även publiceras i vetenskaplig tidskrift.

3.1 HTC

3.1.1. Gravimetrisk analys

Den gravimetriska analysen utfördes för att undersöka det termiska nedbrytningsbeteendet hos fiberbankarna i en inert atmosfär (kvävgas) och för att bestämma lämplig temperatur i reaktorn. Första, fjärde och sjunde reaktionerna hade identiska reaktionsbetingelser och användes för att verifiera metodens reproducerbarhet. Alla referensvärden i detta stycke ligger inom en relativ standardavvikelse på 3 % förutom kolhalten i filtratet uppvisade en 25%-ig avvikelse. Vikt, torrsubstanshalt och filtreringshastighet som värde för filtrerbarheten anges i tabell 5. Reaktion 3 behandlades vid hög temperatur (240°C) och visade god filtrerbarhet på endast 5 minuter. Den lägsta reaktionstemperaturen på 160 °C gav den sämsta filtrerbarheten på 240 min. Torrsubstanshalten i kolet efter filtrering var jämförbara med varandra. Reaktion 2 avvek något (17,9 %) vilket sannolikt kan tillskrivas den långa filtreringstiden samt reaktion 3 som visade motsatt avvikelse (48,6 %) på grund av den kort filtreringstiden.

Tabell 5 Vikt, torrsubstanshalt och filtreringshastighet från de sju olika HTC-reaktionerna

Reaktion#	*m*(torrt fiberbanskamaterial) / g	*t(filtrering)* / min	Torrhalt "filterkaka"	*m*(kol) / g	*m(filtrat)* / g
1	13,99	60	35,7%	10,43	203,45
2	13,99	240	17,9%	12,23	147,82
3	13,99	5	48,6%	7,92	242,43
4	13,99	60	35,1%	10,46	184,06
5	13,99	5	36,7%	10,83	187,92
6	13,99	120	32,9%	10,48	187,67
7	13,99	60	32,5%	10,17	209,45

Den totala avkastningen av kol samt av det vattenhaltiga filtratet anges i tabell 6. Återigen gav reaktion 2 och 3 olika värden. Mer kol (C) hamnade i kolet än i filtratet när reaktionstemperaturen var hög, se reaktion 2. Över lag visade sig kolbalansen vara mycket hög (81-106%).

Tabell 6 Total avkastning av kol samt av det vattenhaltiga filtratet

Reaktion#	*w*(kol) / g/g	*w*(kol) / C/C	*w*(filtrat) / C/C
1	74.5%	88%	18%
2	87.4%	99%	7%
3	56.6%	65%	15%
4	74.8%	84%	12%
5	77.4%	90%	11%
6	74.9%	83%	11%
7	72.7%	12%	12%

MaCro-TGA (Termogravimetrisk analys)

Med termogravimetrisk analys mättes askhalten i kolet från de sju reaktionerna (tabell 7). Utgångsmaterialet var mycket mer flyktig vid cirka 200-230°C, medan produktförkolningarna har de flyktiga ämnena mer fördelade över ett område av 200-400 °C

Tabell 7 Askhalt av kolen om producerades vi de olika HTC-reaktionerna.

Reaktion	**Aska (av kolen) / %**
1	50.2%
2	50.3%
3	57.0%
4	53.4%
5	53.8%
6	51.0%
7	52.9%

Förekomst av organiska och icke-organiska föroreningar

De persistenta organiska föroreningarna (POP) som återfanns i kolet (tabell 8) förekom i liknande eller högre halter än i utgångsmaterialet. Mängderna av PCB minskade i reaktionerna 3 (240 °C, 1 h) och 4 (200 °C, 1 h), men ökade i reaktionerna 2 (160 °C, 1 h) 5

(200°C, 0,5 h) och 7 (200°C, 1 h). Det tyder på att syntesen av PCB gynnas vid lägre temperaturer och korta reaktionstider medan höga temperaturer och längre reaktionstider gynnar termiskt nedbrytning av PCB. Förekomst av POPs i vattenfasen analyserades inte på grund av den låga uppnådda mängden.

Tabell 8 Koncentrationer av PCB, PCDD och PCDF i det ursprungliga materialet respektive i HTC-kolet.

Substans (ng/kg)	Fiber bank	HTC1	HTC2	HTC3	HTC4	HTC5	HTC6	HTC7
PCB 28	<620	<560	<1200	<670	<480	<630	<1200	<1300
PCB 52	2577	<3500	2900	2800	<2400	3500	<3200	3700
PCB 101	11047	10000	14000	9700	4900	14000	11000	15000
PCB 118	4353	7700	12000	5900	3400	10000	7800	13000
PCB 138	10323	16000	26000	12000	8100	20000	16000	28000
PCB 153	8550	12000	21000	8700	6600	18000	20000	32000
PCB 180	5293	10000	13000	5700	6600	12000	9100	16000
sum PCB 7 min		56000	89000	45000	30000	78000	64000	110000
sum PCB 7 max	42133	60000	90000	46000	32000	79000	68000	110000
2,3,7,8-tetraCDD	<2.97	3.4	1.9	17	1.9	3.6	<1.8	2.3
1,2,3,7,8-pentaCDD	<4.97	230	62	310	150	150	140	190
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	<21.7	670	110	560	580	420	690	720
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	75	2100	720	1900	2600	3000	3200	2500
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	17	740	170	1200	1100	1200	1000	1200
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	523	15000	4700	9500	15000	17000	14000	19000
OCDD	2333	20000	11000	6100	18000	20000	17000	21000
2,3,7,8-tetraCDF	3.367	<2.5	2.2	4,2	<1.2	<1.9	<4.9	<2.1
1,2,3,7,8-pentaCDF	6.1	<4.4	12	3,9	<2.5	<3.4	<5.1	<5.5
2,3,4,7,8-pentaCDF	5.766	<4.9	11	11	<2.9	<3.4	<5.5	<6.2
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	49.67	21	99	56	20	19	16	34
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	26	20	48	63	15	22	13	31
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	10.96	<5.9	7.5	5.3	<3.4	<5.8	<4.9	<5.6
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	34	24	32	61	49	56	18	19
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	4667	2900	2700	670	2200	3700	2200	3400
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	41.33	37	34	13	36	31	27	36
OCDF	7500	1500	1400	37	1200	2000	870	1600
TEQ-övre gräns	74	780	260	820	770	840	800	860
TEQ-undre gräns	82	780	260	820	770	840	810	860

Förekomst av spårämnen och metaller återfinns i tabell 9 för vattenfaser och tabell 10 för kolfraktioner. Värdena som visas är medelvärden för reaktionerna 1, 4 och 7 som delar samma reaktionsförhållanden.

Tabell 9 Förekomst av spårämnen och metaller i HTC-reaktionernas vattenfaser. Jämför med tabell 1 för samma värden för fiberbanksmaterial. Observera att halterna i tabell 1 är angivna i mg/kg då koncentrationerna är avsevärt högre.

Metaller in µg/L	Vatten1	Vatten2	Vatten3	Vatten4	Vatten5	Vatten6	Vatten7
As	259	576	79.7	301	290	263	135
Ba	333	218	296	315	286	245	192
Cd	0.297	0.194	<0.05	3.94	0.299	<0.05	0.139
Co	5.63	6.17	3.06	32.6	6.22	4.65	3.12
Cr	104	25.6	9.58	49.3	47.6	26.1	108
Cu	54.5	26.8	11.3	124	65.1	13.2	23.4
Mo	55.9	13.2	1.63	33.1	27.7	14	6.24
Ni	142	92	233	179	97.5	112	120
Pb	12.4	8.23	1.64	177	19.6	2.67	5.14
V	10.3	10.7	0.514	7.05	9.52	5.06	5.69
Zn	161	277	152	953	268	177	1860
Hg	0.085	0.0313	<0.02	0.125	0.0361	<0.02	<0.02

Tabell 10 Förekomst av metaller och svavel i HTC-reaktionernas kolfraktioner.

Metaller (ng/kg) TS	Kol1	Kol2	Kol3	Kol4	Kol5	Kol6	Kol7
As	199	187	232	194	199	202	194
Cd	4.37	4.48	5.23	4.57	4.74	4.67	4.54
Co	76.6	75.6	84.1	75.8	74.8	79	72
Cr	175	151	393	184	179	84.3	252
Cu	361	344	462	374	388	392	373
Hg	3.6	3.94	3.26	3.6	4.22	3.97	3.52
Mn	148	144	176	147	145	144	143
Ni	109	106	212	119	133	59.3	167

Pb	362	350	433	391	411	406	391
S	63100	59900	65900	61900	56700	59600	57400
Sb	17.2	17	20.6	17.9	17.9	19	17.5
V	35.8	33.9	46	38.7	37.2	37.3	37.4
Zn	992	974	1230	1030	1050	1080	1040

3.2 HTL

3.2.1 Gravimetrisk analys

I tabell 11 återfinns avkastning av olja, kol och filtrat för de två HTL-reaktionerna. På grund av olika upparbetningsmetoder skiljer sig fördelningen mellan fasta ämnen, oljor och vattenfasen ordentligt mellan de två reaktionerna. I reaktion 1 förblev den råa blandningen alkalisk efter reaktionen, vilket ledde till en hög kolhalt i filtratet. Följaktligen var avkastningen för olja och kol liten. I reaktion 2, på grund av hårdare reaktionsbetingelser, var den råa blandningen sur vilket ledde till en större mängd av den fasta fraktionen. De extraherade oljorna gav låga utbyten jämfört med andra cellulosamaterial, även med tanke på den höga askhalten. På grund av låga olje- och kolutbyten utfördes ingen elementaranalys (CHN). Typiska värden för denna typ av material är 60% kol i oljefraktionen och 30% kol i kolfraktionen.

Tabell 11 Avkastning av olja, kol och filtrat för de två HTL-reaktionerna

Reaktion#	*m*(torrt fiberbanksmaterial) / g	*m*(olja) / g	*m*(kol) / g	*m*(filtrat) / g	*w*(olja) / g/g	*w*(kol) / g/g
1	14.32	0.11	3.1	221.29	1%	22%
2	13.52	0.77	7.5	205.8	6	55%

Förekomst av organiska och icke-organiska föroreningar

Förekomst av spårmetaller var hög i vattenfasen med alkalisk upparbetning förutom för Vanadium där motsatsen observeras (tabell 12). Kvicksilver har liknande värden i båda filtraten och verkar inte påverkas av pH-värdet. Tabell 12 visar att mängden kol som produceras är oberoende av de olika pH-värdena i filtreringsstegen, reaktionerna 1 och 2 skiljer sig knappast åt i koncentrationsvärdena. I tabell 13 uppvisar oljefraktionen från den sura upparbetningen några lägre koncentrationer för reaktion 1. Flera grundämnen har reducerats i koncentration (As, Cd, Co, Hg och Zn). När man inkluderar utbytet av HTL-kol har endast några få procent av de initiala spårelementen hittats som figurerna visar.

Tabell 12 Analys av spårmetaller i vattenfaserna från de två HTL-reaktionerna

Metaller(µg/L)	Sur vattenfas.	Akalisk vattenfas
As	5220	390
Ba	5010	250
Cd	<3	<0.1
Co	2240	3,64
Cr	2470	189
Cu	249	<1
Mo	5800	320
Ni	2100	86.8
Pb	270	3
V	221	1320
Zn	10200	434
Hg	7.78	4.28

Tabell 13 Analys av spårmetaller och svavel i de två reaktionerna kolfraktioner.

Metaller (mg/kg TS)	Fiber bank	Kol 1	Kol 2
As	175.3	26	26.8
Cd	3.45	3.16	6.01
Co	65.2	59.8	101
Cr	17.8	269	344
Cu	275.3	272	362
Hg	3.77	0.868	1.89
Mn		162	263
Ni	17.1	99.4	147
Pb	251.7	269	534
S		7070	7250
Sb		3.75	4.34
V	21.7	22.4	35.6
Zn	707.0	751	1340

Tabell 14 Analys av spårmetaller i HTL-reaktionernas oljefraktioner

Metaller (mg/kg TS)	Fiber bank	Oil1	Oil2
Al		29	176
As	175.3	<0.1	0.366
Cd	3.45	0.0156	<0.02

Cr		1,07	3,85
Co	65.2	0.543	3.6
Cu	275.3	7.41	5.24
Fe		391	4940
Pb		2.7	12.7
Mn		0.467	1.59
Hg	3.77	<0.02	0.0558
Ni	17.1	1.14	15.5
V	21.7	0.196	10.5
Zn	707.0	5.89	26.7

I tabell 15 ses HTL-kolets innehåll av PCB, PCDD, PCDD, PCDF och PCDF som över lag återfanns i låga eller mycket låga halter. HTL-kolets från reaktion 1 är minst giftigt (lägst TEQ-värde). Det ursprungliga fiberbanksmaterialet hade högst TEQ-värde. Olje- och vattenfraktionerna analyserades dock inte för POPs på grund av otillräcklig mängd material

Tabell 15 Koncentrationer av PCB, PCD och PCDF)) i det ursprungliga fiberbanksmaterialet samt HTL-kol från de två reaktionerna.

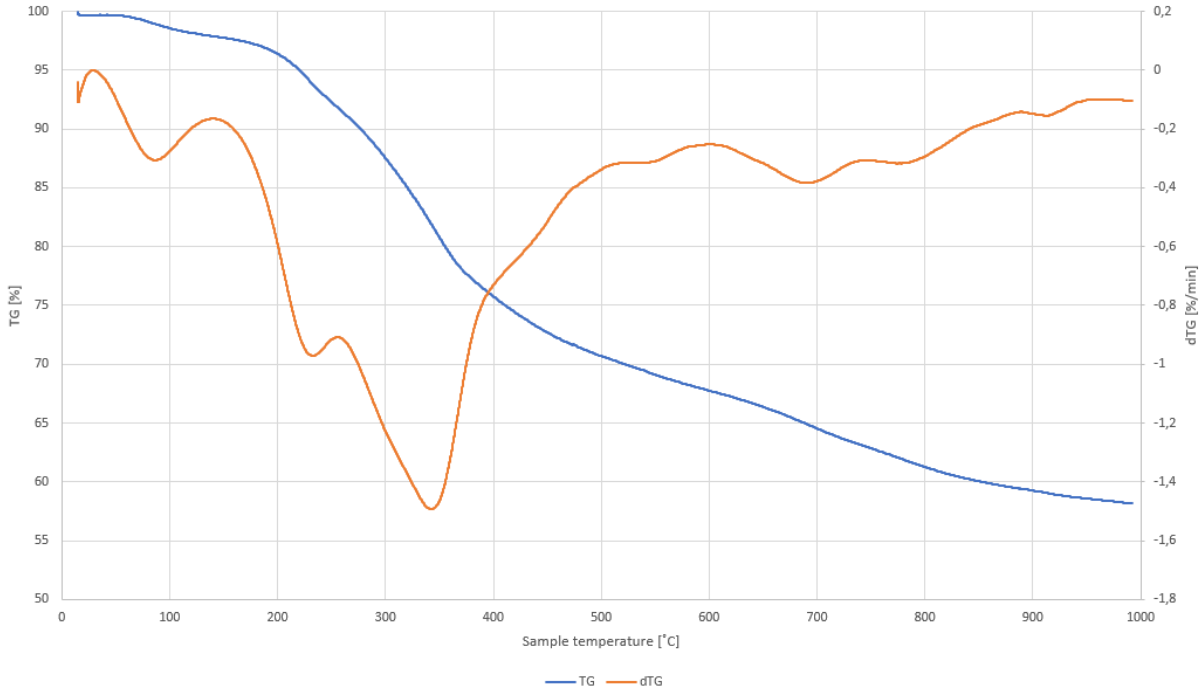
Ämnen (ng/kg)	Fiber bank	HTL1	HTL2
PCB 28	<620	<990	<610
PCB 52	2577	<1200	<1500
PCB 101	11047	<2200	<3200
PCB 118	4353	<1100	<1700
PCB 138	10323	<2000	<3100
PCB 153	8550	<2300	<3600
PCB 180	5293	<670	<910
Sum PCB 7 övre gräns		0	0
Sum PCB 7 undre gräns	42133	10000	15000
2,3,7,8-tetraCDD	<2.97	<4.2	<4.9
1,2,3,7,8-pentaCDD	<4.97	<3.3	16
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	<21.7	<4.5	13
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	75	<4.1	71
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	17	<3.9	29
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	523.3	260	600
OCDD	2333.3	330	920
2,3,7,8-tetraCDF	3.367	<4.4	<2.7
1,2,3,7,8-pentaCDF	6.1	<4.2	<2.1
2,3,4,7,8-pentaCDF	5.766	<4.5	<2.5
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	49.67	<7.1	<7.4
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	26	<6.6	<7.2
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	10.96	<10	<11
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	33.67	<9.9	<9.4
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	4666.7	60	140
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	41.33	<3.5	<8
OCDF	7500	39	77
TEQ-övre gräns	74	3.3	35
TEQ-undre gräns	82	13	43

3.3 Långsam pyrolys

Fiberbanksmaterialet analyserades med termogravimetrisk analys (TGA) innan försöken i reaktorn

3.3.1 Micro-TGA

Micro-TGA användes för att bestämma de termiska nedbrytningsegenskaperna och för att identifiera en lämplig pyrolystemperatur. De termogravimetriska (TG-DTG) kurvorna för det torkade fiberbanksmaterialet kan ses i figur 3. Analysen visar att olika fraktioner av fiberbankanksmaterialet bryts ner termiskt vid temperaturer från 50 till 1000°C. Den huvudsakliga nedbrytningen sker i intervallet 300-350 °C. TG-kurvan visar att efter 500 °C har 30 viktprocent av provet sönderfallit och vid 1000 °C har cirka 40 viktprocent sönderfallit till olika gasformiga föreningar. Resultatet från TGA visar att 500 °C är en lämplig pyrolystemperatur.



Figur 3. De termogravimetriska (TG-DTG) kurvorna för det torkade fiberbanksmaterialet.

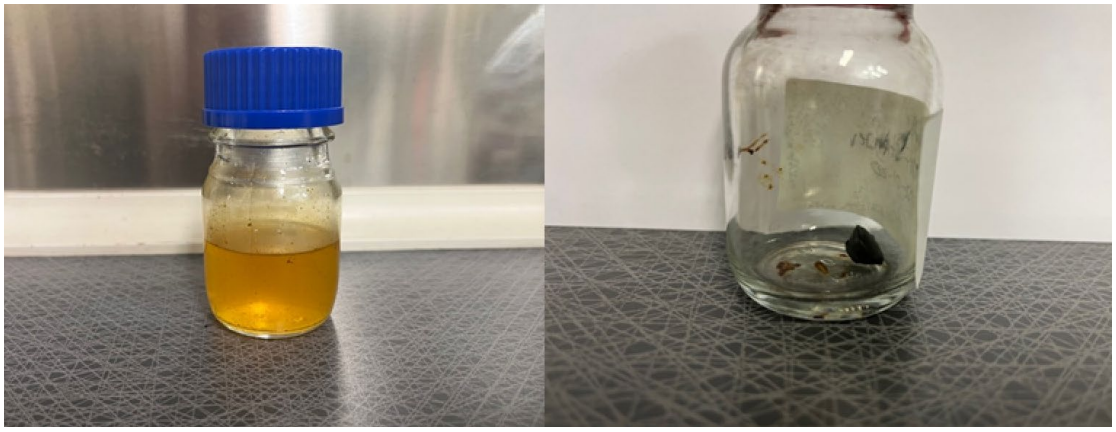
3.3.2 Pyrolys i reaktorn

Efter TGA kördes fiberbanksmaterialet i batchreaktorn för att bestämma massbalansen och karakterisera produkterna. Två pyrolysförsök gjordes. Det första experimentet behövde avbrytas på grund av igensättning av aerosoler i det första glasullsfiltret, se figur 4. Lärdomen att fiberbanksmaterialet kan ge upphov till aerosoler som måste hanteras är viktigt för utveckling av fullskaliga tekniker.

Figur 4. Aerosoler som fastnade i glasullen och gjorde att första experimentet fick avbrytas.

I det andra experimentet laddades 285,6 g material i reaktorn. Under torkningen vid 105 °C reducerades provvikten med 116 g (41 vikt%), vilket innebär att provet inte var helt torrt före efterföljande pyrolys. Därför producerades en stor mängd vattenhaltig vätska i pyrolysen. Den flytande produkten fasseparerades i en organisk fraktion och en vattenhaltig fraktion, vilket är normalt för långsam pyrolys när råvaran har en hög vattenhalt.

Den gulfärgade, vattenhaltiga fraktionen innehåller de hydrofila organiska föreningarna, (se den vänstra bilden i figur 5). En totalorganisk kolanalys utfördes på den vattenhaltiga fraktionen som visade en koncentration på 9,71 g/L organiskt kol. Den organiska vätskefraktionen återfanns delvis på väggarna i uppsamlingsflaskorna, i kondensorerna, i glasullsfiltret samt koncentrerad i en trögflytande droppe, (se högra bilden i figur 5). Mängden organisk fraktion var för låg för analys av persistenta organiska föreningar. Istället löstes droppen i butanon och karakteriserades av GC-MS/FID.



Figur 5. Den flytande fraktionen (vänster) och droppen av icke vattenlösliga organiska fraktioner (höger).

Förekomst av icke-organiska föroreningar

Resultaten från metallanalysen som utfördes på den fasta återstoden, den organiska flytande fraktionen och den vattenhaltiga flytande fraktionen presenteras i tabell 16.

Tabell 16. Metallanalys av pyrolysprodukterna

Metaller	Fiberbank [mg/kg, ds]	Fast fas [mg/kg, ds]	Organisk flytande fraction [mg/kg]	Vattenfas [mg/kg]
As	173	208	0.285	0.799
Ba	51.6	-	-	0.00193
Cd	3.26	5.54	0.00696	0.00102
Co	61.9	88.3	<0.05	0.00114
Cr	17.7	46.3	<0.002	0.00522
Cu	257	454	<0.05	<0.001
Hg	3.78	0.0881	<0.005	<0.00002
Ni	16.2	35	<0.05	0.000699
Pb	244	514	<0.01	0.00354
V	20.4	56	0.005	<0.00005
Zn	646	1230	<0.5	0.00494

Analysen visar att tungmetallerna arsenik, kadmium, kobolt, krom, koppar, nickel, bly, vanadin och zink huvudsakligen stannade i den fasta återstoden när fiberbanken pyrolyseras. Arsenik återfanns i detekterbar mängd i både den organiska och vattenhaltiga fraktionen. En klar majoritet av arseniken stannar dock i den fasta återstoden. Kvicksilver däremot är flyktigt och släpps troligen ut till den icke kondenserbara gasen eftersom det inte kunde hittas i de andra pyrolysprodukterna.

Förekomst av organiska föroreningar

På grund av den begränsade mängden vätska som producerades analyserades mängden långlivade organiska föroreningar endast i den fasta återstoden. Förekomst av polyklorerade

bifenyler, polyklorerade dibenso-p-dioxiner och polyklorerade dibensofuraner återfinns i tabell 17. Alla analyserade organiska ämnen låg under detektionsgränsen för den fasta återstoden. Med andra ord verkar det som om att de klorerade organiska ämnena under bröts ned under pyrolysen. Det skulle dock krävas analys av vätskefasen för att utesluta att de har överlevt den termiska behandlingen och följt med i vätskan.

Tabell 17. Koncentrationer av polyklorerade bifenyler, polyklorerade dibenso-p-dioxiner och polyklorerade dibensofurane i det ursprungliga fiberbanksmaterialet samt den fasta pyrolysprodukten (biokol).

Ämnen	Fiberbank [ng/kg, ds]	Biokol [ng/kg, ds]
PCB 28	<620	<530
PCB 52	2576.67	<300
PCB 101	11046.67	<1400
PCB 118	4353.33	<340
PCB 138	10323.33	<780
PCB 153	8550.00	<780
PCB 180	5293.33	<200
Sum PCB 7	42133.33	<4300
2,3,7,8-tetraCDD	<2.97	<2
1,2,3,7,8-pentaCDD	<4.97	<2.9
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	<21.7	<8.7
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	75	<9
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	17	<8.6
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	523.3	<44
OCDD	2333.3	<35
2,3,7,8-tetraCDF	3.367	<1.7
1,2,3,7,8-pentaCDF	6.1	<2.7
2,3,4,7,8-pentaCDF	5.766	<3.2
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	49.67	<5.3
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	26	<4.4
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	10.96	<5.1
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	33.67	<5.4
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	4666.7	<7.3
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	41.33	<7.5
OCDF	7500	<18
TEQ-övre gräns	74	0
TEQ-undre gräns	82	5.9

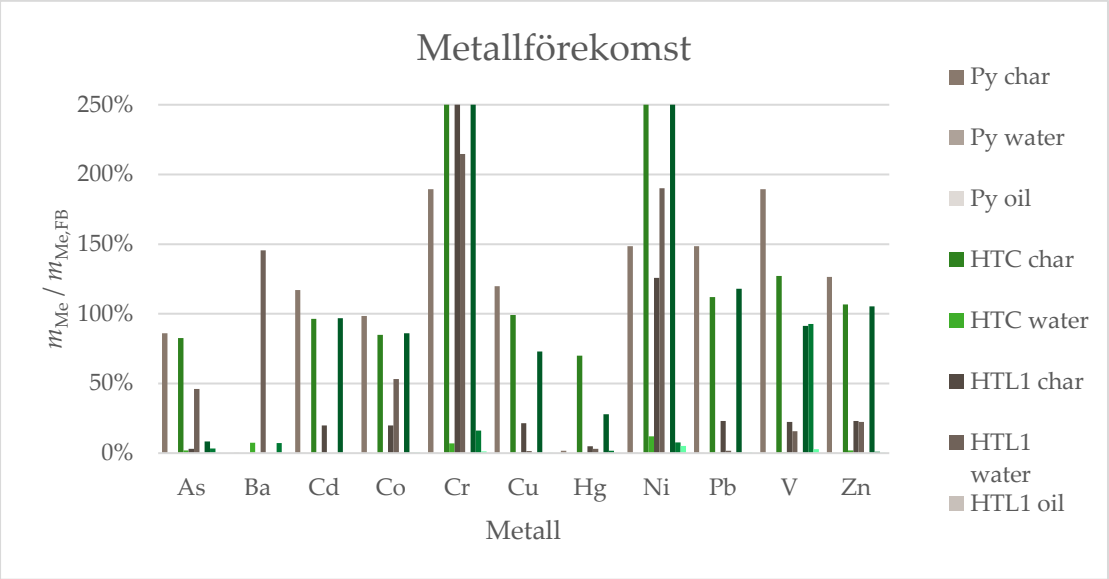
På grund av den begränsade mängden av den olja som erhölls i experimentet var det inte möjligt för Als att analysera PCB, PCDD och PCDF. Istället löstes den organiska droppen i butanon och analyserades med en semikvantitativ analys med gaskromatografi (GC-MS/FID) i Processums egna laboratorium. PAH fanns i relativt höga halter samt bensen och estrar men

på grund av den begränsade mängden olja som produceras var det inte möjligt att avgöra om vätskan innehåller PCB, PCDD och PCDF eller inte.

3.4. Jämförelse mellan de tre metoderna

3.4.1 Metaller

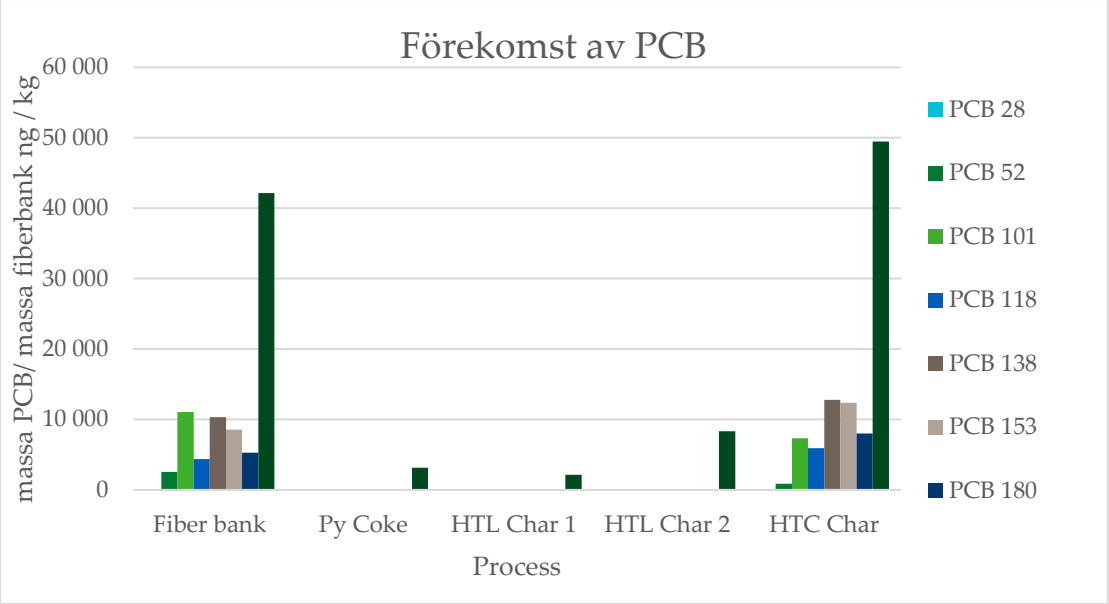
Spår av metaller återfanns i kolfraktionen av alla de testade metoderna med undantag av kvicksilver (se figur 6). Vid pyrolys kan kvicksilvret inte hittas i kolet utan tros ha avdunstat ut i luften på grund av sin flyktighet. I storskalig hantering av förorenad biomassa med pyrolys är det därför viktigt att detta kvicksilver samlas upp och tas om hand om. I fraktionen HTL1 observeras att flera metaller (As, Ba, Co, Ni) hittas i vattenfasen medan andra (Cd, Cr, Cu, Pb) hamnar framförallt i den fasta fasen. Vanadin och zink visar en jämn fördelning mellan vattenhaltig och fast fraktion. Under de betingelser som rådde under de utförda experimenten blev alltså ingen fraktion helt fri från föroreningar.



Figur 6 Förekomst av metaller i olika produkter av HTC, HTL och pyrolys.

3.4.2 PCB

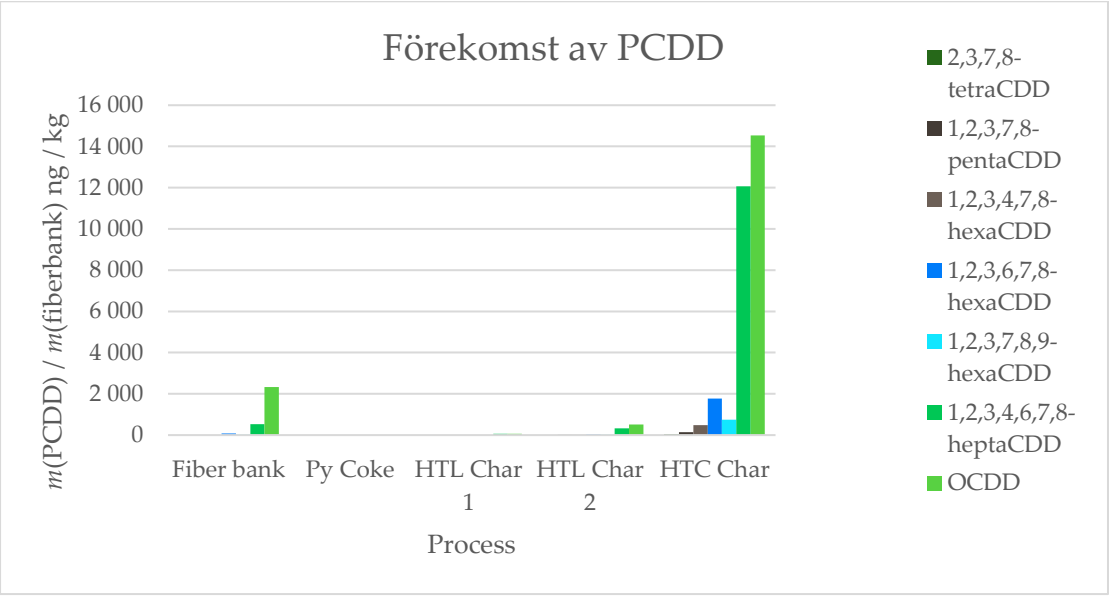
Figur 7 visar att pyrolys och HTL har förstört de flesta typer av PCB. HTC-processen däremot ledde inte till någon minskning av PCB-innehållet.



Figur 7 Mängder av PCB i utgångsmaterial samt i de fasta produkterna

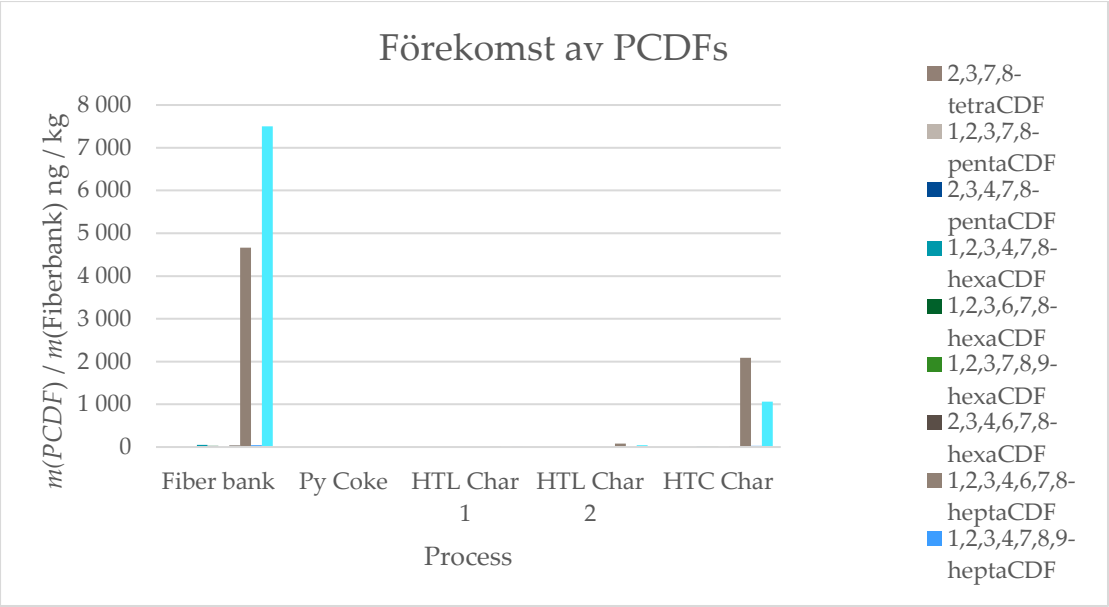
3.4.3 Dioxiner och furaner (PCDD and PCDF)

Förekomsten av polyklorerade dibensodioxiner (PCDD) reducerades genom pyrolys vid 500 °C i figur 8. HTL (320–360 °C) tar bort de flesta föroreningar som hamnar i kolfraktionen (se figure 8). Vattenfasen och oljefraktionen kunde inte analyseras på grund av de låga mängderna av dessa fraktioner. HTC-reaktionerna verkar ha producerat PCDD. Mängden ökar med lägre temperaturer (160–200 °C) och längre reaktionstider (1–2 timmar).



Figur 8 Förekomst av polyklorerade dibensodioxiner (PCDD) i utgångsmaterial samt i de fasta faserna.

Polyklorerade dibensofuraner (PCDF) reagerar annorlunda vilket framgår av figur 9. Föroreningarna har avlägsnats genom pyrolys, HTL och delvis av HTC. Inom HTC-experimenten tog de högre temperaturerna bort fler PCDF:er



Figur 9 Förekomst av polyklorerade dibensofuraner (PCDF) i utgångsmaterial samt i de fasta faserna.

4.Diskussion

De metoder som har testats i denna studie kan i teorin kan både undvika spridning av gifter under upptagandet och bemöta kostnadsproblematiken genom att kombinera saneringen med produktion av biobränsle/biokol. Detta är naturligtvis är ett starkt ekonomiskt incitament till att materialet faktiskt kan komma att omhändertas men flera tekniska utmaningar är kopplade till dessa metoder. Nedan diskuteras möjligheter, utmaningar och kunskapsbehov för sådana tekniker.

4.1 Teknisk potential

Sammansättningen av de fiberbankar om förekommer i Sverige varierar kraftigt när det gäller inblandning av mineraliska sediment och förekomst och koncentration av föroreningar. Det innebär att metoderna för att behandla dessa måste kunna anpassas till material med mycket diversifierad sammansättning. Materialet som användes i denna studie kom från fiberbankar i Svanö och Hallstanäs. De kännetecknades av ett högt innehåll av aska i förhållande till organiskt material på grund av hög förekomst av mineraliskt sediment. Försöken visar att en så hög inblandning av sediment minskar avkastningen kraftigt och försvårar hanteringen i reaktorerna. Rena fiberbankar utan inblandning av mineraliskt sediment är bättre lämpade för hydrotermiska metoder och avkastningen bli högre. Även om rena fiberbankar kan förväntas ge avsevärt högre avkastning kvarstår utmaningen att optimera de termokemiska processerna så att produkter fria från föroreningar kan erhållas. Detta är särskilt besvärligt med fiberbankar som innehåller höga halter av såväl metaller som olika organiska föroreningar. Fiberbanksmaterialet i det här experimentet hade inte bara höga halter av sediment. Det uppvisade också mycket höga värden av POP och giftiga metaller samt lägre värden i polycykliska aromatiska kolväten och klororganiska bekämpningsmedel. För vissa starkt förorenade fiberbankar kan det olika typer förbehandling av fibermaterialet behövas för att en giftfri slutprodukt ska kunna erhållas (Haller, Paladino et al. 2021). Det har vi tittat på i ett annat forskningsprojekt (https://www.miun.se/bioremfiber). När det gäller produktutbytena för de termokemiska experimenten samt i vilka produkter föroreningarna hamnade i drogs följande slutsatser:

Långsam pyrolys

I den långsamma pyrolysen är huvudprodukten den fasta återstoden dvs. en typ av biokol. Även en mindre mängd olja, vattenhaltig vätska och icke kondenserbar gas producerades. Tungmetallerna hamnade framförallt i den kolet förutom kvicksilver som troligen gick till den icke kondenserbara gasen. Fler studier i lite större skala behövs för att ta reda på vart kvicksilvret tar vägen så att metoder som samlar upp och tar hand om det kan utvecklas. De klorerade organiska föreningarna (PCB, PCDD och PCDF) låg efter pyrolys under detektionsnivån i den fasta återstoden. PAH hittades i den organiska flytande fraktionen, men på grund av den begränsade mängden olja som producerades var det inte möjligt att mäta om vätskan innehöll PCB, PCDD och PCDF eller inte. Produkten av biokol var tillfredställande men under de betingelser vi använde i våra försök lyckades vi inte erhålla en kol utan metaller.

HTC

HTC är en teknik som framförallt genererar kol och materialets filtreringshastighet varierar mycket beroende på processens reaktionsförhållanden. Askhalten i det kol som producerades i experimenten var hög på grund av de höga halterna av inblandat sediment. Spårmetaller, inklusive kvicksilver, hittades i kolfraktionerna oberoende av reaktionsförhållandena. När det gäller POPs visade det sig att lägre temperaturer ledde till ökad förekomst av PCDD:er i produkten. Högre temperaturer verkar ha främjat den termiska nedbrytningen av dem men mer försök behövs göras för att ta reda på vad som krävs för att inga dioxiner eller furaner ska bildas.

HTL

När det gäller HTL förekom det en stor mängd metaller i kolfraktionen då blandningen var sur. Då blandningen var alkalisk återfanns endast en bråkdel av metallinnehållet i kolet, möjligen på grund av komplexbildning av metaller. Mängden kol som producerades var oberoende av pH-värdet. Utbytet av olja var lågt jämfört med andra cellulosamaterial, även med tanke på den höga askhalten. Mindre mängder av polyklorerade organiska föreningar (PCB, PCDD och PCDF) återfanns i kolfraktionerna. Det är rimligt att anta att högre temperaturer leder till högre nedbrytning av organiska föroreningar även med HTL men fler experiment behövs för att bekräfta detta. Fler försök med alkaliska blandningar under olika reaktionsförhållanden behövs också för att försöka ta fram ett föroreningsfritt kol. HTL var den teknik med vilken vi kom närmst målet att få fram en produkt utan föroreningar.

Sammanfattningsvis blev det tydligt att metaller huvudsakligen hamnar i kolfraktionen förutsatt att de inte bildar något komplex under alkaliska förhållanden då de istället följer med i vattenfasen. Alkaliska förhållanden kan därför vara nyckeln till att erhålla ett kol fritt från metaller. POPs bildas/ finns kvar under 200 °C men verkar förstöras vid högre temperaturer. På grund av för små mängder av oljefraktionerna kunde det dock inte bekräftas att HTL och långsam pyrolys förstörde alla POPs.

4.2 Tillämpbarhet i full skala

Experimenten som genomförts i denna studie visar att det är möjligt att producera gas, olja och kol genom HTL, HTC och långsam pyrolys även med ett fiberbanksmaterial med hög halt mineraliskt sediment som råmaterial. Oss veterligen är detta den första studie som testar fiberbankar som utgångsmaterial men finns det forskning på termokemisk rening av andra typer av förorenad biomassa som visar att organiska gifter kan brytas ned och oorganiska föroreningar kan avlägsnas i processen (Weiner, Baskyr et al. 2013, Raheem, Sikarwar et al. 2018, Dastyar, Raheem et al. 2019). På grund av låg avkastning för olja och gas samt förekomst av föroreningar i samtliga material krävs det mer forskning för att optimera processen. I våra försök var kol från HTL, den produkt som var mest lovande då den låg närmst målet att få fram en produkt utan föroreningar. Om nya försök visar att kol kan erhållas i marknadsekonomiska intressanta mängder kan HTL visa sig vara en konkurrenskraftig efterbehandlingsmetod jämfört med metoder som inte producerar någon kommersialiserbar produkt.

Hög inblandning av sediment försvårar hanteringen och påverkar utbytet av de önskade produkterna negativt men försöken visar att det är tekniskt möjligt att producera såväl kol som flytande bränsle och gas även från fiberrika sediment. Jämfört med t.ex skogsflis som är ett vanligt råmaterial i hydrotermiska metoder var fiberbankarna i Hallstanäs och Svanö mycket olönsamma som råmaterial. Med rena fiberbankar kan den kalkylen se helt annorlunda ut och det är lämpligt att i kommande försök koncentrera sig på fiberbanksmaterial utan inblandning av mineraliskt sediment.

De metoder som vi har testat i studien bygger i stor utsträckning på nya kombinationer av befintlig teknik och inkrementell innovation av redan fungerande lösningar både när det gäller förbättringar av upptagningen och saneringen. Detta gör det troligt att metoderna går att tillämpa i full skala i hela Östersjön och andra svenska vattendrag efter en viss teknikoptimering. Relativt rena fiberbankar med lägre förekomst av föroreningar och sedimentinblandning är lämpliga att börja med. Metoderna behöver anpassas till specifika förutsättningar för varje enskild fiberbank. De termokemiska metoder vi har testat är relativt enkla och kan tillämpas i mobila enheter som kan behandla materialet i nära anslutning till källan. Det är både av kostnadsmässiga och av miljöskäl som vi har valt att fokusera på mobila enheter i stället för storskalig upptagning och central sanering. Mindre mobila enheter kan vara mer följsamma vid upptagningen av materialet vilket reducerar risken för läckage till havet. Eftersom avvattning, rening av rejektvatten och sanering kan ske i anslutning till källan minskas behovet av transporter. I mobila enheter kan den termokemiska saneringsprocessen även optimeras för de specifika förhållanden som råder vid varje enskild plats. De avvattningsmetoder vi använde var tillräckliga för att få bort det fria vattnet vilket i princip är tillräckligt för HTL och HTL. För pyrolys och förgasning krävs centrifugering och/eller torkning vilket fördyrar processen.

Konvertering av biomassa till kol, gas och flytande bränsle genom HTC, HTL, pyrolys och förgasning är redan idag kommersiellt gångbara metoder. Då metoden i stor utsträckning bygger på inkrementell innovation ligger den relativt nära kommersiell mognad. Genom att punktmarkera och optimera den termokemiska metoden (val av metod, uppehållstid och temperatur) mot de koncentrationer av föroreningar som förekommer i varje enskild bank kan en effektivare rening uppnås och onödigt dyra reningsmetoder undvikas där de inte behövs. Utmaningarna med att använda ett förorenat material som råvara är flera och detta kommer naturligtvis att fördyra processen. De metoder vi föreslår bör dock ses som ett alternativ till saneringsmetoder som enbart innebär kostnader. Då blir det faktum att det även produceras kommersialiserbara produkter en påtaglig konkurrensfördel. Eftersom utgångspunkten är att se det renade materialet som en resurs som kan exploateras kommersiellt är metoden avsevärt mer kostnadseffektiv än rena saneringsmetoder som dessutom ofta är beroende av långa och tunga transporter

Det huvudsakliga produkterna från de föreslagna teknikerna är: olika typer av flytande drivmedel, syntesgas samt biokol. Endast när det gäller biokol från HTL upplevde vi att vi var i närheten av att kunna producera en produkt som var fri från föroreningar under kommersiellt försvarbara villkor. Även om det genom att skruva på parametrar som

residenstid, temperatur pH etc. går att producera flytande bränsle och syntesgas utan föroreningar tyder våra experiment på att utbytet kommer att vara avsevärt lägre än vid kommersiell konvertering av icke förorenad biomassa. Det är möjligt att fiberbanksmaterial med mindre sedimentinblandning ger en mycket högre avkastning. En stor svårighet när det gäller att optimera både rening och produktion är att fiberbankarna innehåller så många olika föroreningar. Biokol bör dock gå att erhålla i kommersiellt intressanta mängder. Om fler tester med HTL med alkalisk blandning företas är det kanske möjligt att få fram ett kol med tillräcklig låga halter av metaller för att kunna användas som jordförbättrare. Det finns dock även en marknadsnisch för lätt förorenad biokol för användning på deponier. Om biokolen används för att filtrera och fånga andra föroreningar från lakvatten på deponier är kravet på renhet inte lika högt.

4.3 Hållbarhetsaspekter

Den miljömässiga framgången av saneringsprojekt av fiberbankar är helt beroende av att upptagningen av materialet utförs på ett säkert sätt. En dåligt utförd upptagning riskerar att orsaka mer skada än nytta om föroreningar läcker ut i havet men att eftersom observationer har konstaterat att materialet inte ligger still utan påverkas av gasavgångar, landhöjning etc. och dessutom släpper ut vätesulfid och metan är det inte heller långsiktigt hållbart att låta dem ligga kvar på havsbotten. Upptagningstekniker för sediment utvecklas i snabb takt (bland annat inom detta projekt) och den senaste tekniken för att undvika att omrörning och läckage av gifter böra alltid användas. Eftersom sedimenten innehåller metangas måste detta hanteras vid upptagningen. Det är osannolikt att själva upptaget ska leda till högre metangasutsläpp på lång sikt än att låta sedimentet ligga kvar. Även om upptagningen på kort sikt kan öka avgången av den metan som redan har producerats så avstannat ju metanproduktionen när materialet förs till en aerob miljö.

Baserat på erfarenheter i projektet, konstaterar vi att framförallt biokol kan produceras på ett hållbart sätt. Produktion av syntesgas och flytande bränsle är också möjligt men det är tveksamt om det är försvarbart ur ett ekonomiskt perspektiv. Organiska föroreningar kan brytas ner under tillverkningsprocessen men det verkar vara svårt att få fram mer än en fraktion som är fri från tungmetaller. Det är därför inte troligt att det går att få fram kommersiellt försvarbara mängder av mer än en ren produkt (fast, flytande eller gasformig från varje process. Biokol verkar vara den produkt som går att framställas i störst mängd. De föreslagna teknikerna kan vara ses som hållbara om de förorenade fraktioner tas om hand om på ett lämpligt sätt. Den flytande fraktionen kan enkelt tas om hand om och deponeras som miljöfarligt avfall men gasfasen kan vara mer problematiskt. Kvicksilver och dioxiner och furaner kan läcka ut via gasfasen och en reaktor i kommersiell ska måste förses med en apparatur som kan samla in eventuella föroreningar i gasfasen.

4.4 Kunskapsuppbyggnad

Även om vi stötte på en del svårigheter med experimenten bedömer vi att den kunskap som genereras inom projektet är viktig för att inom ett par år kunna utveckla termokemiska metoder för effektiv, hållbar, säker och kostandeffektiv sanering av fiberbankar på Östersjöns

botten och i svenska älvar och sjöar. De flesta tekniska problemen härrörde från det faktum att fiberbanksmaterialet hade en relativt hög askhalt. Det gjorde den termokemiska processen mindre effektiv och genererade mängder gas och olja som i vissa fall var så små att de inte gick att analysera för förekomst av föroreningar. Samtidigt är det en viktig vetskap att det är tekniskt möjligt att använda termokemiska metoder även vid hög inblandning av mineraliska sediment även om avkastningen är avsevärt sämre. Fiberrika sediment utgör trots allt volymmässigt en avsevärt större andel än rena fiberbankar i Sverige.

Eftersom vi kunde bekräfta att metaller huvudsakligen hamnar i den fasta fraktionen kan det vara kommersiellt mer attraktivt att satsa på utveckling av metoder som HTL där den flytande fraktionen är den önskade produkten. Det var hoppingivande att se att många POPs förstördes redan vid temperaturer en bit över 200°C men det krävs mer experiment för att säkerställa att inga organiska föroreningar hamnar i oljefraktionerna med HTL och långsam pyrolys. Det var väntat att högre temperatur och längre uppehållstid skulle krävas för att främja termisk nedbrytning av organiska gifter. Den mindre mängd biokol som genereras vid sådana processer kan dock kompenseras av att högre temperaturer i gengäld ger syntesgas i större mängd och av högre kvalitet (Chen, Andries et al. 2003, Kan, Strezov et al. 2016). Ett mycket intressant resultat var den påverkan som pH-värdet hade på huruvida metaller hamnade i den fasta fasen eller följer med i vattenfasen. Flera kunskapsluckor kvarstår men tack vare denna studie har kunskapsnivån höjts och flera områden som behövs utreda vidare har identifierats. Till de områden som vi rekommenderar fortsatt forskning på hör:

- Ekonomiska kalkyler av produktion av t.ex biokol i lite större skapa.
- Fler tester med fiberbankar utan inblandning av sediment samt lägre koncentrationer av föroreningar.
- Skruva mer på pH-värdet i blandningen i HTL för att renare kol/flytande bärnsle
- Fysiska, kemiska, biologisk-enzymatiska förbehandlingsmetoder av fiberbansmaterial för att kunna erhålla renare råmaterial för hydrotermiska metoder.
- Förgasning bör testas (framförallt på ren finberbank)

5 Slutsatser

Experimenten som genomförts i denna studie visar att det är möjligt att producera gas, olja och kol genom HTL, HTC och långsam pyrolys även med ett fiberbanksmaterial med hög halt mineraliskt sediment som råmaterial. Avkastningen för olja och gas var låg och vi fann förekomst av föroreningar i samtliga material. Det krävs alltså fler studier för att målet att skapa rena slutprodukter kan uppnås. Projektet generade en hel del viktigt kunskap som kan ligga till grund för kommande försök. Om nya försök visar att kol kan erhållas i marknadsekonomiska intressanta mängder kan HTL vara en ekonomiskt försvarbar efterbehandlingsmetod som skapar incitament för att saneringen av fiberbankar verkligen kan äga rum. Den höga inblandningen av sediment försvårade hanteringen och påverkade utbytet av de önskade produkterna negativt men försöken visar att det är tekniskt möjligt att producera biokol, gas och flytande bränsle även från detta besvärliga råmaterial. Avkastningen av bränslen (flytande och gas) var dock låg. Jämfört med t.ex skogsflis som ofta används i hydrotermiska metoder var fiberbankarna i Hallstanäs och Svanö mycket olönsamma som råmaterial. Med rena fiberbankar kan den kalkylen se helt annorlunda ut och det är lämpligt att i kommande försök koncentrera sig på fiberbanksmaterial utan inblandning av mineraliskt sediment.

Metallerna hamnade huvudsakligen i kolfraktionen förutsatt att de inte bildar något komplex under alkaliska förhållanden då de istället följer med i vattenfasen. Spår av metaller återfanns i kolfraktionen av alla de testade metoderna med undantag av kvicksilver. Alkaliska förhållanden kan därför vara nyckeln till att erhålla ett kol fritt från metaller. POPs bildades/ fanns kvar under 200 °C men verkar förstöras vid högre temperaturer. Pyrolys och HTL förstörde de flesta typer av PCB medan HTC-processen däremot inte ledde till någon minskning av PCB-innehållet. HTL var den teknik med vilken vi kom närmst målet att få fram en produkt utan föroreningar eftersom vi tack vare en alkalisk blandning kunde leda över metallerna i vattenfasen. För vissa starkt förorenade fiberbankar kan det vara lämpligt att testa olika typer avförbehandling av fibermaterialet behövas för att en giftfri slutprodukt ska kunna erhållas. Mer forskning behövs för att kunna använda fiberbanksmaterial i hydrotermiska metoder på ett kommersiellt försvarbart och hållbart sätt. Några områden som bör beforskas är: 1) ekonomiska kalkyler av produktion av t.ex. biokol i större skala; 2) testkörningar på fiberbankar utan inblandning av sediment samt lägre koncentrationer av föroreningar, 3) fler försök med stark alkalisk blandning i HTL för att producera ett renare kol; 4) fysiska, kemiska, biologisk-enzymatiska förbehandlingsmetoder av fiberbanksmaterial för att kunna erhålla renare råmaterial för hydrotermiska metoder.

Referenser

Chen, G., J. Andries, Z. Luo and H. Spliethoff (2003). "Biomass pyrolysis/gasification for product gas production: the overall investigation of parametric effects." Energy Conversion and Management **44**(11): 1875-1884.

Dastyar, W., A. Raheem, J. He and M. Zhao (2019). "Biofuel production using thermochemical conversion of heavy metal-contaminated biomass (HMCB) harvested from phytoextraction process." Chemical Engineering Journal **358**: 759-785.

Haller, H., G. Paladino, G. Dupaul, S. Gamage, B. Hadzhaoglu, S. Norström, A. Eivazi, S. Holm, E. Hedenström and A. Jonsson (2021). "Polluted lignocellulose-bearing sediments as a resource for marketable goods—a review of potential technologies for biochemical and thermochemical processing and remediation." Clean Technologies and Environmental Policy: 1-17.

Haller, H., G. Paladino, G. Dupaul, S. Gamage, B. Hadzhaoglu, S. Norström, A. Eivazi, S. Holm, E. Hedenström and A. Jonsson (2021). "Polluted lignocellulose-bearing sediments as a resource for marketable goods—a review of potential technologies for biochemical and thermochemical processing and remediation." Clean Technologies and Environmental Policy.

Kan, T., V. Strezov and T. J. Evans (2016). "Lignocellulosic biomass pyrolysis: A review of product properties and effects of pyrolysis parameters." Renewable and Sustainable Energy Reviews **57**: 1126-1140.

Keller, C., C. Ludwig, F. Davoli and J. Wochele (2005). "Thermal treatment of metal-enriched biomass produced from heavy metal phytoextraction." Environmental science & technology **39**(9): 3359.

Norrlin, J., S. Josefsson, O. Larsson and L. Gottby (2016). Mapping and Risk Classification of Fiberbanks in Northern Sweden. Report 2016:21 (in Swedish). SGU. Uppsala, Swedish Geological Survey. **21:** 177.

Raheem, A., V. S. Sikarwar, J. He, W. Dastyar, D. D. Dionysiou, W. Wang and M. Zhao (2018). "Opportunities and challenges in sustainable treatment and resource reuse of sewage sludge: A review." Chemical Engineering Journal **337**: 616-641.

Weiner, B., I. Baskyr, J. Poerschmann and F.-D. Kopinke (2013). "Potential of the hydrothermal carbonization process for the degradation of organic pollutants." Chemosphere **92**(6): 674-680.

PILOTPROJEKT 4. BIOKOLBASERAD REAKTIV BARRIÄR FÖR TÄCKNING AV FÖRORENADE SEDIMENT

Rapport framtagen av Luleå tekniska universitet på uppdrag av SGU.

Pilot project

Biochar based capping of polluted sediment

Biokolbaserad reaktiv barriär för täckning av förorenade sediment

Luleå tekniska universitet

2022-09-11

Christian Maurice, Luleå University of Technology, Luleå, Sweden.
Gabrielle Adli, Norwegian Geotechnical Institute, Oslo, Norway
Espen Eek, Norwegian Geotechnical Institute, Oslo, Norway
Gerard Cornelissen, Norwegian Geotechnical Institute, Oslo, Norway

Luleå University of Technology
Postal Address: 971 87 Luleå, Sweden
www.ltu.se

1.	**Introduction**	**3**
1.1	Background	3
1.2	The technology: thin layer capping	3
1.3	Overview of the work done	3
1.4	Overview of the methodology	4
2.	**Description of the field site**	**5**
2.1	Site history	5
2.2	Sampling of sediment for site selection and laboratory tests	8
2.3	Pollution situation at the test site	11
2.4	Selection of the test site Pollution situation at the test site	13
3.	**Laboratory investigations prior to the field test**	**14**
3.1	NGI – Absorption efficiency	14
3.2	LTU – Development of the mixing field recipe	17
3.3	LTU – Alternative structure material	20
4.	**Field experiment**	**26**
5.	**Evaluation of the capping efficiency**	**30**
5.1	Method	30
5.2	Result	31
5.3	Discussion	34
6.	**General discussion - Evaluation of the technology**	**37**
6.1	Applicability	37
6.2	Durability and sustainability	39
6.3	Knowledge gap and research needs	41

Appendix 1: Literature report
Appendix 2: Site characterisation
Appendix 3: Laboratory diffusion tests
Appendix 4: Recipe elaboration
Appendix 5: Pilot project, field report – June 2021
Appendix 6: Master thesis: Biochar-based thin-layer capping of contaminated sediment in Burefjärden, Northern Sweden. Assessment of biochar mixed into four structural materials for preventing release of trace elements from sediment to water.

https://ltuse-my.sharepoint.com/personal/christian_maurice_ltu_se/documents/rapporter bureå - nya versioner/slutrapport-22-09-11.docx

Summary

A 500 m^2 biochar based thin-layer capping was placed above the sea bottom outside Bureå in June 2021. The sea sediment is polluted with PAH and trace elements e.g. As, Cu, Zn, Pb, and Hg. The capping was composed of a mix of biochar, bentonite, salt and water, mixed in a concrete truck and pumped to the sea, above the pilot area. The efficiency of the capping to hinder PAH-flux to the sea was measured at two occasions in September 2021 and June 2022 using a diffusion chamber and SPMD-membrane. Parallel to the field experiment, laboratory investigations took place to develop a recipe for the blend and to assess the efficiency of different cover mixes to reduce the flux of PAH and trace elements.

The monitoring of the pilot capping showed an efficient reduction of the PAH-flux from the sediment to the sea water. The capping led to a significant reduction of the flux of PAH-compounds, between 80-100%, measured one year after the capping. Capping is a long-term reclamation strategy as it is supposed to last for several decades until natural sedimentation has built on the capping. Therefore, a long-term evaluation of the technology is necessary. Further work is also needed to assess the effect of the capping on redox-sensitive pollutants such as arsenic and the formation of methylmercury.

The laboratory experiments confirmed the ability of the capping to reduce pollutant fluxes. The production of the capping material, the slurry, was successful. However, the pilot experiment was not designed to assess the logistic of the technology as the mixing method was not relevant for the full-scale application. Further work is needed to scale up the method to full-scale and assess the feasibility for capping of large sediment areas. The replacement of bentonite with other structure material e.g., sediment or rock dust is also needed to reduce further the environmental footprint of the method and alternative should be further investigated from both a technical and environmental perspective. Further work is also needed to evaluate different types of biochar and to find the optimal biochar particle size to optimize chemical effectiveness while minimizing negative secondary impacts on benthic organisms.

Laboratory experiments have limitations, especially when dealing with trace elements, as the water quality does not fully represent the water quality in the sea. To measure fluxes of trace elements in the field, the diffusion chambers would have to be adapted using i.e. a DGT membrane.

https://ltuse-my.sharepoint.com/personal/christian_maurice_ltu_se/documents/rapporter bureå - nya versioner/slutrapport-22-09-11.docx

1. Introduction

1.1 Background

As part of "Regeringsuppdraget för förorenade sediment", a pilot project was performed between the autumn of 2020 and august 2022 with the objective

- To perform a pilot capping with a biochar/bentonite blend, of an area of sea bottom, polluted with (Polyaromatic hydrocarbon) PAH and metals e.g., Arsenic (As), Copper (Cu), Zinc (Zn), lead (Pb), and Mercury (Hg).
- To evaluate the function of the capping and its capacity to reduce the flux of pollutant from the sediment to the water body

The project was performed in cooperation between *Norges Geotekniska Institut* (NGI), Skellefteå Kommun and *Luleå tekniska universitet* (LTU). The site used for the pilot experiments is the Bay of Bureå (Skellefteå municipality), where large areas of sediment with elevated concentration of both organic and inorganic contaminants are found.

1.2 The technology: thin layer capping

The technology of thin layer capping is based on the application of a reactive material (biochar) that binds pollutant diffusing through the sediment to the water. For practical reason, i.e., to ensure that the capping is applied over the whole surface, the capping has to be 5-10 centimetres while only a few millimetres of biochar are sufficient. Therefore, biochar is mixed with a structure material e.g., rock dust, sand fraction, clay, dredged sediments. In this project, because of a tight timetable, bentonite powder was used instead of a more natural and economic material for the laboratory and the pilot experiments.

NGI has for the last decades developed the technology with sediment capping. A state of the art of the technology is in Appendix 1.

1.3 Overview of the work done

The project was divided in four main steps:

- Investigation of the site and selection of a test area for the pilot experiments (Appendix 2)
- Laboratory investigations to assess the performance of the capping, performed at NGI (Appendix 3)
- Laboratory investigations to determine a recipe for the slurry with the right consistency, performed at LTU (appendix 4)
- Performance and evaluation of the capping (appendix 5)

Parallel with the project, a master thesis was done at LTU, to compare different types of structure material that could be used as an alternative to bentonite, together with biochar (Appendix 6) [1].

[1] Nathalie Pantzare (2021). Biochar-based thin-layer capping of contaminated sediment in Burefjärden, Northern Sweden. Assessment of biochar mixed into four structural materials for preventing release of trace elements from sediment to water. Natural Resources Engineering, master's. Luleå University of Technology, Department of Civil, Environmental and Natural Resources Engineering.

1.4 Overview of the methodology

Material from the same sediment sample was used in all the experiments performed in this project. A general composite sample (ca 120 litres) generated of 9 single samples taken from a 30*30 m area was split and used for the laboratory assessment of the capping in jars at NGI, the column tests at LTU and chemical characterisation of the sediment.

The amendments used in the laboratory and field experiment were:

- Activated biochar, CP 1 provided by Jacobi carbon. The biochar is made of coconuts shale. It is powdered (90 % less than 74 µm with an average particle size of 45 µm).
- Bentonite was provided by VIACON. Ashapura bentonite (84 % less than 74 µm).
- Salt (road salt) from a local shop.

Three studies were performed at the laboratory scale

The efficiency of capping was tested at the laboratory scale using jars and columns. Experiment in jars were performed at NGI to assess the effect of biochar dosage in the capping and the effect of biochar mixed to the sediment. Several replicates were prepared and analysed at different interval to follow the evolution of the concentrations in the system.

- For PAH, heptane was placed at the top of the jar, as an infinite sink for PAH-compounds.
- For trace elements, the experiment was done in water which was sampled and analysed.

In parallel experiments performed at LTU, columns (3 litre, height 30 cm) were prepared with capping composed of different structure material. The water was sampled (60 ml) from the same columns at three occasions and analysed for trace elements. The water was not exchanged during the test and the concentrations of trace elements are expected to increase as the result of diffusion.

The consistency of the biochar/bentonite slurry was tested to determine the amount of bentonite and water to add to create a 5 cm thick layer which is thick, to minimize turbidity but also liquid enough to be pumped in a concrete pump.

The field work comprised two activities

- The installation of the capping over a 500 m2 area. The materials were dosed and mixed at a concrete station and transported by concrete truck to the site. The blend was transferred to a concrete pump and distributed above the test are with a hose.
- The efficiency of the capping was measured at two occasions using diffusion chambers and SPMD membrane (infinite sink) the flux of the 16 different PAH-compounds was calculated for the test area and a refence area nearby.

2. Description of the field site

2.1 Site history

The experiment was conducted in a narrow bay, close to the city of Bureå, Skellefteå municipality, Sweden. The site is situated on the shore of an old industrial site. The bay used to be a channel between the mainland and an island. In the 60ies, an embankment was built across the channel and closed the channel.

The area has a long history of industrial activities. In the bay of Bureå, "*Bure träsliperi och sågverk*" (Bure wood grinding and sawmill) operated from 1928 to 1992. The factory manufactured mechanical grinded pulp and between 1948 and 1964 the pulp was treated with the phenylmercury preparation pulpasan to prevent decay of the pulp. The process water, loaded with wood fibres, was discharge in the nearby sea. From the beginning, the fibre sludge was discharged directly in the sea, north of the site (Figure 1). Between 1950 and 1970, embankments were gradually built to contain the sludge and limit the spreading of fibres. The picture from 1972 shows the sedimentation basin north of the industry and a plume of fibre starting at the discharge point of the basin and spreading southward. As a result of the operation, spreading fibre sludge (and to some extent, mercury contaminated fibres) has taken place from the sedimentation basin to the surrounding sediment. During the 60 ies, the embankment to the island was built, which stopped further spreading to site used in this experiment (Figure 2).

During the last decades, after floating of timber has ceased, the area has remained the same. With time more and more vegetation has established (Figure 3).

As a result of the operations, a fibre bank was formed (close to the discharge point) and affected the surrounding sediment (fibre sediment = sediment containing fibres and pollutant). The sea currents have with time contributed to the spreading of contaminated sediment in the bay and it is assumed that some spreading can continue even today.

On the other side of the Skellefteälv estuary, few kilometres north of Bureå, is Rönnskärsverket, a copper smelter, that has been in activity since 1930th. Rönnskärsverket was a huge source of trace elements (arsenic and several heavy metals) to the surrounding land and water. As the bedrock in the region is mineralized, with many mines in the Skellefteå ore field, also rivers (Skellefteälv and Bureälv) transport significant amounts of trace element to the sea.

The area has therefore a complex history of exposure to organic and inorganic contaminants that resulted in a complexed pollution in the sediment in the Skellefteälv estuary, where Bureå bay is a part.

Figure 1 *Bureå bay, 1950. Logs are stored in the Bay outside the industry. The embankment to the island is not built. The process water is discharged in the sea, north of the site.*

Figure 2 *Bureå Bay, 1972. The embankment to the island is built, stopping water movement between the Northern part of the bay and the channel. A sedimentation basin is now built to contain the fibre sludge disposed in the northern part. Excess water is discharged in the sea and a plume with water and sludge is visible, moving southward.*

Figure 3 *Bureå bay 1981. Floating of timber has ceased and the sedimentation basins are visible in the Northern part of the area.*

2.2 Sampling of sediment for site selection and laboratory tests

The first step of the project consisted of the selection of an area where to perform the pilot experiment and to collect sediment to be used for the laboratory investigations. Based on the information available from previous studies, three potential areas were identified i.e. a test area, a reference area and a back-up area.

For each location, a grid (mesh: 10x10 m) was established. The test areas were 30 x 30 m and sampling was done in half of the cells according to Figure 4, to collect sediment representing the bottom conditions at each location.

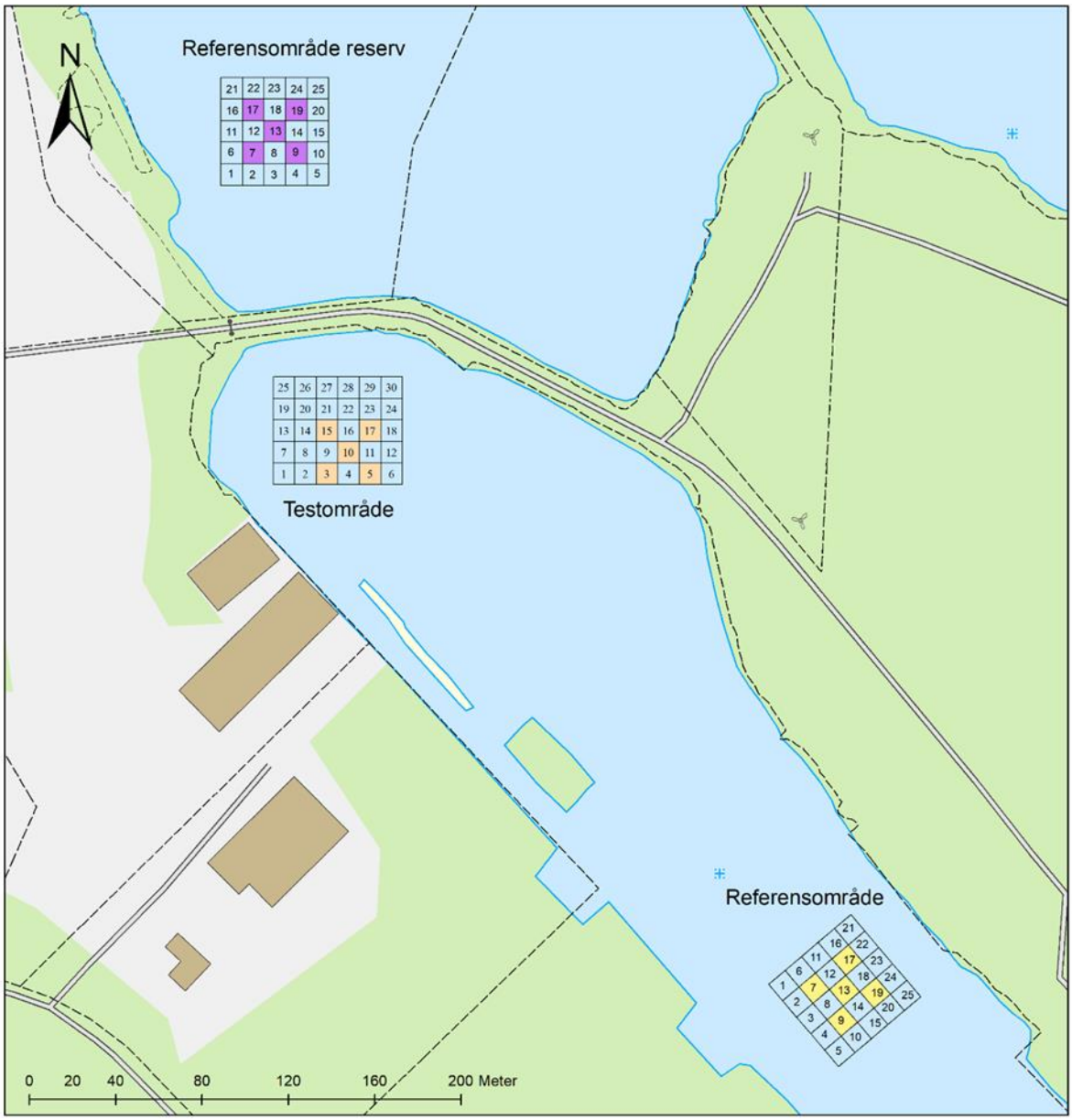


Figure 4 *Map of the Bureå bay with the three sampling locations: The reference area (yellow grid), the test area (orange grid), and the backup area (purple grid) (Ramboll, 2021).*

The sediment samples were collected with a Van Veen grab, which was rinsed with sea water in between each sampling. The collected sediment was poured into a rinsed plastic container and stirred with a shovel to homogenize the material (Figure 5). Sediment from each location within the respective area was first sampled in one plastic jar and one glass jar for metals and PAH analysis. The remaining sediment in the plastic container was then evenly distributed into eight buckets of 15L, and 1 scoop of sediment was collected in a smaller bucket (Figure 6) to generate a general composite sample for each area analysed for metal and PAH.

Figure 5 *Sediment collected with the Van Veen grab and mixed in a plastic container (left) and picture of the upper part of the sediment with a typical oxidized top layer (light brown) and some organic material (Flodin, 2020).*

Figure 6 *Preparation of eight composite samples for laboratory experiments (Flodin, 2020).*

The undisturbed sediment had a dark brown/black colour and some of the samples had a light brown coloured layer on the top (see appendix 2). The material varied in texture between the locations, where some of the samples had a firmer texture while others were looser with visible branches and organic material.

The chemical characterisation of the sediment was performed by ALS Scandinavia AB in Luleå. In total, 10 samples were collected from each area (9 single samples from each 10x10 m mesh and 1 composite sample), whereas 6 samples from each area were sent to analysis (5 single samples and 1 composite sample). The analyses performed were:

- OJ-1 PAH (EPA-PAH, 16 st)
- MG-1 (metals)
- MeHg (methylmercury)

2.3 Pollution situation at the test site

Figure 7 presents the average concentrations of As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, and Zn for the three areas. Observe that the figure has a logarithmic scale. The average values do not include the composite samples (REF-SAM, TEST-SAM, B-SAM).

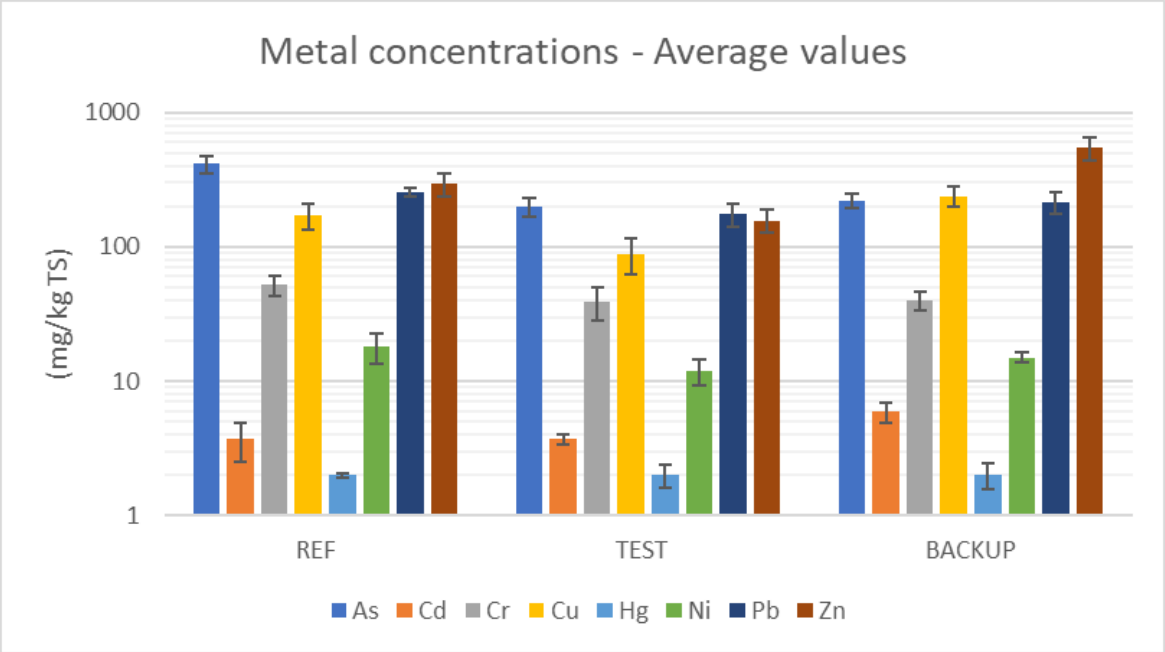


Figure 7 *Average values of arsenic, cadmium, chromium, copper, mercury, nickel, lead, and zinc (mg/kg dry substance) with standard deviation for the three areas, logarithmic scale.*

The average concentrations of arsenic, lead, chromium, and nickel are higher in the *reference area* compared to the other areas, while the concentrations of cadmium, copper, and zinc are higher in the backup area. The average level of mercury is approximately the same in all areas (around 2 mg/kg TS). The test area shows the lowest concentrations of copper, arsenic, lead, nickel, and zinc.

According to the *Assessment criteria for inorganic elements in sea sediment, report 4914* (Naturvårdsverket, 1999[2]), in all three area, the concentrations of As, Cd, Hg, and Pb exceeds *very high* concentrations, and Ni is found in *very low* concentrations. In the *reference area*, Cu and Cd are found in *high* to *very high* concentrations, and Cr is found in *low/mediate* to *high* concentrations. In *the test area*, Cu shows *high* to *very high* concentrations, and Cr *low* to *mediate* concentrations. *The backup area* has very high concentrations of Cu and very low to low concentrations of Cr.

For the *reference area,* the measured concentrations of PAH within the area shows high spatial variability. The *test- and backup area* shows a smaller, but still large, spatial variability within the areas compared to the reference area. For all three areas the difference is also large between the composite sample concentrations and the calculated average concentrations. Table 1 shows that all areas have *high concentrations* to *very high concentrations* of PAHs.

Table 1 *PAH analysis result for the three areas. The red cells indicate very high concentrations of PAHs, and the orange cells indicate high concentrations of PAHs.*

Reference area									
Element (mg/kg TS)	REF-7	REF-9	REF-13	REF-17	REF-19	REF-SAM	Average	Dev % from average	Diff % REF-SAM/Average
PAH, sum 16	14	50	14	24	68	18	34	70.7	-46
PAH, sum L	1	4	1	2	5	1	3	64.5	-46
PAH, sum M	7	29	7	12	35	8	18	72.7	-55
PAH, sum H	5	17	6	10	28	9	13	72.1	-33
Test area									
Element (mg/kg TS)	B-7	B-9	B-13	B-17	B-19	B-SAM	Average	Dev % from average	Diff % TEST-SAM/Average
PAH, sum 16	32	35	12	15	15	15	22	49.6	-33
PAH, sum L	4	4	1	1	1	1	2	63.7	-52
PAH, sum M	17	21	6	8	9	7	12	54.1	-41
PAH, sum H	12	10	5	6	5	6	8	40.0	-16
Backup area									
Element (mg/kg TS)	TEST-15	TEST-17	TEST-10	TEST-3	TEST-5	TEST-SAM	Average	Dev % from average	Diff % B-SAM/Average
PAH, sum 16	12	14	15	10	26	8	15	40.6	-49
PAH, sum L	3	4	5	3	8	3	5	44.7	-43
PAH, sum M	6	7	7	5	14	4	8	45.0	-43
PAH, sum H	3	3	3	2	4	1	3	26.0	-74

Figure 8 shows the average values for the different sums of PAH for the three areas (SUM 16, SUM L, SUM M, and SUM L). The *reference area* appears to have the largest average concentration of PAH Sum 16, PAH sum M, and PAH sum H. However, the standard deviation is large, especially for the calculated PAH sum 16 for the *reference area*, which indicates a large spatial variation. The backup area shows the lowest concentrations of PAHs, except for PAH sum L.

[2] Naturvårdsverket. (1999). Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet – Kust och Hav, NV rapport 4914, 1999 (senare uppdaterad

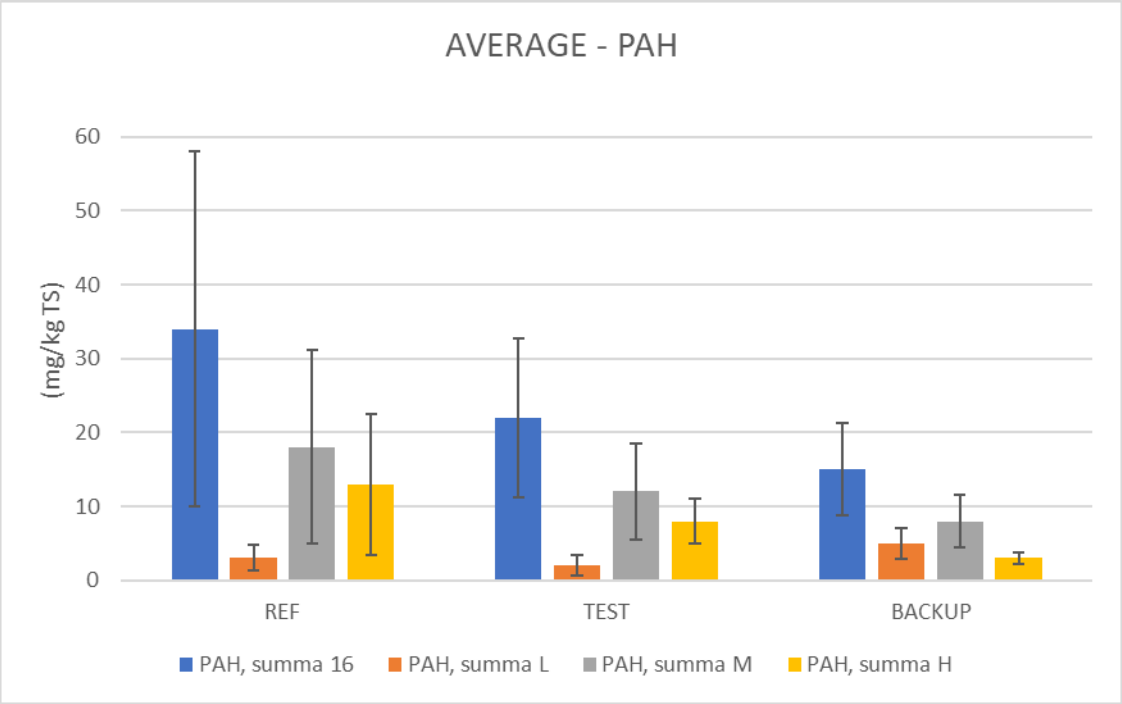


Figure 8 *Average values for PAH (mg/kg dry substance) for the three areas. Highest concentrations are found in the reference area.*

2.4 Selection of the test site Pollution situation at the test site

Comparing the PAH, methylmercury, and inorganic element concentrations in the sediment, the two most interesting locations for performing the cover test are the **reference area** and the **test area**. The two areas show similar concentrations of trace elements, PAHs, and methylmercury. Regarding suitability for performing the covering test, the **test area** is the most suitable location since it shows high concentrations of inorganic elements and PAH, and since it is located in the bay relatively close to the shore (see Figure 4).

The water depth is the comparable at both sites. The sediment contains certain amount of wood and fibres. However, both areas are not in the vicinity of the fibre bank, and gas production is not expected to disturb the bottom condition at both areas.

A crane lorry was used for pumping the biochar-mixture and therefore it was therefore an advantage to perform the covering in close access to land. The selection of the test area took into account the pollution situation at each location, as an outcome of the sediment characterization, and practical consideration such as accessibility for the trucks and distance from the shore. Based on those considerations, the **test area** was selected for the pilot experiments.

The orange and yellow marked cells in figure 4 are 10*10 meters each and indicate the cells that were sampled and analysed. The central cell of the test area indicates the middle of the area that was capped. A square (3x3 cells, with cell 10 in the middle*, see* Figure 4*)* was used for the pilot capping experiment with a biochar-bentonite mixture, while the outer part of the grid delineate the capped area. The monitoring of turbidity was done on the outer limits of the capped area.

Both the test area and the reference area were monitored with diffusion chambers to measure transport of organic compounds to the water and assess the efficiency of the capping.

3. Laboratory investigations prior to the field test

3.1 NGI – Absorption efficiency

The assessment of the capping efficiency was done in laboratory experiments, prior to the pilot experiments. The sediment used in the experiments was a compositive sample of the 9 cells sampled during 2020. As a consequence, the sediment was mixed and homogenised before testing. The experiment was done in jars that were analysed at different time intervals (Figure 9). The experiment included the measurement of both PAH and trace element fluxes from untreated sediment (A), sediment amended (B) with biochar (which was note tested in the field) and capped sediment (D and E). Several replicats were generated at the starting point and were sampled at regular interval to calculate the flux through the capping.

The method and the results from the experimental work done at NGI is presented in appendix 3.

The PAH compounds migrating through the cap are captured in the heptane layer that act as an infinite sink, thanks to the high affinity of PAH in heptane. A compilation of the measured fluxes is presented in Figure 10. The fluxes i.e., the slope of the dotted lines, of the sum of 15 EPA PAHs with a bentonite cover (B, orange) and a bentonite+biochar cover (E, black) compared to without cover (A, green). The flux of the B samples was calculated after 100 days and the flux above E samples after 200 days, after the breakthrough through the cap.

According to the experiments, the thin cap with bentonite and biochar could reduce significantly the flux of PAH diffusing to water, with a capping efficiency depending on PAH compounds. Capping with bentonite alone had a significant efficiency for most of PAH compounds. This positive effect of bentonite capping can for a large part be explained by the increase of diffusion boundary layer (Eek et al., 2008[3]). But it is also possible that bentonite sorbs to some extent PAHs.

The bentonite cap had a remediation efficiency RE= 0.5, meaning that the diffusive flux of dissolved PAHs was reduced by 50% by introducing a 1-cm undisturbed capping layer of bentonite. In the case of the biochar-enriched bentonite cap (E sample), RE = 0.58, meaning that the diffusive flux of dissolved 15-PAHs was reduced by 58% by introducing a 1-cm undisturbed capping layer. The reduction factor was lower than the theoretical one of a factor of ten, but this can be explained by uncertainties in the thickness of the diffusive boundary layer in the uncapped sediment.

For a number of PAH compounds like acenaphtylene, acenaphtene and chrysene, phenanthrene and anthracene, the concentrations measured in heptane were significantly lower for samples capped with bentonite and high amounts of biochar (1,8 ±0,1 kg/m^2) than for samples with bentonite and lower amounts of biochar (0,7 ±0,1 kg/m^2), which was lower than for samples capped with only bentonite (see Appendix 3). These lower PAH concentrations for sediment covered with more biochar are interpreted as being at least partly due to sorption of PAH on biochar. Indeed, PAHs have a high sorption affinity for biochar (Chen and Yan, 2011)[4] and sorption processes in the cap delays and limits diffusion of contaminants to the water above (Viana et al 2008)[5].

[3] Eek, E., Cornelissen, G., Kibsgaard, A., & Breedveld, G. D. (2008). Diffusion of PAH and PCB from contaminated sediments with and without mineral capping; measurement and modelling. *Chemosphere*, *71*(9), 1629-1638.

[4] Chen, B., & Yuan, M. (2011). Enhanced sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons by soil amended with biochar. Journal of Soils and Sediments, 11(1), 62-71.

[5] Viana, P. Z., Yin, K., & Rockne, K. J. (2008). Modeling active capping efficacy. 1. Metal and organometal contaminated sediment remediation. *Environmental science & technology*, *42*(23), 8922-8929.

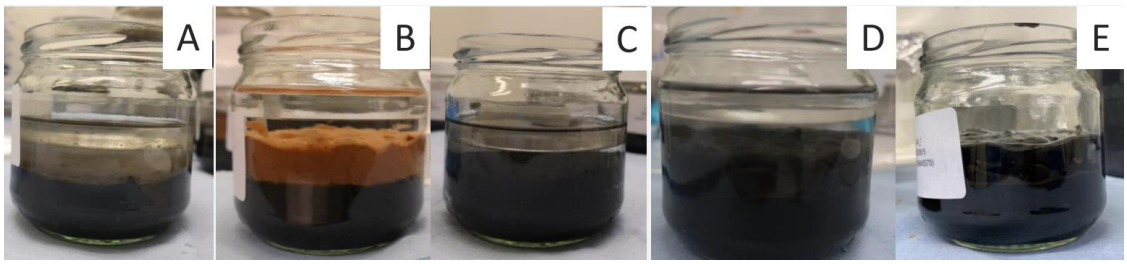


Figure 9 *Pictures of the experimental tests with sediment and different treatments. NB: the pictures were taken after sampling of the water phase above.*

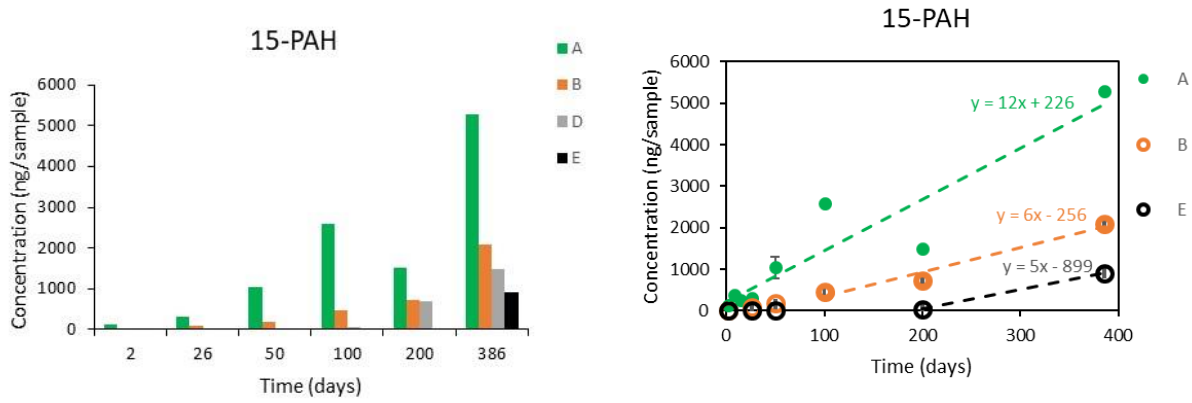


Figure 10 *Cumulative amounts of 15-PAH analysed as a function of time in the heptane phase of tests with (A) untreated sediment, (B) sediment capped with only bentonite, (D and E) sediment capped with bentonite mixed with respectively low and high amounts of biochar. Results for C treatment are not shown for a better readability; indeed, 15-PAH were not available for all of the time points.*

In similar experiments, the effect of the capping on trace element diffusion was assessed. As a result of diffusion through the capping, the concentration of respective elements increases gradually in the water, until it reaches a plateau. The behaviour of Mg was consistent with pure diffusion from sediment to water in a closed system, i.e. where water is a finite sink. Indeed, concentration of Mg in water above uncapped sediment increased fast at start, then slower with time, tending to pore water concentration. The concentration of Mg increased significantly slower above capped sediment than above uncapped sediment. The fact that capping limited Mg diffusion is qualitatively consistent with the diffusion model (Figure 11), indeed Mg diffusion is limited by a longer diffusion boundary layer. However, biochar addition to the bentonite cap did not significantly limit Mg diffusion, even though biochar mixing with sediment hindered it slightly (see appendix 3 for further details).

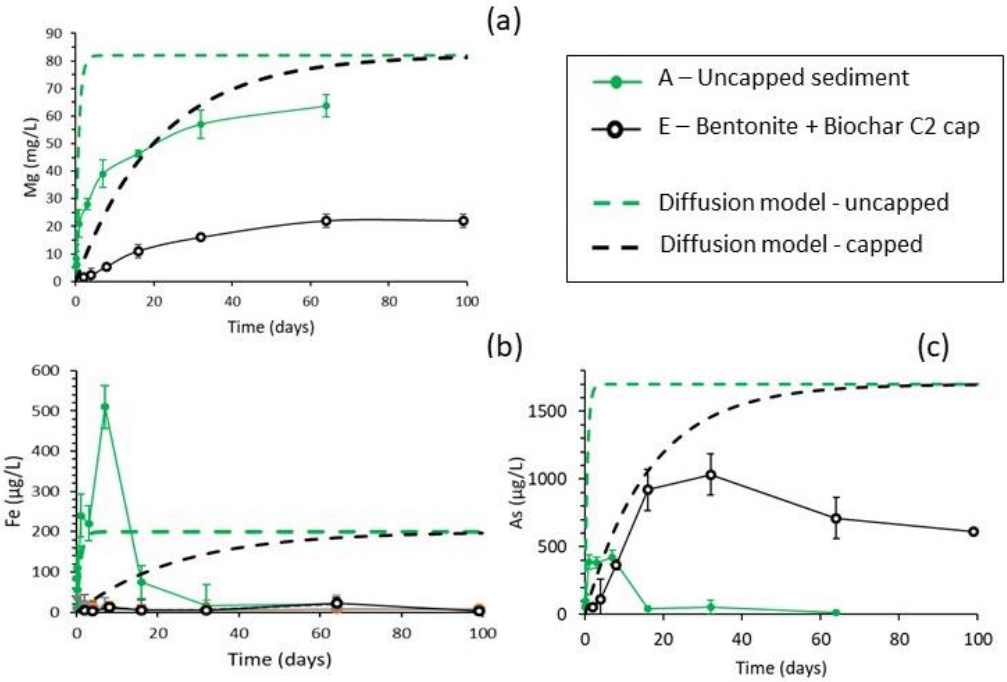


Figure 11 *Comparison of concentrations of Mg (a), Fe (b) and As (c) measured in A and E samples (plain lines) with concentrations modelled (dashed lines) considering equations {1} and {3}, respectively for uncapped an capped sediments.*

Biochar-enriched thin cap not only limited the diffusion of metal elements, but also changed the pH and redox conditions in the experimental system, and consequently the mobility of different elements. The Fe concentrations reflect the evolution of oxygen concentrations in the water above sediment. One effect of changing redox conditions is believed to indirectly limit the surface of Fe oxides available for sorption of trace metal elements.

During the first seven days, Fe concentrations built up above the uncapped sediment, indicating diffusion of Fe (likely Fe(II)) as predicted by the model (Figure 11). On the contrary, Fe concentration dropped between 7 days and 16 days, indicating oxidation of Fe(II) to Fe(III) and precipitation. Consistently, an orange precipitate was observed at the surface of uncapped samples. This phenomenon is assumed to be the consequence of oxygen diffusion form the air to the jar. In addition to lower redox conditions, capping led to higher pH values i.e. biochar (pH 10) and bentonite (pH 9). Indeed, pH values were higher above capped sediment than above uncapped sediment, especially right after application of the cap.

As concerns redox conditions, the first two weeks of experiment mimicked dysoxic conditions (0.2-2 mg/L O_2) while the following phase represented oxic conditions (2-8 mg/L O_2). Both conditions are relevant to the environment at the Bureå bay, where 1 to 2 mg/L O_2 were measured in April and seasonal variations are expected. However, the changes in pH caused by the capping are only relevant for the conditions in the pore water and not in the water column.

Our results suggest that capping can have antagonistic remediation effects for redox sensitive metal elements like As. Even though capping was efficient for limiting As diffusion under dysoxic conditions, it led to higher As mobility, likely due to pH increase and favouring of reducing conditions. Under field conditions, the system would not be closed, therefore pH in the shallow cover would be to some extent buffered by sea water and pH effects on metal mobility would likely be less predominant.

Capping could decrease the As concentration at the sediment surface where benthic organisms live, at least for some time. Indeed, in the field, the surface of the sediment is covered by a layer of Fe oxides before the capping is applied. This layer of Fe oxides provides a natural sorption trap for As, concentrating As at the surface where benthic organisms live, and capping could protect these organisms from older As-enriched Fe oxide layer. Because Fe diffusion would be limited by the cap, the deposition of a new As-enriched Fe oxide layer would be slower.

3.2 LTU – Development of the mixing field recipe

The capping is applied as blend of biochar, water and a structure material to ensure an even distribution of the biochar above the sea bottom. For the pilot experiment, dry bentonite was used as structure material as it swells and is expected to keep the biochar in place. To ensure the blend had appropriate technical properties, a recipe was developed in laboratory conditions.

The objective of the work was to develop a recipe for a slurry that could be used in the pilot experiment. The main requirements set for the blend were:

- A blend with a consistency as thick as possible to limit turbidity and facilitate sedimentation
- A slurry that is easily pumped from the cement truck and does not swell and clog the system
- Ensure that the blend sink and stay at the bottom
- Contain enough material to result in the formation of a 5-10 cm thick layer, at the bottom.

The dosage was set to 3 kg/m^2 of biochar, to ensure a capping layer of at least 1.6 kg/m^2, which is the amount that has been used in laboratory experiments performed by NGI (see appendix 3).

The blending tests were performed at LTU's geotechnical laboratory, at different scales. Most tests were performed in a 3-litre mixer. As the mixing at small scale is more intensive than mixing at pilot or industrial scale, with e.g. cement blenders, tests with 16 resp. 200 litres to investigate the scale effect (Figure 12). The objectives of the tests were to define the blending time and the dosage (see appendix 4).

(a) Cake mixer with 3 litre bowl

(b) Laboratory mixer with 16 litre bowl

(c) Laboratory mixer with 200 litre bowl

Figure 12 Different laboratory mixer used in the laboratory investigation (Al Jabban, 2021).

The sedimentation velocity was assessed in series of column tests to determine the thickness of the layer and control the turbidity of the water phase. Salt was added to increase the density of the blend (enhance sedimentation) and limit the swelling of bentonite. Addition of 1-2 % salt (NaCl) to the blend effectively reduced the swelling of bentonite (see Figure 13 and Figure 14) and limited the turbidity in the samples.

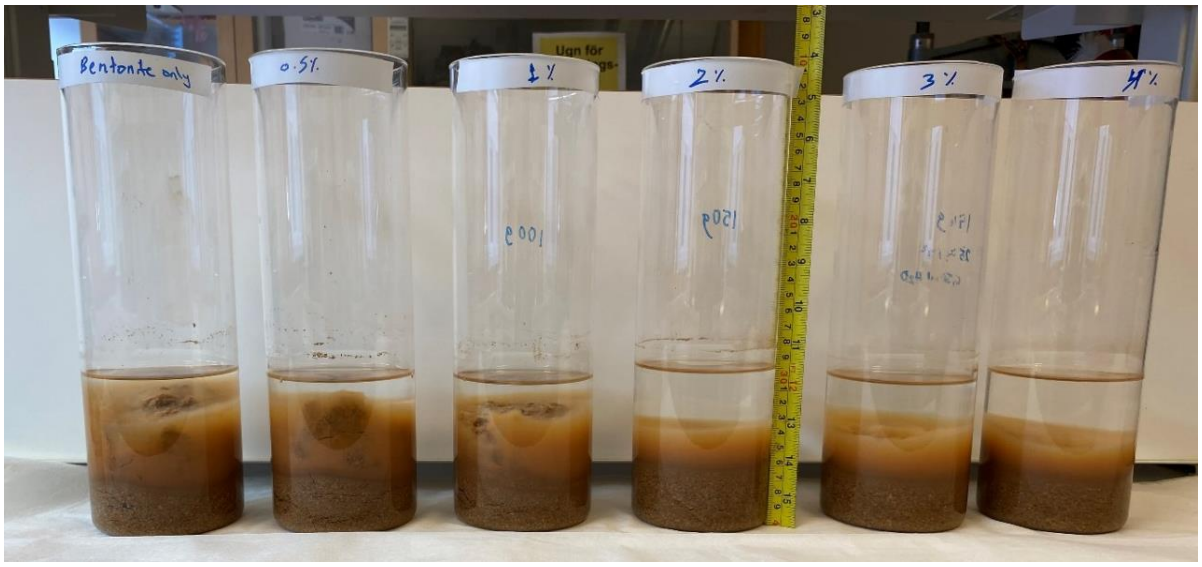


Figure 13 *Effect of increasing salinity on the swelling of bentonite, after168 hour from starting the test (Al Jabban, 2021).*

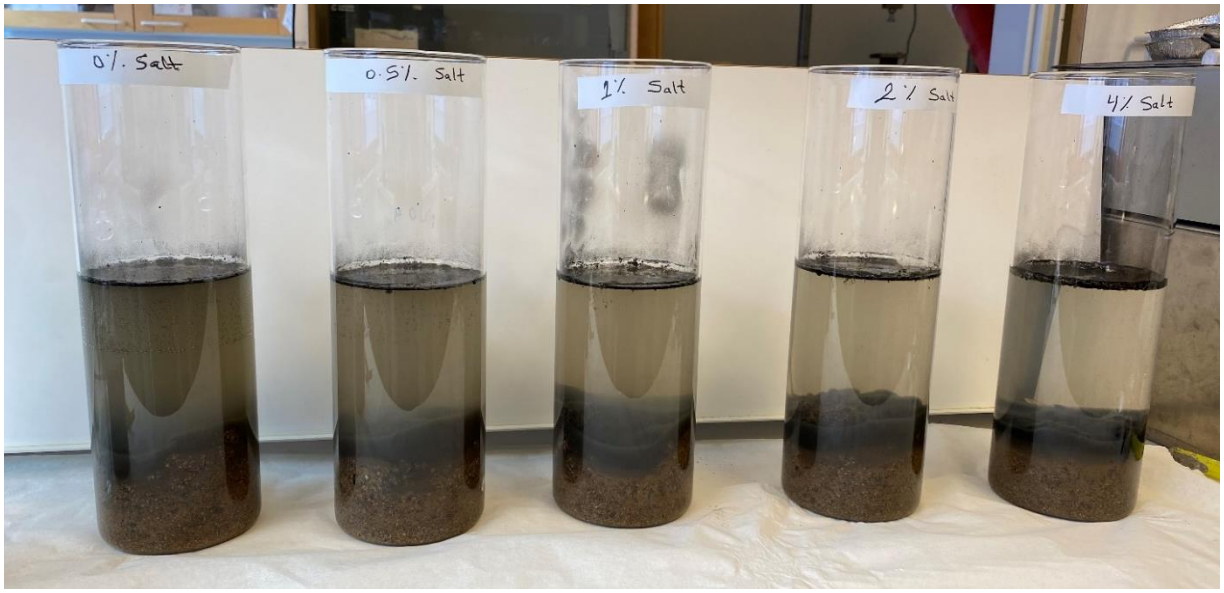


Figure 14 *Effect of salt addition to the biochar/bentonite mixture, on the turbidity in the water phase after 24 hours from starting the test (Al Jabban, 2021).*

The consistency of the blend and its behaviour in water were studied in aquariums. The blend was added to water though a funnel and fell freely in the water to the bottom that was cover with a layer of sand (Figure 15). The experimental set was used to determine an appropriate consistency and monitored the sedimentation velocity and the turbidity.

The result of a capping test is presented in Figure 16. the capping (black layer) has sediment above the sand layer. A close view of the layer shows lumps of bentonite (light brown) that were not properly mixed with biochar (Figure 16).

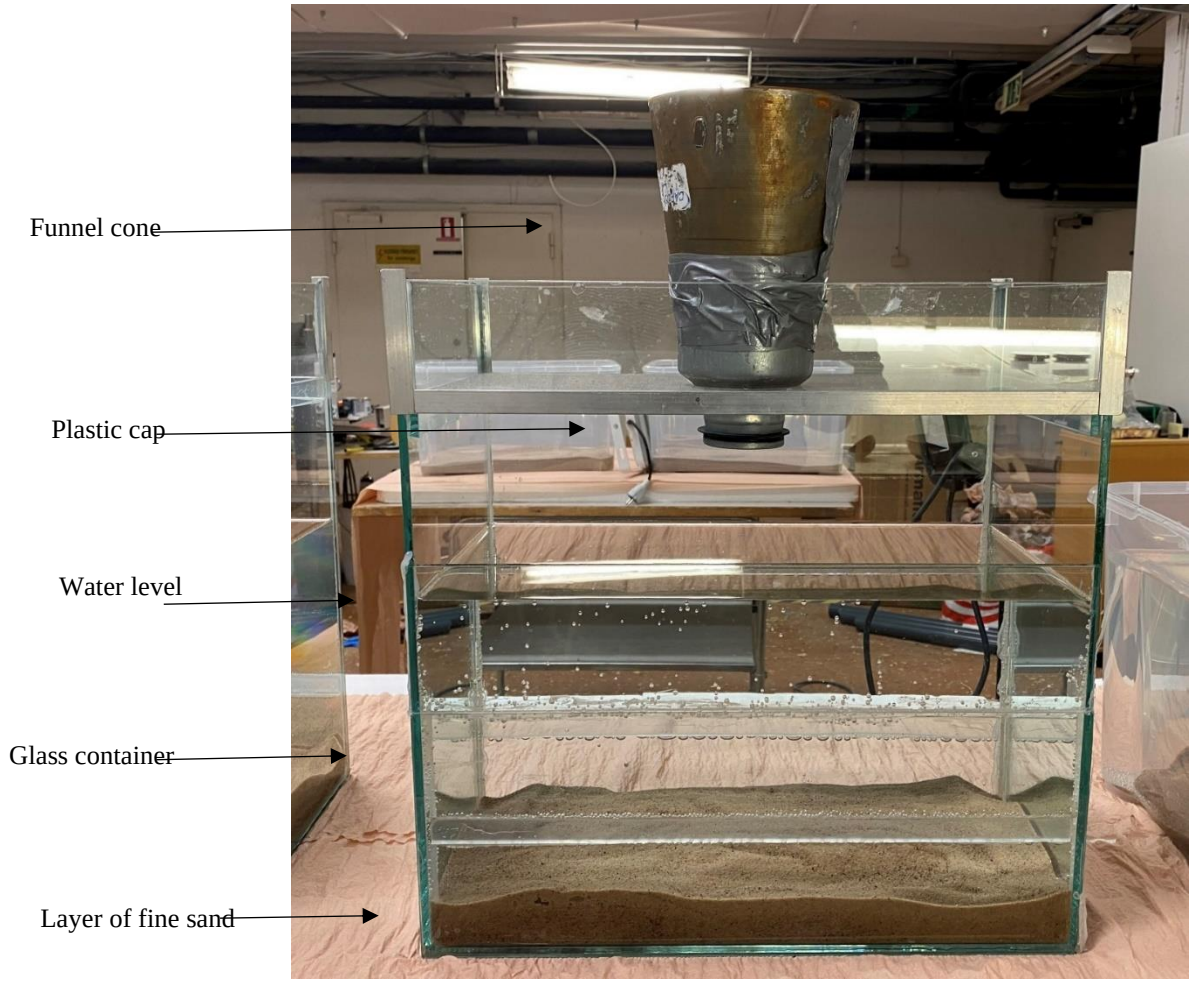


Figure 15 Aquarium experiment used for the sedimentation tests (Al Jabban, 2020).

Figure 16 *Capping after 24 hours from pouring in the aquarium. On the left, picture of bentonite lumps that were not mixed with biochar (Maurice 2021).*

The results of the laboratory investigations is presented in Table 2. The recipe was optimised in order to get a slurry with a consistency that enable pumping with as low water addition as possible i.e. as thick as possible.

Table 2 *Target recipe for the blend elaborated and acceptable span for water addition*

	Recipe kg	Blend %	Field batch kg
Bentonite	100	11,5	6 000
Biochar	22,9	2,6	1371
Salt	1	0,1	60
Water	750	85,8	44 834
Acceptable span for water addition	720-825	85,4-86,9	43 300-49 500

3.3 LTU – Alternative structure material

Parallel to the project where the selected capping material was a biochar/bentonite blend, a master thesis was done at LTU, to assess the possibility to use other structure material as an alternative to bentonite. The master thesis was written by Nathalie Pantzare and is published on LTU website (Pantzare, N. 2021).

The experiments were conducted in 30-cm jars with sediment and capping at the bottom and the water profile was sampled at three occasions (Figure 17). The water was sampled with a syringe in the middle of the column and filtrated immediately, prior to analysis. The water was not exchanged during the experiment. As the volume of water sampled small (50 ml) compared to the column (3 000 ml), no fresh water was added.

The main objective of the experiment was to assess the effect of different capping materials on the element fluxes. The leaching from the capping itself was investigated in separate experiments. As the water was not changed, the capping affected the water chemistry in the column and in turn the element mobility in a way that would not happen in the sea.

The experimental plan included three structure materials beside bentonite:

- Bentonite – 7 kg/m^2
- Rock dust, 0-2 mm– 20 kg/m^2
- Asphalt filler, a coarse fraction of rock dust, 0-5 mm – 20 kg/m^2
- Cement sludge – 20 kg/m^2

The bentonite layer was approximately 4 cm while the other materials, that do not swell, formed a 2 cm layer.

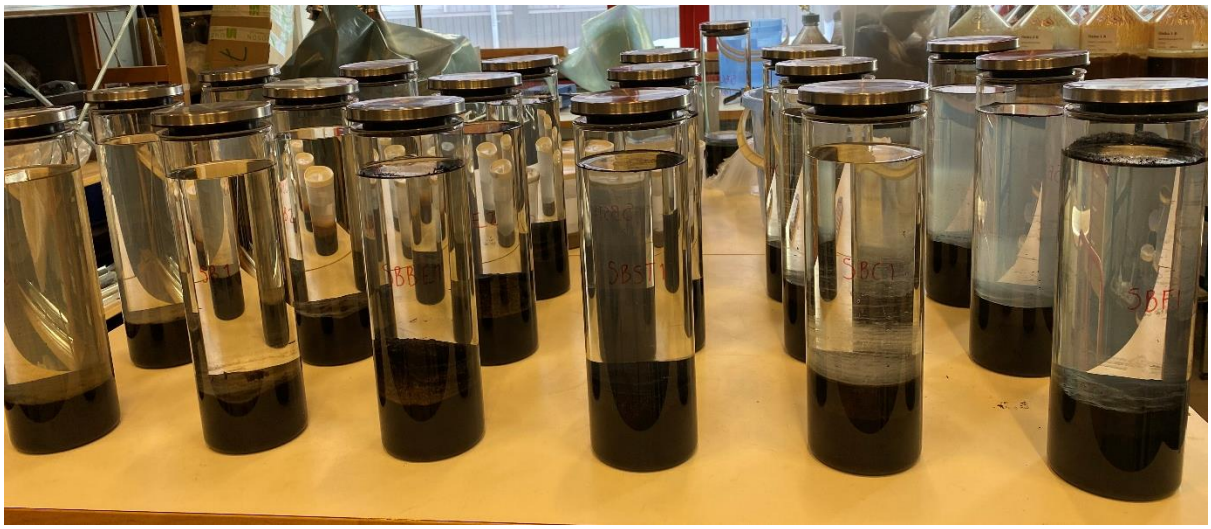


Figure 17 *Experimental setup for testing of different capping materials, at LTU (Photo Natalie Pantzare).*

Average concentrations of Cu and Zn after 19, 33 and 60 days in the water column above the different capping layers are compiled in Figure 18. The black bars represent Cu concentrations, and the orange bars show Zn levels. The level of dissolved Cu follows the same trend over time for all columns i.e. the Cu levels generally increase between 19 and 33 days, and then decrease at 60 days. Only the biochar+concrete layer shows continuously decreasing Cu levels over time. The highest displayed levels for all sampling occasions are in the water column above the uncapped sediment with Cu levels that ranges from 2.4 to 2.9 µg·L-1. The levels in the biochar capping were lower e.g. bentonite (0.3 ± 0.04 µg·L-1), coarser rock dust (0.3 ± 0.1 µg·L-1) and the concrete slurry (0.2 ± 0.1 µg·L-1).

Zn exhibits trends similar to Cu, with concentrations remaining approximately constant up to day 33, and then decreasing after 60 days for all capping layers except biochar+concrete material which increases with time (Figure 12). An explanation for the increase of Zn concentration above the biochar+concrete material is likely the high levels of Zn in the concrete slurry material (7 µg·L-1 released from control sample). The uncapped columns and columns with biochar mixed into the sediment displays a significant decrease (about 57-60%) in Zn levels after 60 days. This is a general trend but is more visible for the columns with a more elevated initial level.

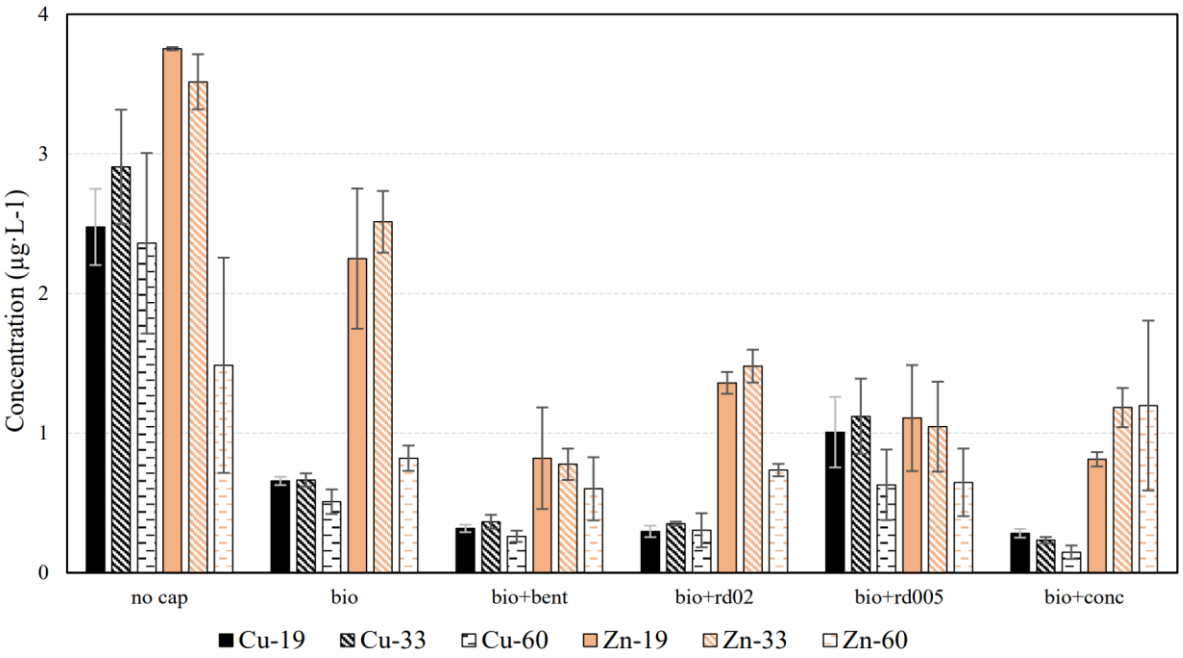


Figure 18 *Average concentrations (µg·L-1) for Cu and Zn over time in the water column above the uncapped and capped sediment in the column experiment. The samples were collected after 19, 33 and 60 days. Error bars show calculated SD.*

Figure 19 displays the average concentrations of Cd and Pb after 19, 33 and 60 days in the experimental columns. The black bars show the Cd levels and the green displays Pb levels. Levels of Cd and Pb released into the water column are reduced for all capping materials. The most significant reduction of Cd is seen for the biochar+concrete layer which exhibits levels below the detection limit at all sampling occasions. Furthermore, the Pb levels are increasing with time in the coarser rock dust. All capping materials, however, suggest efficient immobilization of Pb and Cd compared to levels in the uncapped columns.

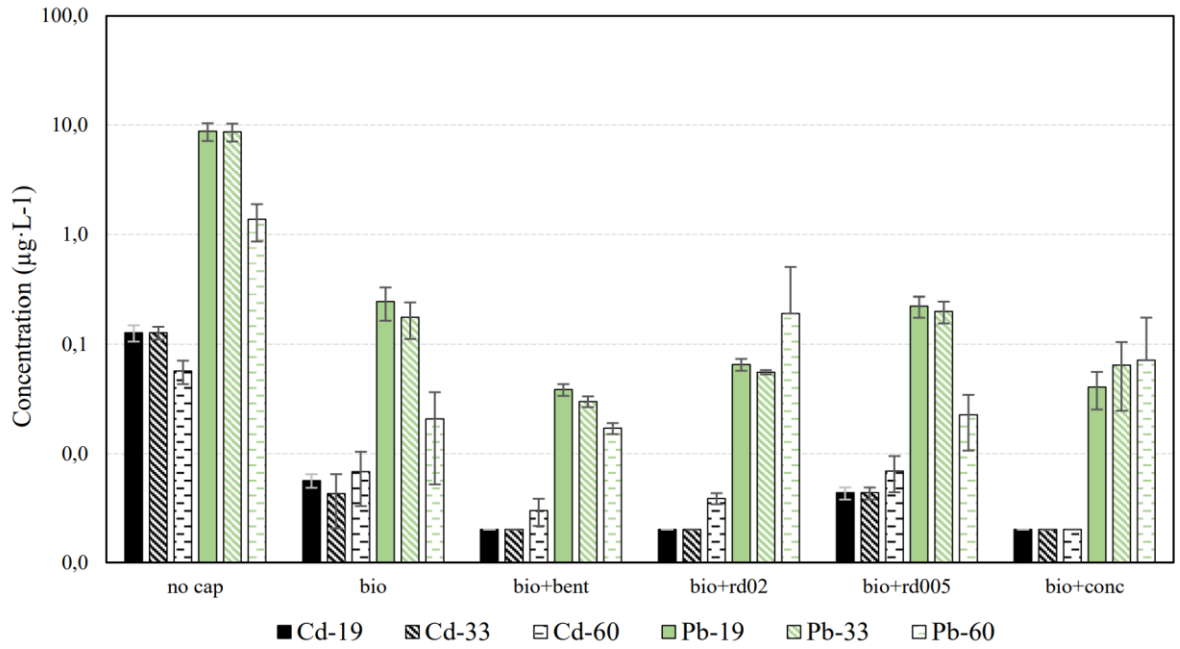


Figure 19 *Average concentrations (µg·L-1) for Cd and Pb over time in the water column above the uncapped and capped sediment in the column experiment. The samples were collected after 19, 33 and 60 days. Error bars show calculated SD.*

Average concentrations and calculated standard deviations (SD) for As and P (tot-P) levels over time are presented in Figure 20. The two elements are plotted together as they both are anions and were observed to follow the same trend for release through the capping materials. Release of As from sediment to the water column is delayed when applying a capping layer on top of the sediment. However, As levels in uncapped columns (133 ± 30 µg·L-1) and bentonite columns (41 ± 18 µg·L-1) are high which indicate the development of anaerobic conditions.

The biochar+bentonite capping layer immobilized As at early stages of the experiment, followed by increased As concentration with time. The levels of As above the capping layer was believed to be controlled by the redox conditions in the columns and adsorption onto Fe-Mn oxides formed in the more oxidized surface layer. However, the overall increasing As (and P) levels with time (Figure 20) suggest that the sediment and overlying water is getting more anoxic as oxygen is depleted in the column.

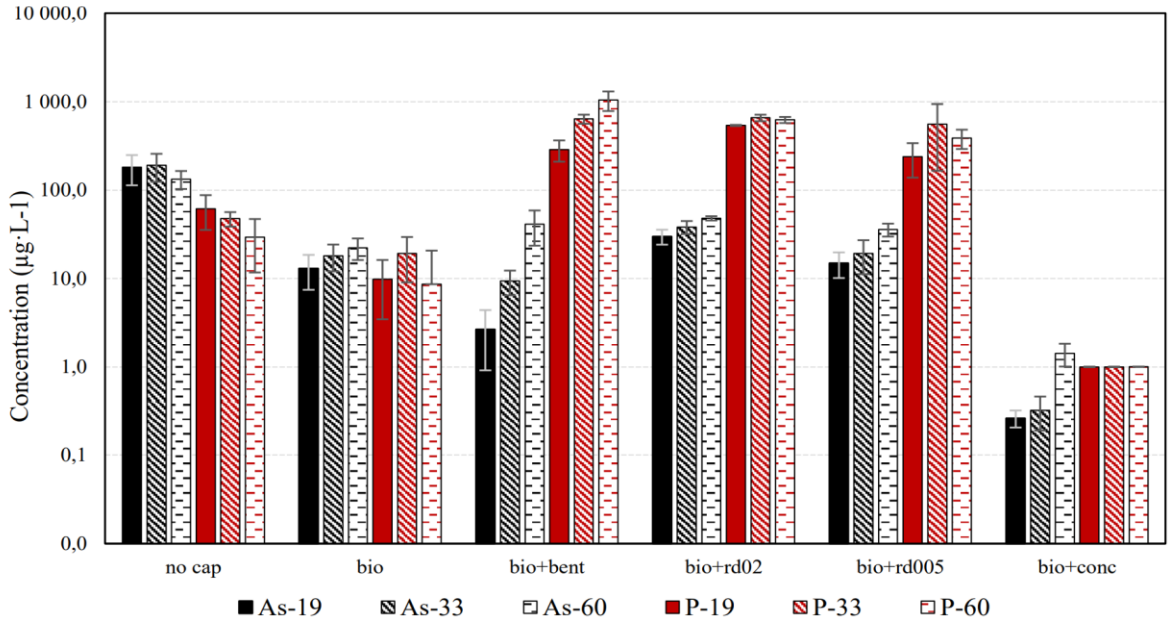


Figure 20 *Average concentrations (µg·L-1) for As and P over time in the water column above the uncapped and capped sediment in the experimental columns. The samples were collected after 19, 33 and 60 days. Error bars show calculated SD.*

A comparison between the effect of the covers with coarse rock dust and bentonite is presented in Figure 21. The biochar/bentonite cover exhibit lower concentrations at the beginning of the experiment, which is interpreted as the barrier effect of the clay minerals. Mixing biochar to sediment or rock dust gave initially higher levels in the water. After 60 days of experiment, the difference is however eliminated, i.e. both structure materials work equivalently. The initial concentrations are a combination of the initial physical barrier effect of the bentonite and possibly release of trace element from the rock dust.

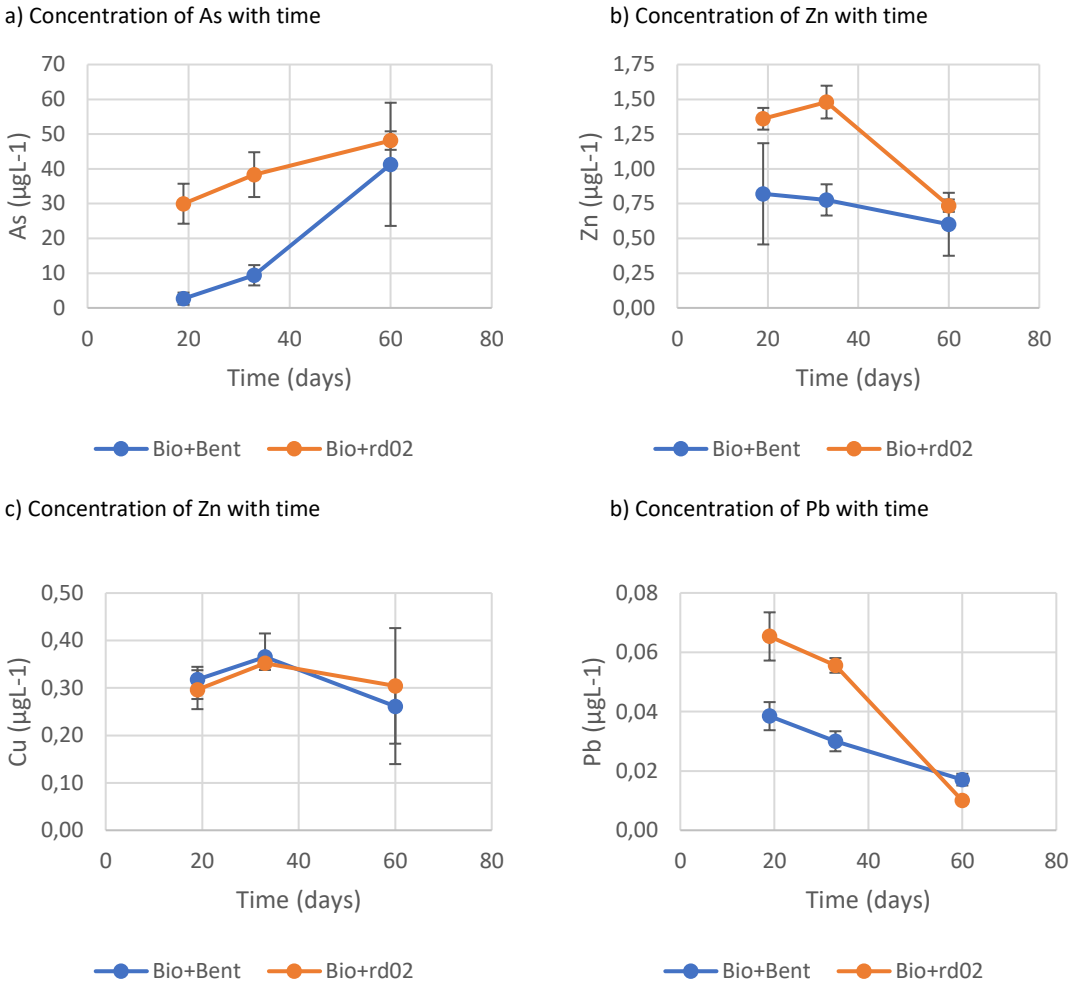


Figure 21 *Comparison between the bentonite/biochar and the rock dust/biochar covers. Evolution of the concentration of As, Zn Cu, and Pb with time.*

4. Field experiment

The capping mixture was dosed and mixed at the Swerock concrete station outside of Skellefteå, directly in concrete truck and transported by truck to the test site (Figure 22). The mixture was pumped with a concrete pump i.e. a truck with a long arm and a pipe (Figure 23Figure 22). The pump was then connected to a floating pipe to reach the test area (Figure 24). See Appendix 5 for further details.

Figure 22 *Preparation of the pumping activities with the pump to the right and the concrete truck transporting the capping mixture (Maurice 2021).*

Figure 23 *Concrete pump extended above the bay (Maurice 2021).*

Figure 24 *Floating pipe was mounted to the crane lorry to transport the capping mixture to the test area and spreading of the capping mixture from the floating dock (Flodin, 2021).*

According to the mixing ratios of biochar/bentonite/water predetermined in laboratory environment, each individual load of mixture consisted approximately of:

- 20 kg salt,
- 300 kg biochar, CP1 from Jacobi carbon
- 1,2 tons bentonite,
- 9 m^3 water.

The goal was to apply approximately 3 kg/m^2 of biochar mixture, to ensure a capping thickness of at least 1.6 kg/m^2 , which corresponds to the amount used in laboratory experiments NGI (see Appendix 3).

The field work that was executed in 3 days included:

- Day 1: Preparations and site visit, collecting of 4 diffusion chambers for sediment sampling in the test area (for evaluation of background values/contamination situation), and turbidity measurements,
- Day 2: Covering with 2 loads of biochar mixture and turbidity measurements,
- Day 3: Covering with 2 loads of biochar mixture, turbidity measurements and slam tests of the sediment.

The outer boundaries of the test area were marked with anchored floats which served as navigation marks for the test. Additional two anchored floats had been placed in the area, one at a 40-meters distance and another at 80-meters distance from the test site, as part of the control program for turbidity. Two boats rented from the Bureå harbour (Bureå båtklubb) were used for the test i.e. a floating dock and a smaller boat. The floating dock was used move the pipe above the area and distribute the biochar mixture, see Figure 25.

Figure 25 Application of the capping mixture from the floating dock (Maurice 2021).

The capping material was applied above the test area to sink through the water profile. At the application point, the mixture is visible in the water. However, the material sunk immediately and no spreading of a turbidity plume outside the test area was observed. At some stage, the mixture was applied above the surface to reach longer from the floating dock. Even in such conditions, where a larger volume of water was affected, no turbitity variation increase was measured outside the test area. After 30 minutes, the turbidity levels inside the test area were back to the background levels at 0,5 metre from the bottom and below the surface (Figure 26).

Salt addition is believed to have had the expected effect, increasing the blend density, enhancing sedimentation and limiting turbidity. The salt water/slurry has a higher density than water and salt limit the swelling of bentonite, keeping the thickness of the slurry.

Figure 26 Spreading of the capping mixture in the water. The dark "cloud" (Flodin 2021).

A total of 4 loads à 12 tons of biochar mixture was spread in the test area. The field experiment was successfully executed and lasted for about 30-45 minutes for each batch. The mixture is believed to be more or less evenly distributed in the test area even tough, the cover might be slightly thinner in the north-east part of the area, which was difficult to reach with the floating dock on days 1.

The water samples taken within and around the test area showed low turbidity values at both 0.5- and 1.5-meters depth. The turbidity values were increased in connection with the covering (FNU values between 32-53), where the mixture was pumped out, but had decreased to the background values (FNU values between 2-5) when the turbidity was measured again after 1 hour. Outside the test area, 10 meters outside and at control points, 80 meters from the area, no distinct changes in turbidity were detected. This indicates that the biochar mixture settled rapidly which was also desirable.

The conclusion from pilot experiment is that the covering was successfully performed, and the biochar mixture settled relatively rapid after it had been pumped into the water, which was established with the turbidity tests.

5. Evaluation of the capping efficiency

The efficiency of the capping was evaluated at two occasions (September 2021 and June 2022) using diffusion chambers measuring the flux of PAH through the cover to the sea water. The samplers (four on each location) were placed above the capped area and the reference area. Prior to the pilot experiment, the flux of PAH was measured once, at both locations, a baseline. The chamber lays on the surface and does not penetrate through the capping. The formation of cracks in the capping is unlikely. If such occur, it may lead to an underestimation of the efficiency of the capping.
Beside the use of diffusion chambers, sediment profiles were taken from the capped area, once, in February 2022, to assess the capping ocularly. The presence of small bentonite aggregates indicated the presence of the capping. However, it was not possible to precisely distinguish the capping from the underlying sediment, as both are black. Based on difference in consistency, the capping was estimated to ca 5-8 cm.

5.1 Method

The evaluation of the capping efficiency was done using SPMD-membranes fixed at the bottom of a diffusion chamber, a vessel that isolate a volume of water from the surrounding sea (Figure 27). The membrane is an infinite sink which adsorb all the PAH-compounds diffusing through the sea bottom (capped or not).
The chamber was placed for approximately 4 weeks and the membrane was retrieved and sent for analysis of PAH.

Knowing the surface area covered by the chamber and the period during which was placed, it is possible to transform the amount of PAH retrieved from the membrane (in µg) to a flux per square meter and time unit.

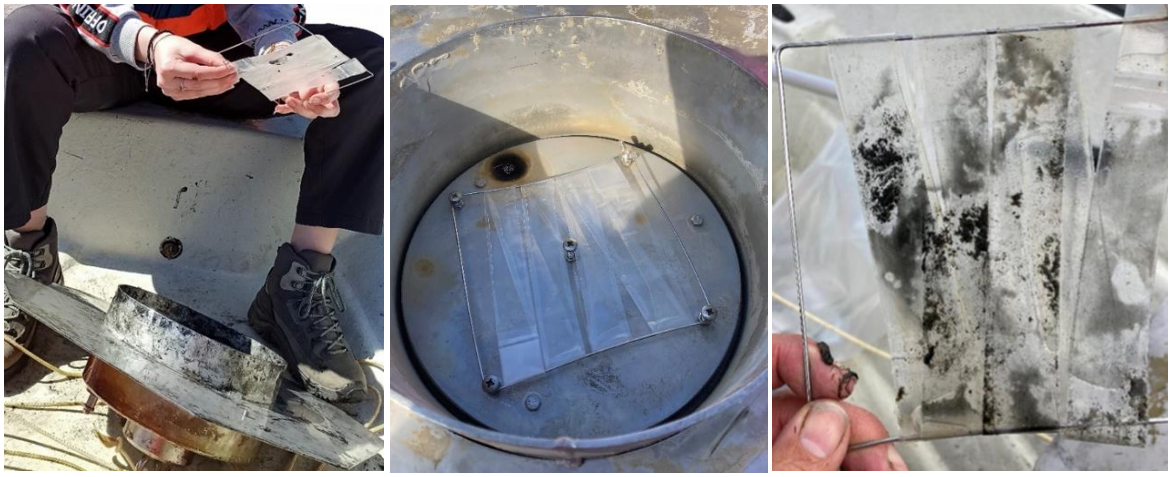


Figure 27 *Preparation of the diffusion chamber. The diffusion chamber (left) in which the SPMD is placed at the bottom on a frame (middle). The membrane after being in contact by the sediment (right).*

5.2 Result

May-June 2021

The flux of PAH-compounds through the bottom sediment surface was measured, before the pilot experiments, to compare the reference area and the untreated test area (Figure 28). For all compounds, the flux of PAH-compounds was higher from the test area than from the reference area.

The spatial variation between the four replicates was high, and the difference between the two areas is therefore not statistically significant.

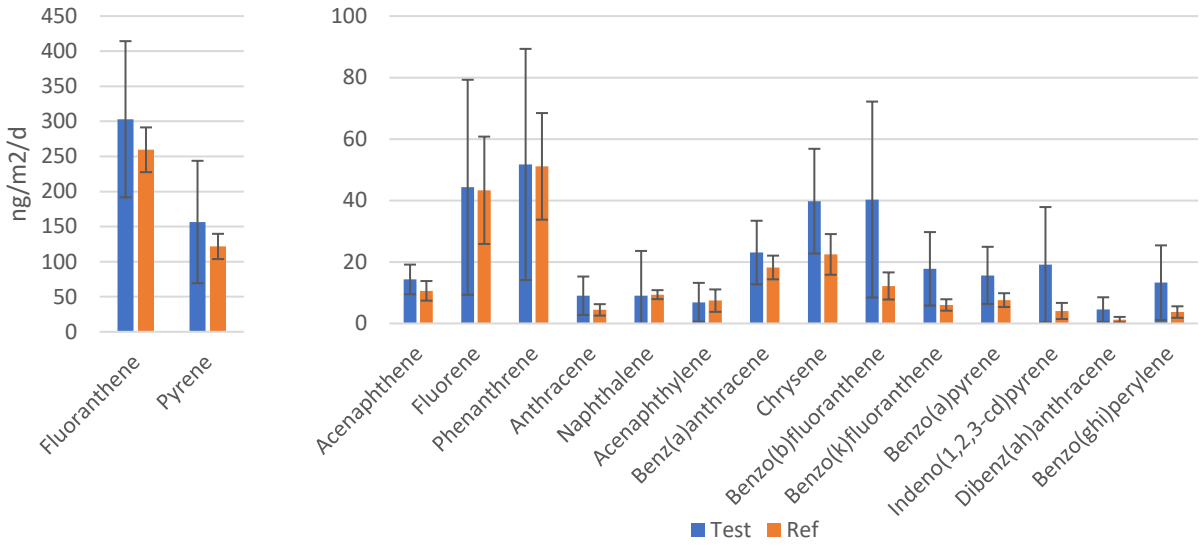


Figure 28 *Comparison of PAH-flux from the reference and the test area during spring 2021, before the pilot experiment. The errors bars show the calculated standard deviation (n=4).*

August-September 2021

Two months after the capping was installed, the flux of PAH-compounds was measured above the test area and the refence area (Figure 29). For all compounds, except Phenanthrene, the fluxes were significantly lower through the capping compared to the reference area. For several compounds (Naphthalene, Fluorene, and Acenaphthylene) the flux appears as negative i.e., the concentration in the SPMD membrane was lower after one month in the chamber than in the blank.

For Acenaphthene and Anthracene the concentrations were below the reporting limit from the samples above the capped area. Positive fluxes were measured for all compounds in the reference are.

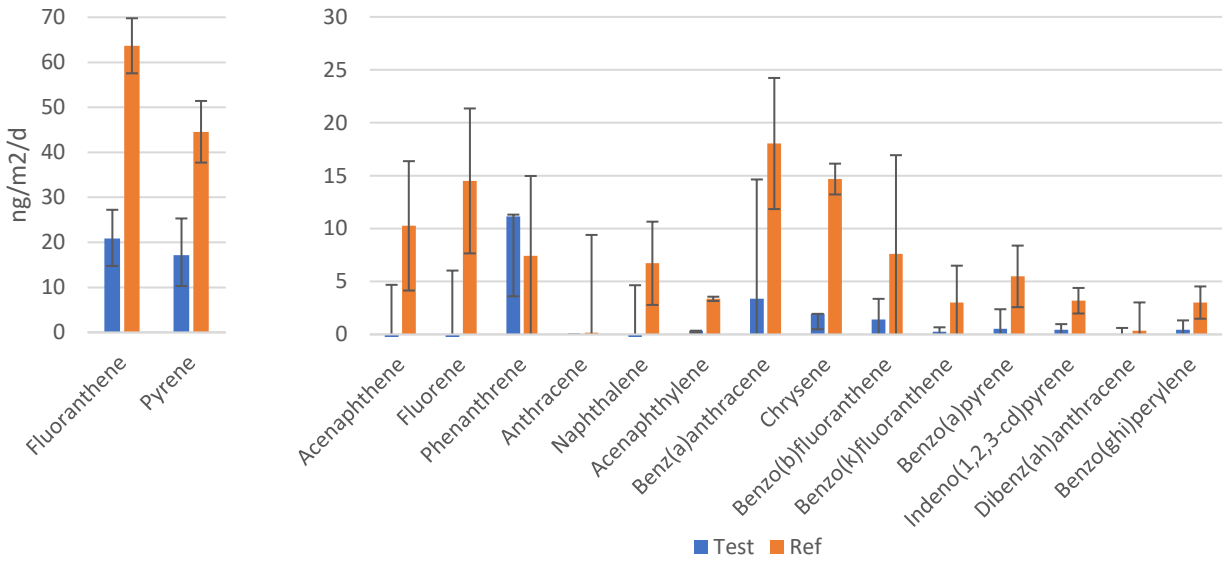


Figure 29 *Comparison of PAH-flux from the reference and the test area during autumn 2021, after the pilot experiment. The errors bars show the calculated standard deviation (n=4).*

May-June 2022

The measurement of the PAH-fluxes above the capped area, after one year, indicated fluxes close to the detection limit for most compounds except Fluoranthene and Pyrene. For those two compounds, the fluxes from the capped area are significantly lower than from the reference area. For the remaining compounds, the fluxes are significantly lower, compared to the reference area. On the overall, the capping had a clear effect on the diffusion of PAH to the sea water.

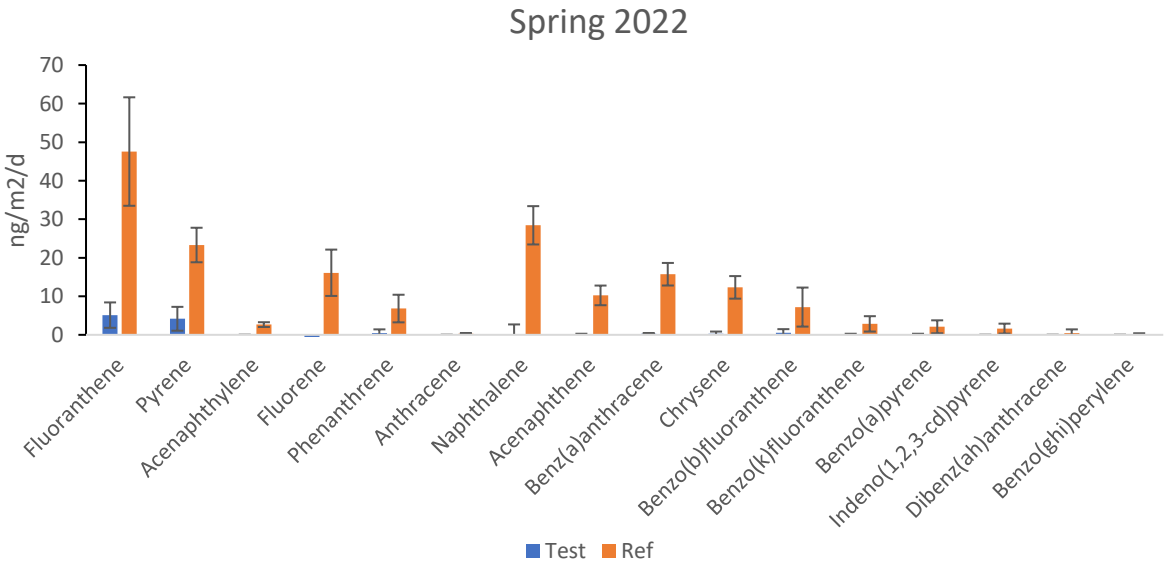


Figure 30 *Comparison of PAH-flux from the reference and the test area during spring 2022. The errors bars show the calculated standard deviation (n=4).*

Variation of the fluxes in the reference area.

For several compounds, the flux of PAH was significantly higher in June 2021 compared to September 2021 and June 2022 (Figure 31). The difference between the fluxes in June 2021 and the two other occasions is unclear. A seasonal variation is not likely as the spring measurements done at the same time of the year in the reference area showed different outcome 2021 and 2022.

A comparison between fluxes from the uncapped and capped test area, before and after capping, is not done as it would show even higher reduction of the pollutant fluxes, as fluxes were generally high during spring 2021. Therefore, comparing fluxes the uncapped and capped test area is believed to overestimate the effect of the capping.

On the opposite, as the reference area showed lower fluxes than the test area prior to capping and assuming it was valid for the rest of the period, the comparison between the capped test area and the uncapped reference area is believed to underestimate the effect of the capping.

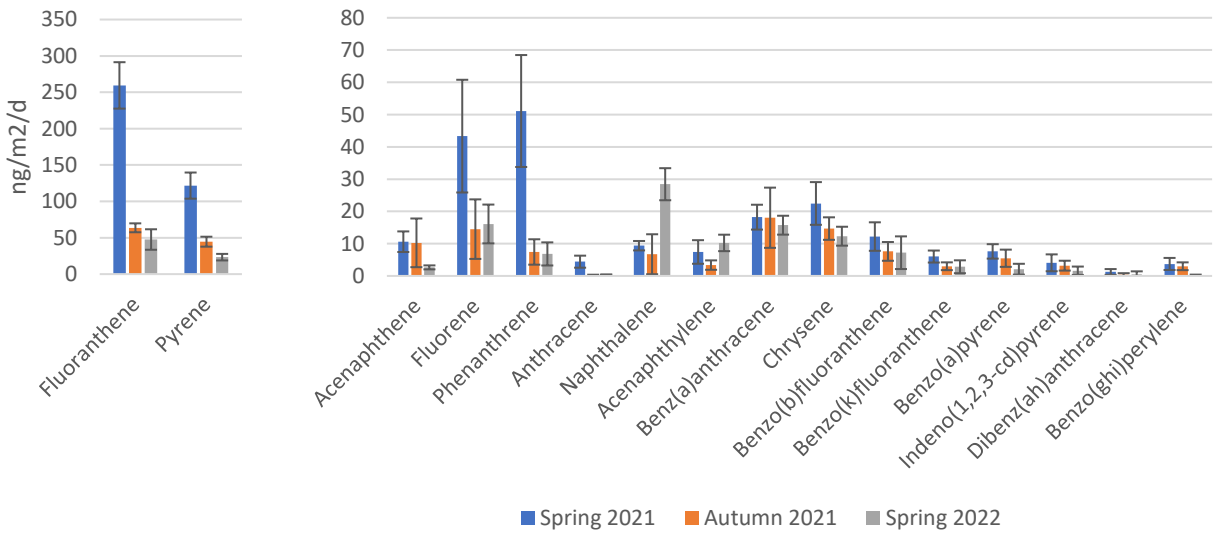


Figure 31 *Comparison of PAH-flux from the test area during before (S=Spring) and after (A=Autumn), after the pilot experiment. The errors bars show the calculated standard deviation (n=4).*

5.3 Discussion

Field test (PAH) – overall reduction of the mobility of PAH

The efficiency of the capping is calculated as the difference between the flux from the reference area and the covered area with the assumption that the diffusion is comparable, between the sites. Both field measurement campaigns show a high level of reduction of the PAH flux through the capping compared to the refence area. Fluoranthene, Pyrene, Acenaphthene, Fluorene, Benz(a)anthracene, Chrysene are the compounds occurring at the highest concentrations. The results of the field area indicate a reduction of PAH diffusion from the sediment to the water body. Fluoranthene and Pyrene are the compounds showing the lowest reduction level (60-70 and 80-90% respectively, for the autumn 2021 and the spring 2022

- For 15 of 16 PAH -compounds, a reduction was observed in September 2021, between the capped and the reference area i.e., Phenanthrene showed higher levels from the test area. The measurement during June 2022 showed a decrease for all compounds.
- For three compounds i.e., Naphthalene, Acenaphthene, Fluorene the reduction appears to be over 100% during September 2021. Reduction over 100% was observed only for Fluorene during June 2022. The flux appears as negative i.e., the concentration in the SPMD membrane was lower after one month in the chamber than in the blank, which leads to a calculated reduction above100%. The method with diffusion chambers is not designed to measure negative fluxes i.e., the migration of PAH from the water back to the capping. These negative fluxes are considered as an artefact of the method.
- One compounds for which the diffusion appears to increase (Phenanthrene). The diffusion of Phenanthrene decreased for both areas between spring and autumn 2021. The decrease was highest for the reference area and as a consequence, the diffusion through the capping seemed to increase compared to the reference.

To assess the effect of the capping, the test area is compared to the reference area. The comparison of the measurement for the reference area indicates a decreased diffusion in September compared to June 2021. The lower diffusion after capping (September 2021) is therefore assumed to be a combination of a general lower diffusion and the effect of the capping.

The difference between the reference and the test area is one source uncertainty i.e., uncertainty between the reference and the test (the representativity of the reference) and seasonal variation:

- A variability of the measured fluxes was observed between the areas, prior to the capping (see Table 3).
- The variability of the fluxes (replicates) at the different measurement occasions was high for certain compounds, on all occasion (see Table 3).
- The analyses of the total content of the sediment showed a variation in the concentration of both trace elements and PAH. Table 4 and Table 5 illustrate the variability of the bottom sediment at the local scale (10 m).

As a consequence, the variability of the results of the diffusion chambers is believed to be partially a consequence of different pollutant concentrations in the sediment and variability of the capping efficiency e.g. local variation of the thickness.

Table 3 Overview of the fluxes of the PAH-compunds from the test and reference areas during the three monitoring periods and difference between the two areas (= reduction after capping). The fluxes are in ng/m² and day and average of four measurments (n=4).

	Spring 2021 (prior to capping)					Autumn 2021					Spring 2022				
	Test		Ref		Difference	Test		Ref		Reduction	Test		Ref		Reduction
	Av.	Std.	Av.	Std.	%	Av.	Std.	Av.	Std.	%	Av.	Std.	Av.	Std.	%
Fluoranthene	303,0	111,3	259,4	31,9	-17	20,9	6,4	63,7	6,1	67	5,1	3,3	47,6	14,1	89
Pyrene	156,5	87,2	121,7	18,0	-29	17,2	8,2	44,6	6,8	62	4,2	3,1	23,3	4,5	82
Acenaphthene	14,3	4,8	10,6	3,2	-35	-1,7	0,2	10,3	7,5	100	n.d.		2,7	0,6	100
Fluorene	44,3	35,0	43,3	17,5	-2	-2,1	0,0	14,5	9,2	100	-0,9	0,4	16,1	6,0	100
Phenanthrene	51,7	37,6	51,1	17,3	-1	11,1	8,9	7,4	3,9	-50	0,5	0,9	6,8	3,6	93
Anthracene	9,0	6,2	4,4	1,9	-104	n.d.		0,2	0,2	100	n.d.		0,3	0,2	100
Naphthalene	9,0	14,6	9,4	1,5	4	-4,2	11,3	6,7	6,2	100	n.d.	2,7	28,4	5,0	100
Acenaphthylene	6,9	6,3	7,4	3,7	7	0,4	0,0	3,4	1,5	89	0,1	0,2	10,2	2,6	99
Benz(a)anthracene	23,1	10,3	18,2	3,9	-27	3,4	1,9	18,0	9,3	81	0,3	0,2	15,7	2,9	98
Chrysene	39,8	17,0	22,5	6,6	-77	1,9	0,4	14,7	3,5	87	0,3	0,6	12,3	2,9	98
Benzo(b)fluoranthene	40,3	31,9	12,2	4,4	-230	1,4	1,8	7,6	2,9	81	0,6	0,9	7,2	5,1	92
Benzo(k)fluoranthene	17,8	12,0	6,0	1,9	-196	0,3	0,5	3,0	1,2	91	0,1	0,2	2,8	2,0	97
Benzo(a)pyrene	15,7	9,3	7,6	2,2	-106	0,5	0,6	5,5	2,7	90	0,1	0,2	2,1	1,7	95
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	19,1	18,8	4,1	2,6	-370	0,4	0,9	3,2	1,5	86	n.d.		1,6	1,3	100
Dibenz(ah)anthracene	4,5	4,0	1,2	0,9	-264	n.d.		0,4	0,5	100	n.d.		0,5	0,9	100
Benzo(ghi)perylene	13,3	12,1	3,7	1,9	-257	0,4	0,9	3,0	1,2	85	n.d.		0,2	0,2	100

n.d.: not detected

Table 4 Concentration of trace elements in the sediment from both the test and the reference area- Five single samples and a composite sample (SAM) for the area (n=9). The concentrations are compared with bakgounds levels found in Sedish water (Naturvårdverket 1999[6]). The results are expressed in mg/kg.

Element	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Sample	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS	mg/kg TS
REF-7	335	2,2	21	61	234	2,32	25,1	288	366
REF-9	467	5,2	10	51	128	2,21	15,3	233	234
REF-13	333	2,5	19	59	211	2,16	22,1	260	355
REF-17	463	3,9	11	54	149	2,2	15,3	250	252
REF-19	461	4,7	11	36	139	2,34	13,9	251	251
Ref-SAM	365	3,5	13	56	171	2,16	19,1	222	277
TEST-15	161	4,1	6	32	55,1	1,28	9,7	148	129
TEST-17	258	3,9	11	59	139	2,26	16,9	241	211
TEST-10	196	3,6	7	43	74,6	1,48	11,6	162	134
TEST-3	204	3,9	7	33	98	1,84	11,3	163	167
TEST-5	178	3,1	6	30	78,8	1,12	9,8	154	143
Test-SAM	240	4,1	8	42	93,3	1,66	17,2	196	183

[6] Naturvårdsverket. (1999). Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet – Kust och Hav, NV rapport 4914, 1999 (senare uppdaterad).

Table 5 Concentration of PAH in the sediment from both the test and the reference area- Five single samples and a composite sample (SAM) for the area (n=9). The concentrations are compared according to the Norwegian criteria for sediment classification (Miljodirektoratet 2016)[7]. In bold underlined, values above the Swedish effect based levels (Hav, 2018)[8]. The results are expressed in mg/kg.

Element	REF-7	REF-9	REF-13	REF-17	REF-19	Ref-SAM	TEST-15	TEST-17	TEST-10	TEST-3	TEST-5	Test-SAM
Naphthalene	0,97	3,1	0,84	1,3	3,3	1	2,6	3,2	0,68	0,97	0,96	0,72
Acenaphthylene	0,23	0,73	0,2	0,62	0,89	0,44	0,59	0,55	0,32	0,26	0,16	0,35
Acenaphthene	<0,1	0,49	<0,1	0,28	0,52	<0,10	0,29	0,22	0,12	0,14	<0,1	<0,10
Fluorene	<0,1	0,84	0,12	0,69	0,85	0,39	0,52	0,4	0,23	0,29	0,15	0,26
Phenanthrene	1,1	4,2	1	2,3	4,9	1,7	3,1	3,2	0,93	1,3	1,1	1,3
Anthracene	**0,34**	**1,7**	**0,3**	**1,2**	**1,9**	**0,84**	**1,3**	**1,1**	**0,55**	**0,61**	**0,44**	**0,63**
Fluoranthene	**3,4**	**13**	**3,1**	**4,3**	**16**	**2,9**	**6,8**	**9,3**	**2,3**	**3,3**	**4**	**2,72**
Pyrene	2,5	9,3	2,3	3,2	11	2,31	5	7	1,8	2,5	3	2,2
Benz(a)anthracene	0,74	3,1	0,88	1,9	5,4	1,56	2	1,7	0,99	1,1	1,1	1,19
Chrysene	0,67	2,9	0,85	1,8	5,1	1,56	1,8	1,7	0,91	0,96	1	1,05
Benzo(b)fluoranthene	1,2	3,8	1,3	2	5,9	1,79	2,4	2,4	1	1,3	1	1,33
Benzo(k)fluoranthene	0,68	1,5	0,67	0,78	2,2	0,7	1,2	0,94	0,43	0,47	0,5	0,47
Benzo(a)pyrene	0,8	2,6	0,82	1,6	4,4	1,36	1,8	1,6	0,83	0,92	0,72	1,04
Dibenz(ah)anthracene	0,16	0,36	0,14	0,27	0,64	0,2	0,31	0,19	0,13	0,14	0,1	0,14
Benzo(ghi)perylene	0,54	1,4	0,56	0,92	2,5	0,78	1,3	0,93	0,48	0,53	0,44	0,61
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	0,46	1,3	0,52	0,98	2,2	0,83	1,2	0,95	0,5	0,59	0,39	0,63
PAH, sum 16	14	50	14	24	68	18,4	32	35	12	15	15	14,6

[7] Miljødirektoratet. (2016). Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota – revidert 30.10.2020.
[8] Hav. (2018). Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:31. Metaller och miljögifter - Effektbaserade bedömningsgrunder och indikativa värden för sediment. Kunskapssammanställning baserad på ämnesrapporter framtagna inom vattendirektivsarbetet.

6. General discussion - Evaluation of the technology

6.1 Applicability

The main advantage of the technology is that it can be applied to area that cannot be dredged because of technical limitations or because the environmental and societal benefits are too small in comparison with the costs associated with dredging. The results from the laboratory and the field experiments indicate the capping efficiently reduces the pollutant migration from sediment bottom to the water body. Trace elements stable in anaerobic conditions (Cu, Zn, Pb, etc) are trapped in the sediment, below the capping while the mobility of PAH is reduced by adsorption on the biochar. Elements mobile in anaerobic conditions (As, Fe, Mn) continue to migrate and adsorb at the interface sediment/water, when the conditions get oxic.

Compared to traditional cover alternatives (> 0,5 m), thin layer capping demands less materials to achieve the same efficiency. The material demand is rapidly a limiting factor as the surface to be capped increases. Except for situations where huge amounts of dredged sediment are available for capping, capping large areas of sediment with 0,5 m extracted pristine materials is not considered as a sustainable solution and would imply huge costs associated with material extraction and transport.

The main uncertainties regarding upscaling of the results from the pilot experiment to full scale are:

- The pilot experiment was done at an intermediate scale which does not allow a simple extrapolation of the costs and the method to a full scale. The unit cost cannot be used to dimension a large-scale capping. Mixing with a concrete truck and pumping the slurry from the shore to the test area was the most efficient method, considering the limited amount to be mixed. For full-scale operation a barge would be used on which the materials are mixed and pumped directly above the site. A barge would be more flexible, reaching the different parts of the waterbody to be capped. For a site like Bureå, in Northern Sweden, another option might be explored, i.e., apply the mixture on the ice, during the spring, before snowmelt. The albedo of the mixture and its salinity are expected to enhance ice melting and would provide a smooth distribution of the capping when the water is calm.
- The capping had to be installed before the summer of 2021 to allow at least one evaluation of the function. The timetable of the experiment was therefore tight, and bentonite was selected as structure material to be able to start the laboratory experiments and the testing of the recipe. Based on experience from NGI, bentonite is appropriate for the purpose as it effectively trapped the biochar particles. Bentonite is available on the market, and it is clean, which simplified the logistic and the communication with environmental authorities. The pilot experiment was performed 7 months after project start and the final evaluation was due 10 months after start. Bentonite is an expensive product, and it has a non-negligible environmental footprint. In real scale applications other materials (rock dust, till or sediment[9]) are cheaper candidates. For future projects, a comparison of different structure materials would allow selection of a less costly structure material. An environmental assessment of those materials should be included as part of the selection process.

[9] Nathalie Pantzare (2021). Biochar-based thin-layer capping of contaminated sediment in Burefjärden, Northern Sweden. Assessment of biochar mixed into four structural materials for preventing release of trace elements from sediment to water Natural Resources Engineering, master's. Luleå University of Technology, Department of Civil, Environmental and Natural Resources Engineering.

- The monitoring of the capping was done for one year (one season with autumn storm, frozen sea surface and spring flood. One year is short compared with the expected lifetime of the capping i.e during the time for natural sedimentation to capped further the sediment.

The technology main potential is for large areas where the environmental and societal benefits of dredging cannot balance the negative effects of dredging i.e., cost limitations, environmental consequences associated with sediment management or because of technical restrictions e.g. water depth or bottom conditions (rock, timber, etc).

Thin layer capping has limitations, and its function can be altered by external factors.

- Bottom fauna can cause bioturbation. Species such as *Marenzellaria neglecta and Marenzellaria viridis* can dig as deep as 40 cm in the sediment and perforate the capping, enhancing pollutant migration in a similar way as in untreated sediment.
- The gas generation in the sediment, as the result of anaerobic degradation of organic matter, causes the formation of gas bubbles that travel through the capping and disturb it. In Bureå Bay, a major part of the polluted bottom is fibre sediment, i.e., sediment where fibres are found. The test area is not believed to be affected by large amount of gas bubbles. In other parts of the bay, and especially in the fibre bank, the gas generation was observed, which is a limitation for the method. Such capping is not applicable on fibre banks also because of the consistency and the structure of such materials. The cover material would sink through the fibre bank, between the fibre and wood particles.
- Erosion of the capping needs to be addressed, based on the local conditions such as boat traffic and sea currents. In Bureå, even though the water depth is shallow, the risk for erosion is limited thanks to local geography with a closed bay and no boat traffic. Methods already exist to model erosion and design cover to protect the capping from disturbance from e.g., boat propeller, adapted to local conditions.
- Powdered activated biochar can lead to negative effects on sediment biota (Abel et al, 2017)[10], and too coarse granulated material has limited chemical effectiveness in reducing sediment to water fluxes. Research is ongoing to find the optimal balance between a benign material for organisms (coarse particles) and sufficient chemical effectiveness (small particles). The finest fraction of the structure material (e.g. rock dust) may also affect the biota, which needs to be addressed when relevant.

[10] Abel, S., Nybom, I., Mäenpää, K., Hale, S. E., Cornelissen, G., & Akkanen, J. (2017). Mixing and capping techniques for activated carbon based sediment remediation–efficiency and adverse effects for Lumbriculus variegatus. *Water research*, *114*, 104-112.

The main goal of the technology is to limit the effect of polluted sediment on the water quality and the spreading of pollutant to the ecosystem and the food chain. Biochar has the ability to bind trace elements (e.g., heavy metals) and organic pollutants e.g. PAH[11]. Research has shown the ability of biochar to bind other organic molecules such as PCB[12], Dioxin, and trace elements[13,14,15].

Polluted sediment often occurs over large areas, as a consequence of spreading and sedimentation of suspended material. The polluted areas are generally more or less delineated, and the surface area affected by pollutant is usually large. While dredging is cost efficient for smaller well delineated sources, capping would be a solution for a large area with more diffuse pollution.

6.2 Durability and sustainability

The main advantage of the technology with a thin capping with a reactive component (biochar) is its material efficiency, i.e. the capping requires small amounts of material to build an efficient cover, compared to a traditional technology relying only on the thickness of the capping to limit pollutant migration. A typical traditional capping without reactive component, of e.g. 0,5 m, requires one tonne per square meter of material compared to the capping which requires small amounts of biochar (just kilograms per square meter) to sustain the functionality.

Biochar has several positive properties. Biochar has a positive carbon balance thanks to its ability to sequester carbon[16] and its stability[17]. The C sequestration potential of biochar is around 2.4 tons CO_2-e per tonne of biochar (80% stability; 80% C; 3.6 tons CO_2 per C). The use of biochar is therefore accepted as a climate change mitigation measure[18].An exciting possibility is to produce biochar from lightly contaminated waste fractions such as waste timber, biogas digestate, garden waste and even sewage sludge as the pollutants in these streams are destroyed by the high pyrolysis temperatures, and part of their carbon is sequestered. Recent data have shown that sewage-sludge derived biochars are effective sorbents for PFAS contamination in water, soil and probably also sediment.

The reactive capping requires a structure material to keep the biochar in place. In the performed pilot experiment, bentonite has probably the most significant environmental footprint. Bentonite was used in the pilot experiment because of the timetable for the project. For a full-scale

[11] Cornelissen, G., M. Kruså, G. Breedveld, E. Eek, A. Oen, H. Arp, C. Raymond, G. Samuelsson, J. Hedman, Ø. Stokland, and J. Gunnarsson. 2011. Remediation of contaminated marine sediment using thin-layer capping with activated carbon--a field experiment in Trondheim harbor, Norway. Environmental Science & Technology **45**:6110-6116.

[12] Eek, E., G. Cornelissen, A. Kibsgaard, and G. D. Breedveld. 2008. Diffusion of PAH and PCB from contaminated sediments with and without mineral capping; measurement and modelling. Chemosphere **71**:1629-1638.

[13] Beesley, L., E. Moreno-Jimenez, and J. L. Gomez-Eyles. 2010. Effects of biochar and greenwaste compost amendments on mobility, bioavailability and toxicity of inorganic and organic contaminants in a multi-element polluted soil. Environmental Pollution **158**:2282-2287.

[14] Cornelissen, G., K. Amstaetter, A. Hauge, M. Schaanning, B. Beylich, J. S. Gunnarsson, G. D. Breedveld, A. M. P. Oen, and E. Eek. 2012. Large-Scale Field Study on Thin-Layer Capping of Marine PCDD/F-Contaminated Sediments in Grenlandfjords, Norway: Physicochemical Effects. Environmental Science & Technology **46**:12030-12037.

[15] Ahmad, M., A. U. Rajapaksha, J. E. Lim, M. Zhang, N. Bolan, D. Mohan, M. Vithanage, S. S. Lee, and Y. S. Ok. 2014. Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: A review. Chemosphere.

[16] Lehmann, J., C. Czimczik, D. Laird, and S. Sohi. 2009. Stability of biochar in soil. Biochar for environmental management: Science and technology:183-206.

[17] Kuzyakov, Y., I. Subbotina, H. Q. Chen, I. Bogomolova, and X. L. Xu. 2009. Black carbon decomposition and incorporation into soil microbial biomass estimated by C-14 labeling. Soil Biology & Biochemistry **41**:210-219.

[18] Oliveira, F. R., A. K. Patel, D. P. Jaisi, S. Adhikari, H. Lu, and S. K. Khanal. 2017. Environmental application of biochar: Current status and perspectives. Bioresource Technology **246**:110-122

application, the use of bentonite is not considered sustainable. Bentonite is an expensive product, and it has also a significant environmental footprint for production and transport. The method and the procedure of the pilot experiment ned to be scaled up to improve the economic and environmental footprint of the technology, prior to a full-scale application. Therefore, further work is needed to verify that other structure material can be used to apply biochar and limit risks for erosion and material transport. In the Grenlandsfjords clean local clay deposits were dredged and used for this purpose, and they turned out to be a good carrier material for the activated biochar and were benign to the benthic fauna.

Mixing biochar to the sediment is one alternative to capping for reducing pollutant migration into the water. This application method was tested in laboratory experiments. To mix biochar to sediment in-situ is not feasible at a large scale. Mixing biochar into dredged sediment or different fine-grained soil (sand, till, rock dust) is however possible. The results of the laboratory experiments performed at NGI and LTU showed that the thin-layer capping reduces the PAH-diffusion. Hypothetically, to improve further the carbon balance of the technology, polluted sediment could be dredged from appropriate areas and treated with biochar in the barge before being redeposited on top of untreated polluted sediment.

Beside the production of the material, transport, mixing, and pumping of the capping material are the main resource consuming steps. As capping with reactive material requires less material, the technology has the potential to be energy and resource efficient.

The application of the capping is assumed to have a limited effect on the surrounding environment. The spreading of suspended material (turbidity) was found to be limited (not measurable) during the pilot experiment and is only a border issue at the border of the area to be treated, in a real scale application. Lateral particle transport during the application, within the area to be treated, has no negative effect.

Experience from Norwegian tests using fine-grained activated carbon indicate a negative impact on bottom fauna (Appendix 1). Even though the transport of pollutant was reduced, and the amount of pollutant in the organisms was lowered, the diversity of the bottom fauna was lower after remediation. According to literature, activated carbon may have a negative impact on benthic living organisms (Abel et al 2017[19]; Samuelsson et al 2017[20]). One hypothesis is that the organisms ingest the carbon particles. The powdered carbon < 50 µm affect and clog microvilli in the gut of the organism, where uptake of nutrients takes place (Abel et al. 2017).

However, the effect of biochar on benthic organisms remains unclear. Further work is needed to optimise both activated carbon and biochar particle size and find a compromise between efficient adsorption, easy application and minimal negative effects:

- The smaller, the more efficient as a sorbent (but risk for particle loss and effect on the bottom fauna)
- The coarser, the easier to apply, less effect on the bottom fauna, but less efficient as a sorbant
- Other types of biochar, less efficient, cheaper that could be applied at higher levels.

[19] Abel, S., Nybom, I. Mäenpää, K., Hale, S. E., Cornelissen, G., and Akkanen, K. (2017). Mixing and capping techniques for activated carbon based sediment remediation Efficiency and adverse effects for Lumbriculus variegatus. Water Research, 114, p. 104-112

[20] Samuelsson, G. S., Raymond, C., Agrenius, S., Schaanning, M., Cornelissen, G. and Gunnarsson, J.S. (2017). Response of marine benthic fauna to thin-layer capping with activated carbon in a large-scale field experiment in the Grenland fjords, Norway. Environmental Science and Pollution Research, 24(16), 14218-14233.

6.3 Knowledge gap and research needs

Thin-layer capping with activated biochar is not a method commonly used in Sweden and experience in mixing and pumping those materials was limited. The pilot project was a demonstration of the technology under local conditions, with frozen sea during winter and low oxygen concentrations in the water body. It demonstrated the feasibility of mixing and pumping of the capping material. The contractor for the project (Swerock) has also gained experience handling the materials. Parallel to the field work and investigations, the laboratory investigation demonstrated the efficiency of the biochar to reduce the fluxes of most pollutants and that other material than bentonite could be used.

The field experiment provided proof of concept for the method and provided valuable information regarding the technical aspects of mixing and pumping. The application method gave a slurry that could be pumped and caused a minimal turbidity in the surrounding water. To reduce the formation of clumps, the various ingredients (water, salt and bentonite) should be mixed prior to spreading the slurry. The pilot experiment was not designed to assess the logistic of the technology as the mixing method was not relevant for the full-scale application. A feasibility study is necessary to extrapolate the results from the pilot experiment and evaluate the method at full-scale.

The use of other structure material such as different fractions of rock dust (a fine fraction of crushed rock, e.g. 0-4 mm) and dredged sediments should be investigated further from a technical and environmental perspective. Certain rock fractions are sometimes generated at large amounts and can be available at a low cost. Further work is needed to identify which soil and rock fractions are available and could be used to replace bentonite. Different types of biochar are available, with different properties e.g., particle size, specific surface, density. For example, a product with a density higher than water exists, which would simplify the application, assuming it has a comparable efficiency to the powdered product. Further work is needed to test different types of biochar, from different sources, with different properties, to improve further the capping construction and its efficiency. Research is needed to find the optimal biochar particle size to optimize chemical effectiveness while minimizing negative secondary impacts on benthic organisms. Also, the possibilities of applying biochars from organic waste streams should be further investigated for sediments.

Capping is a long-term reclamation strategy, i.e., it is a measure to rapidly reduce the pollutant flux and, as sedimentation continues, clean sediments will naturally accumulate and further thicken the capping with time. One year monitoring does not allow to draw conclusions regarding the expected lifetime of the remediation. Lifetime is dependent on whether the emissions have been completely halted. A long-term evaluation of the technology is therefore necessary as it is supposed to last for several decades until natural sedimentation has built on the capping. The test area is available for future evaluations of its function and a monitoring of the area is recommended. Its location also makes it easily accessible in the future. The efficiency of the capping can be measure by regular measurement campaigns. Increasing the number of samples would reduce the uncertainty of the results and provide a better statistical data set. The thickness of the capping in-place has not been measured. Controlling the capping thickness and potential changes over time require coring and sediment analysis. As the capping material and the sediment have the same colour and the same consistency, a precise ocular characterisation was not possible. Coring and measurement of total organic carbon would be a way to assess cap integrity, but this was not feasible in the short time frame of the current project.

The thin layer capping project at Grenlandsfjords (dioxins) was followed up for 10 years after cap placement, and the results indicate that cap effectiveness was at its best after 4-5 years, and diminished between 5 and 10 years after placement, probably due to dilution of the active cap material over time as sedimentation takes place.

Laboratory scale experiments gave valuable information about the pollutant fluxes, allowed to vary the capping design, and test different combinations and develop recipes. However, laboratory experiments have limitations, especially when dealing with trace elements, as the water quality in the jar or columns does not fully represent the water quality in the sea. Both pH and redox conditions in the jar and columns affect trace elements mobility in a way that is not relevant to reality. Anoxic conditions are expected to develop in the capping, in the pore water only. More work is needed to develop laboratory experiments to better control pH and redox conditions and assess the conditions found in sea environment e.g., infinite buffer capacity and constant pH.

The capping technology is believed to be applicable to other pollutants. In the pilot experiment, only the flux of PAH was assessed. Literature indicates that the method could be applied to other organic pollutants with high affinity to carbon such as PAH, dioxin and PCB[21]. Similar capping technology was also shown efficient for remediating total Hg, however, effects of thin-capping on contaminants like As and methyl-Hg remain poorly studied. The laboratory work indicated that thin capping with activated biochar is very effective for PAHs but may lead to increased fluxes of especially arsenic. This phenomenon should be studied under field conditions. To measure fluxes of trace elements, however, the diffusion chambers would have to be adapted using i.e. a DGT membrane and create a water circulation to avoid the development of redox conditions different from the sea. A flow-through chamber was developed by Mustajärvi et al (2017) to measure organic contaminants[22]. A similar construction could be built and tested in ongoing projects, with a DGT membrane to assess the remediation of trace elements.

[21] Eek, E., G. Cornelissen, A. Kibsgaard, and G. D. Breedveld. 2008. Diffusion of PAH and PCB from contaminated sediments with and without mineral capping; measurement and modelling. Chemosphere **71**:1629-1638.

[22] Eek, E. Cornelissen, G., Eriksson-Wiklund, A.K., Undemand, E., Sobeka, A. (2017). In situ benthic flow-through chambers to determine sediment-to-water fluxes of legacy hydrophobic organic contaminants. Environmental Pollution. Volume 231, Part 1, December 2017, Pages 854-862.

Appendix 1 - Litterature report

REPORT

Sediment capping with activated biochar in Bureå, Sweden

LITERATURE REPORT

DOC.NO. 20200815-01-R
REV.NO. 1 / 2022-12-22

NORWEGIAN GEOTECHNICAL INSTITUTE
NGI.NO

Neither the confidentiality nor the integrity of this document can be guaranteed following electronic transmission. The addressee should consider this risk and take full responsibility for use of this document.

This document shall not be used in parts, or for other purposes than the document was prepared for. The document shall not be copied, in parts or in whole, or be given to a third party without the owner's consent. No changes to the document shall be made without consent from NGI.

Ved elektronisk overføring kan ikke konfidensialiteten eller autentisiteten av dette dokumentet garanteres. Adressaten bør vurdere denne risikoen og ta fullt ansvar for bruk av dette dokumentet.

Dokumentet skal ikke benyttes i utdrag eller til andre formål enn det dokumentet omhandler. Dokumentet må ikke reproduseres eller leveres til tredjemann uten eiers samtykke. Dokumentet må ikke endres uten samtykke fra NGI.

Project

Project title:	Sediment capping with activated biochar in Bureå, Sverige
Document title:	Literature report
Document no.:	20200815-01-R
Date:	2022-05-20
Revision no. /rev. date:	1 / 2022-12-22

Client

Client:	Luleå University of Technology
Client contact person:	Christian Maurice
Contract reference:	Christian.maurice@ltu.se

for NGI

Project manager:	Gabrielle Dublet-Adli
Prepared by:	Gabrielle Dublet-Adli
Reviewed by:	Gerard Cornelissen

Summary

In the scope of a pilot test for sediment capping of contaminated sediments from the Bureå bay (Sweden), funded by the Geological Survey of Sweden (SGU), NGI provides literature context on the remediation approach proposed, i.e. thin-layer capping with an active sorbent to reduce the sediment-to-water flux of contaminants and protect the biota. The relevance of sediment capping as a remediation approach is discussed in comparison with other approaches like dredging, and the theoretical principles behind the method are detailed. Sediment capping with active sorbents like activated carbon and activated biochar is discussed in further detail since this is the approach chosen for the pilot test in the bay of Bureå.

This report discusses multiple cases in Norway, USA and Netherlands where contaminated sediments were remediated by sediment capping, including with activated carbon. The advantages of capping with a thin layer of activated biochar are discussed, for example the chemical effectiveness, the overall sustainability as a remediation strategy, economical costs and geotechnical advantages at sites where traditional capping would cause settlements. Disadvantages of the method are also raised, including deleterious effects of fine-grained activated carbon on sediment biota, sensitivity to erosion, and the possible formation of methylmercury. The report concludes on the site-specificity of the relevance of a capping approach.

The overall conclusion of the literature report is that sediment thin-layer capping by activated biochar holds promise as a sustainable technology to achieve short-term risk reduction similar to conventional capping and better overall risk reduction than environmental dredging, with possibly lower costs and definitely lower environmental impacts than traditional sediment cleanup technologies. Care should be taken to protect sediment biota from the potential negative direct impacts of too finely powdered material.

Contents

1 Introduction 6
2 Theoretical principles of sediment capping as a barrier for contaminant diffusion 6
3 Use of sediment capping for remediation of contaminated sites, in Norway and elsewhere 8
4 Capping with activated materials, including biochar 15
5 Advantages and limitations of the sediment capping methods 17
6 References 20

Review and reference page

1 Introduction

This literature study is done in the scope of the project " Sediment capping with activated biochar in Bureå, Sweden " funded by the Geological Survey of Sweden (SGU) within the framework of the Government Mission Polluted Sediment. This project is testing the effectiveness of sediment capping with activated biochar as a remediation strategy for the PAH- and metal-contaminated Bureå Bay (Sweden).

The aim is to provide relevant historical and scientific context and experience at an international scale, for a remediation strategy that is to date not common in Sweden.

2 Theoretical principles of sediment capping as a barrier for contaminant diffusion

Dispersion of contaminants from polluted sediments can occur via different mechanisms, including diffusion, transport by erosion and particle suspension and bioturbation. The purpose with sediment capping with clean masses is to isolate the contaminated sediment from the organisms living in/on the sea bed, and from the water above. The capping limits 1) the dispersion of contaminated particles by suspension, 2) the diffusion of contaminants from sediment porewater to the water above, and 3) the direct contact between benthic fauna and contaminated sediment (Patmont et al., 2015).

A sediment cap can be built with passive material (sand or gravel) or can include a layer with specific functions such as low-permeability or high sorption capacity. The thickness of a conventional sediment cap is typically 20 cm or thicker. The thickness of the capping which is actually effective to limit diffusion is smaller than the total thickness, because the bottom part is partly mixed with sediment and the top part (up to 10 cm) is affected by bioturbation and erosion/suspension. Erosion can be limited by addition of rocks or other coarse material on top.

Assuming that diffusion is the dominant dispersion mechanism from contaminated sediments, covering the contaminated seabed is a possible measure to reduce the spread of contaminants (Figure 1; Eek et al., 2008). When contaminated sediments are capped with clean materials, contaminants from the sediment diffuse into the pore water in the cap and, depending on the sorption properties of the material used, adsorb to the cap material. Just after application of the cap, concentrations in the pores of the capping material are low within the whole capping thickness. Contaminants diffuse upwards from the sediment to sea water, through the capping material. Concentrations increase at the bottom, faster than at the top, thus the concentration depth profile evolves during a transient phase. When the new steady-state flux from the capped sediment is reached, the flux is in principle lower than the steady-state flux without capping. This is a result of an increase of the diffusive path length above capped sediments, including the DBL above the cap (Figure 1). Furthermore, the effective diffusivity in the cap is reduced

relative to that in free water, since a smaller cross-sectional area is available for diffusion and because of the tortuous diffusion path in the cap (equation {2}).

$$J_{i\,\mathrm{cap}} = \frac{\varepsilon \cdot D_i}{\tau \cdot (h_{\mathrm{cap}\,d} + \delta_{\mathrm{DBL}})}(C_{i\,\mathrm{pw}} - C_{i\,\mathrm{w}}) \quad \{2\}$$

Where J_{icap} is the contaminant flux from the bulk contaminated sediment to the bulk water, h_{capd} is the thickness of the (undisturbed part of the) capping layer in cm, δ_{DBL} the diffusive bonder layer in cm, C_{ipw} is the contaminant concentration in the porewater of the sediment, C_{iw} is the contaminant concentration in the bulk water, ε is the porosity, τ is the tortuosity and D_i is the diffusion coefficient of the contaminant. ε and τ are dimensionless (Boudreau, 1997).

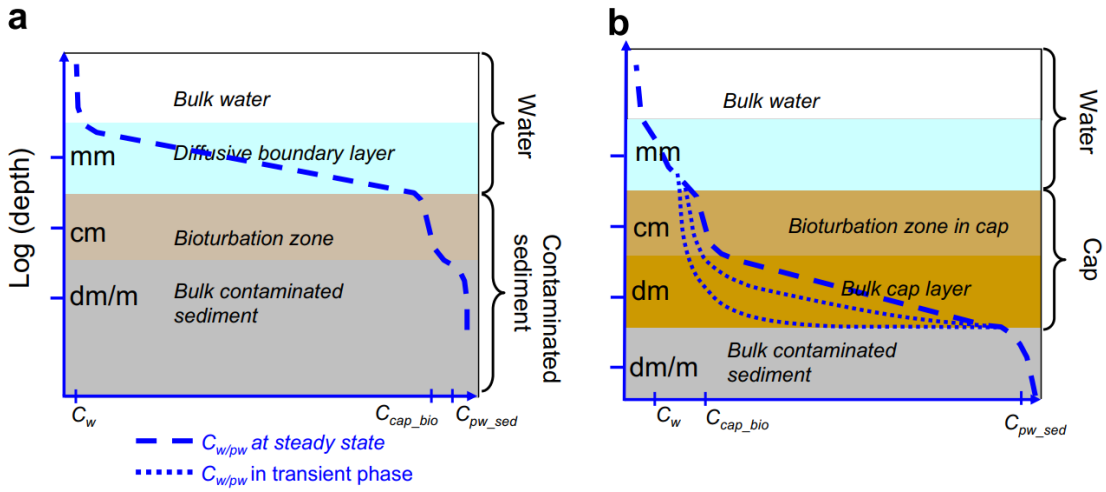


Figure 1: Vertical dimensions and theoretical water concentration profile of contaminants from a sediment (C_{pw_sed}) through a cap and/or the diffusive bounder layer (DBL) to the bulk water (C_w). Almost constant concentration in the bioturbation zone (C_{cap_bio}) is explained by the fact that this layer presents smaller resistance to transport. A linear concentration gradient in the DBL and in the bulk cap layer translates the fact that diffusion is the main transport mechanism in these layers. Figure from Eek et al., 2008.

The covering approach leads to physical containment of contaminated particles, and to lower concentrations of contaminants in the sediment layer where benthic fauna and plants live.

3 Use of sediment capping for remediation of contaminated sites, in Norway and elsewhere

Sediment capping is one of several methods available for remediating contaminated sediments (Table 1).

Table 1: Existing methods for remediation of contaminated sediments.

Method	Principle	Main Limitations and uncertainties
Dredging and landfilling	Dredging of the contaminated sediments until clean sediment and landfilling in relevant landfill.	Spreading of contaminants over large areas; need for a safe storage of the dredged masses; leaching from dredged materials.
Capping	Capping of the contaminated sediments with a relatively thick isolating layer of clean masses.	Prone to erosion and can in some instances lead to geotechnical instability.
Sorbent cover	Addition of an activately binding material e.g., activated carbon (AC), at the surface of sediment so that contaminant availability of is reduced.	The effect of biochar on benthic fauna is not yet well studied. Fine-grained AC has been shown to negatively affect benthic fauna.
Redox-based stabilisation	Addition of a redox buffer (FeOOH, MnO_2 or nitrate) for limiting the production of methyl mercury (which occurs under sulfate-reducing conditions).	The method is not well documented.
In-situ stabilisation with cement	Addition of cement to the sediment to increase the geotechnical stability of the sediment, decrease its permeability and reduce the leaching of contaminants.	Previous tests show this method is not effective in the case of mercury contamination. Cement negatively affects benthic fauna.
Monitored natural attenuation	Capping of contaminated sediments with clean masses occurs naturally over time, by sedimentation of newly deposited particles. Monitoring documents the evolution of the state of contamination, dispersion and risk at the surface of the sediment.	The time needed to perceive positive effects is uncertain and depends on the locality, bioturbation depth, sedimentation rates and contamination of newly settling particles.

Each remediation approach presents advantages and limitations, with trade-off in the short term vs. in the long term, and the expected effect of each method depends on site-specific conditions such as the type and concentration of contaminant(s) occurring, the topography, the sedimentation rate at the site, contamination degree of the newly settling particles, bioturbation depth and intensity, etc (Table 2; Figure 2). Patmont et al. (2015) calculated hypothetical time-evolution of PCB concentration in fish tissue based on

hypotheses on these parameters in various remediation scenarios. The model obtained suggested that in the hypothetical scenario considered, the capping approaches would lead to lower PCB concentrations in fish than dredging, especially in the decades following remediation (Figure 2).

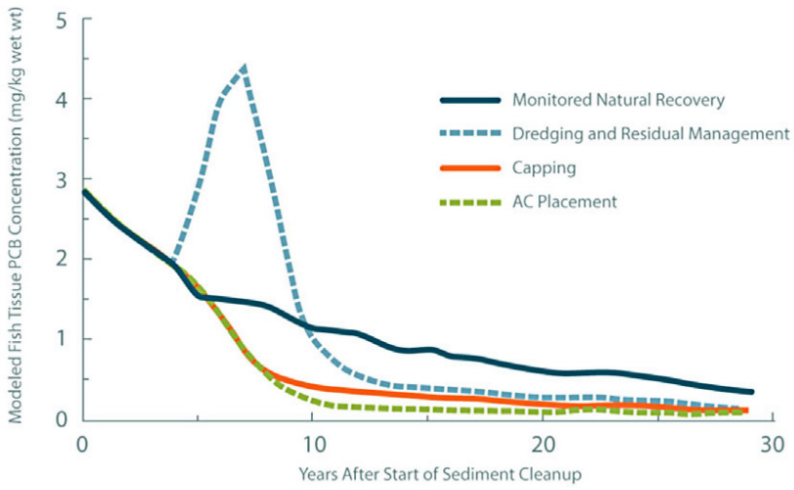


Figure 2: Hypothetical comparative net risk reduction of alternative sediment remediation technologies. Example presented for illustrative purposes using the following fate and transport model input assumptions: average environmental dredge production rate of 400 m^3 per day and release of 3% of the PCB mass dredged (Patmont et al. 2013); average water flow through the cleanup area of 500 m3 per second; implementation of effective upstream source controls; net sedimentation rate of 0.1 cm per year; and typical PCB mobility and bioaccumulation parameters. From Patmont et al., 2015.

For example, PCB reduction over years in fish was shown by Patmont et al. (2020) at a 2-ha lake on the St. Jones River in Dover, Delaware (USA), where PCB-contaminated sediments were covered with AC (Figure 3).

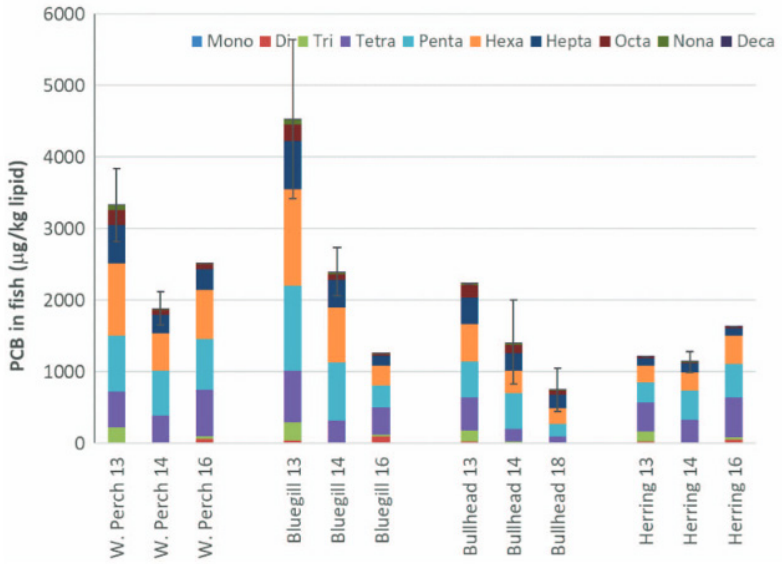


Figure 3: PCB concentration in fish caught in Mirror Lake before (2013, noted "13"), I year after (2014, noted "14") and 3 or 5 years after (2016/2018, noted "16" or "18") application of AC in sediments. From Patmont et al., 2020.

Table 2: Evaluation of remediation strategies, including capping and dredging. From Kupryianchyk et al., 2015

				AC					
				In situ			Ex situ		
Criteria	Dredging (+disposal/ treatment)	Monitored natural recovery	Capping	Powdered AC	Granular AC	Capping	Addition	Capping	Stripping
Efficiency	Medium[a]	Low[b]	Medium/high[c]	High	Low/medium[b]	High	Medium/high[d]	Medium/high	Medium[d]
Risks	Medium/high	Low	Low	Medium	Low	Low	Low	Low	Low
Applicability (type of sites)	High energy environments, seasonal or periodical flooding areas, deep areas, low bottom gradient and side slopes. Contaminated waterways which have to be dredged from nautical perspective	Vulnerable environments[b], depositional areas and low contamination levels, and also after dredging.	In environments with high rates of groundwater seepage, net depositional, gentle slope areas. For a wide range of contaminants i.e. PAHs, PCBs, nutrients, dioxins, creosote, and metals. Not applicable in case of hydraulic restrictions and shallow navigational areas (Palermo 1998).	Depositional, cohesive, vulnerable environments (i.e., wetlands, recreational areas)	Higher energy environments with more turbulence and bioturbation also inner harbour areas and navigational or river waterways	Low energy environments, depositional areas, areas with high sediment-to-water fluxes of contaminants	Dredged material, moderate contamination with high potential for reuse options or use on land, in combination with other ex situ treatment options (i.e., washing and/or sediment fractionation using conventional equipment) and to reduce depot capacity		
Complexity	Low	Low	Low/medium	Medium	Medium	Medium	Medium		High
Costs[e] (per m^3 of sediment)	Medium/high[f] 1–10 € (dredging) 10–20 € (disposal) 60 € (thermal treatment)	Low	Low/medium[g] 35 € (operational costs) 45 €/m2 (apatite: material costs)	Medium/high 3 €/kg (material costs) 30 € (operational costs)	Low/medium[h] 2 €/kg (material costs) 30 € (operational costs)	Medium 1–3 €/kg (material costs) 35 € (operational costs)	Medium/high 1–10 € (dredging) 1–3 €/kg (material costs) ~30 € (operational costs)		Medium 1–10 € (dredging) 2 €/kg (material costs) 40 € (operational costs)
Acceptance:									
(a) regulatory	Medium/high[f]	High	High	N/A	N/A	N/A	N/A		N/A
(b) public	High	Low	Low/medium	Medium	Medium	Medium	Medium		High

AC, activated carbon; N/A, not available.
[a]Short-term effectiveness is high.
[b]Low in short-term and medium in long-term (i.e. 10 y), dependent on sedimentation rate, bioturbation depth, and degree of pollution in newly settling particles.
[c]Depends on material applied, e.g., sand is less effective but applicable as excellent protection or isolation when contaminants are strongly sorbed to the sediment particles and in the absence of rapid contaminant migration processes (Reible et al. 2006) or natural or modified zeolite materials (more expensive) (Jacobs and Förstner 1999; Reible et al. 2006).
[d]Strongly dependent on available pool of contaminants and mixing effectiveness.
[e]"Costs " provides a qualitative indication of the total cost directly associated with the treatment technology application considering three levels: 1) low costs include costs of preliminary detailed site investigation and monitoring; 2) moderate costs are costs of preliminary detailed site investigation, material costs (e.g. AC, capping material), basic handling, which may include transport to the site or AC or cap placement, and monitoring; 3) and high costs involve preliminary detailed site investigation, dredging, material costs, advanced handling, processing with site specific equipment or disposal, and monitoring.
[f]Low at the privately owned disposal sites.
[g]Depends on material used (geotextiles, liners) and thickness of the cap or multiple layers, or granular AC dose.
[h]Granular activated carbon is slightly more expensive compared to powdered AC but may allow easier application due to its granulated form and thus reduce the costs.

In Norway, 120 sites were investigated for contaminants in the 90's and among them, 90 were badly contaminated with for example TBT, PAH, PCB and metal elements like Pb, Hg or Cd (Miljødirektoratet.no). Among them, 17 sites were defined as priority areas for remediation (Figure 4), and several of them were already remediated like Oslo, Trondheim and Bergen harbors (*Table 3*). Sediment capping with clean masses was the remediation strategy adopted in most cases where this was possible and relevant, while dredging and safe storage under sea level or in landfills was done where it was needed for ensuring access to ships (Miljødirektoratet.no). At most sites a combination of both capping and dredging was adopted (*Table 3*).

In the remediation of Oslo harbor and Trondheim harbor, remediation scenarios involving activated biochar were seriously considered, but not selected due to cost considerations. Recently, however, the remediation of Flekkefjord harbour in Southern Norway, was partly done by the placement of a thin layer of activated biochar as an extra barrier in a relatively thin sand cap.

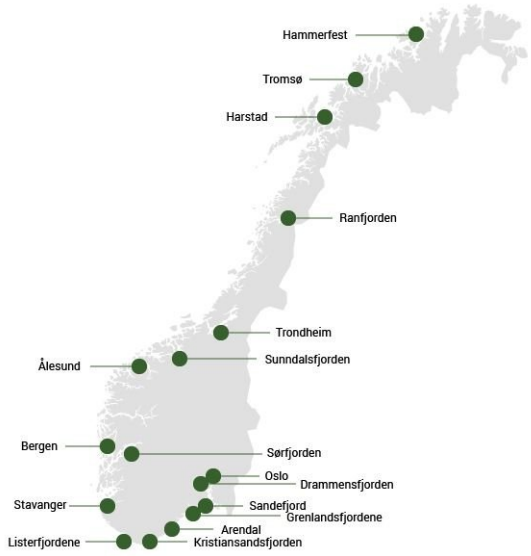


Figure 4: Norwegian fjord areas defined as priority for remediation by the Norwegian Environmental Agency (Map from Miljødirektoratet).

Table 3: Examples of remediated sites in Norway, and type of remediation strategy adopted.

Sediment area remediated	Capping	Dredging
Oslo fjord	With clean sand and clay from construction project	X Disposal under sea, capped with clean masses.
Grunnekleivfjorden	X	
Grenland fjords	With activated carbon	
Arendal fjord	With sand and gravel	
Puddefjorden (Bergen)	With crushed rocks from construction projects	X
Kristiansand	X	X
Sandefjordsfjorden	X	X
Trondheim	X	X
Tromsø havn	X	X
Harstad	X	X Disposal as a quai-deposit
Farsund harbour	X	
Sørfjorden	X	
Flekkefjord	With clean sand, crushed stones and in one area, activated biochar as an extra protective layer	X
Lungegårdsvann (Bergen)	x (test phase)	

Sediment capping, including capping with activated carbon, has also been tested and applied in the USA and in the Netherlands (Figure 5;Table 4). Note that primarily activated carbon from fossil coal was used in the pilot trials, whereas sustainability aspects recently have shifted material preference over to activated biochar (see chapter 5), such as in the Bureå project and in the full-scale remediation of Flekkefjord Harbour.

Figure 5: In situ treatment field application sites involving capping with activated carbon or similar (numbers refer to Table 4).

Table 4: In situ treatment using carbon-based sorbents (mainly activated carbon): summary of field-scale pilot demonstrations or full-scale projects. From Patmont et al., 2015.

Site number (see Figure 1)	Year(s)	Location	Contaminant(s)	Application area (hectares)	Carbon-based amendment(s)	Delivery method(s)	Average water depth during delivery (m)	Enhancement(s)	Application equipment	Primary reference(s)
1	2004	Anacostia River, Washington, DC	PAHs	0.2	Coke Breeze	Geotextile mat	8	Armored cap	Crane	McDonough et al. (2007)
2	2004, 2006	Hunters Point, San Francisco, CA	PCBs, PAHs	0.01	AC (slurry)	Direct placement	<1	Mechanical mixing (some areas)	Aquamog, slurry injection	Cho et al. (2009 and 2012)
3	2006	Grasse River, Massena, NY	PCBs	0.2	AC (slurry)	Direct placement	5	Mechanical mixing (some areas)	Tine sled injection, tiller (with and without mixing)	Beckingham et al. (2011); Alcoa (2007)
4	2006, 2008	Trondheim Harbor, Norway	PAHs, PCBs	0.1	AC (slurry)	Blended cover, direct placement	5	Armored cap (some areas)	Tremie, agricultural spreader	Cornelissen et al. (2011)
5	2006	Spokane River, Spokane, WA	PCBs	1	Bituminous Coal Fines (slurry)	Direct placement	5	Armored cap	Mechanical bucket	Anchor QEA (2007 and 2009)
6	2009	De Veenkampen, Netherlands	Clean Sediment	<0.01	AC (slurry)	Direct placement	1	None	Laboratory rollerbank	Kupryianchyk et al. (2012)
7	2009	Greenlandsfjords, Norway	Dioxins/Furans	5	AC (slurry)	Blended cover	30/100	None	Tremie from hopper dredge	Cornelissen et al. (2012)
8	2009	Bailey Creek, Fort Eustis, VA	PCBs	0.03	AC (SediMite®)	Direct placement	1	None	Pneumatic spreader	Ghosh and Menzie (2012)
9	2010	Fiskerstrand Wharf, Ålesund, Norway	TBT	0.2	AC (slurry)	Blended cover	40	None	Tremie with biokalk	Eek and Schaanning (2012)
10	2010	Tittabawassee River, Midland, MI	Dioxins/Furans	0.1	AC (AquaGate™), Biochar	Blended cover	<1	None	Agricultural disc	Chai et al. (2013)
11	2011	Upper Canal Creek, Aberdeen, MD	PCBs, Mercury	1	AC (SediMite®, AquaGate™, slurry)	Direct placement	<1	None	Pneumatic spreader, bark blower, hydroseeder	Bleiler et al. (2013); Menzie et al. (2014)
12	2011	Lower Canal Creek, Aberdeen, MD	Mercury, PCBs	0.04	AC (SediMite®)	Direct placement	1	None	Agricultural spreader	Menzie et al. (2014)
13	2011 to 2016	Onondaga Lake, Syracuse, NY	Various Organic Chemicals	110	AC (slurry)	Blended cover	5	Armored cap	Hydraulic spreader	Parsons and Anchor QEA (2012)
14	2011	South River, Waynesboro, VA	Mercury	0.02	Biochar (Cowboy Charcoal®)	Direct placement	<1	None	Pneumatic spreader	DuPont (2013)
15	2011	Sandefjord Harbor, Norway	PCBs, TBT, PAHs	0.02	AC (BioBlok[a])	Direct placement	30	None	Mechanical bucket	Lundh et al. (2013)
16	2011	Kirkebukten, Bergen Harbor, Norway	PCBs, TBT	0.7	AC (BioBlok[a])	Direct placement	30	Armored cap (some areas)	Mechanical bucket	Hjartland et al. (2013)
17	2012	Leirvik Sveis Shipyard, Sandefjord, Norway	PCBs, TBT, Various Metals	0.9	AC (BioBlok[a])	Direct placement	30	Armored cap (some areas)	Hydraulic spreader (up to 30-degree slopes)	Lundh et al. (2013)
18	2012	Naudodden, Farsund, Norway	PCBs, PAHs, TBT, Various Metals	0.4	AC (BioBlok[a])	Direct placement	30	Armored cap, habitat layer	Mechanical bucket	Lundh et al. (2013)
19	2012	Berry's Creek, East Rutherford, NJ	Mercury, PCBs	0.01	AC (SediMite®, granular)	Blended cover, direct placement	<1	None	Pneumatic spreader	USEPA (2013c)
20	2012	Puget Sound Shipyard, Bremerton, WA	PCBs, Mercury	0.2	AC (AquaGate™)	Direct placement	15	Armored cap	Telebelt® (under-pier)	Johnston et al. (2013)
21	2012	Custom Plywood, Anacortes, WA	Dioxins/Furans	0.02	AC (SediMite®)	Blended cover, direct placement	8	None	Agricultural spreader	WDOE (2012)
22	2012	Duwamish Slip 4, Seattle, WA	PCBs	1	AC (slurry)	Blended cover	4	Armored cap	Mechanical bucket	City of Seattle (2012)
23	2013	Mirror Lake, Dover, DE	PCBs, Mercury	2	AC (SediMite®)	Direct placement	1	None	Telebelt® and air horn	DNREC (2013)
24	2013	Passaic River Mile 10.9, Newark, NJ	Dioxin/Furans, PCBs	2	AC (AquaGate™)	Blended cover	1	Armored cap	Telebelt®	In preparation
25	2013	Little Creek, Norfolk, VA	PCBs, various metals	1	AC (AquaGate™)	Direct placement	1	None	Pneumatic spreader (under-pier)	In preparation

AC = activated carbon; PAH = polynuclear aromatic hydrocarbon; PCB = polychlorinated biphenyl; TBT = tributyltin.
[a]BioBlok is licensed by AquaBlok®

4 Capping with activated materials, including biochar

Covering large areas becomes unrealistic if a thick cover is needed for sufficient flux reduction. A reactive barrier, however, enhances the adsorption that takes place in the sediments at the same time as the need for material is kept down, also reducing the GHG emissions during the operation (see chapter 5).

The method consists of adding a layer of activated sorbent (for example biochar) at the surface of the contaminated sediment, so that the sorbent binds contaminants and reduces the dissolved concentration in porewater and thus the bioavailability and diffusive dispersion.

The breakthrough time of contaminants, i.e. the time for the contaminant to pass through the cap and reach the bulk water above, is dependent on the sorption strength of the active capping material. Several active materials were tested in sediment capping, such as activated carbon, organoclay, apatite, coke, zeolites and zero valent iron (USEPA 2013a; Viana et al., 2008). Three of these amendments (activated carbon, organoclay and apatite) have been identified as particularly promising sorptive amendments for in situ remediation (USEPA 2013b). Each amendment presents different advantages depending on the contaminant present in the sediment (Table 5; Viana et al., 2008).

Activated carbon most effectively binds organic substances such as PAHs, other hydrophobic organic compounds (HOC) and methyl-Hg, but it also can bind metals like Hg, Cu, Zn and Pb. For example, Silvani et al. (2017) showed, based on laboratory experiments and modelling, that adding a layer of activated carbon or biochar to sand caps significantly improves the performance of cap layers by increasing the sorbent uptake of dissolved PAHs released from sea-sediments. Indeed, due to its relatively large surface area, pore volume, and absorptive capacity, activated carbon (and biochar) has a decades-long track record of effective use as a stable treatment medium in water, wastewater, and air. As such, this is a well-suited active capping material for in situ sequestration and immobilization of HOCs in various sediment environments (Patmont et al., 2015).

Table 5: Effects of different active capping materials for different contaminants, as assessed by Monte Carlo simulations of breakthrough through the cap (from Viana et al., 2008).

	cap material									
	sand		OC		tires		AP		GAC	
compound	CMC	CCC	CMC	CCC	CMC	CCC	CMC	CCC	CMC	CCC
Cd, pH 7	++/−	++/−	−/−	−/−	−/−	−/−	++/++	++/++	−/−	−/−
Cr, pH 7	+/−	+/−	−/−	−/−	−/−	−/−	−/−	−/−	−/−	−/−
Pb, pH 7	+++/−	++/−	+/−	−/−	+/−	+/−	++/++	++/++	−/−	−/−
Ag	+++/−	n.a.	−/−	n.a.	+/−	n.a.	−/−	n.a.	−/−	n.a.
As	+++/−	+++/−	−/−	−/−	−/−	−/−	−/−	−/−	−/−	−/−
Hg	+++/++	+++/+	++/+	++/+	+++/−	++/−	++/++	+/+	+/+	−/−
CH_3Hg	+++/−	+++/−	++/+	+/−	++/−	++/−	−/−	−/−	−/−	−/−
CN	−/−	−/−	−/−	−/−	−/−	−/−	−/−	−/−	−/−	−/−

[a] Symbols: − means cap complies with the USEPA CMC, or CCC after 100 yr within <50% CI; +, ++, and +++ mean cap complies with the CMC or CCC within mean, 75%, and 95% CI, respectively. First symbol means result for diffusion, second symbol means result for advection ($d_h/d_x = 0.05$). n.a. = there is no EPA CCC criteria for the compound.

Activated carbon is made from fossil coal ("stenkol") often mined under polluted conditions and transported over long distances, leading to significant negative climate and environmental impacts. Activated biochar is made from organic waste materials, often coconut shells, but also other organic wastes can be used. Both activated carbon and activated biochar are made by first heating the organic material under oxygen-free conditions ("pyrolysis"), after which activation takes place at temperatures over 800 ºC by oxidation with either water vapor or carbon dioxide. This process expands the pore system, and the increased pore volume and pore surface area lead to a higher sorption capacity. Higher sorption affinity is simultaneously generated by the oxidation of functional groups at the carbonaceous pore surfaces. In short, activation thus increases both sorption affinity and sorption capacity, leading to an overall strong increase in sorption strength (Hagemann et al., 2018).

Capping with activated biochar is a more sustainable alternative to activated carbon from fossil coal. This remediation method was tested for example for remediation of dioxin-contaminated sediments (Chai et al., 2013), mercury-contaminated sediments (Dupont et al., 2013), and more recently PAH-contaminated sediments (Silvani et al., 2017; Bianco et al., 2020; Yang et al., 2021).

Several studies suggest that the chemical effectiveness of activated carbon (AC) for limiting contaminant bioavailability is better when using fine-grained biochar (Zimmermann et al., 2005). Because fine-grained AC is light and easily suspended, it is necessary to apply measures to protect AC from erosion, both during application of the capping and after. Several methods were tested to apply AC capping (Figure 6):

- AC is applied as a thin layer at the surface of the sea bed. Generally, it is necessary to apply this AC as a mixture with a matrix like clay or sand. The matrix contributes to transporting the biochar at the bottom of the sea bed and limits later erosion. Such a method was applied in-situ in the Trondheim harbour (Cornelissen, 2011) and in the Grenlandsfjords a thin 3-cm layer of AC mixed with local clean clay was applied at the surface (Eek and Schaanning, 2012; Cornelissen et al., 2012 and 2015). This method counts on bioturbation and other natural mixing processes for mixing the AC-layer to the top sediment layer where benthic organisms live.
- AC is actively mixed with the top layer of sediment (5-30 cm). This way the sediment itself protects biochar from erosion, and the AC is mixed over the depth where benthic organisms live. This method was applied at the Hunters Point Naval Shipyard, San Francisco Bay, CA (Cho et al., 2009 and Oen et al., 2011).
- A thin layer of AC can be sandwiched between clean masses or be covered by a thin sand layer for erosion protection (such as in Trondheim harbour, Cornelissen et al., 2011).

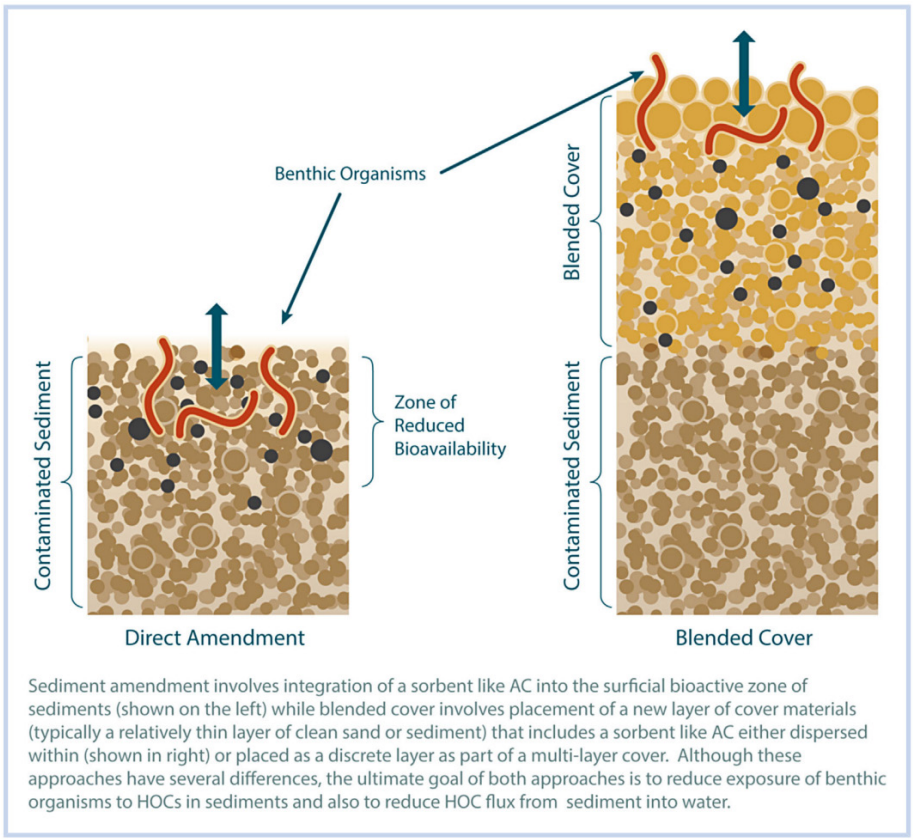


Figure 6: Direct amendment versus blended cover application methods for in situ sorbent application. From Patmont et al., 2015.

5 Advantages and limitations of the sediment capping methods

Capping approaches are in principle less invasive than dredging approaches, and typically provide better environmental conditions in the decades after remediation (Figure 2). However, results of remediation based on sediment capping can be threatened by erosion, stability issues and settlements, new contamination or a non-proper choice of capping material. A typical example of situation where capping is less relevant than dredging, is the case of erosion-prone areas impacted by heavy boat traffic or strong currents.

Capping with activated materials such as carbon or biochar is advantageous at sites moderately contaminated over large surface areas with hydrophobic organic compounds or metal elements with a high affinity for the sorbent. Biochar has in itself a large adsorption capacity and its addition increases the content of organic carbon stored at the bottom and adsorbs both organic and inorganic pollutants.

In addition, a light, thin capping can present advantages in instances where the contaminated sediment is particularly soft and would not be stable under a supplementary load of sand or rocks. Such a challenge was for example raised in the scope of the remediation of Gunneklevfjord, and studies concluded that covering is possible at the condition that the capping is thin and the material used is not too dense (NGI, 2015).

Sediment capping with "only" a thin reactive barrier (5 cm) on top of the sea-bottom is an approach that is relevant in environments where accumulation conditions prevail. However, in areas prone to erosion or in cases where spatially uniform application is more challenging, the long-term effectiveness of biochar capping is uncertain. But when designed correctly to address site-specific conditions, controlled (accurate and spatially uniform) placement of activated carbon bearing treatment materials has been demonstrated using a range of conventional construction equipment and delivery mechanisms and in a wide range of aquatic environments (Table 4), including wetlands (Patmont et al., 2015). When highly contaminated sediments are present in unstable environments, traditional capping or dredging remedies might be the preferred option (Patmont et al., 2015).

In addition, a limitation to sediment capping with activated carbon is the deleterious effects of powdered AC on benthic fauna. Recent studies suggest that sediment capping with fine-grained activated carbon, even though most effective chemically, can have negative impact on benthic populations (Abel et al., 2017; Samuelsson et al., 2017; Trannum et al., 2021). The most likely mechanism for the deleterious effects of powdered AC on biota is that microvilli in the gut, where uptake of food takes place across the gut epithelium, are getting clogged by below-50 µm AC particles, as shown by SEM-evidence by Abel et al (2017). In the field, even as long as 10 years after placement of the cap, negative effects of the powdered AC on the benthic population were observed (Eek and Schaanning, 2012; Samuelsson et al., 2017), especially impacting larger species, and leading to a semi-permanent shift in the composition of the population. Granular AC, with particles above 100 µm, is less effective chemically, but more benign to the organisms living in the sediments. Granular AC in the order of 100-300 µm has been shown to be very effective for PCBs in the Grasse River, Upstate New York (Beckingham et al., 2011). A knowledge gap currently addressed at Stockholm University (Gunarsson group) is finding the optimal balance between chemical effectiveness (small AC particles) while limiting deleterious effects on benthic organisms (larger AC particles). Knowledge is lacking on the effect of sediment capping with activated biochar, which could be more benign than fossil-based AC, as it stems from plant materials and as it has positive effects on plant growth.

In addition, care should be taken in the case of sediments contaminated with both compounds that activated carbon sorbs efficiently (like PAH) and elements that are more mobile or toxic in local environments enriched in activated carbon. For example, a recent study warns that when considering remediation of organic-rich and Hg-contaminated sediments with activated carbon, caution is warranted, as the overall effect of reducing

Hg-transport out of the sediment could partly be offset by an increased formation of MeHg in the sediment under the influence of the activated biochar (Sørmo et al., 2021). Other studies predict a poor efficiency of sediment capping for limiting arsenic diffusion, because 1) a cap favors the reduced form of arsenic, As(III), which is more mobile than theoxidized form As(V), and 2) the cap limits the diffusion of Fe and the precipitation of Fe oxides which normally sorb As at the surface of sediments (Bessinger et al., 2012). Recent studies proposed to design capping materials specifically for arsenic remediation, based either on oxidizing materials (Gao et al., 2021) or on sorbants with very high affinity for As such as zirconium-loaded lanthanium-modified bentonite (Wang et al., 2022).

Another disadvantage of activated carbon and activated biochar is that the sorbents can get "fouled" – oil and natural organic matter clog their pore systems and the sorbents become less effective in binding contaminants. Also, high concentrations of contaminants can saturate the sorption sites on the sorbents (so-called nonlinear sorption), rendering the sorbents less effective at very high pollutant concentrations. Under such "hot-spot" conditions, dredging or conventional capping with a thicker layer is often recommended.

Thin-layer capping with activated biochar is probably the most sustainable sediment remediation in an overall perspective. Sparrevik et al. (2011) showed that activated biochar was much more benign in an overall life-cycle perspective than AC from fossil coal sources, since coal mining is a relatively polluting process, and the AC needs to be transported over long distances. The most significant advantage of activated biochar is that its carbon originates from biological sources, and thus is originally CO_2 removed from the atmosphere and stored safely and stably in the sediment as activated biochar.

Other sustainability advantages of thin-layer capping with activated biochar include the relatively limited amount of material needed, and relatively small fossil fuel use for transportation and deposition of capping materials compared to conventional capping practices. Also, dredging and landfilling requires more (fossil) energy than thin-layer capping. In addition, landfilling on land requires valuable land areas, and often negatively impacts biodiversity and ecotoxicological conditions. Landfilling under water needs continuous monitoring of potential emissions via leachate water.

As a conclusion, sediment thin-layer capping, including using activated carbon or activated biochar, is an approach that was tested in a significant number of instances. The success of this approach depends on site-specific conditions and the types of contaminants present (Table 2; Table 5). Depending on sediment and site conditions, using activated carbon/biochar can achieve short-term risk reduction similar to conventional capping and better overall risk reduction than environmental dredging, with lower costs and environmental impacts than traditional sediment cleanup technologies (Sparrevik et al., 2011; Patmont et al., 2015). The most important drawback is the negative impact on sediment biota of powdered AC – research is underway to find out the optimal balance between chemical effectiveness and limited deleterious effects on biota.

6 References

Abel, S., Nybom, I., Mäenpää, K., Hale, S. E., Cornelissen, G., & Akkanen, J. (2017). Mixing and capping techniques for activated carbon based sediment remediation–efficiency and adverse effects for Lumbriculus variegatus. *Water research*, *114*, 104-112.

Beckingham, B., & Ghosh, U. (2011). Field-scale reduction of PCB bioavailability with activated carbon amendment to river sediments. *Environmental science & technology*, *45*(24), 10567-10574.

Bessinger, B. A., Vlassopoulos, D., Serrano, S., & O'Day, P. A. (2012). Reactive transport modeling of subaqueous sediment caps and implications for the long-term fate of arsenic, mercury, and methylmercury. *Aquatic geochemistry*, *18*(4), 297-326.

Bianco, F., Race, M., Papirio, S., Oleszczuk, P., & Esposito, G. (2021). The addition of biochar as a sustainable strategy for the remediation of PAH–contaminated sediments. *Chemosphere*, *263*, 128274.

Boudreau, B.P., 1997. Diagenetic Models and Their Implementation. Springer, Berlin, p. 414.

Chai Y, Davis J, Currie R, Fishman V, Martin G, Wilken M, Lucas S, Wandor D, Ghosh U. 2013. A field pilot study using activated carbon and biochar to reduce the availability of PCDD/Fs in soils/sediments. In: Proceedings of the Seventh International Conference on Remediation of Contaminated Sediments, 2013, 4–7 February, Dallas (TX) USA. Battelle. C–028

Cho Y, Ghosh U, Kennedy A, Grossman A, Ray G, Tomaszewski J, Smith H, Bridges T, Luthy R., 2009. Field application of activated carbon amendment for in-situ stabilization of polychlorinated biphenyls in marine sediment. Environ Sci Technol 43:3815–3823.

Cornelissen G, Kruså M, Breedveld G, Eek E, Oen A, Arp H, Raymond C, Samuelsson G, Hedman J, Stokland Ø, Gunnarsson J. 2011. Remediation of contaminated marine sediment using thin-layer capping with activated carbon—A field experiment in Trondheim Harbor, Norway. Environ Sci Technol 45:6110– 6116.

Cornelissen G, Amstaetter K, Hauge A, Schaanning M, Beylich B, Gunnarsson J, Breedveld G, Oen A, Eek E. 2012. Large-scale field study on thin-layer capping of marine PCDD/F contaminated sediments in Grenlandfjords, Norway: Physicochemical effects. Environ Sci Technol 46:12030–12037.

DuPont. 2013. Use of a carbon amendment to reduce bio-uptake of mercury in a South River floodplain pond: Technical Briefing Paper. South River Remediation Proposal: Appendix A. Prepared by Anchor QEA, URS Corporation, and EI duPont de Nemours and Company. July. [cited 2014 April]. Available from: http://southriverscienceteam.org/news/techdocs/SR_RemediationProposal_ 2013-10-23_Final pdf

Eek E, Cornelissen G, Kibsgaard A, Breedveld G. 2008. Diffusion of PAH and PCB from contaminated sediments with and without mineral capping; measurement and modelling. Chemosphere 71:1629–1638

Eek E, Schaanning M. 2012. Opticap Report [cited 2014 April]. Available from: http://www.ngi.no/upload/Prosjektweb/opticap/Opticap%20sluttrapport.pdf

Gao, M., Sun, Q., Wang, J., & Ding, S. (2021). Investigation of the combined use of capping and oxidizing agents in the immobilization of arsenic in sediments. *Science of The Total Environment*, *782*, 146930.

Hagemann, N., Spokas, K., Schmidt, H. P., Kägi, R., Böhler, M. A., & Bucheli, T. D. (2018). Activated carbon, biochar and charcoal: linkages and synergies across pyrogenic carbon's ABCs. *Water*, *10*(2), 182.

Kupryianchyk, D., Rakowska, M. I., Reible, D., Harmsen, J., Cornelissen, G., van Veggel, M., ... & Koelmans, A. A. (2015). Positioning activated carbon amendment technologies in a novel framework for sediment management. *Integrated environmental assessment and management*, *11*(2), 221-234.

Miljødirektoratet.no: https://miljostatus.miljodirektoratet.no/forurenset-sjobunn
NGI, 2015: Underlag for beslutning om tiltak mot forurensede sedimenter i Gunneklevfjorden; PLATEBELASTNINGSFORSØK OG TESTTILDEKKING I LABORATORIET FOR VURDERING AV STYRKE I FORURENSET SLAM ; NGI report 20120820-04-R

Oen, A. M., Janssen, E. M., Cornelissen, G., Breedveld, G. D., Eek, E., & Luthy, R. G. (2011). In situ measurement of PCB pore water concentration profiles in activated carbon-amended sediment using passive samplers. *Environmental science & technology*, *45*(9), 4053-4059.

Patmont, E., Jalalizadeh, M., Bokare, M., Needham, T., Vance, J., Greene, R., ... & Ghosh, U. (2020). Full-scale application of activated carbon to reduce pollutant bioavailability in a 5-acre lake. *Journal of Environmental Engineering*, *146*(5), 04020024.

Patmont, C. R., Ghosh, U., LaRosa, P., Menzie, C. A., Luthy, R. G., Greenberg, M. S., ... & Quadrini, J. (2015). In situ sediment treatment using activated carbon: a demonstrated sediment cleanup technology. *Integrated environmental assessment and management*, *11*(2), 195-207.

Patmont C, Nadeau S, McCulloch M. 2013. Learning from the past to enhance remedy evaluation, selection, and implementation. In: Proceedings of the Seventh International Conference on Remediation of Contaminated Sediments, 2013, 4–7 February, Dallas (TX) USA. Battelle. B–049.

Samuelsson, G. S., Raymond, C., Agrenius, S., Schaanning, M., Cornelissen, G., & Gunnarsson, J. S. (2017). Response of marine benthic fauna to thin-layer capping with activated carbon in a large-scale field experiment in the Grenland fjords, Norway. *Environmental Science and Pollution Research*, *24*(16), 14218-14233.

Silvani, L., Di Palma, P. R., Riccardi, C., Eek, E., Hale, S. E., Viotti, P., & Papini, M. P. (2017). Use of biochar as alternative sorbent for the active capping of oil contaminated sediments. *Journal of environmental chemical engineering*, *5*(5), 5241-5249.

Sparrevik, M., Saloranta, T., Cornelissen, G., Eek, E., Fet, A. M., Breedveld, G. D., & Linkov, I. (2011). Use of life cycle assessments to evaluate the environmental footprint of contaminated sediment remediation.

Sørmo, E., Silvani, L., Braaten, H. F. V., Bryntesen, T., Eek, E., & Cornelissen, G. (2022). Formation and availability of methylmercury in mercury-contaminated sediment: effects of activated carbon and biochar amendments. *Journal of Soils and Sediments*, 1-13.

Trannum, H. C., Raymond, C., Næss, R., Borgersen, G., Gunnarsson, J. S., & Schaanning, M. T. (2021). Long-term response of marine benthic fauna to thin-layer capping with powdered activated carbon in the Grenland fjords, Norway. *Science of the Total Environment*, *776*, 145971.

[USEPA] US Environmental Protection Agency. 2013a. Use of amendments for in situ remediation at superfund sediment sites. Office of Superfund Remediation and Technology Innovation. OSWER Directive 9200.2–128FS. April. [cited 2014 April]. http://www.epa.gov/superfund/health/conmedia/sediment/pdfs/In_situ_AmendmentReportand Appendix_FinalApril2013.pdf

[USEPA] US Environmental Protection Agency. 2013b. Superfund remedial program review action plan. Washington DC. November. [cited 2014 April]. Available from: http://www.epa.gov/superfund/cleanup/pdfs/Final_SPR_Action_Plan-11_26_2013_(2).pdf

Viana, P. Z., Yin, K., & Rockne, K. J. (2008). Modeling active capping efficacy. 1. Metal and organometal contaminated sediment remediation. *Environmental science & technology*, *42*(23), 8922-8929.

Wang, J., Sun, Q., Gao, Q., Zheng, H., He, J., Jiang, Y., ... & Zhang, W. (2022). Effective immobilization of arsenic in waters and sediments using novel zirconium-loaded lanthanum-modified bentonite capping. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, *10*(2), 107343.

Yang, Y., Ye, S., Zhang, C., Zeng, G., Tan, X., Song, B., ... & Chen, Q. (2021). Application of biochar for the remediation of polluted sediments. *Journal of Hazardous Materials*, *404*, 124052

Zimmerman J, Werner D, Ghosh U, Millward R, Bridges T, Luthy R. 2005. The effects of dose and particle size on activated carbon treatment to sequester polychlorinated biphenyls and polycyclic aromatic hydrocarbons in marine sediments. Environ Toxicol Chem 24:1594–1601.

Kontroll- og referanseside/ Review and reference page

Dokumentinformasjon/*Document information*		
Dokumenttittel/*Document title* Literature report		**Dokumentnr./*Document no.*** 20200815-01-R
Dokumenttype/*Type of document* Rapport / Report	**Oppdragsgiver/*Client*** Luleå University of Technology	**Dato/*Date*** 2022-05-19
Rettigheter til dokumentet iht kontrakt/ *Proprietary rights to the document according to contract* Oppdragsgiver / Client		**Rev.nr.&dato/*Rev.no.&date*** 1
Distribusjon/*Distribution* BEGRENSET: Distribueres til oppdragsgiver og er tilgjengelig for NGIs ansatte / LIMITED: Distributed to client and available for NGI employees		
Emneord/*Keywords* Biochar, capping, sediment, PAH, metals, diffusion		

Stedfesting/*Geographical information*	
Land, fylke/*Country* Sweden	**Havområde/*Offshore area***
Kommune/*Municipality* Luleå	**Feltnavn/*Field name***
Sted/*Location* Bureå	**Sted/*Location***
Kartblad/*Map*	**Felt, blokknr./*Field, Block No.***
UTM-koordinater/*UTM-coordinates* **Zone: East: North:**	**Koordinater/*Coordinates*** **Projection, datum: East: North:**

Dokumentkontroll/*Document control*
Kvalitetssikring i henhold til/*Quality assurance according to NS-EN ISO9001*

Rev/ *Rev.*	**Revisjonsgrunnlag/*Reason for revision***	**Egenkontroll av/ *Self review by:***	**Sidemanns-kontroll av/ *Colleague review by:***	**Uavhengig kontroll av/ *Independent review by*:**	**Tverrfaglig kontroll av/ *Interdisciplinary review by:***
0	Original document	2022-05-19 Gabrielle Dublet-Adli	2022-05-13 Gerard Cornelissen		
1	Correction of "biochar" for "activated carbon" in one instance.	2022-05-21 Gabrielle Dublet-Adli	2022-12-21 Gerard Cornelissen		

Dokument godkjent for utsendelse/ *Document approved for release*	**Dato/*Date***	**Prosjektleder/*Project Manager***
	22 December 2022	Gabrielle Dublet-Adli

NGI (Norwegian Geotechnical Institute) is a leading international centre for research and consulting within the geosciences. NGI develops optimum solutions for society and offers expertise on the behaviour of soil, rock and snow and their interaction with the natural and built environment.

NGI works within the following sectors: Offshore energy – Building, Construction and Transportation – Natural Hazards – Environmental Engineering.

NGI is a private foundation with office and laboratories in Oslo, a branch office in Trondheim and daughter companies in Houston, Texas, USA and in Perth, Western Australia

www.ngi.no

NGI (Norges Geotekniske Institutt) er et internasjonalt ledende senter for forskning og rådgivning innen ingeniørrelaterte geofag. Vi tilbyr ekspertise om jord, berg og snø og deres påvirkning på miljøet, konstruksjoner og anlegg, og hvordan jord og berg kan benyttes som byggegrunn og byggemateriale.

Vi arbeider i følgende markeder: Offshore energi – Bygg, anlegg og samferdsel – Naturfare – Miljøteknologi.

NGI er en privat næringsdrivende stiftelse med kontor og laboratorier i Oslo, avdelingskontor i Trondheim og datterselskaper i Houston, Texas, USA og i Perth, Western Australia.

www.ngi.no

NGI
OSLO
TRONDHEIM
HOUSTON
PERTH

NORWEGIAN GEOTECHNICAL INSTITUTE
NGI.NO

Main office
PO Box 3930 Ullevaal St.
NO-0806 Oslo
Norway

Trondheim office
PO Box 5687 Torgarden
NO-7485 Trondheim
Norway

T (+47)22 02 30 00
F (+47)22 23 04 48
NGI@ngi.no

BIC NO. DNBANOKK
IBAN NO26 5096 0501 281
ORGANISATION NO.
958 254 318MVA

ISO 9001/14001
CERTIFIED BY BSI
FS 32989/EMS 612006

Appendix 2 - Site Characterisation

Biochar based capping of polluted sediment

Biokolbaserad reaktiv barriär för täckning av förorenade sediment

Luleå tekniska universitet

2022-08-26

Emma Flodin, Christian Maurice

Luleå University of Technology
Postal Address: 971 87 Luleå, Sweden
www.ltu.se

1. Background 2
2. Sampling of the sites 2
2.1 Site description 2
2.1.1 Sampling procedure 3
2.1.2 Sediment analysis 4
2.1.3 Data evaluation 5
3. Result 7
3.1 Result metal analysis 7
3.1.1 Result PAH analysis 10
4. Discussion 12
5. Conclusion 13
6. References 14

I

Appendix A - Pictures and tables

https://ltuse-my.sharepoint.com/personal/christian_maurice_ltu_se/documents/rapporter bureå - nya versioner/app 2_field work-220826.docx

1. Background

Luleå University of Technology (LTU), together with the Norwegian Geotechnical Institute (NGI) and Skellefteå municipality, is carrying out a pilot project funded by the Swedish Geological Survey (SGU) within the framework of the Governments mission *Contaminated Sediments (förorenade sediment)*. The pilot project regards the use of a biochar-based reactive barrier to cover contaminated sea sediments.

As part of the project, a pilot field experiment was carried out to cover a small area of sediment with a mixture of biochar (as reactive agent), bentonite (as the structural material) and salt (to facilitate the sedimentation of the material). The experiment was executed in the bay of Bureå outside an old industrial area, where Bure Träslip operated a wood grinding industry from 1928 until 1992. Wood pulp impregnated with the impregnation agent *Pulpasan,* containing methylmercury, has been transported into the Bay, and the sediment has also been contaminated with different PAH due to the trafficking of the bay during the time in which Bure Träslip was active. The sediment also contains high concentrations of trace elements.

This report will present the field work that was performed in the bay of Bureå in November 2020 in order to characterise the sea bottom and select an appropriate location for the field work.

2. Sampling of the sites

2.1 Site description

On the 11th of November 2020, sea sediment samples were collected in the Bay outside of Bureå. The aim with this field sampling is to evaluate in which area it is most suitable to perform a future pilot covering test. For this, sediment samples were collected and analysed for metals, PAH, and methylmercury.

The investigation sites are shown in Figure 1, and the sampling was performed within 3 areas: the test area (Testområde, orange grid), the reference area (Referensområde, yellow grid), and the backup area (Referensområde reserv, purple grid). Each area was subdivided into a grid of 30x30 meters where sediment was sampled from 9 locations withing each grid. The sampling sites was reached by boat and coordinates for the sampling locations had been transferred to the Boat's GPS system and could be navigated to and found with high accuracy.

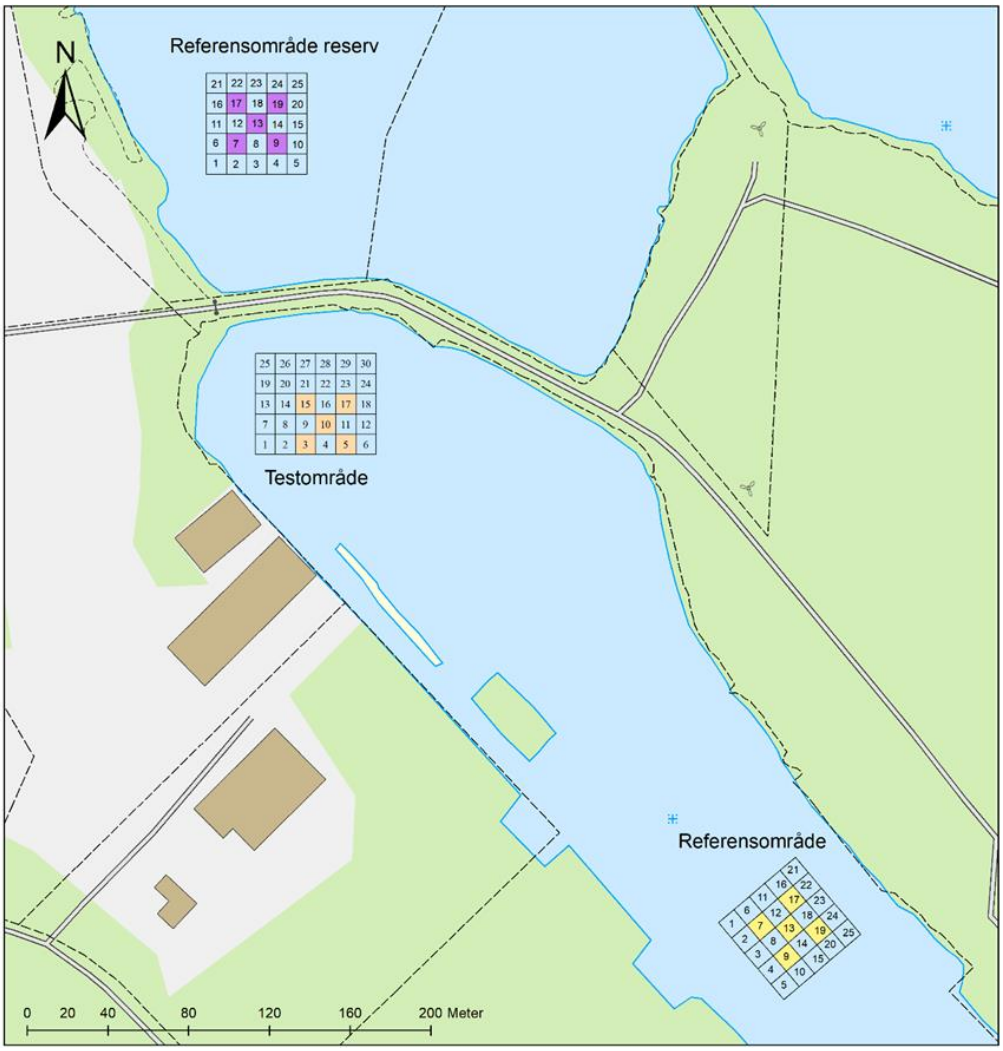


Figure 1 *Map of the Bureå bay with the three sampling locations: The reference area (yellow grid), the test area (orange grid), and the backup area (purple grid) (Ramboll, 2021).*

For the reference area, sediment was collected from locations 7, 8, 9, 12, 13, 14, 17, 18, and 19 within the grid (see Figure 1). For the test area, sediment was collected from locations 3, 4, 5, 9, 10, 11, 15, 16, and 17. For the backup area, sediment was sampled from locations 7, 8, 9, 12, 13, 14, 17, 18, and 19. Composite samples were generated for each area, and 5 single samples were collected and analysed separately to address the spatial variation of the different elements. The locations within the grids highlighter in yellow, orange, and purple (Figure 1) represents the samples that were later sent to analysis.

2.1.1 Sampling procedure

The following described procedure was performed at each sampling location.

The sediment samples were collected with a Van Veer grabber, which was rinsed with sea water in between each sampling. The collected sediment was then poured into a rinsed plastic container and then stirred with a shovel to homogenise the sample. Sediment from each location within the respective area was first sampled in one plastic jar and one glass jar for later metals and PAH analysis.

The remaining sediment in the plastic container was then evenly distributed into eight buckets of 15L, and 1 scoop of sediment was collected in a smaller bucket (see **Figure 2**) to generate a general composite sample for each area. For each area, the mixed composite sample collected in the smaller bucket (sediment from the 9 locations within the sampling area) was collected in one glass jar and one plastic jar for later metal and PAH analysis.

Samples from some of the locations were documented with pictures showing different colours and texture of the sediment. The undisturbed sediment had a dark brown/black colour and some of the samples had a light brown coloured layer on the top (see **Figure 8** in appendix). The sediment varied in texture between the locations, where some of the samples had a firmer texture while others were looser with visible branches and organic material. See appendix for more images from the sampling.

Figure 2 Sampling of sediment in the Bureå Bay (Flodin, 2020).

2.1.2 Sediment analysis

Analysis was performed by ALS Scandinavia AB in Luleå. 10 samples were collected from each area (9 single samples and 1 composite sample), whereas only 6 samples from each area were sent to analysis (5 single samples and 1 composite sample). The samples sent to analysis can be viewed in **Table 1** where the three mixed samples are labelled: REF-SAM (reference area), TEST-SAM (testing area), and B-SAM (backup area).

Table 1 Collected samples and chosen analysis.

Sample	Sample type	Area	PAH	Metals	Methyl-Hg
REF-7, REF-9, REF-13, REF-17, REF-19	Single samples	Reference	X	X	X
TEST-15, TEST-17, TEST-10, TEST-3, TEST-5	Single samples	Test	X	X	X
B-7, B-9, B-13, B-17, B-19	Single samples	Backup	X	X	X
REF-SAM	Composite sample	Reference	X	X	X
TEST-SAM	Composite sample	Test	X	X	X
B-SAM	Composite sample	Backup	X	X	X

PAH analysis

OJ-1 PAH (EPA-PAH, 16 st) analysis was performed for the sediment collected in the glass jars, and for the composite samples REF-SAM, TEST-SAM, and B-SAM. The samples were dried at 105 degrees Celsius and analysed for polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) measured in mg/kg dry substance (mg/kg TS). For more detailed information about the analysis package, visit alsglobal.se (see Figure 11 in Appendix).

Metals and methylmercury analysis

MG-1 (metals) analysis was performed for the sediment collected in the plastic jars, and for the composite samples REF-SAM, TEST-SAM, and B-SAM. The samples were dried at 105 degrees Celsius and analysed for dry substance, oxides, silicates, and for content of various trace elements measured in mg/kg dry substance (mg/kg TS). For more detailed information about the analysis package, visit alsglobal.se (see Figure 12 in appendix). Some of the metals included in the MG-1 analysis were mercury, arsenic, copper, lead, sulphur, cobalt, chromium, zinc, and cadmium.

MeHg (methylmercury) analysis was also performed for the samples collected in the plastic jars and for the composite samples. The samples were dried at 105 degrees Celsius and analysed for dry substance and concentration of MeHg measured in ng/g dry substance (ng/g TS).

2.1.3 Data evaluation

The concentration of selected trace elements in the sediment are compared with guideline values in report 4913 and report 4914 (1999) by Naturvårdsverket. Table 2 shows guideline values for some metals in Swedish limnic sediment.

Table 2 *Assessment criteria for inorganic elements in limnic sediment in mg/kg dry substance, report 4913 (Naturvårdsverket, 1999).*

Element	Class 1	Class 2	Class 3	Class 4	Class 5
mg/kg dry substance	Very low concentration	Low concentration	Mediate concentration	High concentration	Very high concentration
Cu	< 15	15 - 25	25 – 100	100 - 500	> 500
Zn	< 150	150 - 300	300 – 1000	1000 - 5000	> 5000
Cd	< 0.8	0.8 - 2	2 – 7	7 – 35	> 35
Pb	< 50	50 – 150	150 – 400	400 - 2000	> 2000
Hg	< 0.15	0.15 – 0.3	0.3 – 1.0	1.0 – 5	> 5
Cr	< 10	10 – 20	20 – 100	100 - 500	> 500
Ni	< 5	5 – 15	15 – 50	50 – 250	> 250
As	< 5	5 – 10	10 – 30	30 – 150	> 150

Table 3 shows guideline values for some metals in sea sediment.

Table 3 *Assessment criteria for inorganic elements in sea sediment in mg/kg dry substance, report 4914 (Naturvårdsverket, 1999).*

	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
FA	1000	1000	10000	2500	50	1000	2500	2500
Class 1	<10	<0,2	<40	<15	<0,04	<30	<25	<85
Class 2	10-17	0,2-0,5	40-48	15-30	0,04-0,12	30-45	25-40	85-128
Class 3	17-28	0,5-1,2	48-60	30-50	0,12-0,4	45-66	40-65	128-204
Class 4	28-45	1,2-3	60-72	50-80	0,4-1	66-99	65-110	204-357
Class 5	>45	>3	>72	>80	>1	>99	>110	>357

To evaluate concentrations measured by the PAH analysis, report 2017:12 by SGU (Sweden geological survey) is used. The classification system is based on measured concentrations of organic pollutants in Swedish sediments, and the report is an updated version of the classification made by The Swedish Environmental Protection Agency (Naturvårdsverket) in 1999 (report 4914 – *bedömningsgrunder för miljökvalitet – kust och hav*). **Table 5** and **Table 6** in appendix shows the classification of PAHs (SGU 2017:12).

Concentrations of different elements are also compared with effect-based limit values, found in report 2018:31 by Havs- & Vatten myndigheten. The classification system presented in report 2018:31 gives limitation values for different elements, in which if they are exceeded can cause hazard regarding toxicity for organisms living in sediment (table 1 in report 2018:31). The effect-based limitation values are based on toxic effects on sediment living organisms.

However, the guideline values (report 2017:12, 4913 and 4914) and the effect-based limitation values (report 2018:13) does not include information for all elements, and therefore not all the elements that has been analysed can be compared with the tables in these reports.

3. Result

In the following sections, the results from the analysis performed for the sediment samples are presented.

In this section, results from the different analysis performed by ALS global are presented in tables and figures. Graphs showing the variations in concentrations of As, Cu, Pb, Hg, Zn, methyl-Hg, and S within the areas are presented in appendix A.

Table 7, 8, and 9 in appendix A show the result for the MG-1 analysis from the three areas, including some of the chosen metals in mg/kg dry substance.

3.1 Result metal analysis

Figure 3 and Figure 4 are two different graphs showing the average concentrations of As, Cd, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, and Zn for the three areas. Observe that the figure has a logarithmic scale. The average values do not include the composite samples (REF-SAM, TEST-SAM, B-SAM).

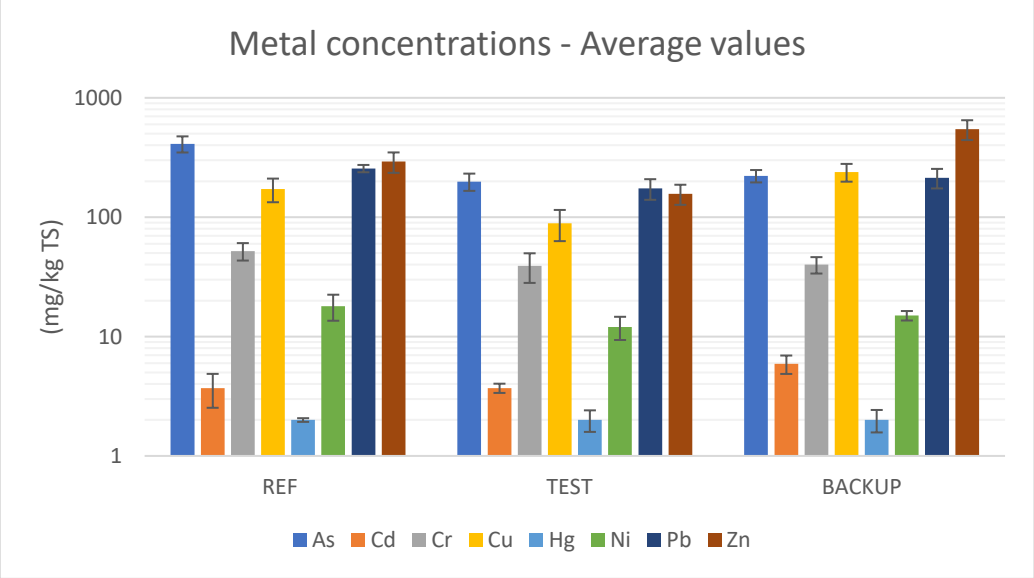


Figure 3. Average values of arsenic, cadmium, chromium, copper, mercury, nickel, lead, and zinc (mg/kg dry substance) with standard deviation for the three areas, logarithmic scale.

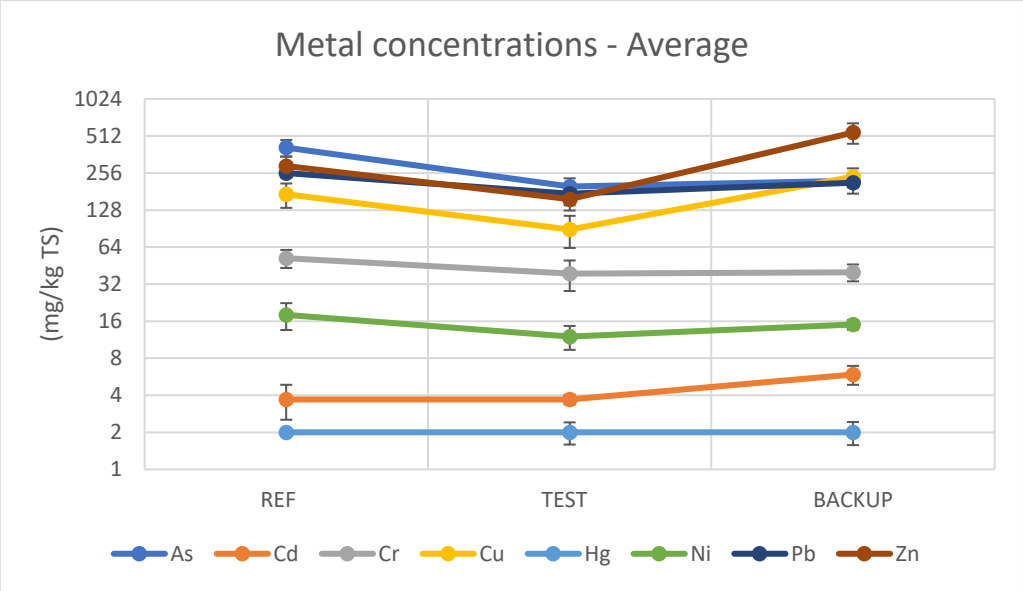


Figure 4. Average values of arsenic, cadmium, chromium, copper, mercury, nickel, lead, and zinc (mg/kg dry substance) with standard deviation for the three areas.

The average levels of arsenic, lead, chromium, and nickel are more elevated in the reference area compared to the other areas, while the concentrations of cadmium, copper, and zinc are more elevated in the backup area. The average level of mercury is approximately the same in all areas (around 2 mg/kg TS). The test area shows the lowest concentrations of copper, arsenic, lead, nickel, and zinc. Average levels of sulphur are shown in Figure 5.

The individual element concentrations in Table 7, Table 8, and Table 9 in appendix are compared to the guideline values in Table 3. In all three area, concentrations of As, Cd, Hg, and Pb exceeds *very high* concentrations, and Ni is found in *very low concentrations*. In the **reference area**, Cu and Cd are found in *high* to *very high* concentrations, and Cr is found in *low/mediate* to *high* concentrations. In the **test area**, Cu shows *high* to *very high concentrations,* and Cr *low* to *mediate concentrations.* The backup area has *very high concentrations* of Cu and *very low* to *low concentrations* of Cr.

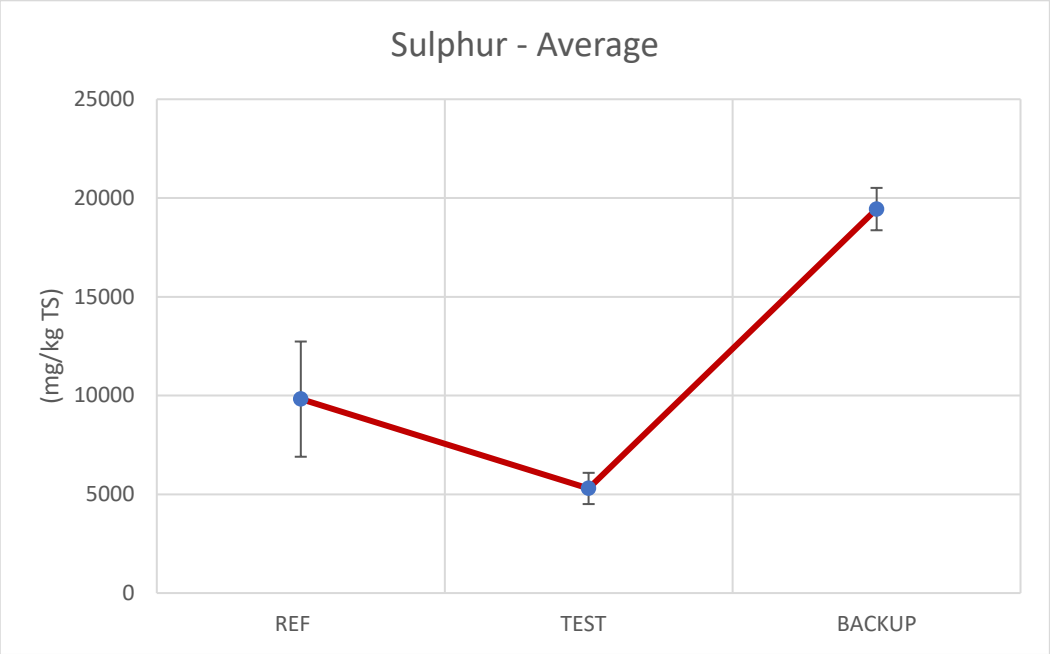


Figure 5. Average values of sulphur in the three areas (mg/kg dry substance) with standard deviation.

The result presented in figure 5 shows that the average sulphur concentration is elevated in the backup area. The lowest concentrations are found in the test area. The standard deviation (variability) is the largest for the reference area.

Table 10 in appendix shows the result for the MeHg analysis for the three areas. Figure 6 shows the average methylmercury concentrations.

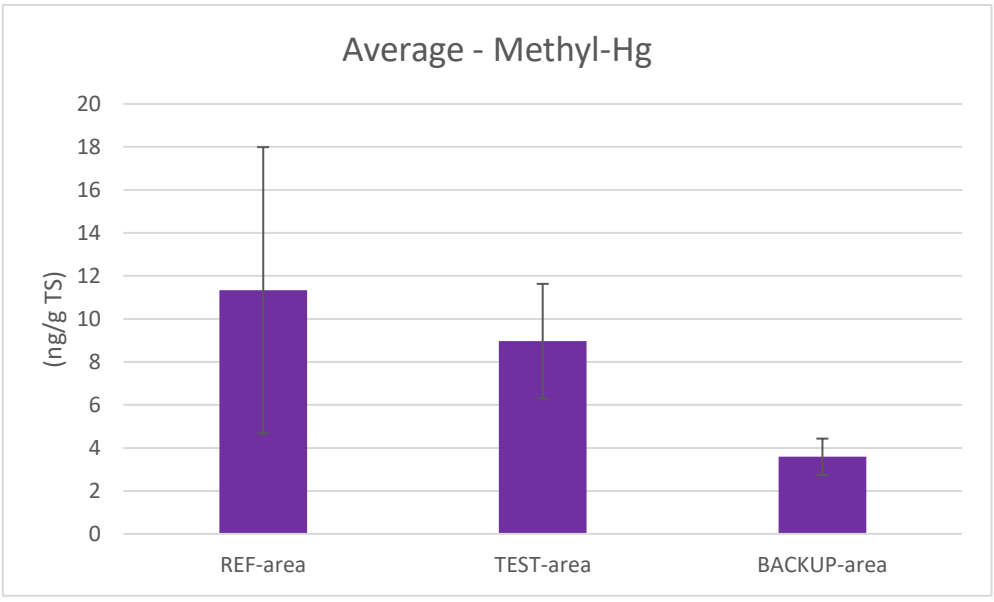


Figure 6. Average concentrations of methyl-Hg for the three areas.

The average values do not include the composite sediment samples (REF-SAM, TEST-SAM, B-SAM). The backup-area shows lower average values of methylmercury than the test- and reference area.

3.1.1 Result PAH analysis

Table 4 shows the result for the OJ-1 PAH analysis. The colouring system of the cells are based on the classification shown in Table 6 in appendix. The classification system did not include the PAH sum L and therefore these are marked with white in the table. Table 4 includes measured values for the sum of the 16 PAH elements, the sum of the low PAH molecules (SUM L), medium PAH molecules (SUM M), and the high PAH molecules (SUM H) in mg/kg dry substance. The average concentrations are calculated from the single samples and does not include the composite sample concentrations. The deviation (Dev %) from the average values is included, and the difference between the average concentrations and composite sample (REF/TEST/B-SAM) is also shown (Diff % SAM/Average).

Table 4. PAH analysis result for the three areas. The red cells indicate very high concentrations of PAHs, and the orange cells indicate high concentrations of PAHs.

Reference area									
Element (mg/kg TS)	REF-7	REF-9	REF-13	REF-17	REF-19	REF-SAM	Average	Dev % from average	Diff % REF-SAM/Average
PAH, sum 16	14	50	14	24	68	18	34	70.7	-46
PAH, sum L	1	4	1	2	5	1	3	64.5	-46
PAH, sum M	7	29	7	12	35	8	18	72.7	-55
PAH, sum H	5	17	6	10	28	9	13	72.1	-33
Test area									
Element (mg/kg TS)	B-7	B-9	B-13	B-17	B-19	B-SAM	Average	Dev % from average	Diff % TEST-SAM/Average
PAH, sum 16	32	35	12	15	15	15	22	49.6	-33
PAH, sum L	4	4	1	1	1	1	2	63.7	-52
PAH, sum M	17	21	6	8	9	7	12	54.1	-41
PAH, sum H	12	10	5	6	5	6	8	40.0	-16
Backup area									
Element (mg/kg TS)	TEST-15	TEST-17	TEST-10	TEST-3	TEST-5	TEST-SAM	Average	Dev % from average	Diff % B-SAM/Average
PAH, sum 16	12	14	15	10	26	8	15	40.6	-49
PAH, sum L	3	4	5	3	8	3	5	44.7	-43
PAH, sum M	6	7	7	5	14	4	8	45.0	-43
PAH, sum H	3	3	3	2	4	1	3	26.0	-74

For the reference area, the measured concentrations of PAH within the area shows high large spatial variability. The test- and backup area shows a smaller, but still large, spatial variability within the areas compared to the reference area. For all three areas the difference is also large between the composite sample concentrations and the calculated average concentrations. Table 4 shows that all areas have *high concentrations* to *very high concentrations* of PAHs.

Figure 7 shows the average values for the different sums of PAH for the three areas (SUM 16, SUM L, SUM M, and SUM L).

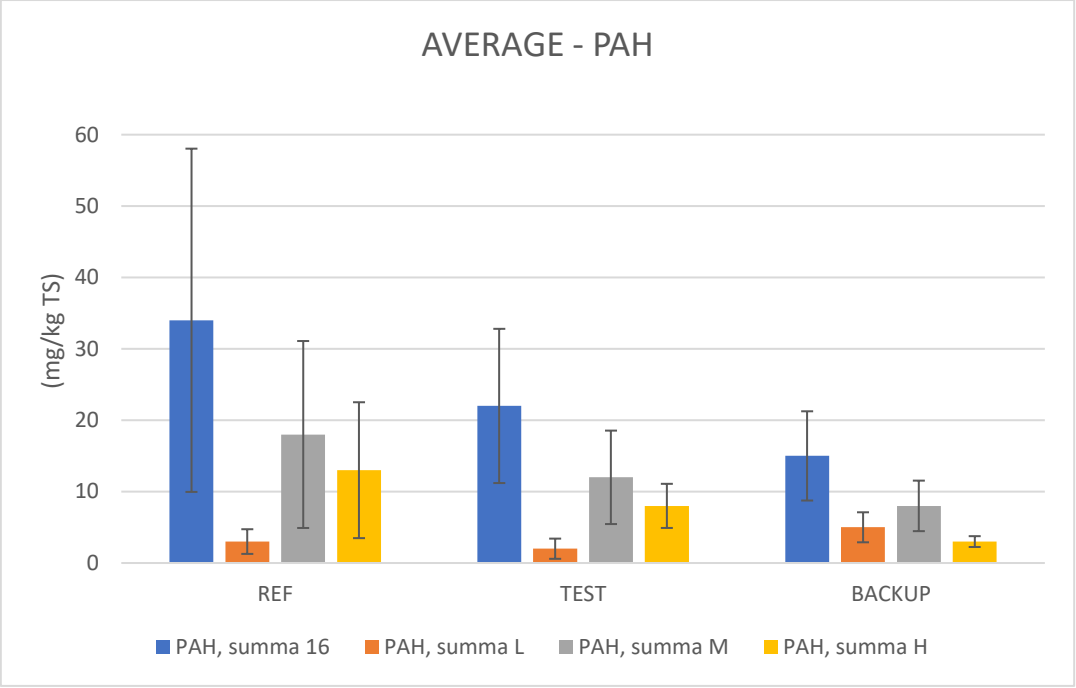


Figure 7. Average values for PAH (mg/kg dry substance) for the three areas. Highest concentrations are found in the reference area.

The refence area appears to have the largest average concentration of PAH Sum 16, PAH sum M, and PAH sum H. However, the standard deviation is large, especially for the calculated PAH sum 16 for the reference area, which indicates a large spatial variation. The backup area shows the lowest concentrations of PAHs, except for PAH sum L.

4. Discussion

Various trace elements are present in the soil in all the three areas in mediate to very high concentrations, comparing with the guideline values in report 4914 (Naturvårdsverket). The highest concentrations of As, Cr, Cu, Pb and Zn are found in the reference area, where Cu, As, Hg, and Pb are found in *very high concentrations*. The highest concentration of Cd is found in the test area, and As, Cd, Hg, and Pb are measured to be in *very high concentrations.* The backup area also shows *very high concentrations* of As, Cd, Cu, Hg, and Pb.

Arsenic has been transported in large quantities to the bay through the previous existing river that used to drain the area. As shows no large spatial variations within the three areas, and this could be explained by that As will spread quite evenly in the sediment during sedimentation. Cu, Ni, Co, Zn, and Pb also shows relatively small spatial variations within the areas. The variations of metal concentrations within the areas could have occurred due to bio turbidity, erosion, and/or ocean currents.

Cadmium (except for Ref-7), lead, and copper (except for Test-15) exceeds effect-based limit values regarding toxicity levels for sediment living organisms (table 1 in report 2018:31, Havs- & Vatten myndigheten). Only Cd, Pb, and Cu were considered in the effect-based limit values classification since these are the only inorganic elements included in the classification.

The composite samples for methylmercury show the highest concentrations in the test area (13 ng/kg dry substance) and the lowest concentrations in the backup area (1 ng/kg dry substance). Mercury in the area has its source from the impregnating agent *Pulpasan* (a product from phenylmercury) that was used in the sawmill for impregnation of the wood pulp and has over the years been released in the bay and spread in the sediment. More about the source of methylmercury in the area can be read about in the report "*Huvudstudie Bureå – Åtgärdsutredning och riskvärdering"* by Ramboll (2019).

The average sulphur concentrations are more elevated in the backup area compared to the test- and reference area. Sediment analysis shows a higher loss of ignition (LOI at 1000 ^{O}C) for the sediment in backup area with an average of 40 % loss compared to 17 % (reference area) and 9 % loss (test area). Historically the area has been dominated by mires, which could have contributed to sulphide sediment formation by the decomposition of organic material. This could explain why higher sulphur concentrations are found in the backup area.

In the bay were the reference- and test-area are located there has historically been a lot of ship traffic in connection to the industry which is believed to be the main source of PAH compounds. The results from the OJ-1 PAH analysis, show that the sediment is contaminated with different PAHs in high to very high concentrations according to the guideline values (report 2017:12 by SGU). The backup area shows the lowest concentrations of PAHs.

The concentration of PAHs is varying within the three areas, which could be explained by the way PAHs are settling during sedimentation. PAHs are hydrophobic and will settle as clusters as they are spread from a source and will therefore not spread evenly in the sediment, but instead be concentrated at different locations depending on where the source of it was and how it was transported (water motions, turbulence while settling). Further, the sediment could have been disturbed by diffusion, bottom living organisms, boat traffic and/or water currents, which also could explain the spatial variations of PAHs within the three areas.

More detailed information regarding evaluation of the contamination situation in the sediment in the Bureå bay can be found in the report "*Miljöteknisk sedimentundersökning, Bureå Träslip*" by Ramboll (2019).

5. Conclusion

By interpreting the results of the PAH, methylmercury, and inorganic element concentrations in the sediment, the two most interesting locations for performing the cover test are the reference area and the test area. The two areas show similar results for concentrations of trace elements, PAHs, and methylmercury. Regarding suitability for performing the covering test, the test area is the most suitable location since it shows high concentrations of inorganic elements and PAH, and since it is located in the bay relatively close to the shore.

A crane lorry is used for spreading the biochar-mixture and therefore it is an advantage to perform the covering in close access to land.

For this reason, the conclusion from this field work is that the test area was suggested for the future capping tests. For the pilot field work in June 2021, the central part of the test area (3x3 cells, *testområde)* was considered for the capping experiment with a biochar-bentonite mixture, while the outer part of the grid was used for monitoring potential spread from the cover material and for performing turbidity tests. Both the test area and the reference area were monitored with diffusion chambers for capturing and analysing organic compounds.

6. References

Havs- och vattenmyndigheten, 2018. *Metaller och miljögifter – Effektbaserade bedömningsgrunder och indikativa värden för sediment* (Report 2018:31). ISBN 978-91-88727-22-0

Naturvårdsverket, 1999. *Bedömningsgrunder för miljökvalitet – kust och hav* (Report 4914). Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 9162049178.

Josefsson S., 2017. *Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment* (SGU-report 2017:12). Naturvårdsverket. Available at: http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-7316

Naturvårdsverket (1999). *Bedömningsgrunder för miljökvalitet Sjöar och vattendrag* (Report 4913). Stockholm: Naturvårdsverket. ISBN 9162049135.

Appendix A - Pictures and tables

Images from the field sampling

Figure 9. Sediment collected with the Van Veer grabber (Flodin, 2020).

Figure 8. Sediment with an oxidized top layer and some organic material (Flodin, 2020).

Figure 10. An overlook of the reference- and test area in the Bureå Bay (Flodin, 2020).

OJ-1 PAH analyse package

Analys av ämne:	Rapporteringsgräns:
naftalen	0.05 mg/kg torrsubstans
acenaftylen	0.05 mg/kg torrsubstans
acenaften	0.05 mg/kg torrsubstans
fluoren	0.05 mg/kg torrsubstans
fenantren	0.05 mg/kg torrsubstans
antracen	0.05 mg/kg torrsubstans
fluoranten	0.05 mg/kg torrsubstans
pyren	0.05 mg/kg torrsubstans
bens(a)antracen	0.05 mg/kg torrsubstans
krysen	0.05 mg/kg torrsubstans
bens(b)fluoranten	0.05 mg/kg torrsubstans
bens(k)fluoranten	0.05 mg/kg torrsubstans
bens(a)pyren	0.05 mg/kg torrsubstans
dibenso(ah)antracen	0.05 mg/kg torrsubstans
bens(ghi)perylen	0.05 mg/kg torrsubstans
indeno(123cd)pyren	0.05 mg/kg torrsubstans
PAH, summa 16	0.4 mg/kg torrsubstans
summa cancerogena PAH	0.18 mg/kg torrsubstans
summa övriga PAH	0.23 mg/kg torrsubstans
PAH, summa L	0.08 mg/kg torrsubstans
PAH, summa M	0.12 mg/kg torrsubstans
PAH, summa H	0.2 mg/kg torrsubstans
naftalen (C1-alkyl.)	0.05 mg/kg torrsubstans
naftalen (C2-alkyl.)	0.05 mg/kg torrsubstans
naftalen (C3-alkyl.)	0.05 mg/kg torrsubstans
fenantren/antracen (C1-alkyl.)	0.05 mg/kg torrsubstans
fenantren/antracen (C2-alkyl.)	0.05 mg/kg torrsubstans
fenantren/antracen (C3-alkyl.)	0.05 mg/kg torrsubstans
dibensotiofen	0.05 mg/kg torrsubstans
dibensotiofen (C1-alkyl.)	0.05 mg/kg torrsubstans
dibensotiofen (C2-alkyl.)	0.05 mg/kg torrsubstans
dibensotiofen (C3-alkyl.)	0.05 mg/kg torrsubstans

Figure 11. OJ-1 PAH analyse package (ALS global, 2021)

MG-1 analyse package

Analys av ämne:	Rapporteringsgräns:
Al_2O_3	torrsubstans
CaO	torrsubstans
Fe_2O_3	torrsubstans
K_2O	torrsubstans
MgO	torrsubstans
MnO	torrsubstans
Na_2O	torrsubstans
P_2O_5	torrsubstans
SiO_2	torrsubstans
TiO_2	torrsubstans
summa oxider	torrsubstans
LOI	torrsubstans
As, arsenik [1]	0.1 mg/kg torrsubstans
Ba, barium	2 mg/kg torrsubstans
Be, beryllium	0.5 mg/kg torrsubstans
Cd, kadmium [1]	0.01 mg/kg torrsubstans
Co, kobolt [1]	0.03 mg/kg torrsubstans
Cr, krom	10 mg/kg torrsubstans
Cu, koppar [1]	0.3 mg/kg torrsubstans
Hg, kvicksilver [1]	0.04 mg/kg torrsubstans
Nb, niob	5 mg/kg torrsubstans
Ni, nickel [1]	0.08 mg/kg torrsubstans
Pb, bly [1]	0.1 mg/kg torrsubstans
S, svavel	8 mg/kg torrsubstans
Sc, skandium	1 mg/kg torrsubstans
Sr, strontium	2 mg/kg torrsubstans
V, vanadin	2 mg/kg torrsubstans
W, volfram	50 mg/kg torrsubstans
Y, yttrium	2 mg/kg torrsubstans
Zn, zink [1]	1 mg/kg torrsubstans
Zr, zirkonium	2 mg/kg torrsubstans

Figure 12. MG-1 analyse package (ALS global, 2021).

Data evaluation – Guideline values PAH

Table 5. Classification of PAH measured in µg/kg dry substance (SGU report 2017:12). Class 1 (klass 1) is very low concentration and class 5 (klass 5) is very high concentration.

Ämne	Klass 1 *Mycket låg halt*	Klass 2 *Låg halt*	Klass 3 *Medelhög halt*	Klass 4 *Hög halt*	Klass 5 *Mycket hög halt*
Naftalen		<4,9	4,9–19	19–63	≥63
Acenaften			<5,5	5,5–33	≥33
Fluoren		<2,0	2,0–9,4	9,4–35	≥35
Fenantren	<7,0	7,0–17	17–50	50–150	≥150
Antracen	<1,0	1,0–3,1	3,1–11	11–45	≥45
Fluoranten	<18	18–45	45–140	140–390	≥390
Pyren	<12	12–30	30–100	100–380	≥380
Bens(a)antracen	<7,5	7,5–19	19–62	62–180	≥180
Krysen	<11	11–26	26–67	67–200	≥200

Table 6. Classification of PAH measured in µg/kg dry substance (SGU report 2017:12). Class 1 (klass 1) is very low concentration and class 5 (klass 5) is very high concentration.

Ämne	Klass 1 *Mycket låg halt*	Klass 2 *Låg halt*	Klass 3 *Medelhög halt*	Klass 4 *Hög halt*	Klass 5 *Mycket hög halt*
Bens(b)fluoranten	<32	32–69	69–200	200–440	≥440
Bens(k)fluoranten	<11	11–28	28–79	79–180	≥180
Bens(a)pyren	<12	12–31	31–99	99–240	≥240
Dibens(ah)antracen	<4,4	4,4–8,9	8,9–27	27–79	≥79
Bens(ghi)perylen	<22	22–62	62–180	180–400	≥400
Indeno(1,2,3-cd)pyren	<24	24–76	76–220	220–530	≥530
Summa PAH_{11}	**<170**	**170–440**	**440–1200**	**1200–2800**	**≥2800**
Summa PAH_{15}	**<250**	**250–440**	**440–1200**	**1200–4700**	**≥4700**
Summa PAH M	**<57**	**57–110**	**110–320**	**320–1700**	**≥1700**
Summa PAH H	**<180**	**180–320**	**320–940**	**940–2600**	**≥2600**

MG-1 analysis results – Tables

Table 7, 8 and 9 show some of the metal concentrations from the MG1 analysis. The tables include the single samples, the composite samples, average values for the single samples, the deviation (%) from the average values, and the difference (%) between the average values and the composite samples. The colouring in the cells is based on the classification system for sea sediment set in report 4914 (Naturvårdsverket, 1999).

Table 7. Metal analysis result for the reference area. The concentrations are given in mg/kg dry substance.

Reference area									
Element (mg/kg TS)	REF-7	REF-9	REF-13	REF-17	REF-19	Average	REF-SAM	Diff % REF-SAM/average	Dev % from average
As	335	467	333	463	461	412	365	-11	15.4
Cd	2.2	5.2	2.5	3.9	4.7	3.7	3.5	-5	31.8
Cr	61	51	59	54	36	52	56	7	18.6
Cu	234	128	211	149	139	172	171	-1	22.4
Hg	2.3	2.2	2.2	2.2	2.3	2	2	-4	3.2
Ni	25	15	22	15	14	18	19	4	24.1
Pb	288	233	260	250	251	256	222	-13	7.0
S	5630	12600	7060	12600	11200	9818	8740	-11	29.7

Table 8. Metal analysis result for the test area. The concentrations are given in mg/kg dry substance

Test area									
Element (mg/kg TS)	TEST-15	TEST-17	TEST-10	TEST-3	TEST-5	Average	TEST-SAM	Diff % TEST-SAM/average	Dev % from average
As	161	258	196	204	178	199	240	20	16.5
Cd	4.1	3.9	3.6	3.9	3.1	3.7	4.1	10	8.8
Cr	32	59	43	33	30	39	42	7	27.6
Cu	55	139	75	98	79	89	93	5	32.0
Hg	1.3	2.3	1.5	1.8	1.1	2	2	4	25.7
Ni	10	17	12	11	10	12	17	45	22.3
Pb	148	241	162	163	154	174	196	13	19.7
S	6590	5760	4560	4490	5080	5296	6460	22	14.9

Table 9. Metal analysis result for the reference area. The concentrations are given in mg/kg dry substance.

Backup area									
Element (mg/kg TS)	B-7	B-9	B-13	B-17	B-19	B-SAM	Average	Diff % B-SAM/average	Dev % from average
As	229	246	191	198	247	217	222	-2	10.6
Cd	7.0	6.7	4.9	4.8	6.3	5.9	5.9	0	15.6
Cr	39	44	30	39	47	30	40	-25	14.1
Cu	272	252	178	207	286	238	239	0	15.5
Hg	2.8	2.5	1.8	2.0	2.7	2	2	-14	16.3
Ni	15	17	13	14	16	18	15	24	8.2
Pb	245	236	161	182	247	207	214	-3	16.7
S	20100	20000	17500	19100	20500	19600	19440	1	5.5

MeHg analysis results

Table 10 shows the result from the MeHg analysis. The table includes the single samples, the composite samples, average values for the single samples, and the deviation (%) from the average values.

Table 10. Methylmercury analysis result for all the three areas. The concentrations are given in ng/kg dry substance.

MeHg									
Area	Element	REF-7	REF-9	REF-13	REF-17	REF-19	REF-SAM	Average	Dev % from average
REF	Methyl-Hg (ng/g DS)	4.33	16.2	4.52	10.20	21.40	7.39	11.33	58.80
Area	Element	TEST-15	TEST-17	TEST-10	TEST-3	TEST-5	TEST-SAM	Average	Dev % from average
TEST	Methyl-Hg (ng/g DS)	9.37	9.42	13.50	6.19	6.33	13	8.96	29.80
Area	Element	B-7	B-9	B-13	B-17	B-19	B-SAM	Average	Dev % from average
B	Methyl-Hg (ng/g DS)	4.87	3.85	2.26	3.26	3.68	1.06	3.58	23.60

Appendix 3 - Laboratory diffusion test

REPORT

Sediment capping with activated biochar in Bureå, Sweden

LABORATORY DIFFUSION TESTS

DOC.NO. 20200815-02-R
REV.NO. 1 / 2022-12-22

NORWEGIAN GEOTECHNICAL INSTITUTE
NGI.NO

Neither the confidentiality nor the integrity of this document can be guaranteed following electronic transmission. The addressee should consider this risk and take full responsibility for use of this document.

This document shall not be used in parts, or for other purposes than the document was prepared for. The document shall not be copied, in parts or in whole, or be given to a third party without the owner's consent. No changes to the document shall be made without consent from NGI.

Ved elektronisk overføring kan ikke konfidensialiteten eller autentisiteten av dette dokumentet garanteres. Adressaten bør vurdere denne risikoen og ta fullt ansvar for bruk av dette dokumentet.

Dokumentet skal ikke benyttes i utdrag eller til andre formål enn det dokumentet omhandler. Dokumentet må ikke reproduseres eller leveres til tredjemann uten eiers samtykke. Dokumentet må ikke endres uten samtykke fra NGI.

Project

Project title:	Sediment-tildekking med aktivert biokull i Bureå, Sverige
Document title:	Laboratory tests of contaminant diffusion through capping with activated biochar
Document no.:	20200815-02-R
Date:	2022-06-27
Revision no. /rev. date:	1/2022-12-22

Client

Client:	Luleå University of Technology
Client contact person:	Christian Maurice
Contract reference:	Christian.maurice@ltu.se

for NGI

Project manager:	Gabrielle Dublet-Adli
Prepared by:	Gabrielle Dublet-Adli
Reviewed by:	Gerard Cornelissen and Espen Eek

Summary

In the scope of a larger project where thin-layer capping with bentonite and biochar is being tested as a sustainable remediation strategy for contaminated sediments in the Bureå Bay (Sweden), NGI has conducted laboratory tests. The purpose of these tests was to assess the effect of a capping with bentonite and biochar on the upwards diffusion of contaminants (PAGs and metals, mainly arsenic and mercury) from the sediment to the water column above.

This report summarises the results of these tests and shows that, under conditions where contaminant transport is dominated by diffusion processes, the active thin caps reduced the diffusion of PAHs and most of the metal elements. Capping with bentonite alone reduced the flux of 15-PAHs by 50%, whereas biochar-enriched bentonite reduced this flux by 58%.

The behaviour of arsenic (As) was more complex than that of PAHs and non-redox sensitive elements. The cap limited the upwards diffusion of As under dysoxic conditions, but also the diffusion of iron (Fe). Under more oxic conditions, Fe oxyhydroxides precipitated, and were in the order of magnitude 600-800 µg/l above capped sediment while they dropped to the detection level above the untreated sediment. Typically, Fe oxyhydroxide precipitates on top of sediment play a dominant role in As sorption in the solid phase. Along with an increasing pH, sediment capping with biochar/bentonite could actually result in increased fluxes of As out of the sediment under field conditions. The results do not allow clear conclusions on the effect(s) of the capping on mercury behaviour. Nevertheless, the results suggest that capping limited the diffusion of mercury during the first weeks, but that the effect of capping becomes more complex at the later stages of the experiment.

We recommend further investigation of the effect of the capping on As and Hg behaviour over time, with a focus on redox and methylation processes. In a more general perspective, thin biochar-based caps can be recommended for the reduction of PAH fluxes from contaminated sediments. Care should be taken about the effect of these caps on the release of redox-sensitive metals such as As and Hg.

Contents

1 Introduction 6
2 Material and methods 7
2.1 Sediment material used for the laboratory tests 7
2.2 Capping material used for the laboratory tests 11
2.3 Five treatments tested 13
2.4 Diffusion tests for PAHs 14
2.5 Diffusion tests for metal elements 16
3 Results and interpretation 19
3.1 Diffusion tests for PAHs 19
3.2 Diffusion tests for metal elements 25
4 Implications and further research needs 39
5 References 41

Review and reference page

1 Introduction

In the bay of Bureå, *Bure träsliperi och sågverk* (Bure wood grinding and sawmill) operated from 1928 to 1992. The factory manufactured mechanical grinded pulp and between 1948 and 1964 the pulp was treated with the phenylmercury preparation pulpasan to prevent decay of the pulp. As a result of the operation, spreading of fiber sludge (mercury contaminated fibers) has taken place from a sedimentation basin constructed in the bay. From the beginning, the fiber sludge was discharged directly in the bay. With time, embankments were built to contain the sludge and the spreading of fibres decreased gradually. As a result of the operations, a fibre bank was built and affected the surrounding sediment. The sea currents have with time contributed to the spreading of contaminated sediment in the bay and it is assumed that some spreading can continue even today.

Assuming that diffusion is the largest dispersal mechanism from contaminated sediments, covering the contaminated seabed is a possible measure to reduce the spreading of contaminants (Figure 1). Covering large areas becomes unrealistic if the function of the cover only depends on the thickness of the layer. A biochar-based reactive barrier, however, enhances the adsorption that takes place in the sediments at the same time as the need for material is kept down. Biochar can effectively bind substances such as Hg, methyl-Hg, Cu, Zn and PAH.

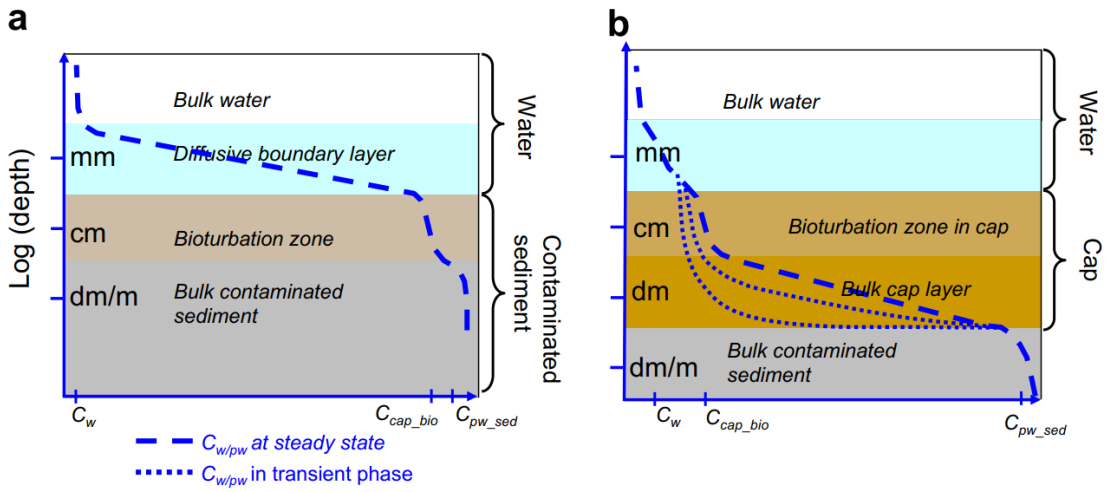


Figure 1. Vertical dimensions and theoretical water concentration profile of contaminants from a sediment (C_{pw_sed}) through a cap and/or the diffusive bounder layer (DBL) to the bulk water (C_w). Almost constant concentration in the bioturbation zone (C_{cap_bio}) translates the fact that this layer presents smaller resistance to transport. A linear concentration gradient in the DBL and in the bulk cap layer translates the fact that diffusion is the main transport mechanism in these layers. Figure from Eek et al., 2008.

The Geological Survey of Sweden (SGU) funded a demonstration project for the construction of thin capping, carried out by Luleå University of Technology (LTU) in collaboration with the Norwegian Geotechnical Institute (NGI) and Skellefteå Municipality, within the framework of the Government Mission Polluted Sediment. The aim of the method tested is to prevent the spread of contamination (diffusion) from the sediments to the water mass using a thin cover activated by biochar. Biochar has in itself a large adsorption capacity and its addition increases the content of organic carbon at the bottom and adsorbs both organic and inorganic pollutants. The method being tested is a thin reactive barrier (5 cm) which is placed on top of the bottom and which can be used in environments where accumulation conditions prevail.

In the scope of this project, NGI conducted laboratory tests to assess the potential of thin-layer capping with activated biochar for limiting the dispersion of contaminants. The experiment was aimed at addressing the following questions:

i. Is the upwards diffusion of PAH (Polycyclic Aromatic Hydrocarbons), Hg (mercury) and As (arsenic) limited by a capping layer?
ii. Does activated biochar limit to a significantly further extent the upwards diffusion of PAH, Hg and As?
iii. Is As sorbed on biochar, or is it mobilised by locally higher pH?

2 Material and methods

2.1 Sediment material used for the laboratory tests

An area of 30 m^2 was defined as a test site (testområde) for applying the capping solution, and an area of 30 m^2 was defined as a reference (referensområde) without capping (Figure 2).

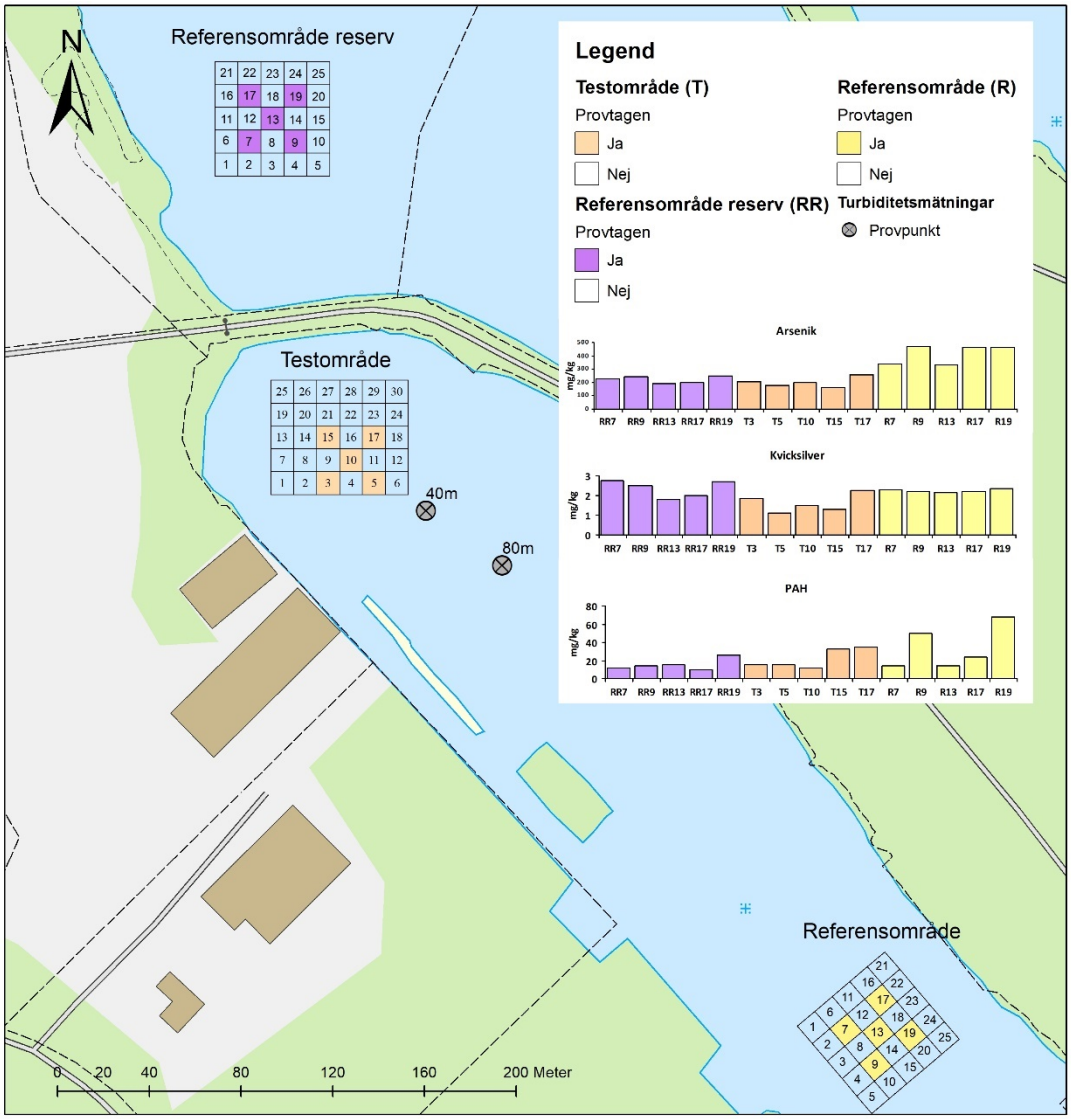


Figure 2. Localisation of the test area where samples were taken (squares coloured in orange), homogenized and used for the laboratory tests. The histograms shown in top right of the figure show the spatial variation of the concentrations of arsenic, mercury and PAH in the sediment of the individual samples taken at the five different locations. For each location (test site, reference site and reserve site) the five samples were mixed into one sample and homogenized.

Five locations of the test site (T3, T5, T10, T15 and T17 on Figure 1) were sampled and homogenized right after sampling by LTU to obtain one single sample of sediment from the test area. A subsample of the obtained sediment sample was sent to NGI and homogenized again with a cement mixer, right before using it for the laboratory tests.

The concentrations of metal elements and the sum of 16 EPA PAHs in the sediment sample and in the porewater was analysed by an accredited laboratory (ALS). The porewater was sampled in the supernatant of the sediment buckets after phase separation,

and filtered over 0.45 µm. The mineralogical composition was analysed by X ray diffraction followed by Rietveld refinement, at the laboratory *Xrayminerals* (UK), after drying the sample at 80 ºC. Results for the composition of the sediment and its porewater are presented in Tables 1–3.

The Bureå sediments from the test area contain abundant wood pieces in the centimetre size. XRD analyses indicated that the inorganic part of the sediment consists of a majority of silicate minerals as well as a small but significant amount of pyrite (1.5 wt% FeS_2; Table 1). The dark grey colour of the bulk sediment and the thin layer with orange colour observed at the surface of the sediment upon sampling (Figure 3) suggest that the sediment is reduced and oxidizes only at the interface with sea water, where iron oxyhydroxydes precipitated at the surface. The sediments contain concentrations of As and PAH (Table 2) which are considered "bad" and, and Hg concentrations considered "very bad" in the Norwegian classification for sediment (M608-2016).

Table 1: Mineralogical composition of Bureå sediment based on Rietveld analysis of XRD patterns. The sediment was dried at 80°C before analysis

Mineral phase	Rietveld-derived wt%
Illite + Mica	1.6
Chlorite	5.7
Quartz	42.7
K Feldspar	16.3
Plagioclase	29.3
Amphibole	3.0
Pyrite	1.5

Figure 3. Picture of the sediment sampled at the "test area", showing a thin light brown layer indicative of Fe hydroxide precipitates at the surface of dark, reduced sediments.

Table 2: Concentrations of metal elements in the sediment used for the laboratory tests (in mg/kg) and in the corresponding porewater (in µg/L). Porewater here was sampled in the supernatant of the sediment bucket after phase separation. These concentrations are compared with the concentrations in a water sample collected above the test site in May 2021 ("bay water"). ND= not determined.

Compound	Concentration in sediment (mg/kg)	Concentration in porewater (µg/L)	Concentration in the bay water (µg/L)
Fe	28 320	20	1100
Ba	463	46	11
As	240	17	1,4
Pb	196	<0,2	0,5
Zn	183	4,5	11
Cu	93	<1	2,6
V	37	0,2	0,3
Ni	17	1,8	2,5
Co	8,2	0,7	0,4
Hg	1,7	<0,02	<0,02
Methyl-Hg	0,01	ND	ND
Mn	0,43	2120	58

Table 3: Concentrations in mg/kg of PAHs measured in the sediment and in the materials used for capping. The concentrations in sediment are coloured as a function of the quality criteria for sediments defined in the Norwegian standards (M-608): yellow = moderate, orange = bad, red = very bad.

Compound	Sediment	Biochar	Bentonite
Naphthalene	0.72	0.09	< 0,05
Acenaphthylene	0.35	< 0,01	< 0,01
Acenaphthene	<0.10	< 0,01	< 0,01
Fluorene	0.26	< 0,02	< 0,01
Phenanthrene	1.3	0.07	< 0,02
Anthracene	0.63	< 0,01	< 0,01
Fluoranthene	2.72	0.05	< 0,01
Pyrene	2.2	0.04	< 0,01
Benz(a)anthracene	1.19	< 0,01	< 0,01
Chrysene	1.05	< 0,01	< 0,01
Benzo(b)fluoranthene	1.33	< 0,01	< 0,01
Benzo(k)fluoranthene	0.47	< 0,01	< 0,01
Benzo(a)pyrene	1.04	< 0,01	< 0,01
Dibenz(ah)anthracene	0.14	< 0,01	< 0,01
Benzo(ghi)perylene	0.61	< 0,01	< 0,01
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	0.63	< 0,01	< 0,01
Sum of 16 EPA PAH	14.6	0.25	<LD

2.2 Capping material used for the laboratory tests

The materials used for the sediment capping were:

- A commercial activated biochar from Jacobi Carbons (Kalmar, Sweden), CP1 powdered, with 80% of particles in a size smaller than 74 µm (surface area and pore volume are detailed in Table 4)
- Bentonite clay, which is a dry powdered white sodium montmorillonite, saline seal from CETCO and was obtained from FLA Geoprodukter.

Table 4: Surface area (SA) and pore volume (V) of biomass-based activated biochar (CP1), as determined by CO_2 sorption (pore sizes 3.5-15 Å) and N_2 sorption (pore sizes 15-400 Å).

CO_2 (273 K)		N_2 (77 K)			
Pore SA 3.5-15 Å	Pore V 3.5-15 Å	Pore SA 15-400 Å	Pore V 15-400 Å	BET total SA	BET total pore V
[m^2 g^{-1}]	[cm^3 g^{-1}]	[m^2 g^{-1}]	[cm^3 g^{-1}]	[m^2 g^{-1}]	[cm^3 g^{-1}]
977	0.322	61	0.053	1158	0.539

The PAH concentration in these materials was analysed at Ökometric in Bayreuth, Germany, using gas chromatography- mass spectrometry (GC-MS). No PAH could be detected in the bentonite material, and only minor concentrations of a few PAHs were detected in the biochar (Table 3):

- naphthalene (0.09 mg/kg, i.e. 12% of the concentration in the sediment),
- phenanthrene (0.07 mg/kg, i.e. 5% of the concentration in the sediment),
- fluoranthene (0.05 mg/kg, i.e. 2% of the concentration in the sediment) and
- pyrene (0.04 mg/kg, i.e. 2% of the concentration in the sediment).

2.2.1 Concentrations of metals in biochar and bentonite

Table 5: Element concentrations in mg/kg of dry matter measured in the sediment and in the materials used for capping.

Compound	Biochar	Bentonite
Fe	328	95200
Ba	6	164
As	0.1	0.7
Pb	<0.05	8
Zn	3	80
Cu	37	118
V	2	227
Ni	1	35
Co	0.3	45
Hg	<0.04	<0.03
Mn	20	937
S	103	909

The bentonite clay used for capping in this experiment contained significant amounts of Fe, Cu, V, Ni, Co and Mn, i.e. higher concentrations than the sediment (Table 2).

However, these concentrations are significantly lower in the biochar material. In addition, the concentrations of As, Hg and Pb, which are the most problematic metal contaminants at the Bureå Bay, are significantly lower in either of the capping materials compared to in the sediment.

2.2.2 Fe oxidation state in sediment, biochar and bentonite.

Because Fe(III) oxyhydroxides have typically high affinity for metal elements and in particular for arsenic, the concentration of "available" Fe(III) was analysed in the covering materials (bentonite and biochar) and compared with the sediment (Table 6). The method used for Fe(III) analysis was based on acid (0.5 M HCl) extraction of Fe(II) and spectrophotometry on ferrozine-complexed Fe(II). Total Fe was analysed by reducing all Fe and applying the same colorimetry analysis. Fe(III) concentration was then deduced from the difference between total Fe and Fe(II). The detailed method is described in Stookey (1970).

Table 6: Concentrations of total acid-extractible iron (Fe_{TOT}) and Fe(III) in the Bureå sediment and capping materials.

	Fe_{TOT} (mg/kg DM)	$Fe^{(III)}$ (mg/kg DM)	% $Fe^{(III)}/Fe_{TOT}$
Bentonite	124	110	89
Biochar	36	4	11
Sediment	739	0	0

Note that the bentonite material contains significant concentrations of available Fe(III) (Table 6). As expected from the dark colour and the pyrite content, most of Fe from the sediment is in the reduced form Fe(II).

2.2.3 pH of biochar and bentonite.

pH of biochar and bentonite was measured in a paste (bentonite) or suspension (biochar) with solid:liquid ratio of 1:2.5 in mass, after shaking and settling during 2h. The pH of bentonite was 9.3 and pH of biochar was 10.0.

2.3 Five treatments tested

Five different treatments were applied to the sediments during the laboratory tests:

A. No treatment (control)
B. Only bentonite capping (2.6 ±0.4 kg/m^2 corresponding to ~1.5 cm cap)
C. Only biochar, mixed with the sediment (15 g/jar, i.e. 3 kg/m^2)
D. Biochar (0.7 ±0,1 kg/m^2) + bentonite (2.6 ±0.4 kg/m^2) (~1.5 cm cap)
E. Biochar (1.8 ±0,1 kg/m^2) + bentonite (2.6 ±0.4 kg/m^2) (~1.5 cm cap)

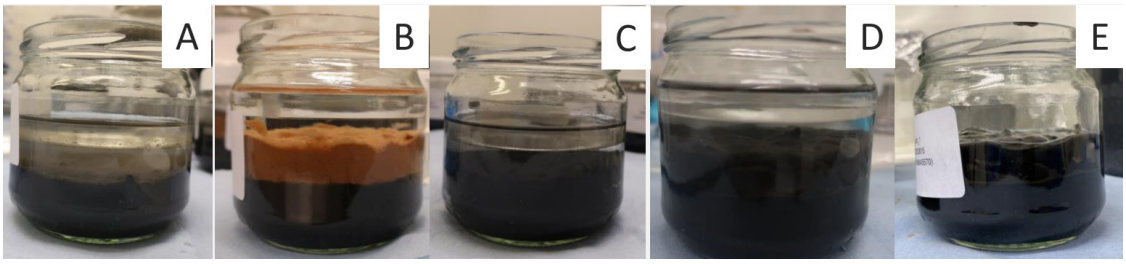


Figure 4. Pictures of the experimental tests with sediment and different treatments. NB: the pictures were taken after sampling of the water phase above.

The surface coverage of biochar was chosen to be in the range of those tested in previous Norwegian sediment capping. For example, in the scope of the *OPTICAP* NFR project, the biochar cover applied in a dioxin-contaminated site in the Grenland fjord corresponded to a surface coverage of 1.6 kg/m^2.

The amount of bentonite added was chosen so that a paste was obtained, relatively easy to apply as a flat layer. This corresponded to a mass proportion bentonite:water of 20:90.

The water used for the tests was salted with NaCl 3 g/L, in order to represent brackish water.

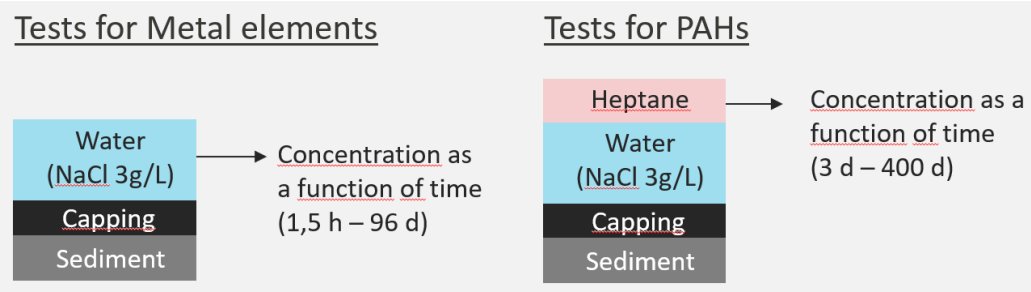


Figure 5. Schematic principle of the experimental tests for diffusion of metal elements (left) and PAH (right) through the (capped) sediments.

2.4 Diffusion tests for PAHs

In order to assess the diffusion of PAHs from the sediment to water, the approach chosen was similar to the one used in Eek et al., 2008. Separate glass jars with a diameter of 7.9 cm were prepared for each treatment and each time point tested. Water (miliQ water with 3 g/L NaCl) was placed above a flat surface of sediment, and a heptane phase was placed above the water (Figure 5). Heptane was used as an infinite sink for PAHs diffusing from the sediment to the above water, indeed the affinity of organic solvants for PAHs is on average several orders of magnitude higher than the affinity of water for PAHs (the logarithmic octanol-water partition coefficients of PAHs (log K_{OW}) is typically in the range of 4 to 6 at 25ºC; De Maagd et al., 1998).

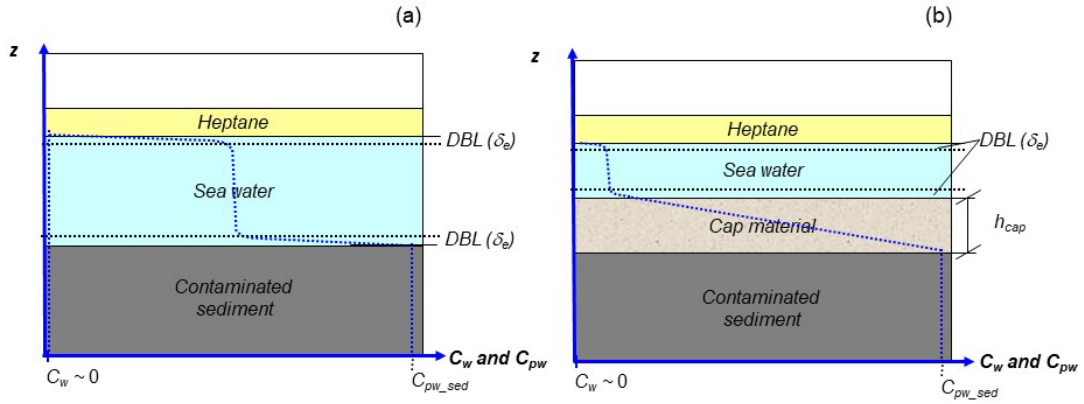


Figure 6. Theoretical PAH concentration profile in water and capping layer in the microcosm test (blue dashed lines) assuming steady-state molecular diffusion. Concentration in water in contact with heptane (C_w), concentration in sediment pore water (C_{pw_sed}), diffusive layer thickness (δ_e) and cap thickness (h_{cap}) are indicated. (a) Test with uncapped sediment (treatments A and C), (b) test with capped sediment (treatments B, D and E).

The procedure for setting up the diffusion tests was the following:

- The sediment was homogenized using a cement mixer, then 150 g was placed in each glass jar using a pastry pouch. Caution was taken to avoid air pockets in the sediment or traces of sediment on the walls and to obtain a flat surface.
- The treatments A-E were applied to all the glass jars.
    - For the A samples, 150 mL of milliQ water with NaCl 3 g/L was added slowly to the top with a plastic pipette.
    - For the B samples, a paste was made with bentonite and milliQ water with NaCl 3 g/L, in a mass proportion bentonite:water of 20:90, and then 50 mL of the paste was applied above the sediment using a syringe, which resulted in a cap layer of approximately 1.5 cm thickness.
    - For the C samples, 15 g of biochar was mixed with the sediment and the mix was flattened. The walls of the jars were cleaned to ensure a flat interface between solid and liquid.
    - For the D and E samples, a paste was made with bentonite, biochar and milliQ water with NaCl 3 g/L, in a mass proportion bentonite:biochar:water of 20:5:90 and 20:15:94, respectively for the D and E treatments. Then, 50 mL of the paste was applied above the sediment using a syringe, which resulted in a cap layer of approximately 1.5 cm thickness.
- All the jars were placed under a fume hood and 60 mL of heptane (containing the internal standard) was added above the water phase.
- The weight of the remaining pastes after the capping application was used to calculate the amount of capping material applied to each jar.

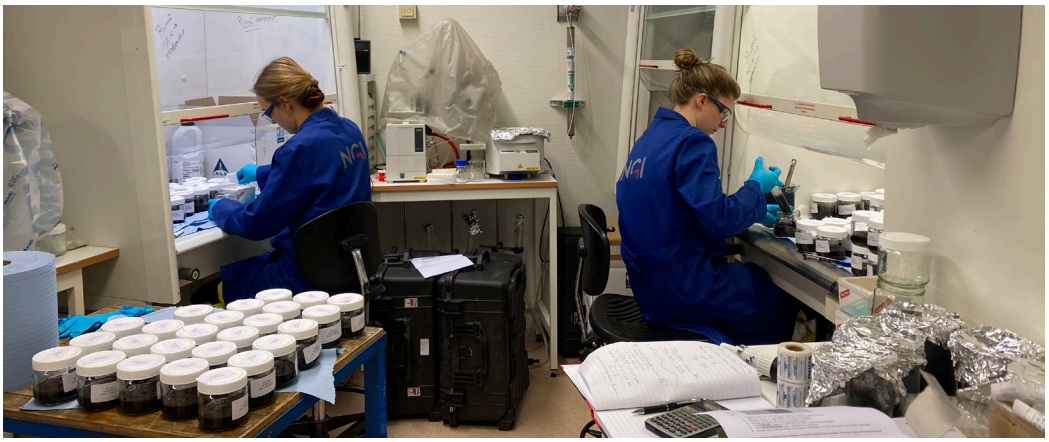


Figure 7. Preparation of the test samples for diffusion of PAHs from sediment to water.

For each time point, the heptane phase was collected using methanol-washed Pasteur pipettes and glass test tubes, then the volume of heptane was reduced to 0.5 ML to 1 mL using a rotational vacuum concentrator equipped with a cold trap (®CHRIST, model RVC 2-25 CDplus). The samples were stored under -18 ºC before analysis. The masses of 15 EPA PAHs, i.e. acenaphtylene, acenaphtene, fluorene, phenanthrene, anthracene, fluoranthene, pyrene, benz(a)anthracene, chrysene, benzo(b)fluoranthene, benzo(k)fluoranthene, benzo(a)pyrene, indeno(1,2,3-cd)pyrene, benzo(ghi)perylene and dibenz(ah)anthracene, were then analysed in the heptane phase by Ökometric in Bayreuth, Germany, using gas chromatography- mass spectrometry (GC-MS). The sum of 15 EPA PAHs was calculated and is noted hereafter 15-PAH. An internal standard, consisting of deuterated Naphthalene, Acenaphthene, Fluorene, Phenanthrene, Fluoranthene, Benz(a)anthracene, Benz(a)pyrene and Dibenz(ah)anthracene in nonane, was used in the heptane phase, in order to correct PAH concentrations for eventual losses of heptane during the sampling procedure.

PAH concentrations were also analysed in the solid phase (sediment and capping) for a selection of samples after 100 days and 386 days of diffusion.

2.5 Diffusion tests for metal elements

In order to assess the diffusion of metal elements from the sediment to water, the approach chosen was similar to the one for the tests for PAH diffusion, but the metal concentrations were measured directly in the water phase due to the lack of a properly tested infinite sink method for metal removal from the water phase. In this case, the diffusion regime was not a steady state with infinite sink. Instead, in principle the flux decreases as concentrations in the water phase increase, until an equilibrium is reached between the porewater in sediment and the water phase above the sediment.

Past experience at NGI showed that it is more difficult to capture the metal fluxes from sediment to water in the case of metal elements, compared to PAHs, especially in the case of redox-sensitive elements. Indeed, oxidation in the water phase can lead to the precipitation of Fe minerals and coprecipitation or sorption of trace elements to these minerals. With the aim of limiting these precipitation processes, the tests for metal diffusion were conducted under inert atmosphere in glovebags filled with nitrogen. The oxygen concentrations measured above the sediment in test samples during the first two weeks were between 0.2 mg/L and 1 mg/L, which corresponds to dysoxic conditions (Tyson and Pearson, 1991). At the Bureå site, the oxygen conditions measured above the sediment were between 1 mg/L and 2 mg/L, which overlaps between dysoxic (0.2-2 mg/L O_2) and oxic (2-8 mg/L O_2) conditions (Tyson and Pearson, 1991). In addition, oxygen concentrations are expected to fluctuate with time (e.g., seasonally) under environmental conditions. Oxic conditions were also represented in the experimental tests after two weeks, when the glovebags were not anymore refilled with nitrogen and oxygen concentrations increased above 2 mg/L.

Figure 8. Glovebags used to set up the metal diffusion tests under oxygen-limited conditions.

The procedure for setting up the diffusion tests was the following:

- The sediment was homogenized using a cement mixer, then 150 g was placed in each glass jar using a pastry pouch. Caution was taken to avoid air pockets in the sediment or traces of sediment on the walls and to obtain a flat surface.
- The jars were placed in glovebags, which were then purged with nitrogen. Oxygen consumers were opened in the glovebags to ensure a low oxygen concentration at start of the experiment.
- The following day, the treatments A-E were applied to all the glass jars in the N_2-filled glovebags.
    - For the A samples, 150 mL of N_2-sparged milliQ water with NaCl 3 g/L was added slowly to the top with a plastic pipette.
    - For the B samples, a paste was made with bentonite and N_2-sparged milliQ water with NaCl 3 g/L, in a mass proportion bentonite:water of 20:90, and then 50 mL of the paste was applied above the sediment using a syringe, which resulted in a cap layer of approximately 1.5 cm thickness.
    - For the C samples, 15 g of biochar was mixed with the sediment and the mix was flattened. The walls of the jars were cleaned to ensure a flat interface between solid and liquid.
    - For the D and E samples, a paste was made with bentonite, biochar and N_2-sparged milliQ water with NaCl 3 g/L, in a mass proportion bentonite:biochar:water of 20:5:90 and 20:15:94, respectively for the D and E treatments. Then, 50 mL of the paste was applied above the sediment using a syringe, which resulted in a cap layer of approximately 1.5 cm thickness after swelling.
- All the jars were then closed in zip-lock bags until the water above was sampled.

- The weight of the remaining pastes after the capping application was used to calculate the amount of capping material applied to each jar.
- Oxygen concentrations in equilibrium with water were monitored at the start and during water sampling, in a jar filled with water placed in the same glovebag.
- For each time point, a new jar was sampled. A plastic syringe was used to take the water above the sediment, then water was filtered at 0.45 µm using Whatmann PES filters and stored in plastic bottles with nitric acid in a final concentration of 1 wt%. Every other time point was sampled in triplicates (Table 7). A selection of water samples was also stored in dark glass bottles with 1% nitric acid for Hg analyses.
- Before each sampling, the pH of the water above sediment was measured using a pH paper with a precision of ±0.5.
- For a selection of time points, the solid phase was also sampled, and in the case of capped samples the cap layer was separated from the underlying sediment before freezing.

The water samples were stored at 4 ºC or -18 ºC and sent to the Norwegian university of life sciences (NMBU) for metal analyses. In addition, seven samples were sent to the Norwegian institute for water research (NIVA) for total mercury analysis using a method which provides a detection limit of 0,1 ng/l and a typical quantification limit of 0.3 ng/l, which is 100-fold lower than the limits for the procedure used at NMBU.

Table 7: Time points with triplicates or unique samples for the various treatments

	Triplicates	Single sample
A	6h, 3d, 16d, 64d	3h, 24h, 7d, 32d
B	2d, 8d, 32d, 99d	4d, 16d, 64d
C	6h, 3d, 16d, 64d	3h, 24h, 7d, 32d
D	2d, 8d, 32d, 99d	4d, 16d, 64d
E	2d, 8d, 32d, 99d	4d, 16d, 64d

3 Results and interpretation

3.1 Diffusion tests for PAHs

3.1.1 Diffusion of PAHs from untreated sediments (samples A)

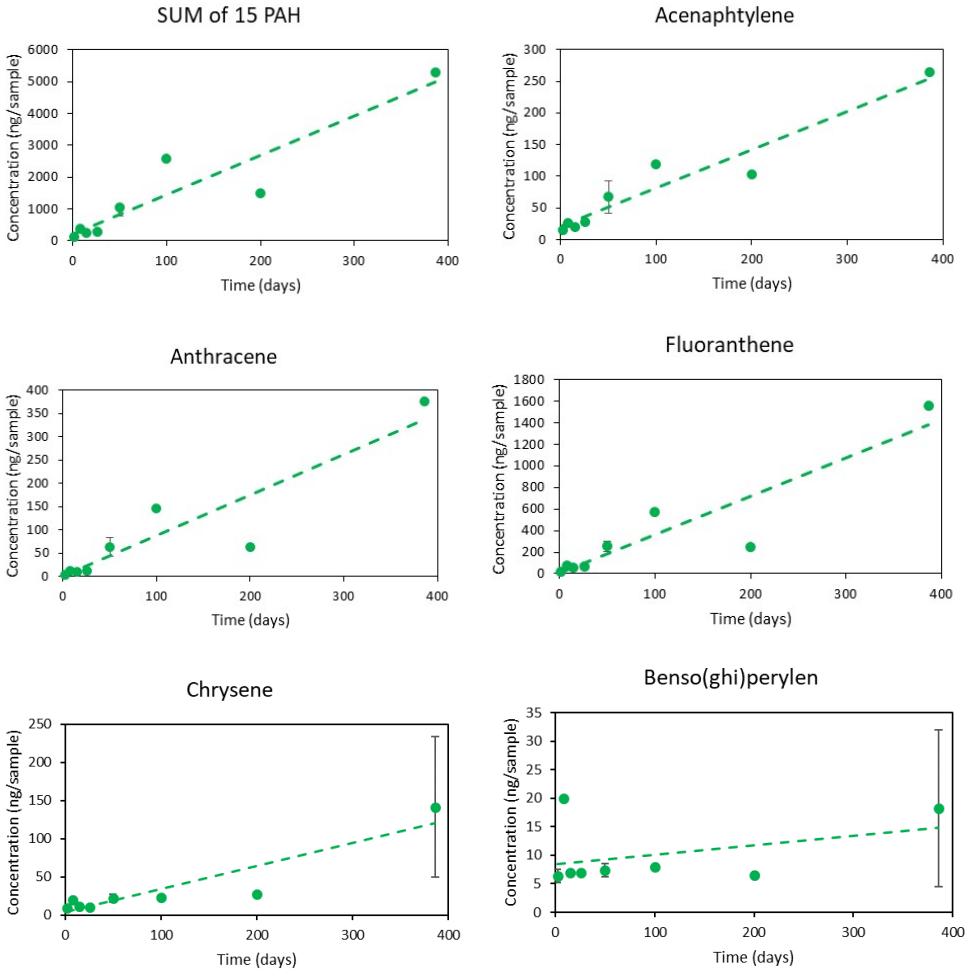


Figure 9. Cumulative amounts of PAHs analysed in the heptane phase of tests with untreated sediment (A samples) as a function of time. NB: error bars are shown only for samples for which triplicate analyses are available, i.e. for 2, 15 and 50 days, and for 386 days in the case of A, B, D samples for PAH compounds with Kow > Kow_pyrene. Only two of the triplicate samples for 200 days could be analysed and averaged, therefore the standard deviation was not calculated. A linear regression is shown in dashed line. Only examples of individual PAHs are shown, but these examples were chosen to represent various affinities for organic solvants (The octanol-water partitioning coefficient K_{ow} for acenaphtylene, anthracene, fluoranthene, chrysene and benso(ghi)perylene are respectively 3.80, 4.73, 5.34, 5.95 and 7.24 according to Smedes, 2019).

In the case of untreated sediment (A samples), the concentration of most PAH compounds analysed in heptane increased over time (Figure 9). Low concentrations compared to quantification limits in a few samples, as well as experimental error due to for example floating of sediment particles up to the transition between water and heptane in some of the samples, led to large standard deviations among triplicate samples, and inconsistently high concentrations in some of the samples. Nevertheless, the general trend is a linear increase of PAH concentrations in heptane over time. Because the heptane is behaving as an infinite sink for PAHs present in the water layer (Figure 6) a linear increase of PAH concentration in heptane indicates a constant concentration in the water phase. This linear trend is consistent with a steady-state diffusive flux from sediment through a diffusive boundary layer (DBL) and can be expressed as follows (Jørgensen and Revbech, 1985):

$$J_{i\,\mathrm{sed}} = \frac{D_i}{\delta_{\mathrm{DBL}}}(C_{i\,\mathrm{pw}} - C_{i\,\mathrm{w}}) \quad \{1\}$$

With J_{ised} the diffusive flux, D_i the diffusion coefficient for a given compound in cm^2/cm, δ_{DBL} the diffusive boundary layer in cm, $C_{i\,\mathrm{pw}}$ the pore water concentration and $C_{i\,\mathrm{w}}$ the concentration in the water layer.

3.1.2 Diffusion from capped sediments (samples B, D and E)

In the case of treated sediments, the concentrations of PAHs detected in the heptane phase are generally lower than in the case of untreated sediment, and the reduction was stronger in the case of capping with both biochar and bentonite (D and E samples) than in the case of capping with bentonite alone (B samples) (Figure 10, Figure 11).

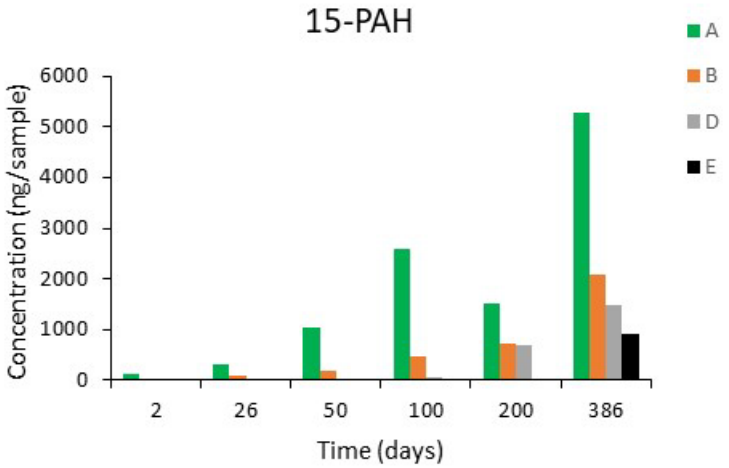


Figure 10. Cumulative amounts of 15-PAH analysed as a function of time in the heptane phase of tests with (A) untreated sediment, (B) sediment capped with only bentonite, (D and E) sediment capped with bentonite mixed with respectively low and high amounts of biochar. Results for C treatment are not shown for a better readability; indeed, 15-PAH were not available for all of the time points.

Despite large experimental uncertainties (Figure 11), a tendency is that PAHs detection in the heptane phase of the covered samples is **delayed** compared to the untreated A samples. Indeed, for a number of PAH compounds, including acenaphtylene, benso(a)anthracene and chrysene, a delay of 50 to 100 days is observed for increase of PAH concentrations over time in capped samples, compared to the untreated samples (Figure 11). This delay is partly due to the additional thickness of clean capping that the contaminants are diffusing through (h_{cap} in Figure 6). Indeed, when contaminated sediments are capped with clean materials, contaminants from the sediment diffuse into the pore water in the cap and adsorb to the cap material. When the dissolved concentration in the pore water in the cap is in equilibrium with the adsorbed concentration in the cap, a new steady state is reached (Figure 1; Eek et al., 2008). The time to reach steady state and the breakthrough time of contaminants is dependent on the sorption capacity of the capping material.

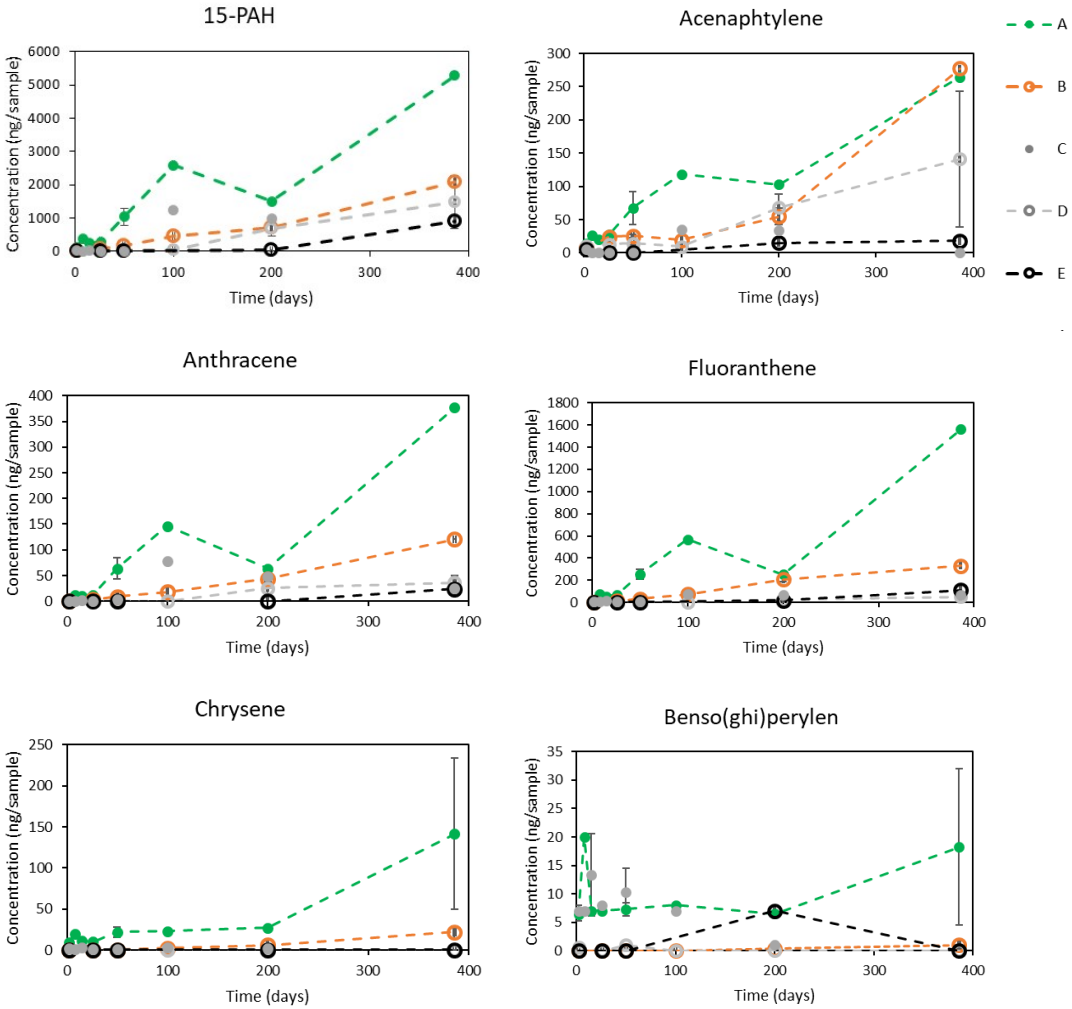


Figure 11. Cumulative amounts of PAHs analysed as a function of time in the heptane phase of tests with (A) untreated sediment, (B) sediment capped with only bentonite, (C) sediment mixed with biochar, (D and E) sediment capped with bentonite mixed with respectively low and high amounts of biochar. NB: error bars are shown only for samples for which triplicate analyses are available, i.e. for 2, 15 and 50 days, and for 386 days in the case of A, B, D samples for PAH compounds with Kow > Kow_pyrene. Only two of the triplicate samples for 200 days could be analysed and averaged, therefore standard deviation was not calculated. A linear regression is shown in dashed line. Only examples of individual PAHs are shown, but these examples were chosen to represent various affinities for organic solvents (The octanol-water partitioning coefficient K_{ow} for acenaphtylene, anthracene, fluoranthene, chrysene and benso(ghi)perylene are respectively 3.80, 4.73, 5.34, 5.95 and 7.24 according to Smedes, 2019). Time points are joint with dashed line for distinguishing the different treatments, but each time point corresponds to a distinct sample that is sacrificed for sampling.

The diffusion fluxes with and without capping can be approximated by the slopes of PAH increase from the time of PAH breakthrough. For example, the diffusion flux of 15-PAH through the bentonite cap was 2-fold smaller than the diffusion flux of 15-PAH without cap (Figure 12). This result is consistent with the fact that, after the new steady-state flux from the capped sediment has been reached, the flux is in principle lower than the steady-state flux without capping. This is a result of an increased diffusive path length above capped sediments, as explained above (Figure 6) – the diffusive path length is now the whole thickness of the cap instead of just around 1.7 mm in the case of uncapped sediment, increasing δ_{DBL} in eq. 1 by around a factor of ten.

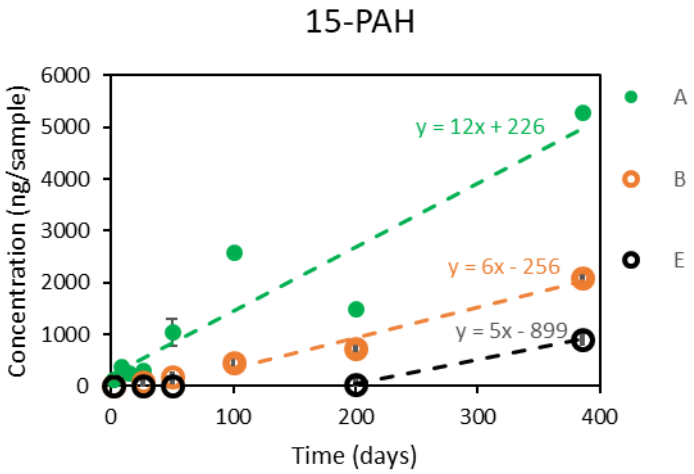


Figure 12. Slope calculation corresponding to fluxes of the sum of 15 EPA PAHs with a bentonite cover (B, orange) and a bentonite+biochar cover (E, black) compared to without cover (A, green). The flux above B samples is calculated after 100 days and the flux above E samples after 200 days because results of individual PAHs indicate that breakthrough through the bentonite cap was not reached before (Figure 10).

The remediation effectiveness (RE) of a capping layer can be expressed as the reduction of the steady state contaminant transport from the sediment after capping (Jicap) relative to the transport from the sediment before capping (Jised) (Eek et al., 2007):

$$RE = 1 - \frac{J_{i\,cap}}{J_{i\,sed}}$$

In the case of the bentonite cap, RE= 1-6/12 = 0.5, meaning that the diffusive flux of dissolved PAHs was reduced by 50% by introducing a 1-cm undisturbed capping layer of bentonite. In the case of the biochar-enriched bentonite cap (E sample), RE = 1-5/12 = 0.58, meaning that the diffusive flux of dissolved 15-PAHs was reduced by 58% by introducing a 1-cm undisturbed capping layer (a factor of 2.4). The reduction factor was lower than the theoretical one of a factor of ten, but this can be explained by uncertainties in the thickness of the diffusive boundary layer in the uncapped sediment.

For a number of PAH compounds like acenaphtylene, acenaphtene and chrysene, phenanthrene and anthracene, the concentrations measured in heptane were significantly lower for samples capped with bentonite and high amounts of biochar (1,8 ±0,1 kg/m^2) than for samples with bentonite and lower amounts of biochar (0,7 ±0,1 kg/m^2), which was lower than for samples capped with only bentonite (Figure 11). These lower PAH concentrations for sediment covered with more biochar are interpreted as being at least partly due to **sorption** of PAH on biochar. Indeed, PAHs have a high sorption affinity for biochar (Chen and Yan, 2011) and sorption processes in the cap delays and limits diffusion of contaminants to the water above (Viana et al 2008). The biochar effect on breakthrough delay could also be influenced (although to a lesser extent) by the effect of particles of biochar on porosity (ε, dimensionless) and tortuosity (τ, dimensionless) (equation {2}). Indeed, diffusive flux through the cap under the new steady-state can be approximated by equation {2} (Eek et al., 2008),

$$J_{i\,\mathrm{cap}} = \frac{\varepsilon \cdot D_i}{\tau \cdot (h_{\mathrm{cap}\,d} + \delta_{\mathrm{DBL}})}(C_{i\,\mathrm{pw}} - C_{i\,\mathrm{w}}) \qquad \{2\}$$

where h_{capd} is the thickness of the (undisturbed part of the) capping layer in cm, δ_{DBL} the diffusive bonder layer in cm, ε is the porosity and τ is the tortuosity. ε and τ are dimensionless (Boudreau, 1997). In the laboratory tests there was no visual bioturbation so the whole cap was assumed to be undisturbed.

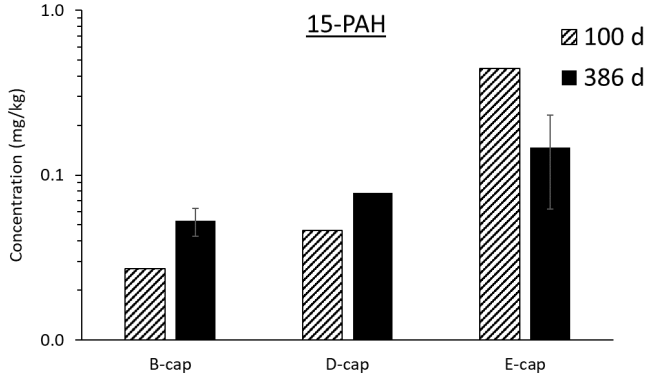


Figure 13. Concentrations of PAHs in the cap layers after 100 days and 386 days of experiment. Note that the vertical scale is logarithmic. Error bars are shown only for samples available in triplicate, i.e. the B and E caps after 386 d.

Analyses of PAHs in the capping layer after 100 and 386 days of experiment show that part of the PAHs diffused into the capping layer. The PAH concentrations are found in increasing levels for the capping with only bentonite (B samples) < bentonite and small amount of biochar (D samples) < bentonite and high amount of biochar (E samples). The very low concentrations of PAHs present in biochar (Table 3) cannot explain the difference in PAH concentration in biochar-bearing caps compared to bentonite-only

cap. This suggests a higher retention of PAHs in the capping layers containing biochar, due to sorption on biochar.

3.2 Diffusion tests for metal elements

3.2.1 Diffusion of redox-inactive elements

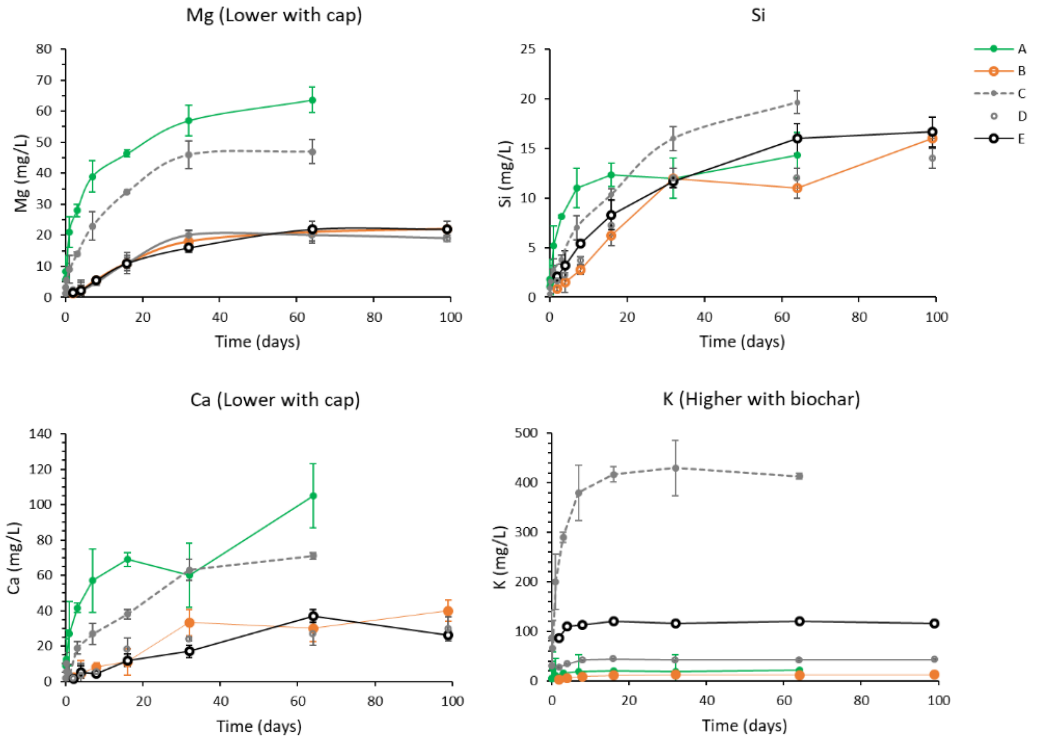


Figure 14. Concentrations of Mg, Si, Ca and K over time in the water phase. Error bars are calculated as standard deviation of triplicate results for samples taken after 1.5h, 6h, 3d, 16d, 64d in the case of A and C samples; and for samples taken after 2d, 8d, 32d, 99d in the case of B, D and E samples. When triplicates were not available, error bars shown are the maximum relative errors for a given treatment and a given element, based on time points where triplicates are available.

3.2.1.1 Diffusion of redox-inactive elements from untreated sediment

The concentrations of Mg, Si, Ca and K in water increased over time, at a rate that decreased with time, and reached a stable concentration. This behaviour is consistent with diffusion processes for systems in equilibrium in a closed system, where the flux is controlled by the difference between the concentration in water (C_w) and the concentration in porewater (C_{pw}). Over time, this difference decreases and the concentration reaches a plateau.

In order to verify whether the concentration of these elements was controlled by diffusion processes, a steady-state diffusion model was compared with experimental

concentrations. This model was based on equation {1}, and the following parameters were used:

- Di: Diffusivity coefficients at 25ºC referenced in Yuan-Hui and Gregory (1974) were used.
- δ_{DBL}: A diffusivity bounder layer of 0.17 cm was considered, based on previous measurement (0.17 ±0.02 cm) on similar laboratory tests done following the alabaster method Eek et al (2008).
- Ci_{pw}: Porewater concentrations of Mg, Ca and K reported in Table 2 were used.
- Ci_{w}: The water concentration at a time *i* was calculated by adding to the concentration at time *i-1* the mass of element diffused from sediment at time *i-1*, which is the flux $J_{i\text{-}1sed}$ (in µg/cm^2/s) multiplied by the surface area of the sediment/water interface and by the time laps between *i-1* and *i*. A time step of 0.1 days was used).
- A surface area of 49 cm^2, based on the manual measurement of the inner diameter of the glass jars, was considered for calculation of concentrations C_{iw}.

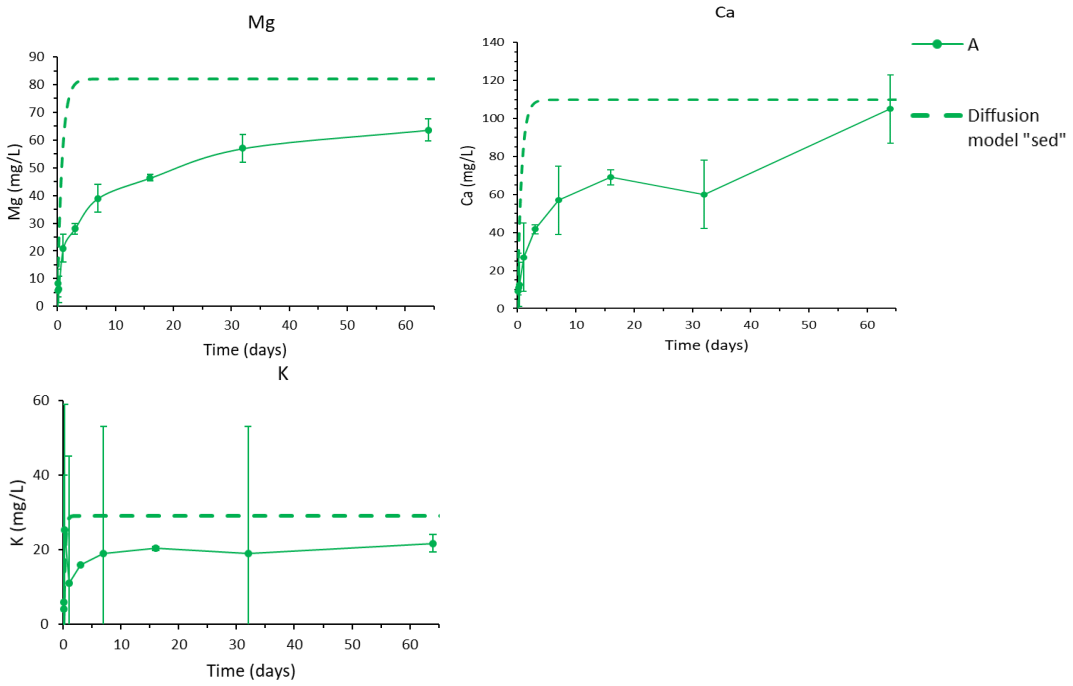


Figure 15. Comparison of measured concentrations of Mg, Ca and K with concentrations predicted by a model supposing only a steady-state diffusion from the untreated sediment to the water above (see text). Errors shown are calculated similarly to those in Figure 15.

In the case of uncovered sediment (samples A), the maximum concentration reached in water for Ca is close to the initial concentration in porewater (110 mg/L; Table 2), suggesting that the porewater concentration is controlled by equilibrium with the solid phase. The maximum concentration of Mg (around 60 mg/L) is smaller than that measured initially in the porewater (82 mg/L; Table 2), suggesting that the porewater

concentration is not (only) controlled by equilibrium with the solid phase, and Mg from the initial porewater was being depleted. In the case of potassium (K), the maximum concentration (23 mg/L, Figure 15) is slightly smaller but close to initial porewater concentration in the water above uncovered sediment (A samples) (29 mg/L; Table 2). The slight discrepancy is likely due to depletion of easily available K in the upper layer of the sediment. However, this maximum concentration is much higher than the initial porewater concentrations in the water above sediment treated with biochar (C, D and E samples). Indeed, the biochar used in the capping, similar to other biochars, contains high amounts of K (13 g/kg of dry matter), and thus the equilibrium concentration in the water phase is controlled by K released from the biochar.

The fact that concentrations of these major elements was, as expected, controlled by diffusion processes, and that consistent release curves were observed, validates the sampling procedure. Comparison with the more complex behaviour of redox-sensitive elements (as shown in the next section) suggests that for those elements, discrepancy with only-diffusion control is caused by redox and pH effects and not experimental artefacts.

3.2.1.2 Diffusion of redox-inactive elements from capped sediments

The difference of initial diffusion flux (i.e. the slope at initial state) indicates a diffusion-limiting effect of the capping layer (Figure 6).

I addition, the difference of concentration at steady state translates a sorption effect of the added material. Indeed, in our closed system without an infinite sink removing desorbed metals, in principle the maxima at steady state would be the same with and without cap if diffusion was the only process controlling transport. On the contrary, the maximum concentration of Mg and Ca reached in water in the case of capped sediments (B, D and E samples) was significantly smaller than in untreated samples (Figure 14). This was also the case for Si during the first 14 days.

This maximum concentration was also slightly smaller in the case of biochar-mixed sediment (samples C) than in the case of untreated sediments (samples A), suggesting that biochar either sorbed some Mg, Si and Ca, or that biochar addition changed the diffusive properties (e.g. porosity and tortuosity) of the sediment. However, the maximum concentrations of Mg, Si and Ca were not significantly different in the case of the capping enriched in biochar (samples E and D) compared to the capping with only bentonite (samples B), suggesting that biochar does not have a significant sorption effect on Mg, Si and Ca compared to bentonite-only. This is in accordance with previous observations that biochar does not show strong direct sorption of these elements (Xu et al., 2013.

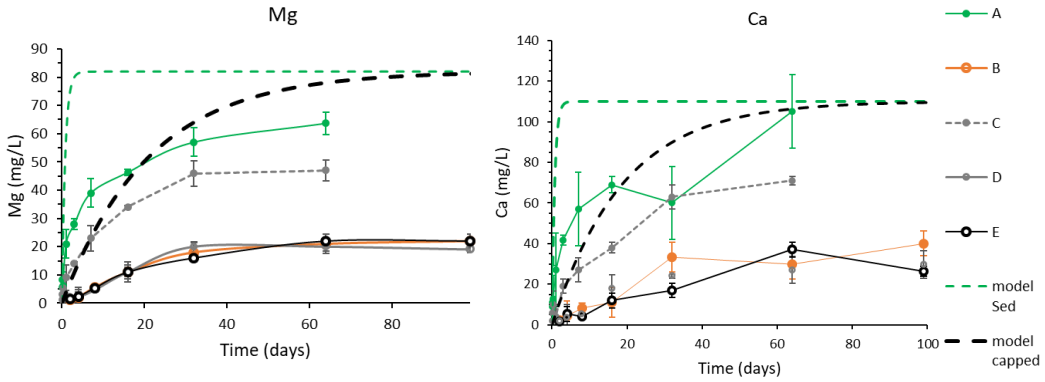


Figure 16. Comparison of measured concentrations of Mg and Ca, with concentrations predicted by a model supposing only a steady-state diffusion from i) the capped sediment to the water above (dashed black line) vs. ii) the untreated sediment to the water above (dashed green line). Errors shown are calculated similarly to those in Figure 15.

In order to further analyse the diffusion limitation due to the capping layer, a diffusion model was calculated, where steady-state diffusion is considered as the only process controlling Fe concentrations. This model was based on equation {2} with similar parameters to the model presented in paragraph 3.2.1.1. Additional parameters used were:

- The cap thickness, $h_{cap\ d}$, was approximated to 1.5 cm which is a statistically good approximation of the cap experimentally obtained.
- The porosity ε was approximated to 0.5.
- The tortuosity τ was approximated to $\varepsilon^{-1/3}$ (Boudreau, 1997)

The diffusion-only models show that:

- Diffusion limitations caused by the cap layer explain part of the reduction of concentrations above the capped sediments compared to the sediment alone.
- In addition, other effects seem to be involved, for example sorption effects.

The remediation effectiveness (RE) of a capping layer can be expressed as the reduction of the steady state contaminant transport from the sediment after capping (J_{icap}) relative to the transport from the sediment before capping (J_{ised}), following equation {3} (Eek et al., 2007):

$$RE = 1 - \frac{J_{i\,cap}}{J_{i\,sed}} = 1 - \frac{\varepsilon \cdot \delta_{DBL}}{\tau(h_{cap\,d} + \delta_{DBL})} \quad \{3\}$$

Where h_{cap} is the thickness of the (undisturbed part of the) capping layer in cm, δ_{DBL} the diffusive bonder layer in cm, ε is the porosity and τ is the tortuosity. ε and τ are dimensionless (Boudreau, 1997).
The RE was calculated for Mg and Ca, even though these elements are not contaminants, to give an idea of the initial remediation effect the capping can have in the absence of redox effects.

The diffusion flux of Ca was calculated by measuring the slope of the concentration in water as a function of time at the initial state, i.e. when the water concentration is negligible (equation {1}).

Table 8: Initial fluxes of Ca and Mg based on the slope of concentrations as a function of time during the first two days of experiment, as well as corresponding remediation effectiveness RE = 1-(J_{icap}-J_{ised}).

	A	B	C	D	E	Model sed	Model cap
Ca							
Initial Slope (mg.L^{-1}.d^{-1})	88	1	40	1	1	126	5
Initial flux (µg. cm^{-2}.s^{-1})	3.1E-03	3.5E-05	1.4E-03	3.5E-05	3.5E-05	4.5E-03	1.8E-04
RE (%)		99		99	99		96
Mg							
Initial Slope (mg.L^{-1}.d^{-1})	95	0.8	26	0.6	0.7	126	5
Initial flux (µg. cm^{-2}.s^{-1})	3E-03	3E-05	9E-04	2E-05	2E-05	4E-03	2E-04
RE (%)		99		99	99		96

3.2.2 Changes of pH as a function of time

The pH values above uncapped sediment (samples A) were relatively stable around pH 5.5-6.0 (±0.5) (Figure 17). However, during the first 2-3 days after treatment with bentonite and/or biochar, the pH increased in the water above sediment and capping (Figure 17). This is consistent with the observations that pH of biochar was 10.0 and pH of bentonite 9.3. After this first period of time, pH decreased significantly and reached a value of pH 7 (±0.5) in the case of sediment covered with bentonite and/or biochar (Figure 17); a pH decrease of <0.5 unit is possible within the same period, but this change would be within the error of analysis. The pH decrease could suggest the occurrence of precipitation of Fe (oxyhydr)oxydes and water hydrolysis. Fe concentrations measured in the water above the treated samples were small, especially in comparison with untreated samples (Figure 20), but it cannot be excluded that Fe diffused to the water phase and immediately precipitated. For the untreated samples, Fe concentrations increased during the first 7 days, suggesting diffusion of Fe(II), and decreased after this period of time, suggesting indeed precipitation of Fe in the solid phase (Figure 20).

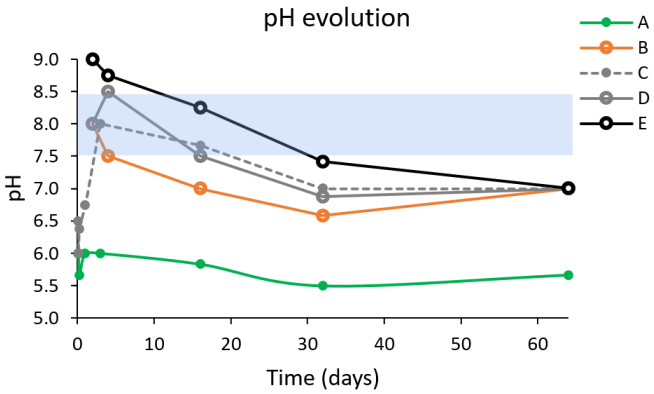


Figure 17. pH evolution over time. The light blue rectangle indicates typical ranges of pH values in sea water.

Note that in the open sea, the pH in water would be buffered by the sea water. Nevertheless, the systems used for this study provide information relevant to the porewater in the capping material.

3.2.3 Diffusion of redox-sensitive elements

3.2.3.1 Diffusion of redox sensitive elements from untreated sediment

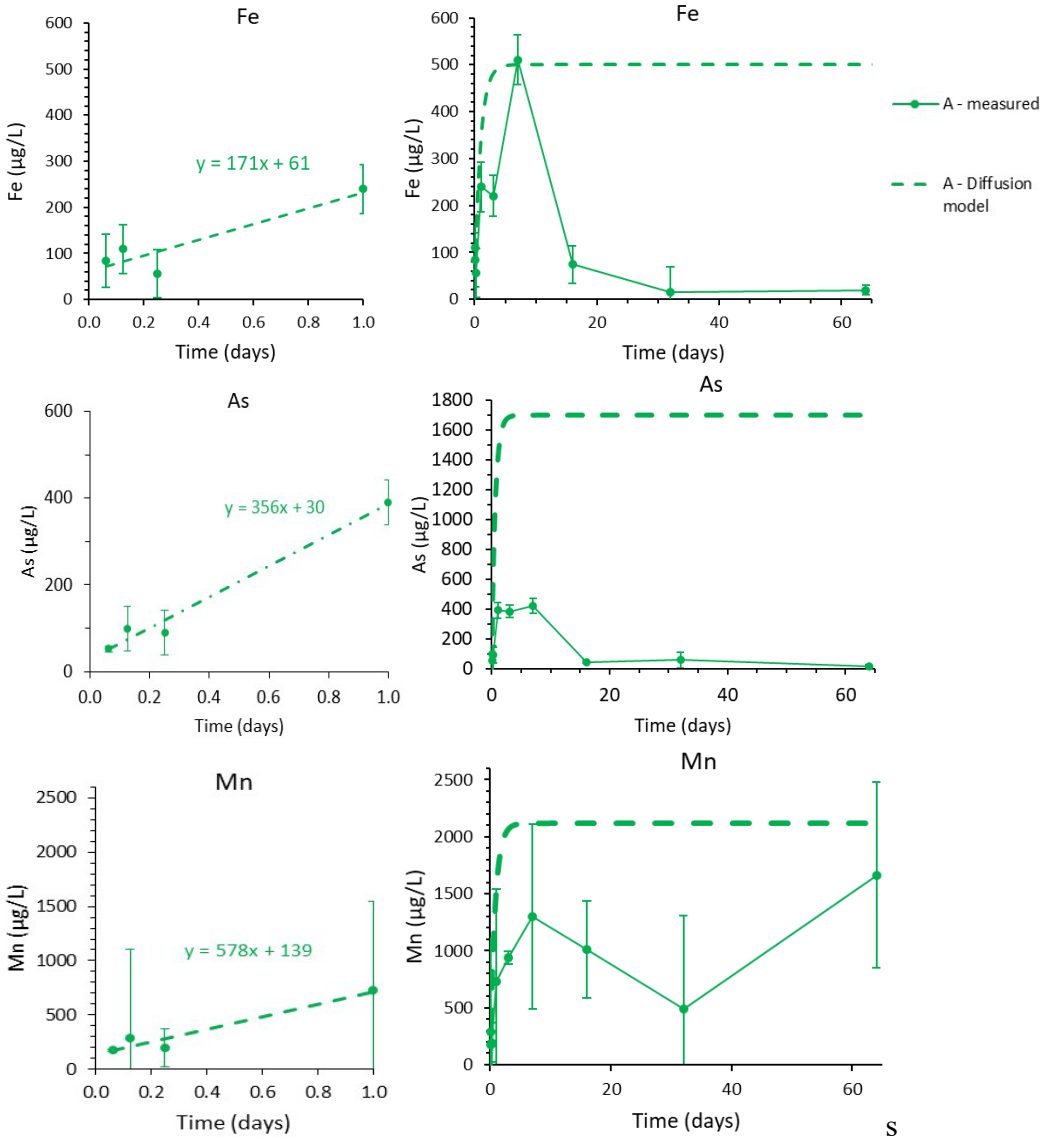


Figure 18. Left panel shows concentrations of Fe, As and Mn in the water phase during the first day, from which a linear regression is calculated and the slope is used as an approximation of the "worst case scenario" flux if no precipitation occurred (under anoxic conditions). Right panel shows concentrations measured after up to 64 days and compares measured concentrations with concentrations predicted by a model supposing only a steady-state diffusion from the untreated sediment to the water above. Errors shown are calculated similarly to those in Figure 15.

Fe and S concentrations increased during the first days above the uncovered sediment, to an extent that is consistent with diffusion transport from sediment porewater to the water above (Figure 18). But after 7 days, Fe concentrations decreased in the case of uncovered sediments, while S concentrations steadily increased. This geochemical behaviour clearly deviates from diffusion-controlled processes as described in the previous section. An explanation for this deviation is that oxygen concentrations increased in the systems (see part 2.5), with downwards infiltration of O_2 leading to oxidation and precipitation of Fe hydroxides, with SO_4^{2-} remaining in solution. Oxidation of pyrite (FeS_2) from the sediment can explain that S concentrations reached values that were higher than the model considering only diffusion from sediment porewater. A precipitation of Fe hydroxides would be consistent with the slight (and barely significant) decrease in pH observed above uncapped sediments (Figure 12).

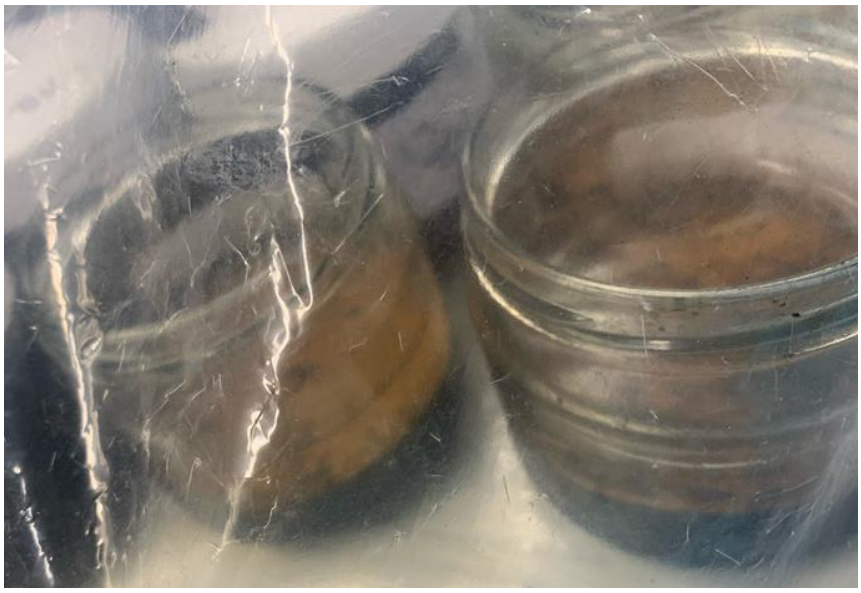


Figure 19. A sample with untreated sediment after 64 days of experiment, showing an orange layer at the surface interpreted as Fe oxyhydroxide precipitate.

Arsenic (As) concentrations above the uncapped sediment also increased during the first days, and followed the fate of Fe, with a simultaneous decrease after seven days. Arsenic typically exhibits a high affinity to Fe oxyhydroxides (Gulledge et al., 1973; Amstaetter et al., 2010), therefore it is likely that As adsorbed on the Fe precipitates or coprecipitated with Fe, explaining the decrease in As concentrations after > 10 d, when oxygen levels rose in the systems and iron oxyhydroxides were formed.

Manganese (Mn) concentrations above the uncapped sediment quickly increased up to 1300 µg/L during the first days, after which the concentrations did not follow a clear trend, with a wide variation of results, even though the values were significantly higher than the quantification limit of the analysis. Manganese is a redox sensitive element,

occurring under three different redox states under common natural conditions, Mn(II), Mn(III) and Mn(IV), among which Mn(II) is typically most soluble. In contact with oxygen, it is possible that Mn(II) oxidized to less soluble Mn(IV) species or coprecipitated with Fe(III) (Lan et al., 2017), which would explain that the concentration of Mn was no longer controlled by diffusion processes after more than 7 days.

In order to test the hypothesis that the concentrations of Fe, As and Mn were controlled by diffusion processes during the first days of experiment, the same diffusion model as in the previous discussion on the non-redox sensitive elements was applied, and compared with experimental concentrations (Figure 18). Porewater concentrations of Fe, As, Mn and Mo reported in Table 2 were used as Ci_{pw}.

The diffusion model was observed to fit well with the concentrations of Fe, As and Mn observed during the first day, and relatively well with the concentrations of Fe and Mn observed until the seventh day. The interpretation proposed is that diffusion processes controlled the concentrations of these redox-sensitive elements during the first day(s), as long as oxygen-limited conditions were maintained in the system, but other processes like precipitation and adsorption started to dominate later on upon entry of oxygen into the system. Arsenic is particularly sensitive to oxidation, especially in presence of Fe(II) (Ona-Nguema et al., 2010), explaining the relatively early deviation from diffusion-dominated observed for this element.

Low O_2-conditions (< 1 mg/L O_2) occurring during the first days provide insights in the "worst case" diffusion fluxes of metal elements migrating from the sediment to the water column, when dysoxic conditions prevail above the sediment. Such dysoxic conditions are relevant to the Bureå field site, indeed O_2 concentrations measured above the Bureå sediment were between 1 mg/L and 2 mg/L in April 2021, and colder conditions or other spatial or temporal variations likely yield lower O_2 concentrations at other places or time.

Higher O_2-concentrations occurring during the following weeks provide insights in the precipitation controls on the speciation of metal elements, and these processes are relevant in a shallow bay environment (2-3m deep) with seasonal fluctuating temperatures and water mixes during e.g. storm events. Precipitation of iron hydroxides at the surface of sediments do occur at the Bureå site, indeed a brown ochrous layer is observed on top of the sediment (Figure 3). Precipitation processes will scavenge metal elements like As in the sediment phase and limit their flux into the water column. However, such processes will concentrate metal elements at the surface of the sediment compared to the deeper layer. Benthic life is mostly active in the upper centimeters of the sediment, therefore surface concentration and speciation changes of toxic elements are important to consider in the remediation assessment.

3.2.3.2 Diffusion of redox sensitive elements from treated sediments

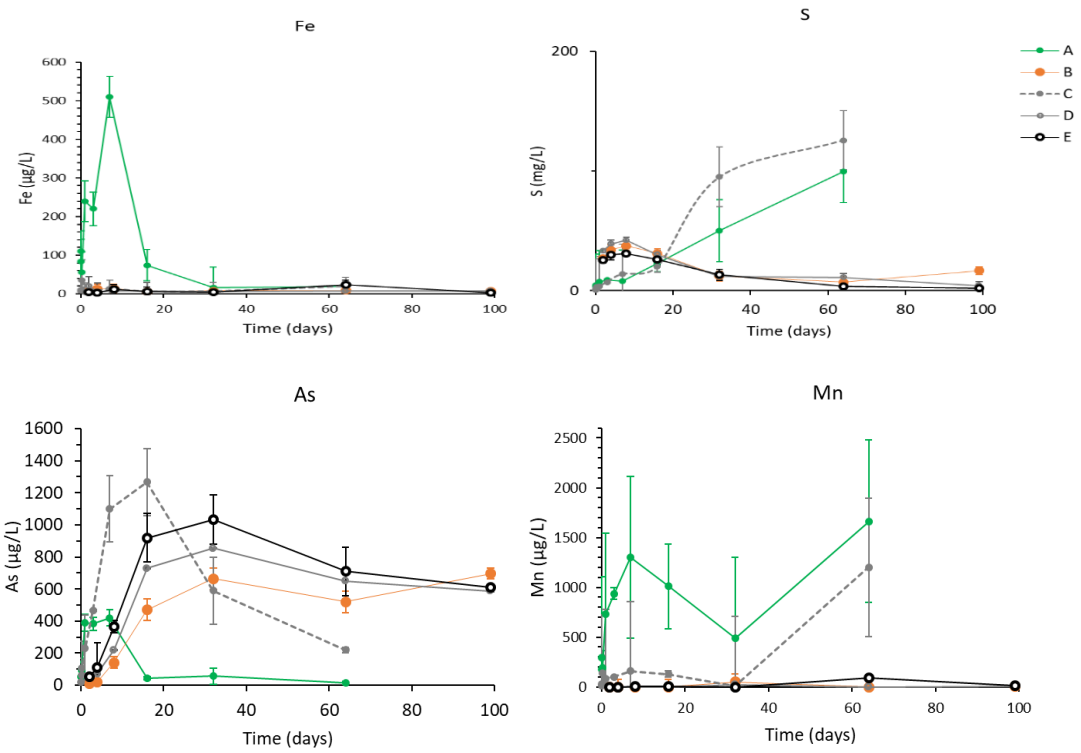


Figure 20. Concentrations of Fe, S, As and Mn in the water phase as a function of time for the sample tests with (A) only sediment, (B) sediment covered with only bentonite, (C) sediment mixed with biochar, (D and E) sediment capped with bentonite mixed with respectively low and high amounts of biochar. Errors shown are calculated similarly to those in Figure 15.

Effect of capping on Fe behaviour

Fe concentrations measured above capped sediments (samples B, D and E) were very low and barely significant in comparison with concentrations measured above uncovered sediments, during the 99 days of experiment (Figure 20).

Lower concentrations of Fe above covered sediments are in agreement with the theoretical effect of a cap on diffusion fluxes. In order to illustrate this principle, the same diffusion model was applied once again (Figure 21), where steady-state diffusion was considered as the only process controlling Fe concentrations.

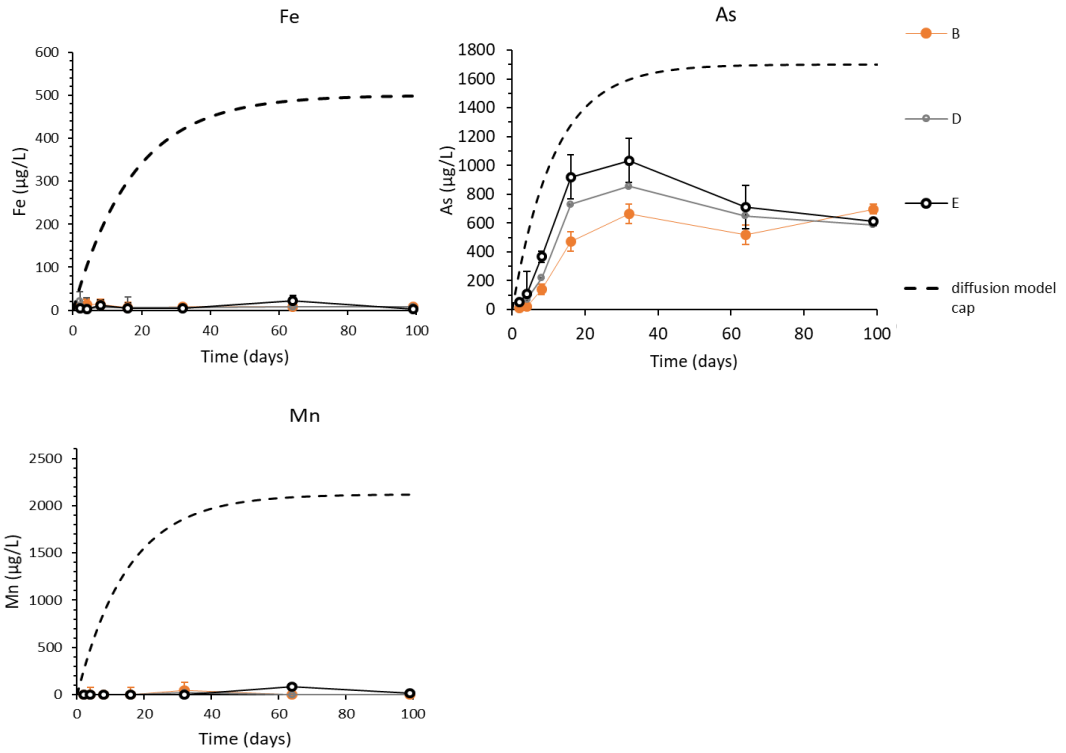


Figure 21. Comparison of measured concentrations of Fe, As and Mn with concentrations predicted by a model supposing only a steady-state diffusion from the capped sediment to the water above (dashed black line). Errors shown are calculated similarly to those in Figure 15.

Comparison of the diffusion model for capped sediment (dashed black line) vs. for the uncapped sediment (green dashed line) shows that lower concentrations of Fe are indeed expected in the case of covered sediment. However, the Fe concentrations measured experimentally remained low during the 99 days of experiment, while the diffusion model for capped sediment predicts an increase in Fe concentrations over time.

During the first day(s), when Fe concentrations increase above the uncovered sediments and oxygen was limited in the systems, it is likely that the low concentrations observed above covered sediments are explained by a retardation effect due to placement of the capping material and time to reach a new steady state, as well as potential sorption of Fe on the capping material. Fe sorption on biochar would be consistent with the observation that Fe concentrations were also very low in the case of sediments mixed with biochar, where no cap was applied.

Later on, when, according to interpretations made for Fe concentrations above uncovered sediments, oxygen entered the system, additional processes like Fe(III) oxyhydroxide precipitation could explain the discrepancy with the model and steadily low Fe concentrations.

Effect of capping on S behaviour

During the first days of experiment, S concentrations were higher above covered sediments (B, D and E samples) than above uncovered sediments (A and C samples). This could be due to the significant concentrations of S present in bentonite (910 mg/kg S in the bentonite used).

Later on, S concentrations were significantly lower above covered sediment than above uncovered sediments. A hypothesis to explain this observation is that reducing conditions were better maintained under capping and pyrite (FeS_2) oxidation to sulfate followed by dissolution did not occur, resulting in lower sulfate releases to the sediment porewater over time.

Effect of capping on arsenic (As) behaviour

During the first days of experiment, As concentration increased above the capped sediments, at a rate that was lower than that of As above uncovered sediments (Figure 14). During these first days, the interpretation made above is that the conditions were anoxic (or dysoxic) and that diffusion controlled metal concentrations. A model for steady-state diffusion of As through a 1.5 cm cap was calculated and compared with concentrations measured above the capped sediment (Figure 21). This model suggests that As concentrations measured above covered sediments were smaller than those predicted with the steady-state diffusion-only model. As for Fe, this is likely due to sorption to the capping material and a resulting time delay of the breakthrough. Sorption of As on biochar is consistent with the fact that As concentrations above the sediment mixed with biochar (C samples) increased more slowly than those above untreated samples (samples A) (Figure 20). Therefore, the proposed interpretation of the results obtained during the first days is that the cover limits As diffusion from the sediment to water, and the biochar is slightly enhancing the diffusion limitation.

Importantly, Arsenic concentrations continued to increase above the sediments treated with biochar and/or bentonite after 7 days, while this was not the case for the untreated sediment (Figure 20). In addition, even though As concentrations decreased after 24 days in the case of capped sediment and after 16 days in the case of biochar-mixed sediments, As concentrations remained significantly higher above the treated samples than above the untreated samples during the remainder of the experiment (Figure 14). This is an important observation as it indicates that capping, while beneficial for organic compounds and many positively charged metal ions, can have negative effects on the spreading of As contamination.

It is not straightforward to explain the observed increase in As release from the capped/treated sediments. A possible explanation is related to the pH effect of the capping materials. Anionic As is more mobile at higher pH, and both biochar and bentonite increase the pH of the sediment porewater. Therefore, it is possible that the higher concentrations of As are partly explained by mobilisation of As from the sediment in contact with high pH porewater, and a less effective immobilisation in the capping at

higher pH. This explanation is consistent with the fact that pH and As concentrations both follow increasing values in the case of samples B>D>E (Figure 17, Figure 20).

The decrease of As concentrations occurs later above capped sediments (B, D and E samples), and to a smaller extent than As concentrations above sediment mixed with biochar (C samples). An explanation for this could be that under the cap, reducing conditions are maintained and less pyrite is dissolved, leading to lower amounts of Fe diffused to the water phase and less sorption sites for As. This hypothesis would be consistent with the low S concentrations above capped sediments (B, D and E samples) compared to uncapped sediments (A and C samples). Another explanation for the higher As concentrations above covered sediment could be that the cover sorbs Fe and thus smaller amounts of Fe oxides precipitate at the interface sediment/water, yielding smaller surface for As sorption.

Effect of capping on Mn behaviour

The Mn concentrations above capped sediment were significantly lower than above uncapped sediments (Figure 20), and significantly lower than concentrations predicted by the steady-state diffusion model considering a cap layer (Figure 21). The discrepancy with the model suggests that processes other than simple retardation through the capping thickness are limiting the diffusion of Mn. Indeed, the model does not take into account Mn sorption on biochar, and this process is likely important in this system. It is also possible that a part of Mn is diffusing through the capping but is sorbing or coprecipitating with Fe oxyhydroxydes formed after 14 days, though less Fe is diffusing to the water phase in capped systems according to interpretations proposed for Fe and S behaviour. It is also possible that some Mn sorbs on bentonite in the capping, which would explain that Mn concentrations were lower above sediments treated with bentonite or both bentonite and biochar, compared to biochar alone (Figure 20).

Diffusion fluxes under dysoxic conditions ("worst case diffusion")

Initial fluxes of Fe, Mn and As were calculated (Table 8) and used as an indication of "worst case" metal diffusion from sediment to water, in a scenario of dysoxic conditions (< 1 mg/L O_2).

Table 9: Initial fluxes of Fe, Mn and As based on the slope of concentrations as a function of time during the first two days of experiment, as well as corresponding remediation effectiveness $RE = 1-(J_{icap}-J_{ised})$.

	A	B	D	E	Model sed	Model cap
Fe						
Initial flux (µg.cm^{-2}.s^{-1})	9E-03	1E-04	1E-04	7E-05	8E-03	7E-04
RE (%)		95	95	97		96
Mn						
Initial flux (µg. cm^{-2}.s^{-1})	3E-02	1E-05	1E-05	7E-06	3E-02	3E-03
RE (%)		100	100	100		90
As						
Initial flux (µg. cm^{-2}.s^{-1})	1E+00	2E-02	9E-02	9E-02	3E+00	3E-01
RE (%)		100	100	100		88

Under conditions where diffusion controls element transport from the sediment to water (initial conditions), the caps were very effective at limiting the transport of As and Mn (Table 9). The observed effectiveness of capping on As flux is even better (RE=100%) than predicted with the model (88%) which did not consider sorption to bentonite and biochar.

However, as discussed above, the effects of the capping on As transport are more complex when O_2 concentrations fluctuate and pH increases, actually leading to potential increase and negative remediation effectiveness.

3.2.3.3 Elements with very low concentrations

The concentrations of Ba, Ni, Co, Zn, Al and were relatively low in the water phase, and the concentrations of Hg were under the detection limit (0.039 µg/L) for all of the samples analysed. Therefore, it was difficult to discern trends and identify transport mechanisms for these elements.

A subset of 6 water samples were analysed for total Hg with another instrument with a lower detection limit (0.1 ng/L). The results suggest that total Hg concentrations were lower above covered sediment than above uncovered sediment 16 days after cap placement (Figure 22). After 64 days, the concentration above the biochar-covered sample was still significantly lower than above the uncovered sediment; however, the effect of the bentonite capping was less clear after 64 days, and a larger dataset with triplicate analyses would be needed to draw more firm conclusions on the behaviour of Hg.

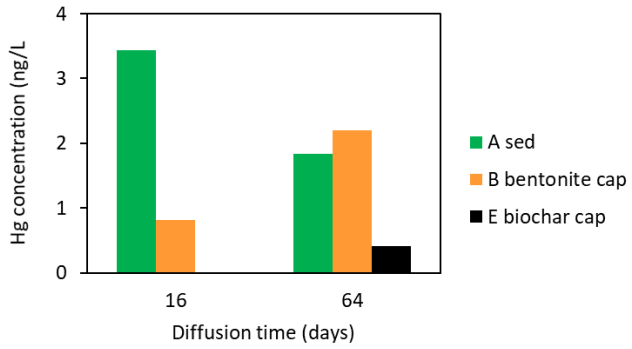


Figure 22. total Hg concentrations analysed in a subset of 6 water samples corresponding to the water above uncovered sediment (A), sediment covered with only bentonite (B) and with biochar-enriched bentonite (E), for two diffusion times, i.e. 16 d and 64 d. Note that Hg concentration measured above biochar-capped sediment after 16 days was < LOD.

4 Implications and further research needs

The experiments presented in this report were designed to provide information on the potential of a biochar- and bentonite-based capping for limiting the diffusion of contaminants from Bureå sediments to the bay water.

Results clearly showed that a thin biochar/bentonite cap has the potential to significantly limit the diffusion of PAH contaminants to water. Under the conditions of the experiment, the diffusive flux of dissolved 15-PAHs was reduced by 50% by capping with a 1-cm bentonite layer, and by 58% by capping with a 1-cm biochar-enriched bentonite layer. This conclusion is in agreement with many references of successful remediation operations based on classical capping (Eek et al., 2008) and capping with activated carbon (Patmont et al., 2015). Efforts to study the effect of thin capping with biochar for PAH contaminants have been initiated recently (Silvani et al., 2017, Bianco et al., 2021; Yang et al., 2021), and this study provides important argumentation for discussing the interest of the method.

However, results also show that the behavior of redox-sensitive contaminants such as arsenic (As) and mercury (Hg) is more complex than that of PAHs, and more complex than only diffusion. Capping with biochar/bentonite was proven successful for limiting the diffusion of As and Hg under dysoxic conditions, however other processes than simple diffusion controlled the behavior of these elements upon oxic conditions. In fact, under oxic conditions in the second phase of our experiment, the biochar/bentonite capping had negative remediation effects on As. Dysoxic conditions are relevant to field conditions at the Bureå bay when the water surface is frozen, as observed in April 2021, but oxic conditions are expected to prevail under warmer conditions in these shallow waters. Therefore, it is important to understand the relative importance of diffusion, redox reactions, co-precipitation and sorption processes under field conditions when the redox conditions fluctuate in situ. We thus recommend to further investigate the effect of capping on redox- and pH- driven processes affecting the As speciation (sorbed to sediment vs. dissolved) and fluxes, as well as Hg speciation (sorbed to sediment vs. dissolved, methylation).

In this controlled experimental set up, a lower number of parameters influenced contaminant behavior compared to field-conditions, allowing for an easier interpretation of the results and to some extent, processes understanding. However, under field conditions other processes like bioturbation or wave- or current-induced physical disturbances could influence the remediation effects of the proposed thin capping. In addition, the experimental systems used in this study were closed and pH was controlled by equilibrium with the solid phase (i.e., more acidic in the case of sediment alone, and more basic in the case of bentonite or biochar). This experimental bias can constitute a limitation in the translation of the laboratory results to field conditions, where more open systems are encountered and pH is buffered to values around 7-8. Also, in the case of the experiment assessing the diffusion of metal contaminants, the sink for metal diffusion was finite, while it can be considered an infinite sink under field conditions.

For this reason, the diffusion rates observed in the first days of the experiments are more representative of the in situ situation than those later on.

Therefore, for full understanding of the system, it is recommended to combine the results of this laboratory experiment with those obtained under field conditions during the in situ part of the project. In addition, field analyses of As and Hg behavior could be recommended – the challenge however is that currently no reliable methods exist for the measurement of in-situ sediment-to-water fluxes of heavy metals.

Another challenge for translating the experiment results in the scope of field upscaling, is the fact that bentonite is an expensive resource and it is unlikely to be used for large full scale applications. Bentonite was chosen for the experiment because of the originally tight schedule for the project which did not allow testing of other bearing material. Bentonite itself was very efficient as a diffusion barrier and therefore, the biochar effect was likely underestimated.

To conclude, a biochar/bentonite capping seems promising for remediating PAH contamination from the Bureå Bay, but the effect on As and Hg should be further investigated, as it could be the opposite. In case of positive chemical effects for all elements, this approach with thin biochar-based capping would likely consume fewer resources than traditional capping and yield a lower global atmospheric and environmental impact than dredging solutions.

5 References

Amstaetter, K., Borch, T., Larese-Casanova, P., & Kappler, A. (2010). Redox transformation of arsenic by Fe (II)-activated goethite (α-FeOOH). *Environmental science & technology*, *44*(1), 102-108.

Bianco, F., Race, M., Papirio, S., Oleszczuk, P., & Esposito, G. (2021). The addition of biochar as a sustainable strategy for the remediation of PAH–contaminated sediments. *Chemosphere*, *263*, 128274.

Boudreau, B.P., 1997. Diagenetic Models and Their Implementation. Springer, Berlin, p. 414.

Chen, B., & Yuan, M. (2011). Enhanced sorption of polycyclic aromatic hydrocarbons by soil amended with biochar. *Journal of Soils and Sediments*, *11*(1), 62-71.

De Maagd, P. G. J., ten Hulscher, D. T. E., van den Heuvel, H., Opperhuizen, A., & Sijm, D. T. (1998). Physicochemical properties of polycyclic aromatic hydrocarbons: Aqueous solubilities, n-octanol/water partition coefficients, and Henry's law constants. *Environmental Toxicology and Chemistry: An International Journal*, *17*(2), 251-257.

Eek, E., Cornelissen, G., Kibsgaard, A., & Breedveld, G. D. (2008). Diffusion of PAH and PCB from contaminated sediments with and without mineral capping; measurement and modelling. *Chemosphere*, *71*(9), 1629-1638.

Eek, E., Godøy, O., Aagaard, P., Breedveld, G.D., 2007. Experimental determination of efficiency of capping materials during consolidation of metal-contaminated dredged material. Chemosphere 69, 719–728.

Gulledge, J. H., & O'Connor, J. T. (1973). Removal of arsenic (V) from water by adsorption on aluminum and ferric hydroxides. *Journal-American Water Works Association*, *65*(8), 548-552.

Jørgensen, B.B., Revsbech, N.P., 1985. Diffusive boundary layers and the oxygen uptake of sediments and detritus. Limnol. Oceanogr. 30, 111– 122

Lan, S., Wang, X., Xiang, Q., Yin, H., Tan, W., Qiu, G., ... & Feng, X. (2017). Mechanisms of Mn (II) catalytic oxidation on ferrihydrite surfaces and the formation of manganese (oxyhydr) oxides. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, *211*, 79-96.

M608-2016

Moses, C. O., Nordstrom, D. K., Herman, J. S., & Mills, A. L., 1987. Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and by ferric iron. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, *51*(6), 1561-1571.

Ona-Nguema, G., Morin, G., Wang, Y., Foster, A. L., Juillot, F., Calas, G., & Brown Jr, G. E. (2010). XANES evidence for rapid arsenic (III) oxidation at magnetite and ferrihydrite surfaces by dissolved O2 via Fe2+-mediated reactions. *Environmental science & technology*, *44*(14), 5416-5422.

Patmont, C. R., Ghosh, U., LaRosa, P., Menzie, C. A., Luthy, R. G., Greenberg, M. S., ... & Quadrini, J. (2015). In situ sediment treatment using activated carbon: a demonstrated sediment cleanup technology. *Integrated environmental assessment and management*, *11*(2), 195-207.

Silvani, L., Di Palma, P. R., Riccardi, C., Eek, E., Hale, S. E., Viotti, P., & Papini, M. P. (2017). Use of biochar as alternative sorbent for the active capping of oil contaminated sediments. *Journal of environmental chemical engineering*, *5*(5), 5241-5249.

Smedes, F. (2019). SSP silicone–, lipid–and SPMD–water partition coefficients of seventy hydrophobic organic contaminants and evaluation of the water concentration calculator for SPMD. *Chemosphere*, *223*, 748-757.

Stookey L.L. 1970. Ferrozine - a new spectrophotometric reagent for iron. Analytical Chemistry 42: 779-781

Tyson, R. V., & Pearson, T. H. (1991). Modern and ancient continental shelf anoxia: an overview. *Geological Society, London, Special Publications*, *58*(1), 1-24.

Viana, P. Z., Yin, K., & Rockne, K. J. (2008). Modeling active capping efficacy. 1. Metal and organometal contaminated sediment remediation. *Environmental science & technology*, *42*(23), 8922-8929.

Xu, G., Wei, L. L., Sun, J. N., Shao, H. B., & Chang, S. X. (2013). What is more important for enhancing nutrient bioavailability with biochar application into a sandy soil: Direct or indirect mechanism?. *Ecological engineering*, *52*, 119-124.

Yang, Y., Ye, S., Zhang, C., Zeng, G., Tan, X., Song, B., ... & Chen, Q. (2021). Application of biochar for the remediation of polluted sediments. *Journal of Hazardous Materials*, *404*, 124052

Yuan-Hui, L., & Gregory, S. (1974). Diffusion of ions in sea water and in deep-sea sediments. *Geochimica et cosmochimica acta*, *38*(5), 703-714.

Kontroll- og referanseside/ Review and reference page

Dokumentinformasjon/*Document information*		
Dokumenttittel/*Document title* Laboratory tests of contaminant diffusion through capping with activated biochar		**Dokumentnr./*Document no.*** 20200815-02-R
Dokumenttype/*Type of document* Rapport / Report	**Oppdragsgiver/*Client*** Luleå University of Technology	**Dato/*Date*** 2022-06-27
Rettigheter til dokumentet iht kontrakt/ *Proprietary rights to the document according to contract* Oppdragsgiver / Client		**Rev.nr.&dato/*Rev.no.&date*** 1 / 2022-12-22
Distribusjon/*Distribution* BEGRENSET: Distribueres til oppdragsgiver og er tilgjengelig for NGIs ansatte / LIMITED: Distributed to client and available for NGI employees		
Emneord/*Keywords* Biochar, capping, sediment, PAH, metals, diffusion		

Stedfesting/*Geographical information*	
Land, fylke/*Country* Sweden	**Havområde/*Offshore area***
Kommune/*Municipality* Luleå	**Feltnavn/*Field name***
Sted/*Location* Bureå	**Sted/*Location***
Kartblad/*Map*	**Felt, blokknr./*Field, Block No.***
UTM-koordinater/*UTM-coordinates* **Zone:** UTM 34 **East:** 552602.08 **North:** 7274064.09	**Koordinater/*Coordinates*** **Projection, datum: East: North:**

Dokumentkontroll/*Document control*
Kvalitetssikring i henhold til/*Quality assurance according to NS-EN ISO9001*

Rev/ *Rev.*	**Revisjonsgrunnlag/*Reason for revision***	**Egenkontroll av/ *Self review by:***	**Sidemanns-kontroll av/ *Colleague review by:***	**Uavhengig kontroll av/ *Independent review by*:**	**Tverrfaglig kontroll av/ *Interdisciplinary review by:***
0	Original document	2022-05-06 Gabrielle Dublet-Adli	2022-05-13 Gerard Cornelissen		
1	Error in the grain size of biochar (p11)	2022-09-06 Gabrielle Dublet-Adli	2022-09-06 Gerard Cornelissen, Espen Eek		

Dokument godkjent for utsendelse/ *Document approved for release*	**Dato/*Date***	**Prosjektleder/*Project Manager***
	22 December 2022	Gabrielle Dublet-Adli

NGI (Norwegian Geotechnical Institute) is a leading international centre for research and consulting within the geosciences. NGI develops optimum solutions for society and offers expertise on the behaviour of soil, rock and snow and their interaction with the natural and built environment.

NGI works within the following sectors: Offshore energy – Building, Construction and Transportation – Natural Hazards – Environmental Engineering.

NGI is a private foundation with office and laboratories in Oslo, a branch office in Trondheim and daughter companies in Houston, Texas, USA and in Perth, Western Australia

www.ngi.no

NGI (Norges Geotekniske Institutt) er et internasjonalt ledende senter for forskning og rådgivning innen ingeniørrelaterte geofag. Vi tilbyr ekspertise om jord, berg og snø og deres påvirkning på miljøet, konstruksjoner og anlegg, og hvordan jord og berg kan benyttes som byggegrunn og byggemateriale.

Vi arbeider i følgende markeder: Offshore energi – Bygg, anlegg og samferdsel – Naturfare – Miljøteknologi.

NGI er en privat næringsdrivende stiftelse med kontor og laboratorier i Oslo, avdelingskontor i Trondheim og datterselskaper i Houston, Texas, USA og i Perth, Western Australia.

www.ngi.no

NGI
OSLO
TRONDHEIM
HOUSTON
PERTH

NORWEGIAN GEOTECHNICAL INSTITUTE
NGI.NO

Main office
PO Box 3930 Ullevaal St.
NO-0806 Oslo
Norway

Trondheim office
PO Box 5687 Torgarden
NO-7485 Trondheim
Norway

T (+47)22 02 30 00
F (+47)22 23 04 48
NGI@ngi.no

BIC NO. DNBANOKK
IBAN NO26 5096 0501 281
ORGANISATION NO.
958 254 318MVA

ISO 9001/14001
CERTIFIED BY BSI
FS 32989/EMS 612006

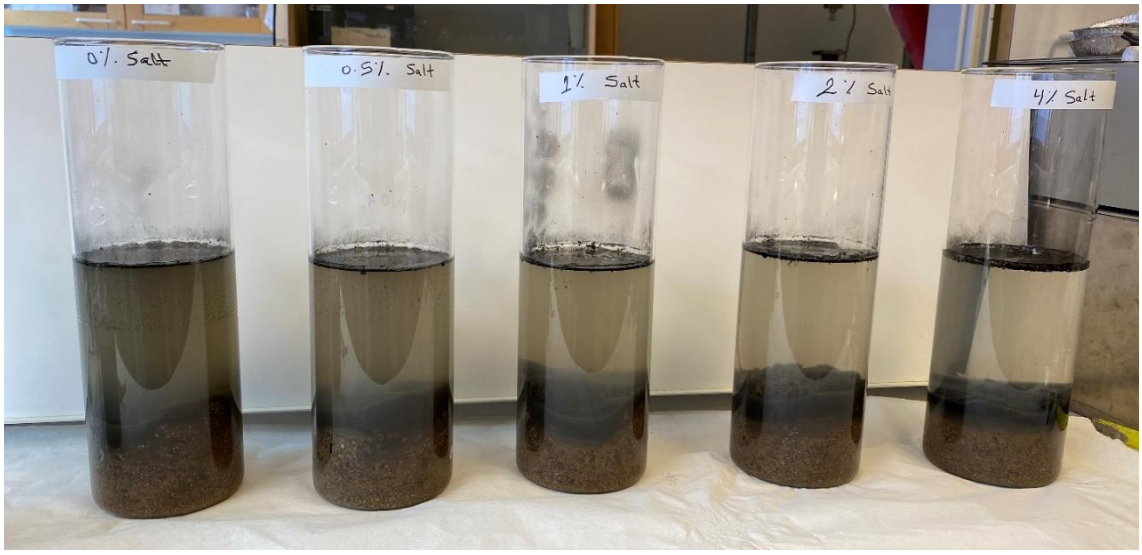
Appendix 4 – Recipe development

Biochar based capping of polluted sediment

Biokolbaserad reaktiv barriär för täckning av förorenade sediment

Luleå tekniska universitet

2022-08-16



Research engineer: Wathiq al Jabbam

Luleå University of Technology
Postal Address: 971 87 Luleå, Sweden
www.ltu.se

1. **Backgound 2**
2. **Material 3**
2.1 Sediment 3
2.2 Capping layer (cover layer) 5
3. **Methods and Experimental Program 5**
3.1 Water content and density 5
3.2 Swelling test 5
3.3 Effect of water content 6
3.4 Effect of mixing time and mixer type 6
3.5 Flowability and workability 8
3.6 Experimental setup for sedimentation stests 9
4. **Results 9**
4.1 Determination of the capping thickness 9
4.2 Results – Sedimentation of the capping 14
4.2.1 Effect of water to solid ratio on the sedimentation 14
4.2.2 Consistency at the bottom 22
4.2.3 Control of the flowability 23
5. **Proposed recipe 24**

https://ltuse-my.sharepoint.com/personal/christian_maurice_ltu_se/documents/rapporter bureå - nya versioner/app 4_recipe developpment-220816.docx

1. Backgound

Luleå University of Technology (LTU), together with the Norwegian Geotechnical Institute (NGI) and Skellefteå municipality, is carrying out a pilot project funded by the Swedish Geological Survey (SGU) within the framework of the Governments mission *Contaminated Sediments (förorenade sediment)*. The pilot project regards the use of a biochar-based reactive barrier to cover contaminated sea sediments.

As part of the project, a pilot field experiment was carried out to cover a small area of sediment with a mixture of biochar (as reactive agent), bentonite (as the structural material) and salt (to facilitate the sedimentation of the material). The experiment was executed in the bay of Bureå outside an old industrial area, where Bure Träsliperi operated a wood grinding industry from 1928 until 1992. Wood pulp impregnated with the impregnation agent *Pulpasan,* containing methylmercury, has been transported into the Bay, and the sediment has also been contaminated with different PAH due to the trafficking of the bay during the time in which Bure Träslip was active. The sediment also contains high concentrations of trace elements.

This section describes the materials and experimental work used during this project to investigate the effectiveness of adding bentonite and biochar to cover the sea sediments. In this section, basic characteristics of sediments and a mixture of biochar and bentonite are evaluated as capping layer (cover layer) in addition to the testing procedures and methodologies of preparing samples which were utilized to obtain the main research objects.

The main goal of the project was to develop a slurry containing a mixture of bentonite clay and biochar to cover the seabed. The amount of biochar needed for the cover layer was predetermined while the amount of bentonite was tested to achieve a 5cm thick capping.

Sedimentation tests were conducted to simulate the distribution behaviors of the mixture in the field which the mixture sinks below the water and settled above the seabed as cover layer. Therefore, the mixture of bentonite and biochar should have good homogeneity and workability. Workable soil from a geotechnical point of view refers to the soil which can be easily handled and compacted homogeneously. Improving the workability of the mixture makes the mixture easy to be mixed, loaded, transported, pumped and self-compacted homogeneously, which subsequently leads to implementing the cover layer.

The key issue was to determine a proper water content to ensure homogenized and workable bentonite and biochar mixture, which leads to uniform distribution of mixture above the seabed and less water turbidity after sinking the mixture in water. The questions addressed in the study were:

1. How the mixture behaves with changing the water content?
2. Can the mixture be separated during sedimentation process?
3. What acceptable range of water content can provide workable mixture?
4. How much of the mixture will remain in suspension and how much will sink?
5. What is the effect of mixing duration on the consistency of mixture?
6. What is the effect of mixer types on obtaining homogenized mixture?
7. How the mixture will be distributed above the seabed?

2. Material

2.1 Sediment

The sediment used in the project were excavated from seabed in three different site locations in Bureå, Skellefteå, Northeast part of Sweden. The site locations were named as test, reference and buck up area with dimensions 30*30 m for each site. For each area, nine samples were excavated using van veen grabber. The sediments were classified by tests of particle size distribution, consistency limits, loss of ignition, and particle density. The physical and mechanical properties are presented in Table 1. The particle size distribution of the tested sediments when the oversize particles (mainly wood pieces) are removed or not from the samples are shown in Figure 1and Figure 2respectively.

The sediments were classified according to the Swedish standard. Organic content assessed by ignition test according to according to Swedish standards SS 027105 (1990) showed that organic content ranged between 11.9 to 35.1%. The sediments were classified as having medium to high organic content.

Table 1. Engineering properties of tested sediments.

Parameters	Test area		Reference area		Back up area	
Depth blow water, m						
Particle-size distribution (%)	Removing oversize's	Without removing oversize's	Removing oversize's	Without removing oversize's	Removing oversize's	Without removing oversize's
Gravel (Wood) (%) (2-63mm)	0	4	0	4	0	4
and (%) (1-0.63mm)	50	46	40	36	50	46
Silt (%) (0.063 – 0.002 mm)	42	42	52	52	40	40
Clay (%) (< 0.002 mm)	8	8	8	8	10	10
Consistency limits (%)						
Liquid limit (%) *	108		137		238	
Plasticity limit (%)	80		88		128	
Plasticity index (%)	29		49		109	
Natural water content (%)	235		300		600	
Particle density	2.455		2.4		2.133	
Loss of ignition %	11.9 -13.3		17.5 -17.65		30.6 -35.1	
Bulk density (g/cm3)	1.36		1.22		1.11	
pH						
Soil Classification	*saclSi, sandy clayey Silt.*		*saclSi, sandy clayey Silt.*		*saclSi, sandy clayey Silt.*	
	High plasticity		*High plasticity*		*Very high plasticity*	

* Determined by the fall cone test.

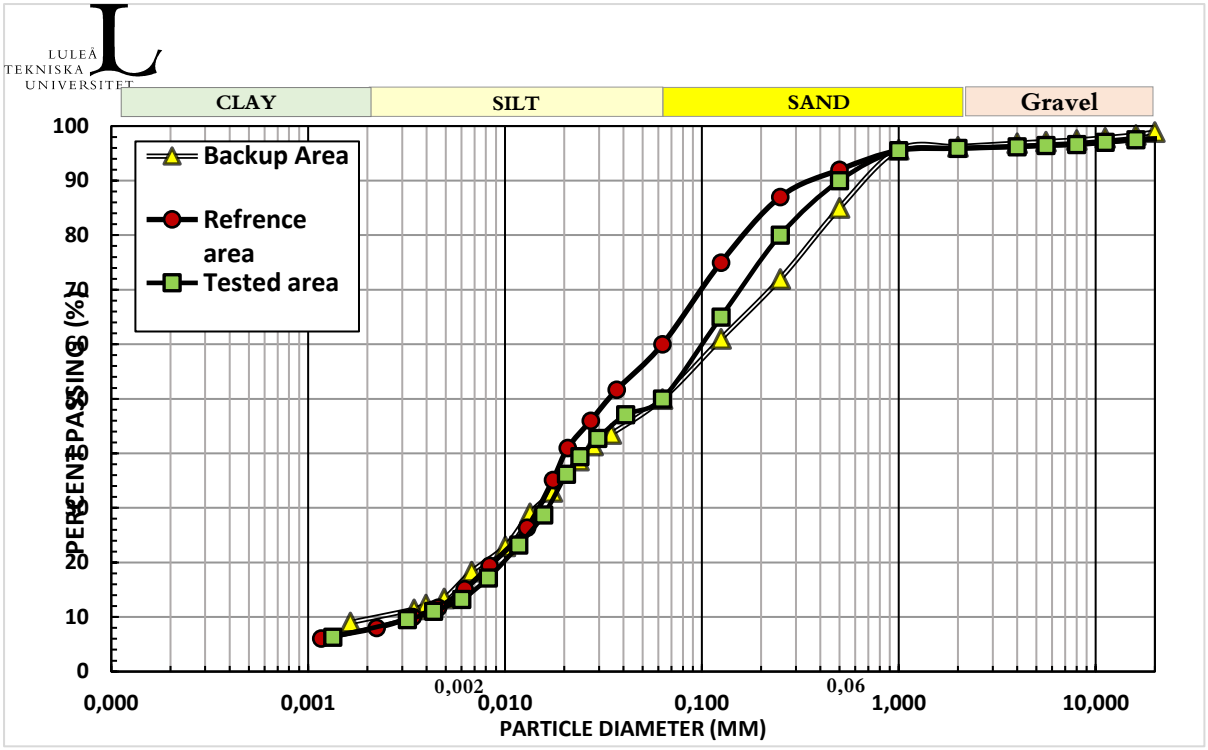


Figure 1 *Particle size distribution of test sediments after removing the oversize's.*

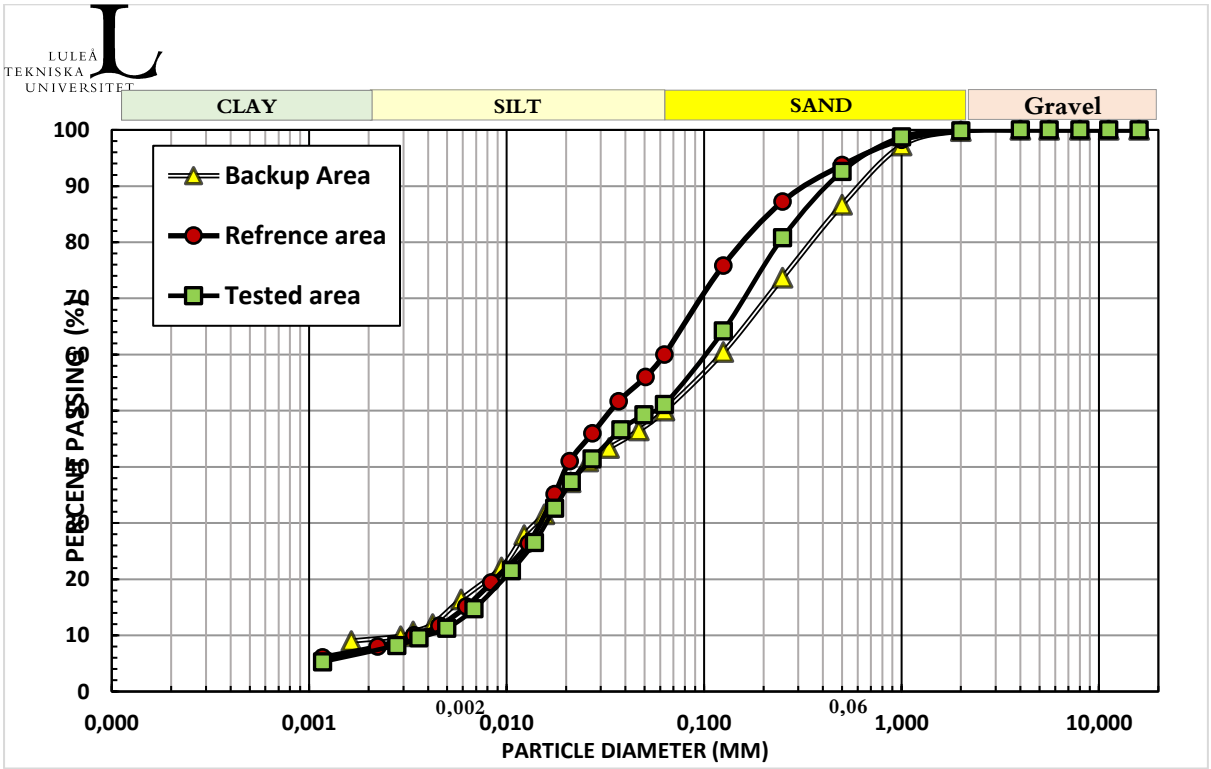


Figure 2 *Particle size distribution of test sediments without removing the oversize's.*

2.2 Capping layer (cover layer)

A mixture of bentonite and biochar was used as capping layer to cover the contaminated sea sediments. The amount of bentonite and biochar used in the mixture was calculated according to the surface area.

Table 2 described the amounts of bentonite and biochar that planned to use in kg/m^2 for field and laboratory investigation. The amount applied in field test is doubled to take into account material loss to surroundings.

Table 2. Proposed mixture used during laboratory and field investigation.

Parameters	Unit	Laboratory investigation	Field investigation
Bentonite	kg/m^2	7	14
Biochar	kg/m^2	1.6	3.2

3. Methods and Experimental Program

An extensive experimental program was initiated to determine a mixing recipe, which included tests of consistency limits, density, free swelling, dry and wet sieving, and sedimentation conducted on uncovered sediments as well as the mixture of bentonite and biochar.

3.1 Water content and density

Water content is defined as the ratio of the weight of water to the total weight of the solids. It is determined by heating the mixture in the laboratory oven at a temperature of 105 °C for 24 hours.

Bulk density of sediments was investigated by using a cylindrical tube by knowing its weights and dimensions.

3.2 Swelling test

A series of swelling tests were conducted to investigate effect of addition salt (NaCl) on the swelling potential of capping layer. The test was done by using bentonite only as capping layer and when the bentonite was mixed with 5% biochar. The salt content was added as a dried material at various ratios ranged from 0 to 4% of bentonite dry mass. The biochar's was added as 5% of bentonite dry mass. The mixture was mixed by hand untile become homogenized in the dry state.

The mixtures were poured in cylindrical glass jars (100 x 300 mm) partially filled with water by using a cone. The swelling for each mixture was measured at different interval times from 0 to 168 hours after pouring the mixture in the cylinder. The tests plan of salinity effects on the swelling behavior of the different mixture are presented in Table 3.

Table 3. Test program for the salinity effects on swelling behaviors.

Mixture	Apparatus	Water (ml)	Salt (%)	Time (hours)
Bentonite only	Cylindrical glass jars (100 x 300 mm)	1000	0, 0,5, 1,2,3,4	0 to 168 at various interval
Bentonite mixed with 5% biochar's	Cylindrical glass jars (100 x 300 mm)	1000	0, 0,5, 1,2,4	0 to 168 at various interval
	Small bakers 200 ml	300	0, 0,5, 1,2,3,4	

3.3 Effect of water content

For laboratory investigation, specimens for the sedimentation tests were prepared by calculating the required amount of bentonite, biochar and salt (NaCl) for the circular area with 0.15 m diameter as described in Table 2. The salt content was added as one percent of the weight of bentonite. Different water amounts (see Table 4) were added to the bowl of the mixer and mixed with 1% salt for one minute, then bentonite and biochar were added and mixed for 15 minutes using a laboratory mixing machine (see Figure 3 (a)).

3.4 Effect of mixing time and mixer type

Specimens for the effect of mixing time and mixer types were prepared in an identical way to the sedimentation tests specimens for the effect of water content, but only adding a specified water content of 1450 and 1600 millilitre (water to solid ratio (W/S) 7.41 and 6.73), and mixed for various times by using different mixer types (see Table 4), to compare the effect of different mixing times and mixer size. Before sedimentation tests, the mixtures were tested for flowability and slump height by using the flow table test and slump test by using mini and standard cones as well as measuring the water content of the mixture.

The average of two tests represents the flowability and slump height, whilst the water content is based on the average of four tests.

Table 4. Overview of the sedimentation tests program.

Mixture	Testing program		Mixer Type	Mixing time (Minute)	Added Water (mL)	Water /solid (Bentonite + Biochar+salt) ratio	Water /Bentonite ratio
Bentonite 7 kg/m2, Biochar 1,6 kg/m2 and Salt (NaCl) 1% of bentonite	Effect of water content	Flow table test, Water content, Sedimentation test, Dimensions and thickness of mixture and Turbidity	cake mixer with 7 speeds bowl size:3 litter	15	1000	4.67	5.15
					1400	6.50	7.21
					1500	6.95	7.73
					1600	7.41	8.24
					1800	8.36	9.31
	Effect of mixing time and mixer types	Flow table test, mini slump test, Water content, Sedimentation test, Dimensions and thickness of mixture and turbidity	cake mixer with 7 speeds, bowl size:3 litter	30	1600	7.41	8.24
				60		7.41	8.24
				120		7.41	8.24
				180		7.41	8.24
				240		7.43	8.27
				300		7.41	8.24
			Harbot mixer , 3 speed, bowl size: 16 liter	60	1450	6.73	7.47
				120			
				180			
				240			
				300			
		Flow table test, min slump test, standard slump test, Water content, Sedimentation test, Dimensions and thickness of mixture and turbidity	Concrete mixer bowl size: 200 litter	60 and 90	1450	6.73	7.48

(a) Cake mixer with 3 litre bowl

(b) Laboratory mixer with 16 litre bowl

(c) Laboratory mixer with 200 litre bowl

Figure 3 Different laboratory mixer used in the laboratory investigation.

3.5 Flowability and workability

Workable soil from a geotechnical point of view refers to the soil which can be easily handled and compacted homogeneously. Improving the workability of the mixture makes the mixture easy to be mixed, loaded, transported, pumped and self-compacted homogeneously, which subsequently leads to implementing the cover layer.

The workability of clay in the ceramic industry was defined by (Barnes, 2013[1] and 2018[2]) as how much working effort is needed for the clay to be molded or worked together with the ease or difficulty of working, measured by its toughness, T, (kJ/m3). These working efforts (toughness) are mainly controlled by the range of soil water content and subsequently by the plasticity of the clay. (Barnes, 2013) proposed a workability index (Iw), as expressed in equation 1, to measure the workability degree in soils.

$$I_W = \frac{\omega - \omega_P}{\omega_T - \omega_P} \qquad \text{eq. (1)}$$

Where: ω : water content of soil, ω_P: plastic limit and ω_T: toughness limit, which is defined as the water content of clay at zero toughness.

1 Barnes (2013). An apparatus for the determination of the workability and plastic limit of clays. Applied Clay Science. Volumes 80–81, August 2013, Pages 281-290.

2 Barnes (2018). Workability of clay mixtures. Applied Clay Science. Volume 153, 1 March 2018, Pages 107-112.

3.6 Experimental setup for sedimentation stests

Glass and plastic containers (450*260*450 mm) were used for sedimentation tests as shown in Figure 4. A series of sedimentation tests were conducted to find a workable mixture.

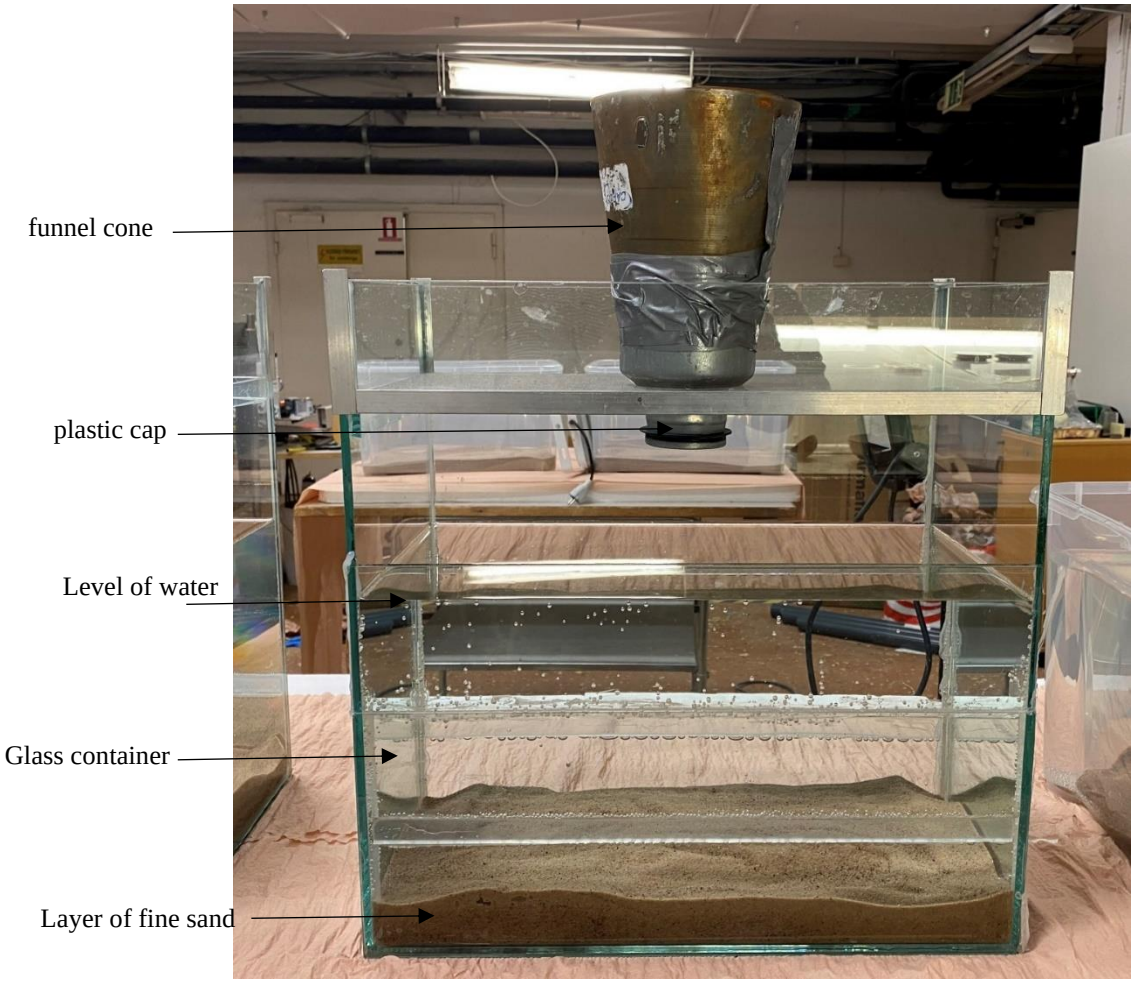


Figure 4 Glass container for sedimentation tests

4. Results

4.1 Determination of the capping thickness

The aim of swelling tests was to investigate the salinity effect on thickness of capping layer as well as the turbidity in water after adding the mixture in dry state. When only bentonite was used as capping layer, Figure 5 and Figure 6 shows the tests progress after 1 hour and 168 hours from starting the test, respectively. Table 5 shows the average swelling thickness in mm at various salt content and times.

From Figure 5, after adding the mixture of bentonite and salt, it is seen that that main particles were settled down on the bottom of jar and the finer particles remains in water as suspension at various salt contents. Over time, the fine particles start to settle down to the bottom of jars. The effects of salt on

the turbidity were clearly visible after one day from the test with 1% of salt and it is clearly pronounced when 2% of salt was added. No further effect when 3%and 4% of salt was added.

For the effect on salt on swelling of bentonite layer, it was found that the salt has effect on reducing the swelling of bentonite layer and the thickness of layer decreased as salt content increased to 4% as illustrated in Table 5.

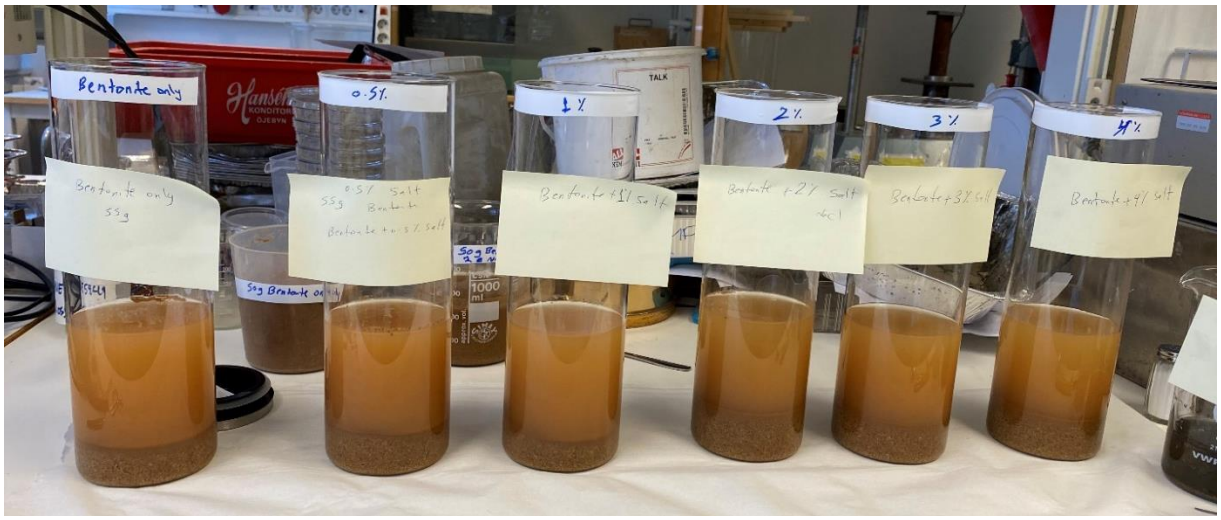


Figure 5 Shows the salinity effect on the turbidity in water due to adding bentonite after1 hour from starting the test.

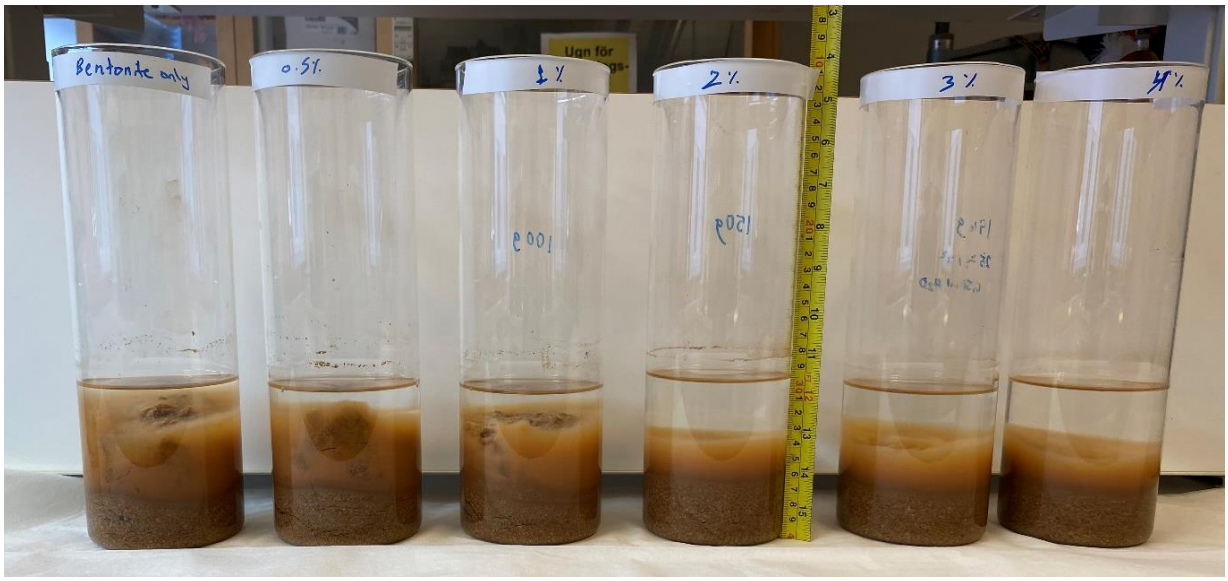


Figure 6 Figure 6. Shows the salinity effect on the turbidity in water due to adding bentonite after168 hour from starting the test.

Table 5. Effect of salinity on the swelling of bentonite layer

Salt content (%)	Average layer thickness (mm)				
	Time (Hours) = 0	24	48	120	168
0	32	33	37	50	55
0,5	32	33	36	45	54
1	33	37	40	50	53
2	37	43	40	40	45
3	38	38	40	40	42
4	37	40	40	40	40

For the mixture of bentonite and 5% biochar, Figure 7, Figure 8, and Figure 9 show the tests progress after 1, 24 and 168 hours from starting the test, respectively. Table 6 shows the average swelling thickness in mm at various salt content and times.

From Figure 7, after adding the mixture of bentonite, biochar and salt, it can be seen the main mixture particles of bentonite were settled down to the bottom of jar and the remains (finer particles) and some of the biochar stay in suspension at various salt content. Over time, the fine particles start to settle down to the bottom of jars. The effects of salt on the turbidity were clearly visible after one day from the test with 1% of salt and it is clearly pronounced when 4% of salt was added (Figure 8). Theses effect is more pronounced with increasing the time up to 168 hours (Figure 9.

For the effect of salt on swelling of mixture of bentonite and biochar layer, it was found that the salt has effect on reducing the swelling of mixture layer and the layer thickness decreased as salt content increased to 4% as illustrated in Table 6.

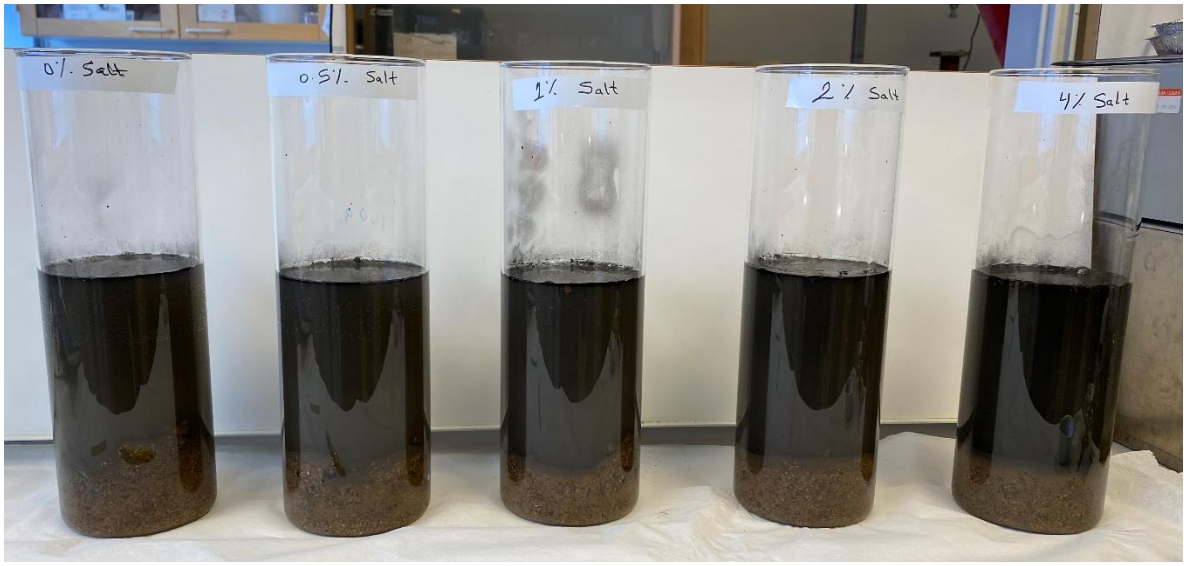


Figure 7. Shows the salinity effect on the turbidity in water due to adding mixture of bentonite and biochar after one hour from starting the test.

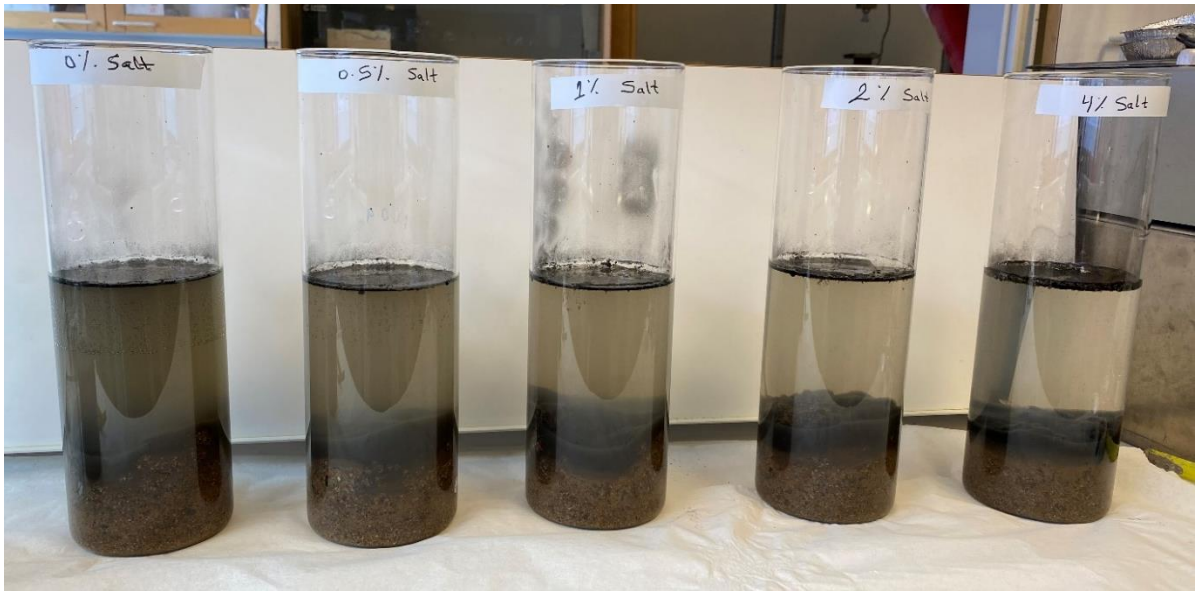


Figure 8 Shows the salinity effect on the turbidity in water due to adding mixture of bentonite and biochar after 24 hours from starting the test.

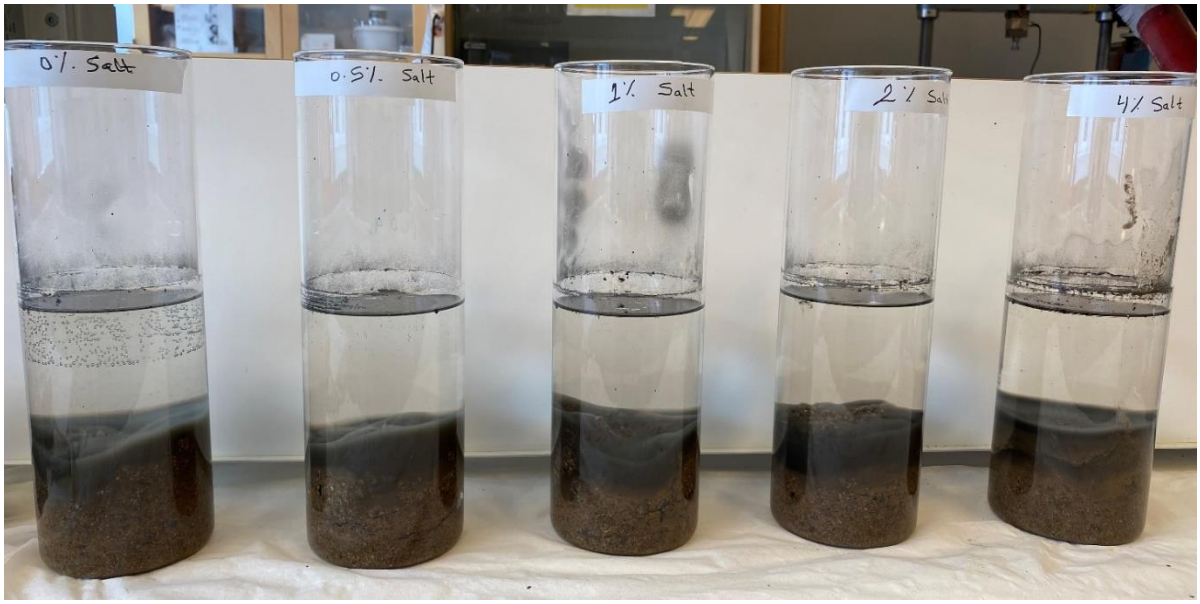


Figure 9 Shows the salinity effect on the turbidity in water due to adding mixture of bentonite and biochar after 168 hours from starting the test.

Table 6. Effect of salinity on the swelling of bentonite-biochar mixture

Salt content (%)	Average layer thickness (mm)				
	Time (Hours) = 0*	48	120	144	168
0		72	75	75	75
0,5		72	75	75	74
1		70	70	70	73
2		70	70	70	72
4		70	70	70	70

*Difficult to estimate due to turbidity of water.

From, Figure 7, Figure 8, and Figure 9, after pouting the mixture in dry state, it can be seen that the biochar was separated from bentonite and settled with time above the bentonite layer. Therefore, small beakers were used instead of cylindrical jars to measure the swelling effects at various amounts of slat as shown in Figure 10 and Table 7. The purpose of using small backer was to ensure of getting homogenized layer of the mixture of bentonite and biochar by mixing the layer after pouring the materials inside the beaker. Water was added in same amount to each beaker at different interval times. It is found that salt has effect on reducing the swelling of mixture layer and the layer thickness decreased as salt content increased to 4% as illustrated in Table 7..

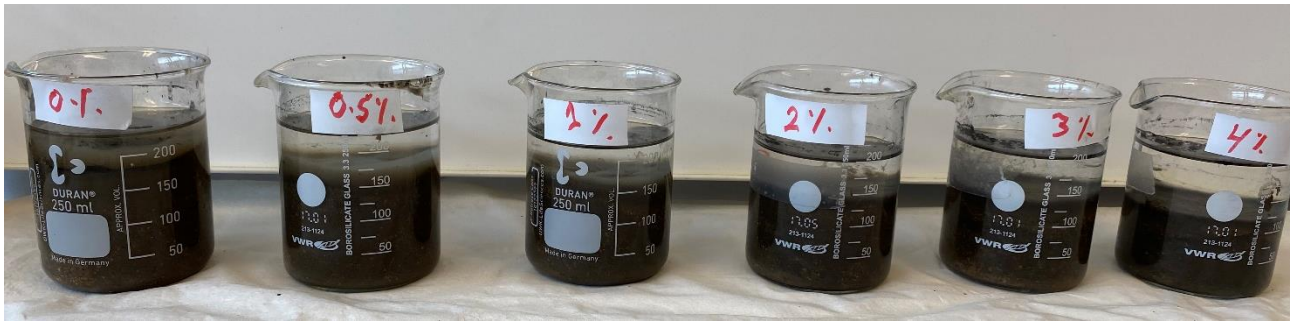


Figure 10 Shows the salinity effect on the turbidity and swelling due to adding mixture of bentonite and biochar after 168 hours from starting the test by using small beakers.

Table 7. Effect of salinity on the swelling of bentonite-biochar mixture by using small beaker.

Salt content (%)	Average swelling thickness (mm)				
	Time (Hours) = 0*	24	96	120	144
0		50	60	60	60
0,5		50	50	55	55
1		45	45	47	50
2		40	45	47	47
3		40	43	45	45
4		40	40	40	40

*Difficult to estimate due to turbidity of water.

4.2 Results – Sedimentation of the capping

4.2.1 Effect of water to solid ratio on the sedimentation

To assess the effect of water content, five batches were conducted by adding diffrent water amounts to investigate the effect of water on the workability and homogeneity of the mixture. The water to solid ratio (W/S) was used to express the relation between the total amount of water in the mixture (water added + moisture content of the materials itself) to the total weight of bentonite, biochar and salt that used in the batch. While the water to bentonite ratio was used to express the relation between the added amount of water to the added amount of bentonite in the batch. Table 8 showed the values between calculated and measured water content, water to the solid ratio and water to bentointe ratio for each batch.

Table 8. Results of calculated and measured water content of the mixture for different batches mixed with various amount of water.

Batch Number	Added water (Mililiter)	Water content (%)		Water /Solid (Bentonite + Biochar+salt) ratio	Water /Bentonite ratio
		Calculated	Measured		
Batch 1	1000	467	462	4.67	5.15
Batch 2	1600	741	747	7.41	8.24
Batch 3	1400	650	642	6.50	7.21
Batch 4	1500	695	692	6.95	7.73
Batch 5	1800	836	834	8.36	9.31

Figure 11 to 15 show how sedimentation is affected adding various amount of water on the homogeneity of mixtures and the turbidity in water due to pouring the mixture.

Figure 16 show a comparison between batch four and batch five (Table 8) after 24 hours from the sedimentation test. Figure 17 shows a comparison between batch two and batch three after 30 minutes from the sedimentation test.

From Figure 11, when 1000 ml of water was added and mixed with bentonite, biochar and salt (batch one). The water to soild ratio was (W/S) 4.67. The mixture was homogenized and its fall and settled down at the base of the glass container as one-pieces as illustrated (Figure 11). The mixture was too thick, cohesive and doesn't have any flowability (Flow =0). The mixture has no turbidity effects on the water when it falling down during the test.

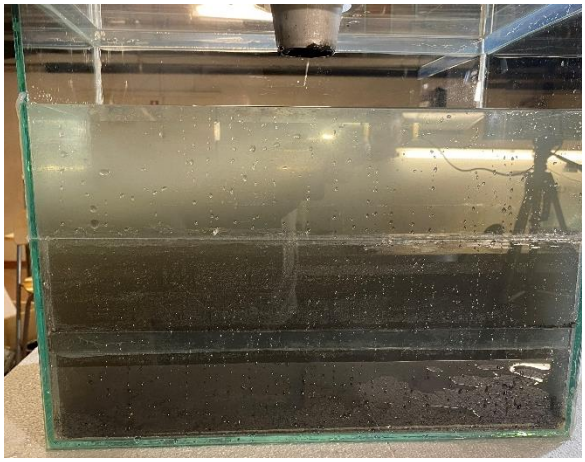
Figure 12 shows the sedimentation test for batch two when 1600 ml of water was added and mixed with bentonite, biochar and salt. The W/S ratio was 7.47. the mixture was homogenized and fall down forming a uniform layer covering the bottom of the aquarium. The mixture has turbidity effects on water directly after pouring the mixture inside the container. The turbidity of water decreased with increased time. The mixture covers the base of the aquarium with a layer with an average thickness of 2-3 cm.

Figure 13 shows the sedimentation test for batch three when 1400 ml of water was added and mixed with bentonite, biochar and salt. The W/S ratio was 6.5. The mixture was homogenized and fall down forming a semi-uniform layer covering the base of the container. The mixture has turbidity effects on the water directly after pouring the mixture inside the container. The turbidity of water decreased with increasing time. The mixture covers the base of the container with a layer with an average thickness of 1-3.5 cm. The turbidity effect is less compared to the mixture of batch two.

Figure 14 shows the sedimentation test for batch four when 1500 ml of water was added and mixed with bentonite, biochar and salt. The W/S ratio was 6.92. The mixture was homogenized and fall down to the bottom of the container forming a uniform layer. The mixture has turbidity effects on the water directly after pouring the mixture inside the container. The turbidity of water decreased with increased time. The mixture covers the base of the container with a layer with an average thickness of 0.5-3 cm. The turbidity effect was less compared to the mixture of batch two and almost the same effect for the mixture of batch three.

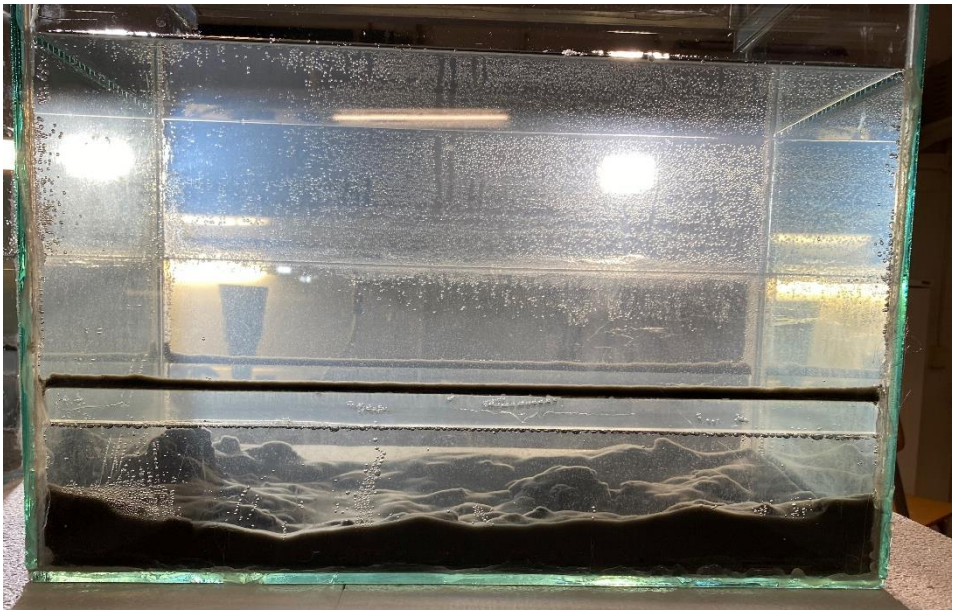
Figure 15 shows the sedimentation test for batch five when the added water was increased to 1800 ml and mixed with bentonite, biochar and salt. The W/S ratio was 8.36. The mixture was homogenized and fall down and forming a uniform later covering the base of the container. The mixture has high turbidity effects on the water directly after pouring inside the container and it decreased over a long time. The mixture covers the base of the container with a uniform layer with a thickness of 2.5-3 cm. The turbidity effect was higher compared to all previous mixtures as shown in Figure 16.

Figure 11 Sedimentation test for the mixture of batch one (W/S=4.67) after pouring in the aquarium.



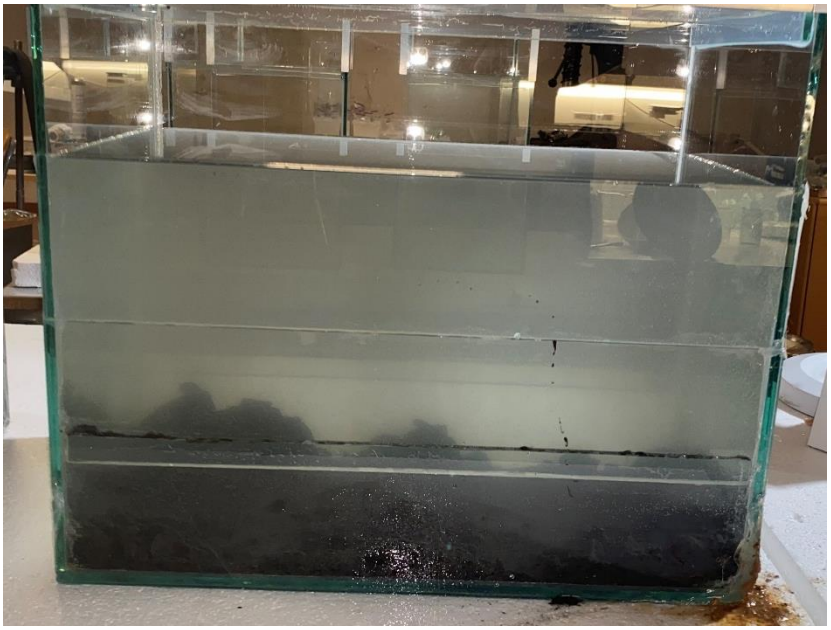
(a) Directly after poruring in the aquirum

(b)After three hours from poruring in the aquirum

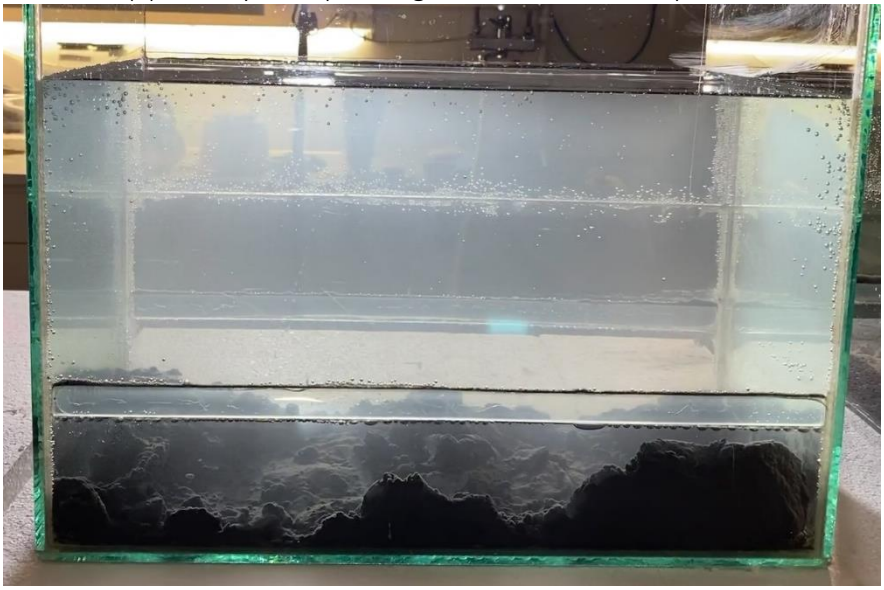


(c)After 24 hours from poruring in the aquirum

Figure 12 Sedimentation test for the mixture of batch two (W/S=7.47), (a) directly after pouring the mixture, (b) after three hours from pouring the mixture and (c) after 24 hours from pouring the mixture.



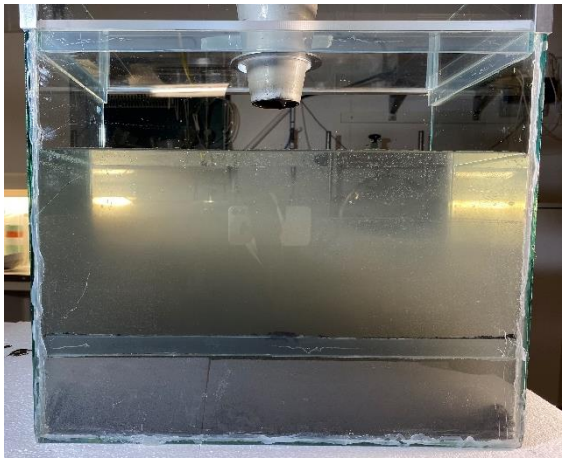
(a) Directly after poruring the mixture in the aquirum



(b) After 24 hours from poruring the mixture in the aquirum

Figure 13 Sedimentation test for the mixture of batch three (W/S=6.5), (a) directly after pouring the mixture and (b) after 24 hours from pouring the mixture.

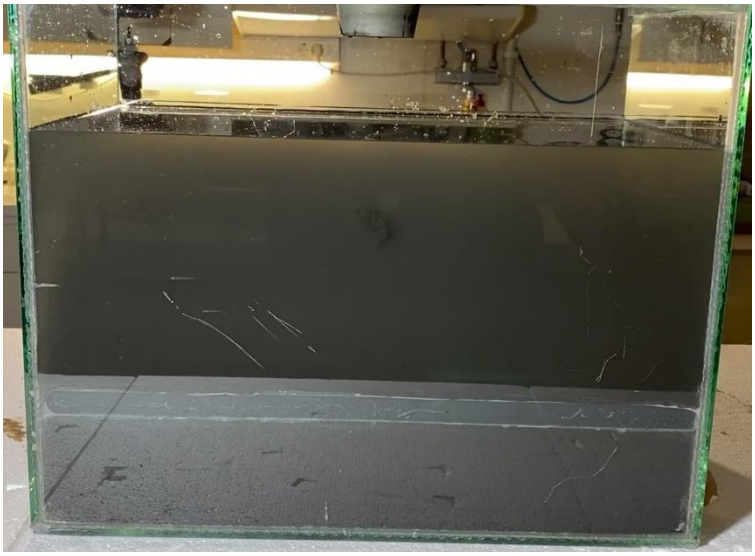
(a) Directly After poruring in the aquirum



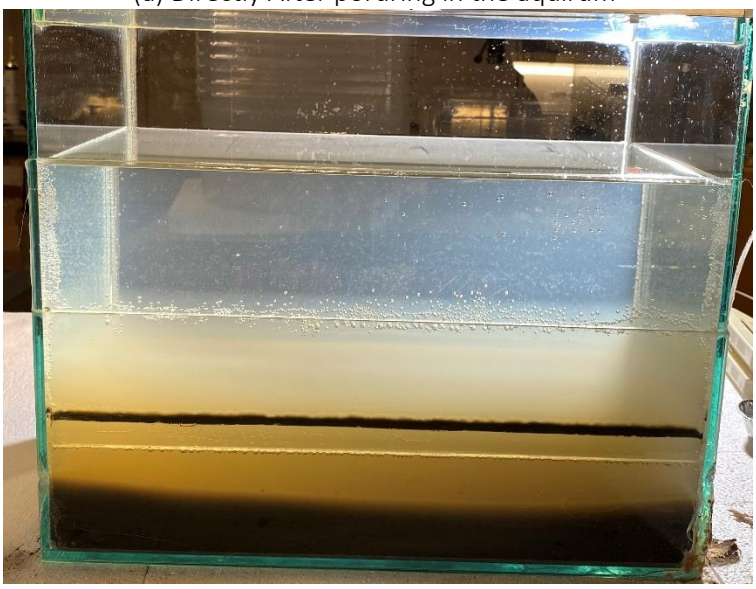
(b)After 15 minutes from poruring in the aquirum

(c) After 24 hours from poruring in the aquirum

Figure 14 Sedimentation test for the mixture of batch four (W/S=6.92), (a) directly after pouring the mixture, (b) after 15 minutes from poring the mixture and (c) after 24 hours from pouring the mixture.

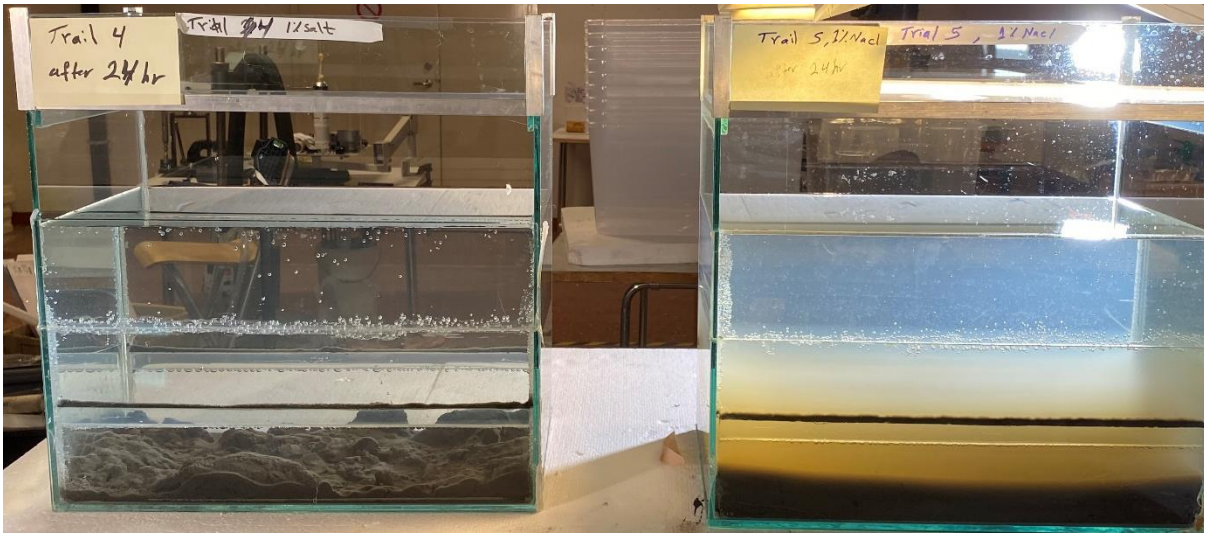


(a) Directly After poruring in the aquirum



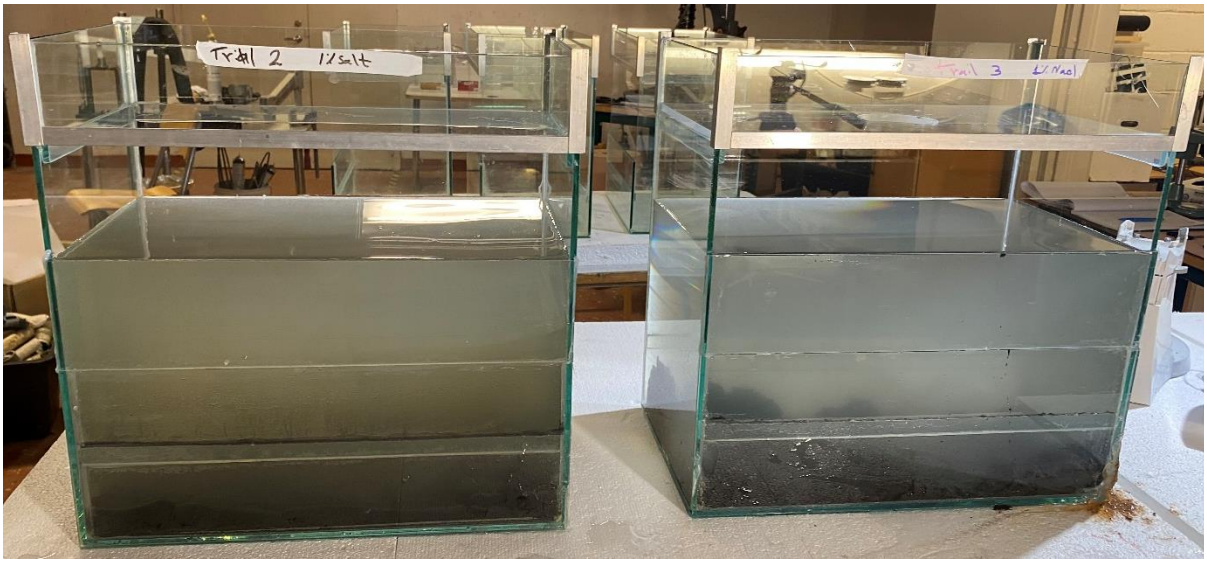
(b) After 24 hours from poruring in the aquirum

Figure 15 Sedimentation test for the mixture of batch five (W/S=8.35), (a) directly after pouring the mixture and (b) after 24 hours from pouring the mixture.



(a) Batch four (W/S=6.92) (b) Batch five (W/S=8.35)

Figure 16 Comparison between batch four and five after 24 hours from pouring the mixture



(a) batch two (W/S=7.47) (b) batch three (W/S=6.5)

Figure 17 Comparison between batch two and batch three after 30 minutes from pouring the mixture

4.2.2 Consistency at the bottom

To investigate the disturbance of the layer on the turbidity of water inside the container after 24 hours from the beginning of the sedimentation test, a steel ruler was used to disturb the surface of the layer by hand and observed the time required to settled down the disturbing particles (particles in suspension due to disturbing effect).

Figure 18 and Figure 19 show the disturbing effect on the mixture of batch two and four hours respectively, after 24 hours from the start of the sedimentation test.

The mixtures of batch two and four were chosen because they occurred within the best range of water /solid ratio that gives less turbidity in water, a more uniform layer and a more workable mixture during the sedimentation test.

(a) Directly after taching the surfce the layer (b) After 2 minutes from taching the surfce layer

Figure 18 Disturbing the surface layer of batch two (W/S=7.47) by using steel ruler, (a) directly after disturb the layer, (b) After three minutes from disturb the surface in the aquarium

(a) Directly after moving the layer

(b) After 15 minutes from taching the surfce in the aquirum

Figure 19 Disturbing the surface layer of batch four (W/S=6.92), (a) directly after pouring the mixture, (b) after 15 minutes from poring the mixture.

4.2.3 Control of the flowability

The consistency of the slurry was assessed using slump test (Figure 20). A flowability between 25 and 35% was judged as acceptable for the slurry to be pumped based on discussion with the contractor (Figure 21).

(a) Slump test with mini slump cone

(b) Field slump test

Figure 20 ***Measurement of the flowability and slump height by using flow table test and slump test with mini-slump cone (a) and field test with slump cone***

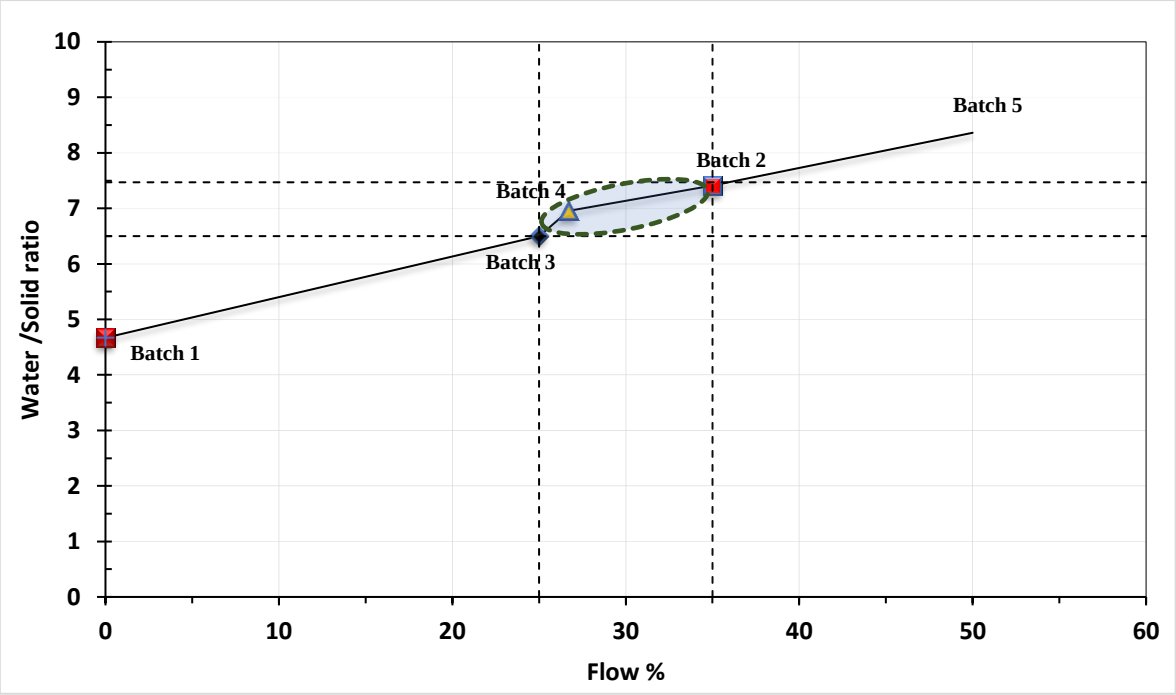


Figure 21 Effect of water to solid ratio on the flowability of each batch mixture.

5. Proposed recipe

From the sedimentation tests, it can be observed that the suitable amount of water to solid ratio that can give a homogenized, uniform layer and workable mixture as well as lower turbidity, occurs between the range of batch 2 and 3 and 4. The results of the laboratory investigations is presented in Table 9. The recipe was optimised in order to get a slurry with a consistency that enable pumping with as low water addition as possible i.e. as thick as possible.

Table 9 Target recipe for the blend elaborated and acceptable span for water addition

	Recipe kg	Blend %	Field batch kg
Bentonite	100	11,5	6 000
Biochar	22,9	2,6	1371
Salt	1	0,1	60
Water	750	85,8	44 834
Acceptable span for water addition	720-825	85,4-86,9	43 300-49 500

Appendix 5 – Pilot experiments, field report

Biochar based capping of polluted sediment

Biokolbaserad reaktiv barriär för täckning av förorenade sediment

Luleå tekniska universitet

2022-08-30

Emma Flodin, Christian Maurice

Luleå University of Technology
Postal Address: 971 87 Luleå, Sweden
www.ltu.se

1. Backgound 2
2. Method 3
2.1 Field tests 4
2.1.1 Covering test and biochar mixture 4
2.1.2 Diffusion chambers for sediment sampling 5
2.1.3 Turbidity tests 5
2.2 Field work – pilot capping 5
2.2.1 Monday 2021-06-07 5
2.2.2 Tuesday 2021-06-08 7
2.2.3 Wednesday 2021-06-09 8
3. Results form the pilot experiment 9
4. Discussion and conclusion 11
5. References 11

Appendix A - Pictures from the field work

https://ltuse-my.sharepoint.com/personal/christian_maurice_ltu_se/documents/rapporter bureå - nya versioner/app 5_pilot test-220830.docx

1. Backgound

Luleå University of Technology (LTU), together with the Norwegian Geotechnical Institute (NGI) and Skellefteå municipality, is carrying out a pilot project funded by the Swedish Geological Survey (SGU) within the framework of the Governments mission *Contaminated Sediments (förorenade sediment)*. The pilot project regards the use of a biochar-based reactive barrier to cover contaminated sea sediments.

As part of the project, a pilot field experiment was carried out to cover a small area of sediment with a mixture of biochar (as reactive agent), bentonite (as the structural material) and salt (to facilitate the sedimentation of the material). The experiment was executed in the bay of Bureå outside an old industrial area, where Bure Träslip operated a wood grinding industry from 1928 until 1992. Wood pulp impregnated with the impregnation agent *Pulpasan,* containing methylmercury, has been transported into the Bay, and the sediment has also been contaminated with different PAH due to the trafficking of the bay during the time in which Bure Träslip was active. The sediment also contains high concentrations of trace elements.

Prior to the pilot project, a notification of remedial action (avhjälpandeåtgärd) was made (Reference 2021,636, decision date 2021-03-11) and an application for water activities (Diarnr. 2021.928, decision date 2021-03-11) was sent to *Sämhällsbyggnadsnämnden*.

This report will present the field work that was performed in the bay of Bureå between 7th of June to 9th of June. The field work considered the covering of the polluted sea bottom sediment in order to reduce diffusion of pollutants from the sediment to the sea water. The covering was limited to a specific area called *Testområde* (test area), see Figure 1, within the 3x3 orange cells of the grid. The outer part of the grid was used for turbidity tests.

On the 15th of May, eight diffusion chambers had been placed in the sea sediment within the test area (Testområdet) and the reference area (Referensområdet), see Figure 1. At the time of the field work in June, these samplers had been on the sea floor for three weeks.

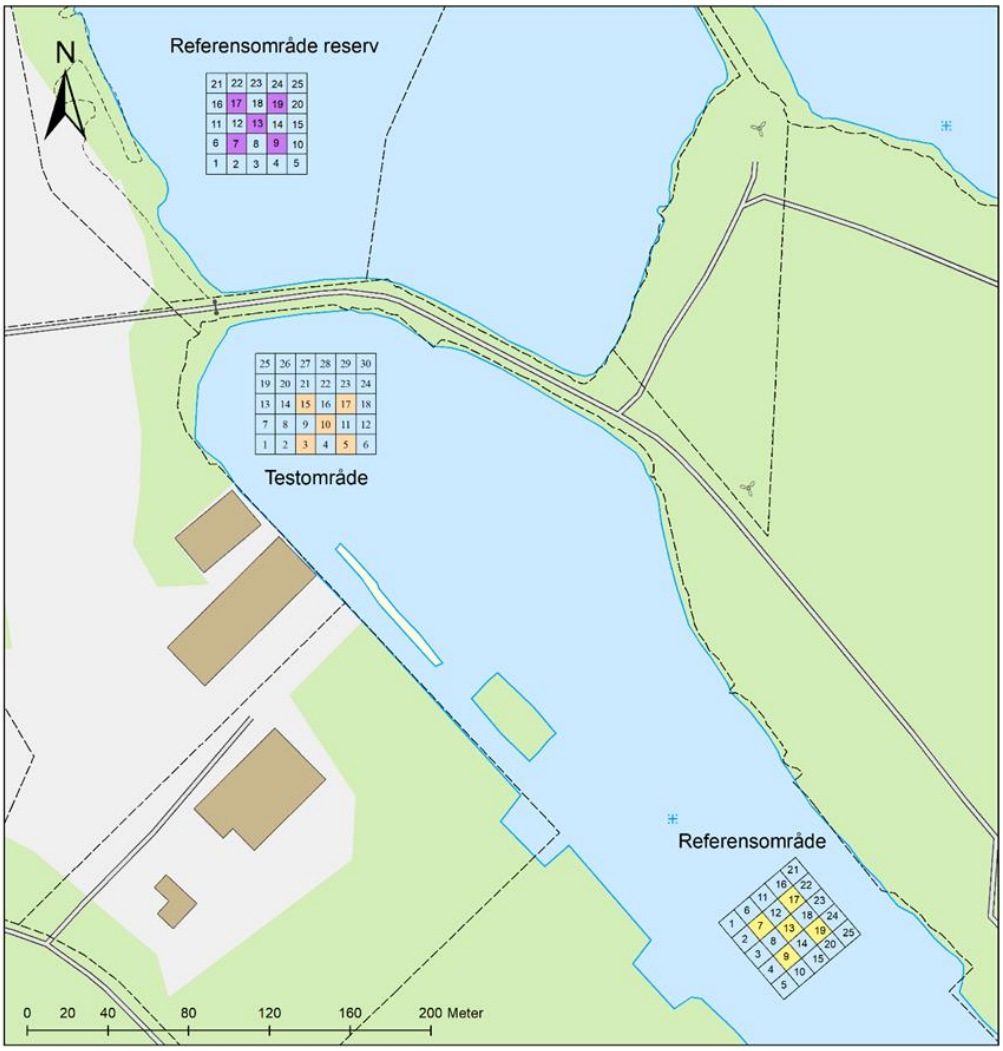


Figure 1 *Map of the Bureå bay with the three sampling locations: The reference area (yellow grid), the test area (orange grid), and the backup area (purple grid) (Ramboll, 2021).*

2. Method

The field work that was executed for 3 days included:

- Day 1: Preparations and site visit, collecting of 4 diffusion chambers in the test area (for evaluation of background values/contamination situation), and turbidity measurements,
- Day 2: Covering with 2 loads of biochar mixture and turbidity measurements,
- Day 3: Covering with 2 loads of biochar mixture, turbidity measurements and slam tests of the sediment.

The outer boundaries of the test area had been marked with anchored floats which served as navigation marks for the covering test. Additional two anchored floats had been placed in the area, one at a 40-meters distance and another at 80-meters distance from the test site. Two boats had been rented from the Bureå harbour (Bureå båtklubb), one smaller boat and one floating dock that was

monitored with a motor. The floating dock was used during the covering to monitor the tube that was used to distribute the biochar mixture, see Figure 2.

Figure 2 *The floating dock was used to monitor the tube that spread the biochar mixture. Anchored floats marked the outer boundaries of the area (Maurice, 2021)*

2.1 Field tests

2.1.1 Covering test and biochar mixture

The recipe for the biochar mixture had been pre-determined in the soil mechanics lab at LTU. The biochar mixture was mixed at the Swerock station outside of Skellefteå and transported by a cement truck to the test site. The mixing ratios of the biochar mixture had been predetermined in the laboratory, and each individual load of mixture consisted approximately of:

- 20 kg salt,
- 300 kg biochar,
- 1,2 tons bentonite,
- 9 m^3 water.

The goal was to add approximately 3 kg/m^2 of biochar mixture, to ensure a covering layer of at least 1.6 kg/m^2 , which is the amount that has been used in laboratory experiments that's been executed by NGI.

2.1.2 Diffusion chambers for sediment sampling

4 out of the 8 diffusion chambers were planned to be collected, and these were located in the test area. The 4 samplers placed in the reference area was to be left for another week and collected on the 17th of June. A thin membrane that adsorbs organic pollutants was attached to the samplers. The organic membranes were later to be sent for analysis at Eurofins, Germany.

2.1.3 Turbidity tests

Turbidity tests were planned to be performed within the test area and at a distance of 40- and 80-meters from the covering site. Water samples for turbidity measurements were collected with a Ruttner sampler. The turbidity was measured at 0.5 meters depth and 1.5 meters depth. The aim with these tests were to observe how fast the biochar mixture settles and if it affects the turbidity in the water at a 40- and 80 meters distance from the test site. A field turbidity instrument was used, and the measured unit was FNU. A calibration curve of FNU and corresponding mg/l had been calculated in the soil mechanics lab at LTU. Figure 7 in appendix shows the turbidity instrument that was used during the field sampling.

2.2 Field work – pilot capping

The following sections Monday 2021-06-07 to Wednesday 2021-06-09 will describe the fieldwork that was performed during the covering test in Bureå.

2.2.1 Monday 2021-06-07

Arrival at Bureå harbour 12.30 am. Weather conditions were 20 degrees Celsius, sunny, and relatively windless. The aim with Monday's field work was to collect the 4 diffusion chambers that had been placed in test area for 3 weeks. A small boat was used for transportation to the test area, and a GPS was used to navigate around the site. The visibility depth in the test area was measured to 2.3 meters with a Secchi disc, and the water temperature was 16 degrees Celsius.

A GoPro camera was used for filming the diffusion chambers under the water before collecting them. Figure 3shows the diffusion chambers, and Figure 4 shows the membranes that were detached from the samplers and collected in aluminium jars for later analysis. One blank test was performed by attaching a membrane to a diffusion chamber and lowering it down to the sea floor, and then picking it up again and collecting the membrane.

Figure 3 Diffusion chamber

Figure 4 The adsorbing membranes attached to the samplers (Flodin, 2021).

The turbidity was measured within the test area and at 80 meters distance. At last, the outer boundaries of the test area were marked with anchored floats. Anchored floats were also placed at 40- and 80- meters distance from the test area.

2.2.2 **Tuesday 2021-06-08**

Arrival at Bureå harbour at 07.45 am. Weather conditions were 20 degrees Celsius, sunny, and relatively windless. The day started with transportation of the small boat and floating dock from the Bureå harbour to the test site.

A crane lorry from Swerock had arrived at the test site and was used for pumping the biochar mixture to the covering site. A long tube was mounted to the crane lorry and the floating dock was used for dragging the tube from land out to the test site, see Figure 5a. The floating anchors visible in Figure 5a marks the north-east boundary of the test area.

The cement truck from Swerock arrived with the first biochar load (load nr. 1) around 11.00 am, and the first covering test started around 11.30 am and was performed during approximately 25 minutes. Figure 5 shows how the mixture was spread in the water with the tube from the floating dock. The floating dock was navigated with a motor within the test area during the pumping of the biochar mixture. The mixture was observed to have a quite fluid texture.

Figure 5 *A tube was mounted to the crane lorry to transport the biochar mixture to the test area (a) and the biochar-mixture was spread in the water from the floating dock (b) (Flodin, 2021).*

When the fist load of biochar mixture had been distributed, the cement truck went back to the Swerock station to mix and get the next load (load nr. 2). This was quite time consuming and load nr. 2 arrived in Bureå at 14.00 pm, and shortly after the covering proceeded. To increase the thickness of

the biochar mixture, less water had been added to this load. Figure 8 in the appendix shows the cement truck that arrived at the site with the mixture. Since the mixture had a thicker texture now, it took some more time to pump the mixture through the tube. But the covering went well and all of the mixture had been distributed in the area by 14.45 pm.

Turbidity was measured during the covering at 3 different sites within the test area at 0.5 meters depth. The turbidity was then measured again at 0.5- and 1.5 meters depth one hour after the covering test had ended.

2.2.3 **Wednesday 2021-06-09**

Arrival at Bureå harbour at 08.00 am. Weather conditions were 20 degrees Celsius, sunny, and relatively windless. The floating dock was transported from the harbour, and the first covering started at 08.30 am. The same mixing ratio had been used for this load (nr. 3) as for load nr. 2 the day before. Some problems arose in connection with dry lumps occurring in the mixture that was clogging the grill in the crane lorry (where the mixture was pumped from the cement truck to the lorry). This issue resulted with that it took longer time to spread the mixture in the test area. This problem occurred most likely due to that the dry substances had been added to the cement truck before the water was added, resulting in dry lumps forming in the mixture. Even though this problem was time consuming, load nr. 3 could successfully be spread in the test area eventually.

Figure 6. The mixture was spread in the water through the tube mounted on the crane lorry

Load nr. 4 arrived at Bureå around 12.00 am, and the covering started at 12.30. For this load the water had first been added to the cement truck, and then the dry substances were added. This load had a slightly thicker texture than load n. 3 since the remaining bentonite and biochar had been added to the mixture. The covering was successful and went quite fast. shows how the biochar mixture was spread in the water.

Turbidity was measured within the test area in the morning before the first covering (load nr. 3) was performed. The turbidity was measured again at 14.00 pm at 40- and 80 meters distance.

3. Results form the pilot experiment

Table 1 shows the results from the turbidity measurements. The turbidity was measured in FNU unit. Table 2 gives FNU-values and corresponding suspended material in mg/l.

The turbidity measured the day before the cover tests shows a background average FNU value of 3.5 (100 mg/l). Compared with guideline values in report 5050 (2000) by The Swedish Environmental Protection Agency, the water condition with 3.5 FNU units is classified as substantially turbid. At 80-meter distance from the test area, an average turbidity was measured to 1.5 FNU units. During the covering on June 8th the turbidity was measured to 32, 43, and 53 FNU units within the test area at 0.5 m depth. 1 hour after the covering, the turbidity was measured to range between 3 – 6 FNU at 0.5- and 1.5-meter depth within the test area, and 2 – 7 FNU at 40-meter, and 4 FNU at 80-meter distance. On June 9th the turbidity was measured at 40- and 80-meters distance to range between 5 – 8 FNU at 0.5- and 1.5-meters depth.

Table 1. Results from turbidity measurements given in mg/l suspended material.

Date	**Comment**	**Test area - turbidity**		**40 meter - turbidity**		**80 meter - turbidity**	
		0.5 m depth	1.5 m depth	0.5 m depth	1.5 m depth	0.5 m depth	1.5 m depth
June 7th		2	5			2	1
June 8th	During covering	32					
June 8th	During covering	43					
June 8th	During covering	53					
June 8th	13.30 pm, 1 hour after covering	6	3	2	7	4	4
June 8th	14.00 pm	3	6				
June 9th	08.00 am	5	2				
June 9th	14.00, after last covering			5	6	5	8

Table 2. FNU units and corresponding suspended material in mg/l.

Turbidity	
FNU	**mg/l**
1	97.5
2	98
3	100
4	101
5	102
6	103.5
7	104
8	106
32	134
43	146.5
53	158.5

4. Discussion and conclusion

A total of 4 loads à 12 tons of biochar mixture was spread in the test area. The field experiment was successfully executed and lasted for about 30-45 minutes at each performed covering. It is estimated that the biochar mixture was more or less evenly distributed in the test area. There may be a slightly thicker layer of mixture in the north-east part of the area, and this would be due to that on Tuesday the tube from the crane lorry was too short to be able to reach the whole test area with the floating dock. On Wednesday an extra piece of tube was mounted on the tube, and the whole area could be reached.

What was most time-consuming with the field trial was the actual mixing of the material that was performed at Swerock's station in Skellefteå. There was a long wait between the loads as we only had access to one cement truck that would transport and mix materials. To use two smaller concrete trucks instead of a large concrete truck would have increased the production rate and it would then have been possible to shorten the time between the coverings.

The water samples taken within and around the test area showed low turbidity values at both 0.5- and 1.5-meters depth. The turbidity values were increased in connection with the covering (FNU values between 32-53), where the mixture was pumped out, but had decreased to the background values (FNU values between 2-5) when the turbidity was measured again after 1 hour. Outside the test area, 10 meters outside and at control points, 80 meters from the area, no distinct changes in turbidity were detected. This indicates that the biochar mixture settled rapidly which was also desirable.

The conclusion from this field experiment is that the covering was successfully performed, and the biochar mixture settled relatively rapid after it had been pumped into the water, which was established with the turbidity tests. The collaboration with Swerock was smooth with good communication.

A new sampling campaign is planned to be performed in Bureå in August and September 2021 to see how the biochar mixture has settled on the sediment, and what effect it has had on the spread of pollution in short term. Diffusion chambers will be placed in the test- and reference area, and sediment cores will be collected for analysis.

5. References

Swedish EPA, 2000. *Lakes and watercourses*. Report 5050. Stockholm: Swedish Environmental Protection Agency Customer Services.

Appendix A

Images from the field work

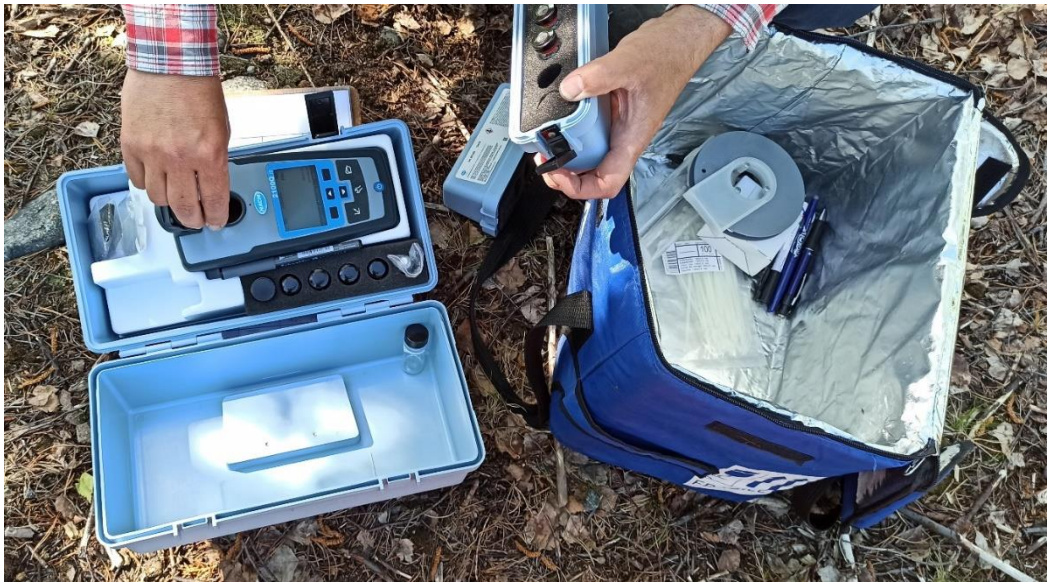


Figure 7. The turbidity instrument that was used in the field (Flodin, 2021).

Figure 8. The cement truck that arrived to Bureå with the biochar-mixture (Flodin, 2021).

Appendix 6 - Master thesis

DEGREE PROJECT

Biochar-based thin-layer capping of contaminated sediment in Burefjärden, northern Sweden

Assessment of biochar mixed into four structural materials for preventing release of trace elements from sediment to water

Nathalie Pantzare

Natural Resources Engineering, master's
2021

Luleå University of Technology
Department of Civil, Environmental and Natural Resources Engineering

LULEÅ UNIVERSITY OF TECHNOLOGY

Acknowledgements

This thesis compiles the final part within a master's degree in Natural Resources Engineering at Luleå University of Technology. The thesis was conducted during the spring of 2021.

Throughout the writing process I have received a lot of support and assistance. I would first like to thank my supervisor, Christian Maurice, whose knowledge and feedback provided has been greatly appreciated. Furthermore, I wish to show my gratitude to Anders Widerlund, whose expertise within the subject of geochemistry has been a valuable resource throughout the project.

In addition, I would also like to thank my family for all the support during my studies. Finally, I could not have completed this thesis without the help of my friends, who provided great discussions and lots of laughs during this project. Thank you all!

Luleå, June 2021
Nathalie Pantzare

Abstract

Coastal areas around the world have been recognized as largely impacted by anthropogenic activities resulting in pollution of marine sediments. In Sweden, surveys conducted along the coastline of the Bothnian Bay have identified a total area of about 29 km^2 as fiber rich sediments. In the Bureå sea area near Skellefteå vicinity, Västerbotten county, elevated levels of mercury (Hg), methyl-Hg, arsenic (As), copper (Cu), lead (Pb), cadmium (Cd), zinc (Zn) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) have been classified and believed to be mainly affected by emissions from a pulp and paper industry formerly active on a nearby headland.

Contaminants in sediments are of concern as continuous dispersion can adversely affect the benthic community. To isolate contaminants and reduce their bioavailability, in-situ thin-layer capping using an active material is one suitable approach. This type of remediation method, using biochar mixed with bentonite clay will be implemented on a pilot scale in the sea area outside of Bureå in the spring of 2021. However, bentonite is a relatively expensive material yielding a need to further develop the selection of capping materials suitable to aid in the deposition of biochar in an active thin-layer cap.

In this thesis, biochar-based thin layer caps mixed with bentonite clay, rock dust of two grain sizes and a concrete-based slurry was evaluated on their physicochemical properties and efficiency for preventing release of trace elements from sediment to the overlying water. This was conducted by a laboratory column experiment where four set ups were performed: (1) no capping for sediment control, (2) only capping material for material control, (3) sediment mixed with biochar and (4) sediment capped with each material mixed with biochar. Three times during an 8-week test period, 60 mL of the overlying water in the columns was extracted and sent for trace element analysis.

The experimental set up revealed that the capping layers effectively prevent release of trace elements trough the sediment to the overlying water. The concrete slurry showed suitable settling properties and negligible loss of biochar in the set-up of the columns. Also, the biochar+concrete slurry thin-layer cap displayed the highest efficiency for preventing and/or delaying release of As, P, Cu, Fe, Mn and SO_4.

Table of Contents

1 INTRODUCTION 1
1.1 Aim and objective 2
1.2 Limitations 2
2 THEORETICAL BACKGROUND 3
2.1 Historical view of the site 3
2.1.1 Previously conducted investigations at the site 4
2.2 Heavy metal contamination in sediments 5
2.2.1 Partitioning and distribution of heavy metals in sediments 5
2.2.2 Redox and pH 6
2.2.3 Influences of acid volatile sulfides and organic matter 6
2.3 Transport of heavy metals in sediments 7
2.3.1 Bioturbation and gas transport 7
2.3.2 Adsorption 7
2.3.3 Diffusion 8
2.4 Remediation techniques for contaminated sediments 8
2.4.1 Ex-situ methods 8
2.4.2 In-situ methods 9
2.5 Thin-layer capping 9
2.5.1 Commonly used capping materials 10
2.6 Biochar-based thin-layer capping 11
2.6.1 The fundamentals of biochar 11
2.6.2 Biochar as an active capping material 11
2.6.3 Materials to aid deposition of biochar 12
3 METHOD AND MATERIALS 12
3.1 Sampling site and sediment collection 12
3.2 Capping materials 13
3.3 Bench-scale capping experiment 15
3.4 Analytical methods 16
4 RESULTS AND DISCUSSION 18
4.1 Water profile in Burefjärden 18
4.2 Properties of the sediment and capping materials 19
4.2.1 Application of capping materials 19
4.3 Conductivity and pH in the overlying water column 20
4.4 Sediment-to-water release of trace elements 22

4.4.1 Iron, manganese and sulfate 24
4.4.2 Copper and zinc 26
4.4.3 Cadmium and lead 28
4.4.4 Arsenic and phosphorus 28
4.5 Evaluation of the capping layers 31
5 CONCLUSIONS 33
6 REFERENCES 34
APPENDIX A: PHOTOS OF SEDIMENT AND MATERIALS I
APPENDIX B: COMPLETE ANALYSIS PROTOCOLS III
APPENDIX C: PH AND CONDUCTIVITY MEASUREMENTS VIII

1 Introduction

Metal contamination of marine sediments is a worldwide environmental issue and is, along the coastline of the Nordic countries, mainly an impact from historical industrial activities (Peng et al, 2009; Jersak et al, 2016a). In Sweden, sediments in inland and/or coastal waters have been recognized as contaminated in 19 out of 21 counties according to investigations carried out in 2016 (Olsen et al, 2019). Sediments play an important role for storing and transporting potentially toxic elements, as they can serve as both a sink and a source for contaminants that enter the aquatic system. Changes in the sediment's physicochemical characteristics may cause bound metals to re-enter the overlying water body and become bioavailable, posing a threat to all organisms in the food chain (Naturvårdsverket 2003; Zhang et al, 2016). In later years, regulations to reduce pollution levels have resulted in development of globally accepted technologies for remediating contaminated sediments (Lehoux et al, 2020). These techniques can be divided into: (1) *ex situ* treatments by dredging or excavating the sediments, and (2) *in situ* treatments using passive or active capping. Selection of remediation methods is usually based on site-specific assessments, including the potential risk of the site and the cost (Zhang et al, 2016). Dredging followed by ex situ treatment has been one of the most applied methods to date. However, this technique generally results in high costs, occupation of land areas and resuspension of contaminants during dredging in comparison to the in-situ capping technique which is considered to be less environmentally disruptive and more cost-efficient, in particular when using an active capping material (Lehoux et al, 2020; Zhang et al, 2016). Hence, this type of approach has gained a lot of interest in the last decade and can be beneficially applied to contain the contaminants and reduce their bioavailability (Naturvårdsverket, 2003).

Knowledge about contaminated sites on land is generally greater and the techniques further developed than those in marine environments (Naturvårdsverket, 2020a). Thus, an initiative to improve knowledge of cost-efficient management of contaminated sediments in lakes and coastal areas in Sweden have been assigned to the Swedish Environmental Protection Agency (SEPA) in collaboration with the Geological Survey of Sweden (SGU), Swedish Agency for Marine and Water Management (SwAM), the County Administrative Boards and the Swedish Geotechnical Institute (SGI) by the Swedish Government in 2019 (Regeringen, 2019). According to Regeringen (2019), this assignment includes "*...i.e., efforts to gain better knowledge about the distribution of polluted sediment areas, the risk of spreading environmental toxins and various alternative measures*".

Investigations conducted in the coastal areas show that both fiber banks and fiber rich sediments are prevalent along the Swedish coastline. In the sea area near Bureå, Skellefteå, a total area of 254 000 m^2 has been classified as fiber rich sediments with elevated concentrations of mercury (Hg), methyl-Hg, arsenic (As), copper (Cu), lead (Pb), cadmium (Cd), zinc (Zn) and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH). One major source of contribution is believed to be historical releases of fiber waste from the pulp and paper industry that was active on a nearby headland from 1928 to 1992 (SGU, 2016). One alternative for managing the contaminated sediment at

this site would be to place a thin-layer cap of biochar on top of the sediment in order to isolate, degrade and immobilize the contaminants. This type of active thin-layer capping approach has been implemented in some full- and pilot scale projects in e.g., the USA and Norway but has not yet been applied in the field in Sweden (Jersak et al, 2016b; Olsen et al, 2019). Furthermore, implementation and research of biochar as an active material in environmental management of contaminated sediments are limited to this day (Yang et al, 2020) and therefore a small-scale project will be implemented in the sea area outside of Bureå to evaluate the viability of this approach. Bentonite clay will be mixed with biochar to aid in deposition as biochar usually has a low density in the range of 10^1-10^2 kg·m^{-3} (Joseph et al, 2015; Yang et al, 2020). However, bentonite is a relatively expensive material (approximately 2-3 SEK/kg depending on amount and quality) and thus, this thesis aims to further develop the selection of capping materials suited to be mixed with biochar. Rock dust and a concrete-based slurry are possible alternative materials. This was conducted by a laboratory bench-scale experiment especially focused on sediment pore water and overlying water column geochemistry to explain fluxes and transport of contaminants through the different capping materials.

1.1 Aim and objective

This master thesis was performed with the primary objective to evaluate the technical and chemical performance of biochar-based thin-layer caps mixed with four different structural materials; bentonite clay, concrete slurry and rock dust of two different particle sizes. The assessment was carried out by the use of a bench-scale column experiment where fiber rich sediment collected near Bureå, Skellefteå, was covered with the different capping materials and the pH, EC and trace element concentrations in the overlying water column were analysed. Thus, the focus of this study was to assess the release of contaminants from sediment to water by answering the following research questions:

- What are the physicochemical properties of the different materials and which material is most suitable to aid biochar in deposition?
- How do the different capping materials affect pH, EC and concentrations of trace elements in the overlying water column?
- How are substances with different chemistry, e.g., cations Cu and Zn compared to the anions As and P, affected by the capping materials? Are there any noticeable differences?

1.2 Limitations

This study is limited to a physicochemical assessment of different thin-layer caps with reference to inorganic trace elements, mainly As, Hg, Cd, Zn, Pb and Cu. Fluxes and transport of organic pollutants as well as behaviors and effects on marine biota will not be analyzed and further considered. This master thesis may also have limitations in the laboratory set up, as time and water fluxes does not fully reflect real field conditions.

2 Theoretical background

2.1 Historical view of the site

The sea area outside of Bureå is located in the Bothnian Bay, the northernmost part of the Gulf of Bothnia, with a low salinity of about 2-4 PSU (Kautsky & Kautsky, 2000). It is an enclosed area with no tide, and it is ice covered during the winter. In the northern part of the area, the Skellefteå River has its outlet and in the southwest, the Bureå River flows into the Burefjärden sea area (Figure 1). The sediment in Burefjärden displays elevated concentrations of organic and inorganic compounds. Several potential sources of pollution have been investigated in the nearby areas. During the years 1928 to 1992, a pulp- and paper industry (former Bure AB) was active in the Bureå area. Between 1948-1964 they used a Hg-based chemical for preserving the pulp (Skellefteå kommun, 2020a). In Örviken and Klemensnäs, pulp and paper production factories have been active until the 1990s contributing to release of As and metals in the Skellefteå River from pyrite ash and phenyl-Hg rich waste (Geo Innova, 2008; Skellefteå kommun, 2020b).

The Skellefteå area is characterized by a mineral rich sulfide ore belt and large-scale mining production. The area has shown higher background concentrations of metals, in particular As, than the average concentrations in Sweden (Länsstyrelsen, n.d.). The currently active Rönnskärsverken smelter in Skelleftehamn about 5 km north of the Bureå area is a large contributor for release of e.g. As, Cu, Pb and Zn (Naturvårdsverket, 2020b).

Fig 1. Skelleftebukten and nearby areas. Areas contributing to potential sources of pollution are marked with red squares. The sediment studied in this investigation is located close to the Bureå contaminated site.

2.1.1 Previously conducted investigations at the site

SGU (2016) has conducted a classification survey of fiber banks and fiber rich sediments caused by pulp and paper industries located along the Bothnian Bay coastline. In Bureå, an area of 18 000 m^2 has been classified as fiber banks and a total area of 254 000 m^2 as fiber rich sediments. The fiber banks and sediments have no to little overlying sediment due to the area being exposed to the open sea which causes resuspension preventing the natural accumulation of sediments. Samples in and around Burefjärden show that the upper part of the sediments predominantly consist of postglacial clay and silt (mainly a particle size of <60 µm) and that it contains high levels of environmental toxins in the form of both organic and inorganic contaminants. Levels of As, Hg, Cd, Cu, Pb and Zn have been found to largely deviate from comparative values in the area. SGU (2016) also reported high concentrations of methyl-Hg and that the most elevated levels of As, Hg and Pb occur at the sampling point furthest away from the coastline, indicating that the contaminants could derive from other sources in the nearby Skellefteå area.

An investigation carried out by Geo Innova (2008) in the Klemensnäs area about 15 km from Burefjärden, mentions that pollution of As from a previously active pulp industry has been detected in the groundwater and that probable migration to the Skellefteå River can be expected. In the classification survey performed by SGU (2016) it is also stated that sediment in the Örviken area, about 5 km from Bureå, contains extremely high levels of methyl-Hg and heavy metals. Furthermore, SGU (2016) writes that organic pollutants are generally not elevated, except for PAH which displays higher levels. A complementary survey conducted by Ramboll (2019a) also states that the sea area outside of Bureå is heavily affected by heavy metals and PAH. Sampling campaigns show that levels of As, Hg, Cd, Pb, Cu and Zn are most elevated in the northern part of the area and generally decline to the south. Average and maximum values from 34 sampling points around the Bureå sea area are compiled in Table 1. Furthermore, Ramboll (2019a) describes that results from a biological investigation show no elevation in uptake of Hg in the bottom fauna and that no negative effects on fish have been found in the Burefjärden area. However, they also state that the conditions for benthic and bottom-dwelling pelagic organisms to flourish in this environment are limited.

Table 1. Element concentrations ($mg \cdot kg^{-1}$ dry weight) in sediment from a sampling campaign in Burefjärden performed by Ramboll (2019a). Guide value is "class V", very high levels, from Naturvårdsverkets assessment criteria for metals in marine sediment (Naturvårdsverket, 1999).

Element	Average value	Maximum value	Guide value
As	424	2460	>45
Hg	4.9	18	>1
Cu	142	615	>80
Cd	3.2	13	>3
Pb	232	1120	>110
Zn	254	935	>357

2.2 Heavy metal contamination in sediments

Sediments at the bottom of the world's oceans, lakes and rivers play a significant role for the aquatic environment as they act as both a sink and a potential source for contaminants. The potential risk of the sediment depends on contaminant migration and bioavailability (Severin et al, 2018). Contaminants can accumulate at relatively large distances from the original source and metals that enter the water can get adsorbed onto the sediment resulting in decreased mobility and availability (Severin et al, 2018; Wang et al, 2018). Divalent cations such as Cu(II), Pb(II), Zn(II), Cd(II) are pollutants commonly found in sediments and their distribution can cause high concentrations in sediment pore water and in the overlying water body. The metals bound in sediment can be released into the water column through pore water diffusion and resuspension and enter the food chain by becoming more mobile and available for benthic organisms (Azcue et al, 1998; Lehoux et al, 2020; Yang et al, 2020). Environmental processes that cause metals to re-enter the water are e.g., storms and waves, changes in bottom currents, post-glacial land rise and human activities such as shipping and dredging (Severin et al, 2018).

To assess the pollution levels of metals in sediments, guideline values can be used. The most accurate assessment would be to consider site specific guideline values, as background levels can vary locally. However, if no site-specific values are available, regional or national background levels can be used to assess the potential risk of the site. This is usually the case for evaluating marine sediments. In Sweden, the Swedish EPA has developed some guideline values for assessment of metals in marine sediment, which are based on reference values (background levels) for metals in the whole of Sweden (Naturvårdsverket, 1999). Some contaminants in sediment are more hazardous than others. Due to its toxicity and mobility, Hg is considered one of the most harmful contaminants. Also, inorganic Hg can convert into organometallic methyl-Hg resulting in bioaccumulation and increasing toxicity (Wang et al, 2018). Common forms of As are As(III) and As(V) with arsenite (AsO_3^{3-}) and arsenate (AsO_4^{3-}) being the most toxic and prevalent forms in water and sediment (O´day, 2006; Wang et al, 2018).

2.2.1 Partitioning and distribution of heavy metals in sediments

To understand and anticipate how contaminants move in sediments, the distribution and partitioning of trace elements are of importance. Heavy metals in sediment are generally distributed as soluble ions, colloids in pore waters and solid sedimentary phases. Sediment characteristics such as pH, redox conditions, particle size, particle distribution and presence of solid-phase compounds such as clay minerals, acid volatile sulfides (AVS), organic matter (OM) and oxides/hydroxides heavily influence the metal partitioning in the sediment (Peng et al, 2009; Zhang et al, 2014). In other words, accessibility and favorable conditions of adsorption, precipitation and/or complexation mainly controls the distribution and retention of heavy metals and changes in sediment characteristics can result in release of sediment-bound metals to the overlying water (Bourg & Loch, 1995; Peng et al, 2009).

2.2.2 Redox and pH

Redox conditions and pH in both sediment and water control the heavy metal distribution between the solid and aqueous phase, and thus influence the metal mobility (Peng et al, 2009). pH is measured on a scale of 0-14 where <7 is acidic and >7 is considered to be alkaline. A more acidic environment generally enhances the mobility of heavy metals and thus increases the release of metals from sediment while an alkaline environment benefits adsorption and precipitation of trace elements (Zhang et al, 2014). When pH is decreased in the sediment, more H^+ will become available and compete with metal cations for ligands which results in a decreased adsorption capacity and subsequently an increase in heavy metal mobility (Peng et al, 2009). This can be even more enhanced in sediments rich in OM and AVS as the degradation and oxidation releases H^+ and decreases the pH even further (Peng et al, 2009).

Redox potential (Eh) is a measurement used to characterize a system's reducing and oxidizing capacity, measured in millivolts (mV). Sediments are normally depleted in O_2 as the exchange with oxygenated waters are minimal. The vertical profile of sediments can therefore be divided into three zones: (1) the oxic zone where oxygen is present as oxidant, (2) the suboxic zone where nitrate, manganese and iron act as oxidants and (3) the anoxic zone where sulfate is reduced, sulfide is present and methanogenesis can occur. With increasing Eh in sediment, oxidation of sulfides will increase and promote release of sulfide-bound heavy metals. Mercury (Hg), iron (Fe) and manganese (Mn) are audibly affected by redox conditions in both sediment and water (Naturvårdsverket, 2003). Consequently, disturbance and oxidation of sediments should be avoided to keep heavy metals adsorbed and bound as complexes (Peng et al, 2009). Usual Eh values in oxidized water (>1 mg O_2 l^{-1}) are 300-500 mV and in reduced sediment below 100 mV (Søndergaard, 2009). Negative Eh values indicate fine and OM-rich sediments where Fe(II), reduced Mn, hydrogen sulfide (H_2S) and organic compounds are present. Depending on their redox behavior, the trace element mobility may also be affected. Additionally, fiber rich sediments caused by industrial activity are common along coastlines worldwide and generally result in oxygen deprived seabeds yielding inhabitable conditions for benthic organisms and plants.

The effect of pH and redox on the mobility of heavy metals, such as Cu, Zn, Pb and Cd, is similar as they all are present as divalent cations or compounds with the same properties (Wang et al, 2018). They are normally released when sediment conditions change from near neutral and reduced to moderately acid and oxidizing conditions (Gambrell et al, 1991). However, this is not the case for all contaminants. The speciation of arsenic (As(III) vs As(V)) is regulated by redox potential and pH, and anionic forms of As are more likely to be mobilized in alkaline environments in both oxidizing and reducing conditions (Wang et al, 2018).

2.2.3 Influences of acid volatile sulfides and organic matter

Acid volatile sulfides (AVS) can form in anaerobic sediments by sulfate reducing bacteria (SRB) and form solid phases with metal ions via substitution of divalent metals (Me^{2+}) and Fe(II). Furthermore, organic matter also has a significant effect on heavy metal solubility and mobility in sediment. Sediment fractions of <63 μm are the most influential on adsorption and

transportation of heavy metals as their specific surface area is larger. In marine sediment, humic substances are an important trace metal carrier, meaning that a sediment with a substantial concentration of humus will have an elevated metal content (Zhang et al, 2014).

2.3 Transport of heavy metals in sediments

Transport of contaminants in sediment is mainly promoted by bioturbation, particle resuspension, submarine groundwater discharge (SGD), gas transport through the pore water column, advection, adsorption and diffusion (Bourg & Loch, 1995; Ramboll 2019a). Adsorption and precipitation have a significant impact on the retention of heavy metals while advection and diffusion are controlled by dissolved complexes (Bourg & Loch, 1995). For sediment covered with a capping layer, the movement of contaminants from sediment to the cap and into the overlying water column are significantly controlled by diffusion fluxes and advective flow (Zhang et al, 2016). However, for a fine-grained sediment the advection flow is slow (<0.1 $m \cdot year^{-1}$) making the diffusion fluxes more dominant (Naturvårdsverket, 2003).

2.3.1 Bioturbation and gas transport

Bioturbation is the reworking of sediment by benthic organisms. This changes the physicochemical properties of the sediment and affects pore water transport. Bioturbation mainly occurs in the upper 5 cm of marine sediments and is influenced by the number of species as well as the population of organisms (Naturvårdsverket, 2003). The movement of sediments caused by bioturbation also affects potential capping materials and can increase the release of heavy metals into the overlying water (Yang et al, 2020). Transport of pollutants through gas build up is also a significant process that occurs in marine sediment. Fiber rich sediments are particularly prone to gas production (e.g., CH_4, H_2S) resulting in transport of dissolved substances through the pore water column causing changes in sediment composition and element mobility (Naturvårdsverket, 2003; Zhang et al, 2016).

2.3.2 Adsorption

Retention of contaminants onto sediment as well as a thin-layer cap is dependent on the sorption capacity. Adsorption is a process that occurs when a solid substance attracts molecules of liquid and gas phase onto its surface (Artioli, 2008). This process can arise by two types of bindings: physical adsorption (physisorption) by the relatively weak multilayered Van der Waals force and chemical adsorption (chemisorption) by monolayered chemical bonds (Dabrowski, 2001). Due to its weaker binding, physisorption is relatively easily reversible and can therefore also contribute to the release of substances from a surface. Adsorption is affected by temperature (Artioli, 2008) and the relation between the distribution of the adsorbate on the adsorbent and its concentration in the fluid at a constant temperature is described by so-called adsorption isotherms. The most commonly used isotherm equations are Langmuir and Freundlich (Dabrowski, 2001). Langmuir is used for monolayer adsorption and is the most commonly used model when determining sorption of metal contaminants on biochar (Thomas, 2020). The Langmuir equation is written as:

$$qi = \frac{(K_L \cdot C_{max} \cdot c_i)}{(1+K_L \cdot c_i)} \quad (1)$$

where q_i and c_i is the solid phase concentration ($mg \cdot g^{-1}$) and liquid phase concentration ($mg \cdot L^{-1}$) respectively. K_L is the Langmuir's adsorption constant and C_{max} is the maximum adsorption capacity. Adsorptive processes are important when remediating contaminated sites, particularly when using an active sorbent such as activated carbon or biochar. Adsorption of heavy metals onto biochar is believed to be mainly regulated by the biochar's ability of electrostatic attraction (affinity) and adsorption capacity (Thomas et al, 2020; Yang et al, 2020).

2.3.3 Diffusion

When adding a capping layer on top of a sediment surface, the diffusion fluxes are altered as the diffusion gradient increases with the layer thickness. The basis of this process is a concentration gradient and movement of molecules that lead to the diffusion of substances from higher to lower concentrations. Sediment porosity and the degree of saturation of the sediment affects the diffusion of substances in sediments (Naturvårdsverket, 2003). Diffusion is described by Fick's first law which states that the diffusion flux J ($\mu g/cm^2/year$) is proportional to the concentration gradient ($\Delta C/\Delta Z$), the material porosity Ø and diffusion coefficient D:

$$J = -\emptyset \cdot D \cdot \frac{\Delta C}{\Delta Z} \quad (2)$$

2.4 Remediation techniques for contaminated sediments

To prevent contaminant transport through the sediment to the surrounding environment, different methods for managing contaminated sites have been developed. Which method to apply is usually determined by a site-specific risk assessment where several parameters, such as the needed risk reduction rate, type and level of pollution, sediment characteristics and the cost is evaluated for the site (SGF, 2020). According to Olsen et al (2019), dredging followed by ex situ treatment and isolation using different capping materials are the historically most implemented methods. Other approaches include monitored natural recovery (MNR), enhanced monitored natural recovery (EMNR), in situ treatment and thin-layer capping techniques using active materials (SGF, 2020). In recent years, the approach has shifted more towards the latter, as it is considered to be less disruptive and more cost-effective in comparison to the previously most implemented methods (Olsen et al, 2019).

2.4.1 Ex-situ methods

One of the most commonly used techniques to date, is dredging of the contaminated sediments followed by treatment ex-situ. The basics of the approach is to remove the contaminated sediments from the site, either by excavation, suction or freezing, in order to dewater and treat the sediments. This is usually followed by disposal on a landfill. The ex-situ approach is suitable for most contaminants and for sites exposed to erosion and with no natural sedimentation (SGF, 2019). Even though this approach has been widely implemented and has a high commercial availability (SGF, 2019) some drawbacks have been recognized, such as (1) the high cost,

especially when managing larger contaminated areas, (2) not all contaminants can be removed by dredging resulting in long term exposure or re-suspension of contaminants to the water body (Zhang et al, 2016), and (3) the treatment of the dredged sediments is often extensive and also occupies land area (Lehoux et al, 2020).

2.4.2 In-situ methods

Monitored natural recovery (MNR) is an approach where physical, chemical and biological recovery processes are monitored at a site. This method is suitable at sites where deposition of new sediment is naturally occurring and where the amount of pollutant migration by different transport mechanisms is minimal. Monitoring of the site should be ongoing for an extended period of time to ensure that the elevated concentrations are decreasing (SGF, 2020). When the natural sedimentation process is aided by a thin layer of a passive, conventional material the method is called enhanced monitored natural recovery (EMNR). The requirements for long-term monitoring are the same for EMNR and MNR, with the exception of the enhanced sedimentation rate caused by the thin material cover (SGF, 2020).

Treatment in situ is a method where different types of treatment agents (chemical, biological, bio-chemical, stabilizers/solidifiers) are mechanically mixed or injected near the surface of the contaminated sediments in order to reduce the bioavailability of the contaminants (SGF, 2018). However, this approach is not widely used as it has been recognized to have significant drawbacks such as disruption of the benthic ecosystem, limitations in control of the process and application with regards to water depth (Jersak et al, 2016a). Another in-situ approach is the isolation capping technology, where one or several protective layers are placed on top of the sediments in order to isolate contaminants from the overlying water column. Traditional materials including sand, gravel and stone, as well as reactive barriers and less prevalent materials such as geotextiles and membranes can be used as filter material and erosion protection in the coverage (Zhang et al, 2016). Thus, this method can be designed in a variety of ways, with both inert and/or active materials, depending on the site-specific remediation needs and can therefore be suitable for both erosion- and sedimentation seabeds (Ramboll, 2019b). However, there are some drawbacks with this type of method as its required thickness, usually 20-50 cm (Olsen et al, 2019), makes it less suitable for shallow waters and also that the amount of material needed can be both expensive and time-consuming to apply depending on the size of the contaminated area (Ramboll, 2019b).

2.5 Thin-layer capping

A relatively new in-situ approach is the thin-layer capping technique, where an active material is placed on top of the sediment contributing to both containment and treatment of the contaminants (Zhang et al, 2016). This method has been recently implemented in projects in e.g., the USA and Norway and has gained increasing attention as the benefits include a reduced cost compared to other methods, suitability for both organic and inorganic pollutants, and the fact that it is less environmentally disruptive (Olsen et al, 2019). Furthermore, one benefit in comparison to the passive capping technique is the thickness of the cap. When adding active

materials with sorption capacity, the amount of material as well as the thickness of the cover can be reduced, i.e., a thin-layer cap (Zhang et al, 2016). According to observations from large-scale field experiments in two fjord areas in Norway, a thin-layer cap can be as thin as 2.5-5 cm depending on the material chosen (Cornelissen et al, 2011; Cornelissen et al, 2012).

The objective of applying a thin-layer cap is to reduce contaminant mobility, toxicity and bioavailability. This is mainly generated by both sorption capacity of the material as well as reduced diffusion fluxes by increasing the diffusion path. In other words, the active material can change the phase of contaminants from aqueous to solid making them less bioavailable. Also, by increasing the K_d-coefficient (solid/liquid partition), the isolation period until contaminants break through the capping layer can be extended giving more time for natural deposition and degradation processes to occur (Zhang et al, 2016). However, some limitations exist when using the thin-layer capping method. With decreasing thickness of the capping layer, bioturbation and gas build up from the covered sediment are more likely to disrupt the capping material, allowing bound contaminants to re-enter the aquatic environment. It is therefore important to consider which material to use, as they have different properties, and how to implement the cap on a larger field-scale. Usually, several physicochemical tests are performed on the cover materials to be able to predict possible adsorption efficiencies and diffusion fluxes etc. for the contaminants indented to be immobilized and isolated.

2.5.1 Commonly used capping materials

Some of the most acclaimed active materials for removal of heavy metals and/or organic contaminants are zeolites, apatite minerals, organoclays, zerovalent iron and different carbonaceous materials (Knox et al, 2014; Yang et al, 2020). Zeolites, apatite minerals and organoclays have proven to decrease metal concentrations in the water column above the cap (Knox et al, 2014), and activated carbon (AC) has been shown to reduce levels of aqueous phase organic compounds, such as methyl-Hg, in benthic organisms (Zhang et al, 2016). Apatite minerals can be successfully used as a cap medium for heavy metal contaminated sediments. Due to its high cation exchange capacity, it can retain heavy metals and delay cap breakthrough but, on the other hand, it could also lead to additional contamination as apatite can contain high concentration of impurities such as As, Cr and U (Zhang et al, 2016). Other alternative materials are zeolites, used prevalently in e.g., water and wastewater treatment for removal of heavy metal and/or nutrients, and zerovalent iron, with an ability to reduce toxicity by immobilizing heavy metals and degrading organic contaminants (Wang & Peng, 2010; Zhang et al, 2016).

Active materials suited for, but not limited to, contamination of organic compounds are especially organoclays (organically engineered clays) and carbonaceous materials (Zhang et al, 2016). These are, like the other materials mentioned, considered as sorbents that change the geochemistry and increase contaminant binding. One of the most commonly used materials in active capping, nowadays, is activated carbon (AC) which is carbon processed from coal or biomass. It is usually applied either on top of the sediments on its own or mixed with other clean materials. The positive effects include reduced bioavailability and toxicity of the

contaminants, but negative effects such as decreased efficiency of bottom fauna has been recognized (Olsen et al, 2019).

2.6 Biochar-based thin-layer capping

2.6.1 The fundamentals of biochar

Another carbonaceous material gaining interest in the active capping approach is biochar, which is a term more recently established to differentiate between activated carbon derived from coal and activated carbon derived from biomass (Joseph et al, 2015). Biochar can therefore perform similarly and have indistinguishable properties as other carbonaceous materials but is typically defined by its high level of organic carbon produced through pyrolysis of organic feedstock and by being designed for environmental management (Joseph et al, 2015; Zhang et al, 2016). Biochar can be carbon-neutral or even carbon-negative and has a high cation exchange capability and large specific surface area yielding a high adsorption capacity (Wang & Wang, 2019). To this day, biochar has been extensively proven to perform well in immobilizing heavy metals and organic pollutants in soil remediation and wastewater treatment, but research and implementation for contaminated sediments are limited (Yang et al, 2020; Wang et al, 2018). However, it can be considered highly suitable for sediment remediation as biochar outperforms other carbonaceous materials in terms of relative abundance and sorption abilities (Yang et al, 2020).

2.6.2 Biochar as an active capping material

Important parameters when using biochar as capping medium for remediating metal contaminated sediments heavily rely on biochar's ability to: (1) sorb metals by e.g., electrostatic adsorption, complexation, ion exchange or precipitation (Thomas et al, 2020), (2) increase the pH and thus create an alkaline environment that retains the metal cations, and (3) contribute to a carbon-rich environment that enhances microbial activities and changes the redox conditions (Wang et al, 2018). Thus, how well biochar performs depends on physical and chemical characteristics such as pore structure, pH, surface charge and functional groups which can differ depending on type of feedstock and pyrolysis temperature (Thomas et al, 2020; Yang et al, 2020). A biochar with a higher ash content, for example, results in higher pH that increases metal retention (Wang et al, 2018). From a review carried out by Thomas et al (2020) where data was analyzed from several publications on biochar's performance as a soil amendment it was prominent that biochar's sorption potential and ability to attract metals increases with a nutrient-rich feedstock and high aromaticity (i.e., high O/C ratio). Furthermore, it was also observed that biochar exhibits a higher adsorption capacity for Pb(II) and Cd(II) than for Zn(II) and As(V).

The biochar approach for sediment remediation has been studied for carbon sequestration and sorption of heavy metals, such as Cu(II), Pb(II), Cd(II), Zn(II) and Hg(II) (Ghosh et al, 2011, Yang et al, 2020; Zhang et al, 2016). However, biochar performs better when the functional groups of biochar, such as -COOH, -OH, $-NH_4^+$ etc., can interact with sediment contaminants and therefore immobilize them (Yang et al, 2020). One drawback to consider in application of

biochar as a thin-layer cap is the changes in habitat for benthic organisms. Observations in one of the field-tests in Norway showed that the 2-5 cm thick AC layer had been mixed into the sediment by 3-4 cm after 12 months (Cornelissen et al, 2011). Furthermore, Yang et al (2020) states that further research of biochar toxicity on aquatic organisms is needed, but it is evident that benthic organisms can cause biochar particles and contaminants to enter the water body by feeding and digging into the capping material.

2.6.3 Materials to aid deposition of biochar

When using biochar for the application of a thin-layer cap, the settling property of biochar is an important consideration due its low density, with typical values of 90-500 $kg \cdot m^{-3}$ depending on type of feedstock (Joseph et al, 2015). To aid the deposition of biochar, it can be beneficially used together with another active and/or conventional material (Yang et al, 2020). Which material to use, depends on the objective and characteristics of the site. A site with high-flow water requires a more stabilizing material while at a more closed off site, the main focus in choosing material can be to aid the retention of contaminants. For example, sand and gravel-based materials can be successfully applied for deposition of biochar while a clay-based material also can increase the adsorption of contaminants (Naturvårdsverket, 2003). In a field experiment in the Trondheim harbour in Norway, a thin-layer cap using AC mixed with bentonite clay for PAH-contaminated sediment showed decreased PAH fluxes, higher AC recoveries (60% vs 30%) and less adverse effects on benthic organisms in comparison to AC mixed with sand (Cornelissen et al, 2011). However, sand can still be an option for covering an AC/biochar layer and protect against erosion. It is important to consider the objective of the remediation and also factors of the materials, such as their cost, chemical stability and environmental footprint (Olsen et al, 2019; Yang et al, 2020).

3 Method and materials

3.1 Sampling site and sediment collection

The sediment in the Bureå bay was collected in November 2020 using a Van Veen grabber at coordinates 64°37'24.5"N, 21°14'20.5"E. The sample site is located slightly northeast of the previous active industry property and marked as “test area” in Figure 2. Water depth at the sampling site was about 2 m and samples were taken from the upper 20-30 cm of the sediment. The area was divided into a 30x30 m grid where sediment was collected from 9 locations (3, 4, 5, 9, 10, 11, 15, 16, and 17) and placed as composite samples in plastic buckets of 15 liters to be sealed and stored in a storeroom at ambient temperature. One of the sample buckets was homogenized in the laboratory to be used for the column experiment set up. Larger debris was removed using a sieve of 1 cm. Photos of the sediment are shown in Appendix A.

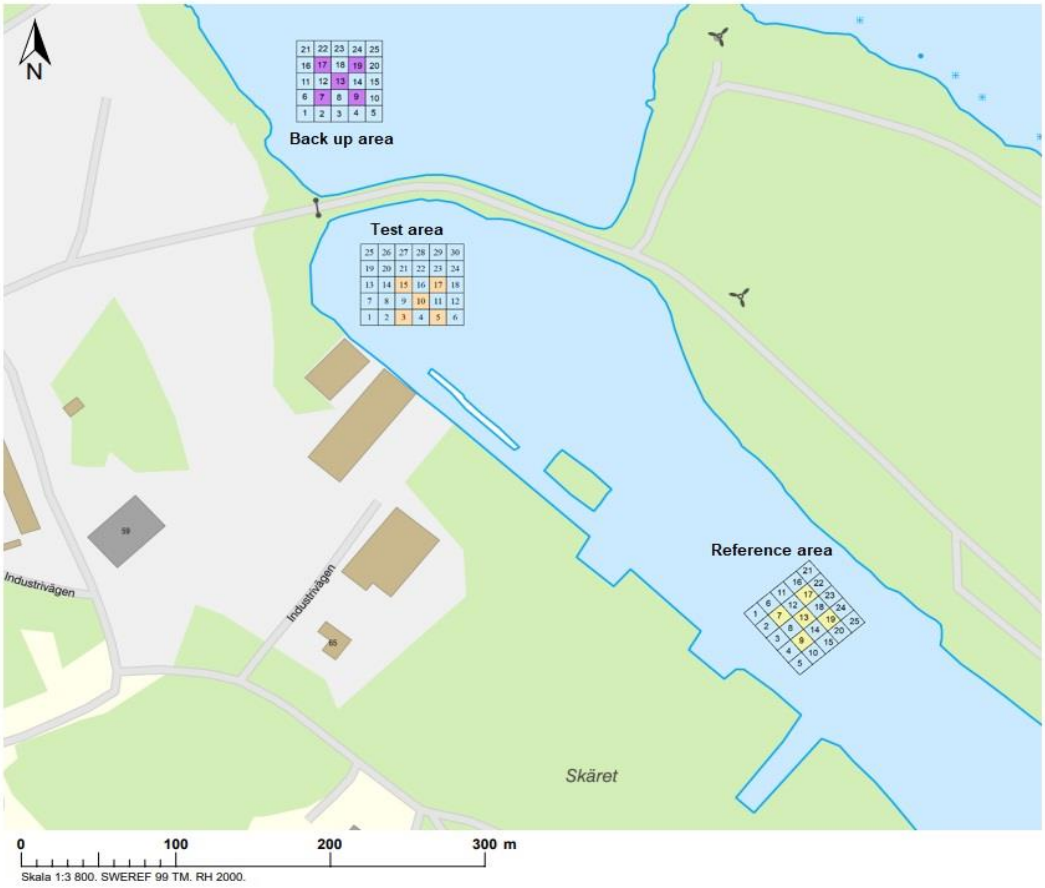


Fig 2. The Bureå site, showing the sampling grid of the test, back up and reference area. Sediment used in this study is sampled from the test area.

Seawater for the column experiment was sampled in 3x20 L plastic containers at Lövskär sea area in the vicinity of Luleå in January of 2021. Seawater at this site was assumed to have similar composition as that in the Bureå sea area and was collected due to accessibility. The EC and pH were measured in the field at the Lövskär site and one 60 mL sample was collected for metal analysis. Later in the spring in March 2021, EC and pH in the overlying water column at Burefjärden were determined by in situ measurements at water depths of 1 and 2 m with a pH/cond-meter (Mettler Toledo SevenGo Dou SG23). Water samples for determination of oxygen saturation were collected in 2x110 mL glass bottles at each depth and sent to ALS Scandinavia AB in Luleå for analysis.

3.2 Capping materials

Biochar was used in all test-caps, combined with the structural materials bentonite clay, rock dust of two different particle sizes, and a concrete slurry. The first materials chosen for the tests were biochar and bentonite, as biochar (powdered AC) mixed with bentonite clay have been previously shown to perform well in marine environments (Cornelissen et al, 2011). Furthermore, these are the materials that will be used in the pilot-scale project at the Bureå site in spring of 2021. Two different rock dusts and a concrete slurry were then chosen to be evaluated for their suitability to replace the expensive bentonite as a structural material to aid

in deposition of biochar. These materials are excess materials from different industrial sites and were chosen for their availability as they could be collected at sites near Luleå.

The biochar was acquired by Jacobi Carbon AB (Kalmar, Sweden) and is of type CP1 with an active area of 1050 $m^2 \cdot g^{-1}$ made from coconut shell-based material. Note that this product is promoted as an activated carbon, but in this study the term biochar is used due to it being refined and produced from plant-based organic feedstock. The bentonite clay is a dry powdered white sodium montmorillonite, saline seal from CETCO and was obtained from FLA Geoprodukter (Luleå). A test of the swelling capacity of bentonite was performed prior to the column experiment resulting in a 50 g of bentonite yielding an approximately 4 cm thick layer in the experimental columns. In the columns, 2 g of NaCl was added (4 % of the bentonite weight) to reduce the swelling and reach the desired thickness of the cap. Rock dust of grain size 0-2 mm (water content 1.3 %; LOI 0.09 %) and 0-0.5 mm (water content 16.0 %; LOI 0.14 %) was collected from Rutviks quarry (Swerock AB) and Peab Asfalt in Boden, respectively. The concrete slurry (water content 65.7 %, LOI 0.98 %) was acquired from Swerock AB in Boden and is excess concrete from concrete trucks mixed with water. Photos of the capping materials are shown in Figure 3.

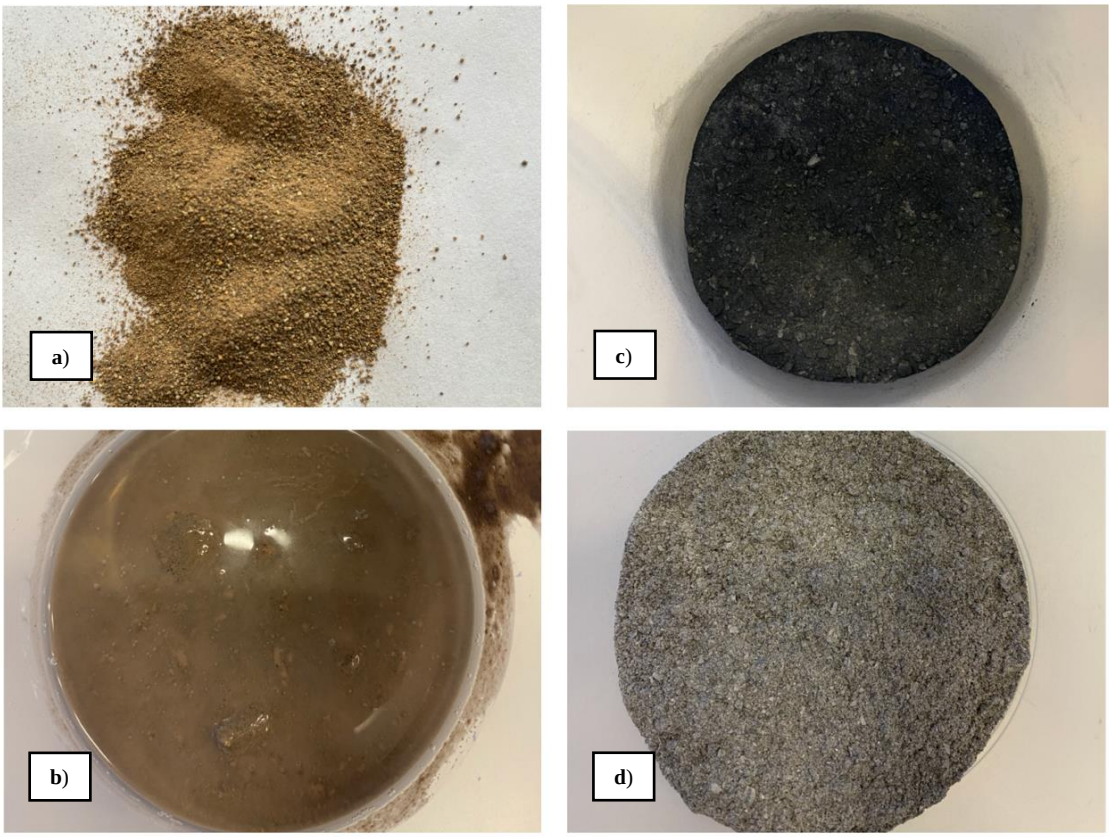


Fig 3. Capping materials acquired to aid in biochar deposition where **a)** shows powdered bentonite clay, **b)** concrete slurry, **c)** rock dust of 0-0.5 mm (rd005) and **d)** is rock dust of 0-2 mm (rd02).

3.3 Bench-scale capping experiment

The performance and efficiency of the various capping materials was evaluated by a bench-scale laboratory set up with triplicates of each test. Four experimental set ups were performed: (1) no capping for sediment control, (2) only capping material for material control, (3) sediment mixed with biochar and (4) sediment capped with each material mixed with biochar (Figure 4). A total of 18 glass columns, 10 cm in diameter and 30 cm high (Figure 5a), and 8 plastic containers, 10x10 cm in size, were used for the set up. The plastic containers were used for control of substance release from each material and the glass columns for evaluating the capping efficiencies. Approximately 6 cm of marine sediment (60.1 ± 4.4 kg·m^{-2} (n=18)) was added in all the columns. In the first three columns the sediment was left uncapped. Biochar (0.8 kg·m^{-2}) was mixed into sediment in the three next columns and mixed into pastes of bentonite (2 kg·m^{-2}), rock dust (20 kg·m^{-2}) and concrete slurry (20 kg·m^{-2}), also in triplicates, in the remaining 12 columns. The pastes were placed on top of the sediment layer with a cap thickness of approximately 2-4 cm. The proportions between capping materials and seawater were chosen so that enough water was available in the columns for extraction during three sampling occasions (Figure 4). For material control, duplicates of each material were placed in the plastic containers with de-ionized MilliQ water on top. To evaluate the bentonite clay's adsorption capacity without the biochar, the bentonite clay was placed on top of a sediment layer with added seawater on top in two of the plastic containers. Three times during the 8-week test period, 60 mL of the overlying water in the glass columns was extracted at 10 cm depth using plastic syringes and tubes (Figure 5c). The extracted samples were filtered (0.45 µm) into plastic bottles (Figure 5d). Control samples with de-ionized MilliQ water were collected after 60 days to identify any trace elements concentrations released by the materials.

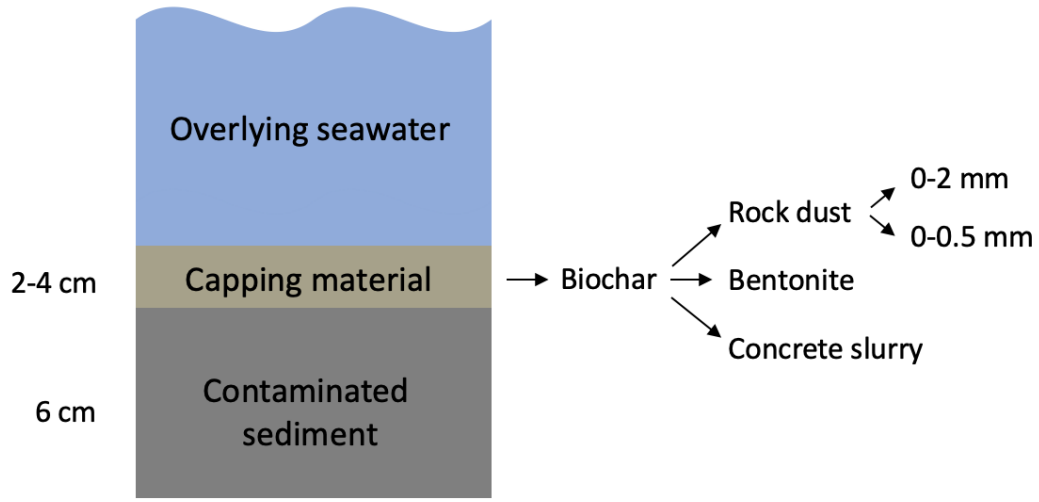


Fig 4. Picture illustrating the proportions of the different layers in the experimental columns. The experiment was performed with triplicates of uncapped sediment, triplicates of sediment mixed with biochar and triplicates of each of the biochar and material mixtures.

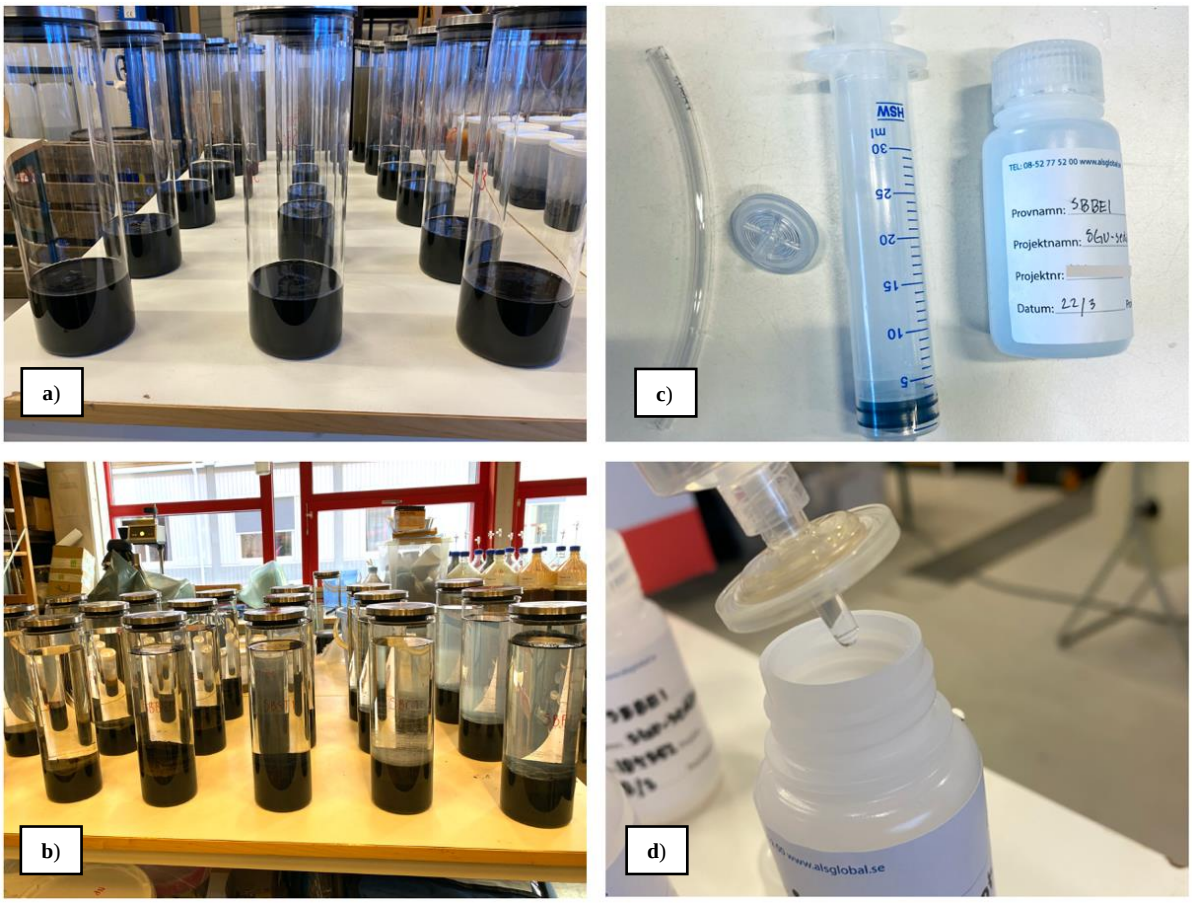


Fig 5. The experimental set up: where **a)** displays the 6 cm sediment layer and **b)** sediment with addition of the 2-4 cm thick capping layers and water column on top. Pictures **c)** and **d)** shows syringe, tube and filter used for water extraction at the three sampling occasions.

3.4 Analytical methods

Collected samples of sediment and sediment pore water, capping materials, extracted water from the columns, and Bothnian Bay water from Bureå and Lövskär were all sent to ALS Scandinavia AB in Luleå and analyzed according to Swedish Standard methods. Concentrations of metals in sediment and capping materials were determined after digesting the samples in 7M HNO_3 in a hotblock. Metal concentrations were then determined by Inductively Coupled Plasma-Sector Field Mass Spectrometry (ICP-SFMS), Inductively Coupled Plasma Atomic Emission Spectroscopy (ICP-AES) and Atomic Fluorescence Spectroscopy (AFS). Dry weight (TS) of the Bureå sediment and the capping materials were determined by the TS-105 method. For analysis of sediment-to-water transportation of trace elements, 60 mL of seawater in each column was extracted on three sampling occasions after 19, 33 and 60 days, and sent to ALS Scandinavia AB where metal concentrations were determined by ICP-SFMS, ICP-AES and AFS. Chloride and sulfur were determined by ion chromatography. All the samples were acidified by 1 ml HNO_3 per 100 ml before analysis. The pH and EC were measured in the columns using a Mettler Toledo SevenGo Dou SG23 pH/Cond-meter. The methods of analysis and the included elements and/or parameters are compiled in Table 2.

Table 2. Description of methods used to determine the sediment, capping material, water and pore water concentrations at ALS Scandinavia AB in Luleå.

Analysis	**Method**	**Included elements/parameters**
Metals in fresh water	ICP-AES (W-AES-1A) and ICP-SFMS (W-SFMS-5A) according to SS-EN ISO 11885:2009 and SS-EN ISO 19729-2:2016. Hg determined by AFS (W-AFS-17V2) according to SS-EN ISO 17852:2008. The samples were acidified with 1 ml HNO_3 (suprapur) per 100 ml before analysis.	Ca, K, Mg, Na, Si, Sr, Al, As, Ba, Cd, Co, Cu, Hg, Fe, Mn, Mo, Ni, P, Pb, V, Zn
Chloride and sulfate in fresh water	Determined by ion chromatography according to CSN EN ISO 10304-1 and CSN EN 16192.	Cl, SO_4
Salinity and dissolved O_2 in fresh water	Salinity determined by electrical conductivity by conductometer and calculation of salinity according to CSN EN 2788, SM 2520 B and CSN EN 16192. Oxygen determined by electrochemical method according to EN 25814.	Salinity, O_2
Metals in pore water	Determined by ICP-AES (W-AES-1B) and ICP-SFMS (W-SFMS-5D) according to SS-EN ISO 11885:2009 and SS-EN ISO 19729-2:2016. Hg determined by AFS (W-AFS-17V3a) according to SS-EN ISO 17852:2008. The samples were acidified with 1 ml HNO_3 (suprapur) per 100 ml before analysis.	Ca, K, Mg, Na, Si, Sr, Al, As, Ba, Cd, Co, Cu, Hg, Fe, Mn, Mo, Ni, P, Pb, V, Zn
Metals in soil, sludge, sediment and construction material	Analyzed by ICP-SFMS (S-SFMS-59) according to SS-EN ISO 17294-2:2016 after digestion in 7M HNO_3 in hotblock (S-PM59-HB) according to SE-SOP-0021.	As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Ni, Pb, V, Zn
Dry weight of soil, sludge, sediment and construction material	Determination of dry weight (TS-105) according to SS-EN 15934:2021 utg 1.	TS at 105 °C

4 Results and Discussion

4.1 Water profile in Burefjärden

Results from in-situ measurements of temperature, pH, and conductivity (EC) in the water profile are presented in Table 3. The pH at the site is marginally acidic and shows a minor decrease with depth (6.3 to 6.2). A significant increase in conductivity can be observed with depth, approximately 8 times higher at 2 m, indicating a shallow and poorly mixed water. As salinity controls conductivity, the salinity at the site is assumed to increase considerably with depth as well and is estimated to ≤2 ppt. Measurements were performed in March when the bay was ice covered and thus, to make a more reliable assessment of the waters' physicochemical profile, complementary sampling throughout all seasons would be necessary. Seasonal changes in temperature, salinity and primary production may cause variations in redox and pH conditions at the site. However, these measurements can be used as an indication of the physicochemical conditions in order to correlate the assessment of trace element behavior in the experimental columns to in situ conditions. For instance, the relatively low pH at the site could indicate that contaminants are more likely to be released from the sediment and further sustaining the polluted conditions.

As stated previously, distribution and partitioning of metals in sediment are mainly regulated by redox and pH conditions. The water profile at the site is assumed to be oxygenated due to continuous inflow of river water and the low bioproduction in the Bothnian Bay. VISS (2020) have published data from an oxygen condition monitoring program during 2008-2013, which shows that the oxygen conditions in the Burefjärden sea area are classified as "high" (>5 $mg \cdot L^{-1}$) according to HVMFS 2019:25. However, conditions deeper down near the sediment surface are assumed to be suboxic to anoxic due to the fiber rich residues in the sediment. The seawater added in the laboratory columns was sampled at Lövskär harbor, about 150 km from the Burefjärden sea area, and is assumed to have similar levels of dissolved O_2 as the seawater at the site. However, levels of dissolved As and Hg, along with other trace elements, are likely lower in the Lövskär seawater than in Bureå bay due to contributions from the Skellefte Sulfide Ore District and the Rönnskärsverken smelter at Skelleftehamn (Figure 1).

Table 3. In-situ measurement of temperature, pH and EC at two depths in Burefjärden sea area.

Depth (m)	Temp (°C)	pH	EC ($\mu S \cdot cm^{-1}$)
1	2.2	6.3	236
2	2.4	6.2	1976

4.2 Properties of the sediment and capping materials

Samples of sediment and capping materials were sent for analysis before experimental set up. Results are presented in Table 4, where concentrations in sediment and capping materials (in $mg \cdot kg^{-1}$ dry weight) are compared with available guide values (class V "very high content") from Naturvårdsverket's assessment criteria for metals in marine sediment (Naturvårdsverket, 1999). Though they are not technically a sediment, the capping materials are also compared to these values in this study as they are intended to be distributed in a marine sediment. Complete analysis protocol is available in Appendix B.

Table 4. Metal concentrations in sediment and capping materials. Classification "very high content" represents class V of heavy metal contamination levels ($mg \cdot kg^{-1}$ dry weight) for assessment of metals in marine sediment according to standard Swedish method (Naturvårdsverket, 1999). Levels exceeding class V in *cursive*.

Material	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
Unit	$mg \cdot kg^{-1}$	$mg \cdot kg^{-1}$	$mg \cdot kg^{-1}$	$mg \cdot kg^{-1}$	$mg \cdot kg^{-1}$	$mg \cdot kg^{-1}$	$mg \cdot kg^{-1}$	$mg \cdot kg^{-1}$
Class V	**>45**	**>3**	**>72**	**>80**	**>1**	**>99**	**>110**	**>357**
Sediment	*240*	*4*	42	*93*	*2*	17	*196*	183
Rockdust02	6	<0.1	57	66	<0.2	33	12	90
Rockdust005	0.7	<0.1	33	13	<0.2	8	3	89
Concrete slurry	4	0.3	26	36	<0.2	14	12	*468*

The marine sediment sampled in Burefjärden displays elevated levels of As (240 $mg \cdot kg^{-1}$), Pb (196 $mg \cdot kg^{-1}$), Cu (93.3 $mg \cdot kg^{-1}$), Cd (4.11 $mg \cdot kg^{-1}$) and Hg (1.66 $mg \cdot kg^{-1}$). These levels represent the test area which displays lower concentrations than the average levels from 34 sampling points around the area (Table 1 in section 2.1.1). This study was performed by Ramboll (2019a) and indicates that the contamination is not evenly distributed at the site, and "hot spots" may occur. Earlier sampling campaigns in the area displayed significantly higher Hg and As levels, as maximum concentrations were about 11 times higher (18 $mg \cdot kg^{-1}$ for Hg and 2460 $mg \cdot kg^{-1}$ for As) than the measured concentrations at the test area. Thus, results obtained from the experimental set up using this sediment may not be representative for the whole of the area, but only give indications of the efficiency of the different thin-layer caps. As presented in Table 4, the larger-grained rock dust displays higher levels of heavy metals than the finger-grained. Dissolved metal concentrations are generally low, with exceptions; rockdust02 exhibiting slight to high risk for Cu content, and the concrete sludge displaying elevated levels of Zn (468 $mg \cdot kg^{-1}$) that exceeds classification V.

4.2.1 Application of capping materials

Difficulties when applying the capping layers were observed during the laboratory experiment. The two rock dust materials were technically easy to apply in the controlled laboratory environment but would most likely be challenging on a larger field-scale. The finer grained rock dust, with its small particle size and low moisture content (0.2 %), displayed some difficulties settling and was therefore not particularly successful at aiding the deposition of

biochar. The same difficulties were observed for the larger-grained rock dust (Figure 6c), where a clearly visible layer of biochar can be noted on top of the capping layer and at the water column surface. Note that these two materials, due to technical challenges, were mixed with biochar and added as dry powders on top of the sediment layer. These dry layers were slurried when adding seawater on top making the rock dust materials settle faster than the biochar, resulting in the layering of the materials seen in Figure 6. Concrete sludge and bentonite clay were added as pastes and showed similar layering characteristics when applying them. However, it can be observed in Figure 6 that the biochar+bentonite layer yielded a thicker, more uneven cap due to its swelling capacity. Furthermore, the biochar+concrete slurry paste did not exhibit any visible layering of biochar. The loss of biochar is insignificant in the controlled laboratory environment and could therefore not be taken into further consideration in this study. Nevertheless, it is viable to assume that the rock dust materials would result in a greater loss of biochar, than the bentonite and concrete slurry pastes, due to the visible layering and the biochar film on top of the water column.

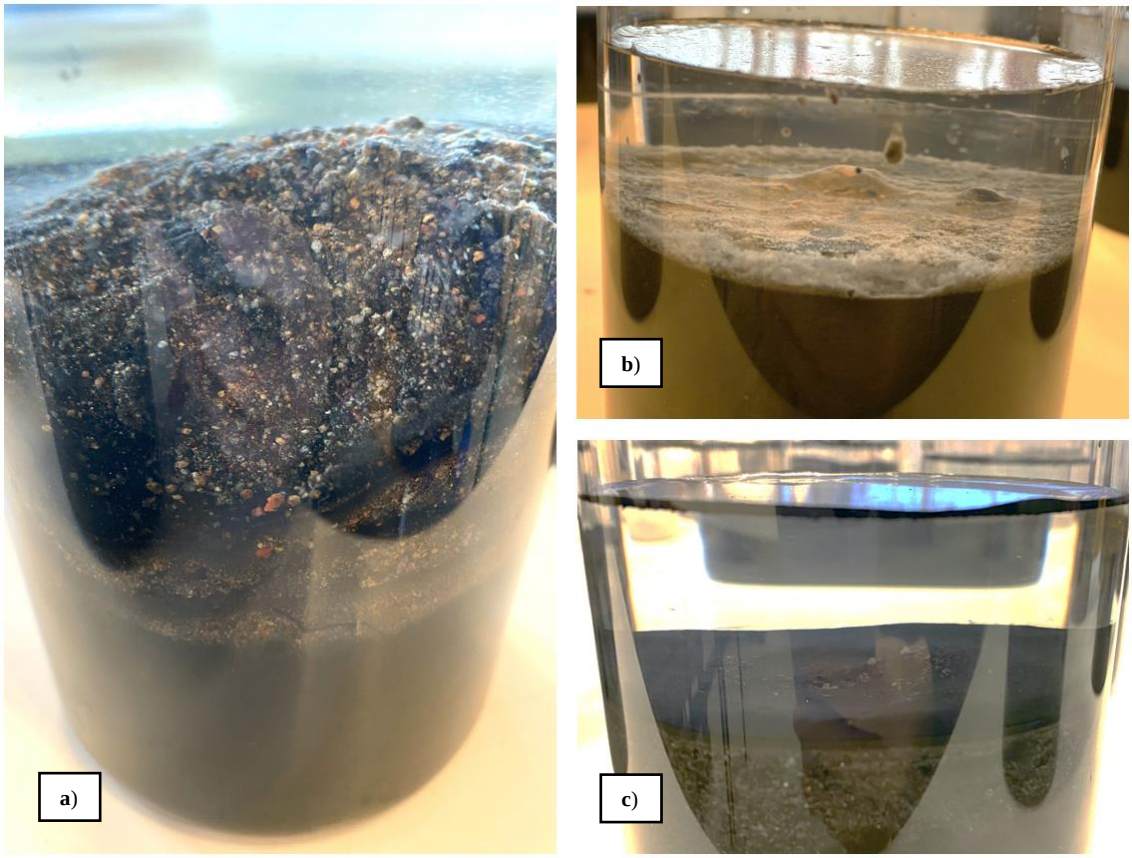


Fig 6. a) biochar+bentonite capping layer after 60 days, **b)** biochar+concrete slurry with no visible biochar layering and **c)** biochar+rock dust (0-2 mm) where a thin biochar layer is clearly visible.

4.3 Conductivity and pH in the overlying water column

This section summarizes the measured pH and conductivity conditions in the laboratory column set up. Changes in pH are presented in Figure 7, and conductivity in Figure 8. Both the pH and conductivity were measured over the course of 60 days, and the graphs display calculated averages for measured values in the triplicate columns for each capping material. Standard

deviation (SD) was calculated for each pH value and showed good precision, with a maximum observed SD of ±4% for the biochar+bentonite column. All measured pH and conductivity values are available in Appendix C.

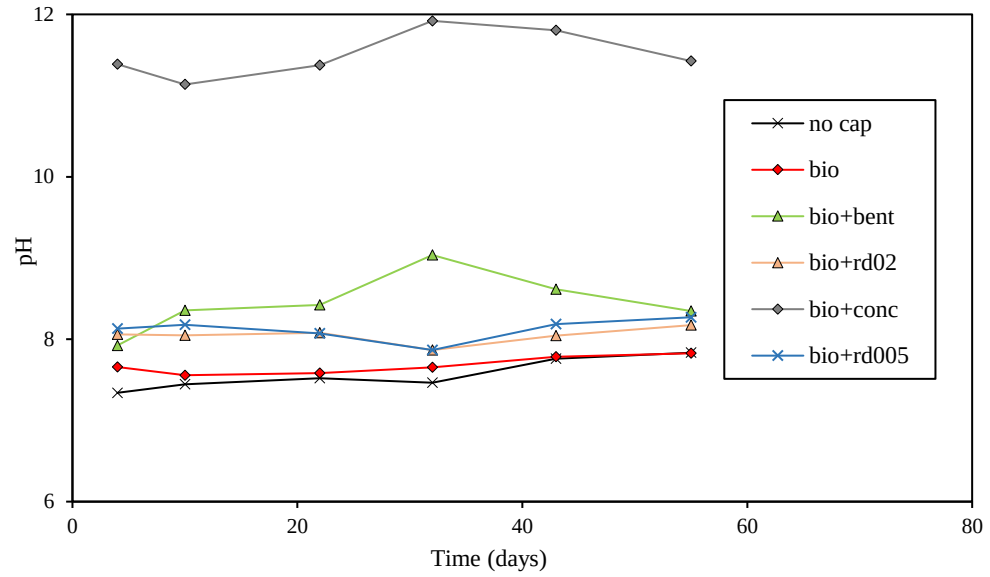


Fig 7. Average pH in the seawater measured at approximately 10 cm above uncapped and capped sediment layers at six occasions during the course of 60 days.

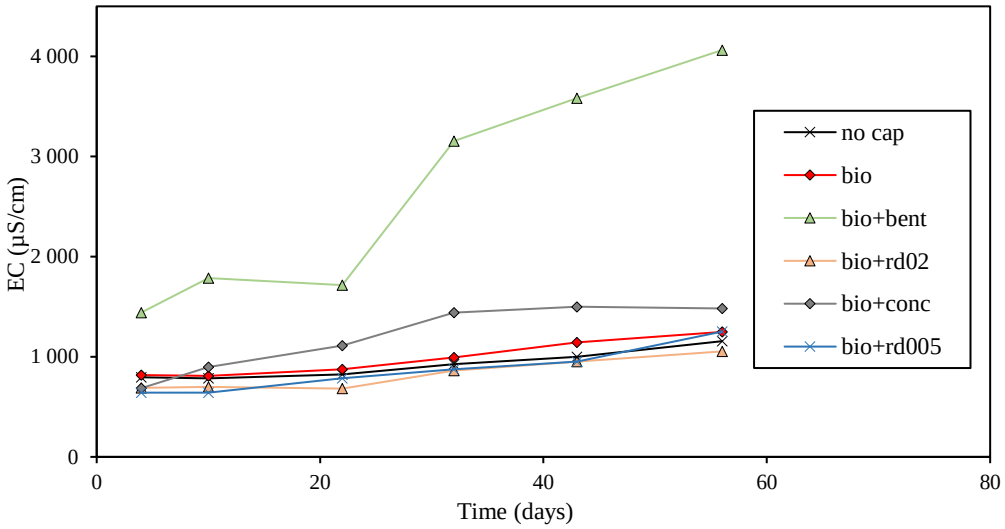


Fig 8. Average conductivity ($\mu S \cdot cm^{-1}$) in the seawater measured at approximately 10 cm above uncapped and capped sediment layers at six occasions during the course of 60 days.

Initial pH in the seawater was measured to neutral (7.0) and an increase in pH can be observed in all columns (Figure 7). The uncapped sediment increases pH in the seawater slightly (7.6) followed by biochar <biochar+rockdust02 <biochar+rockdust005 <biochar+bentonite <biochar+concrete slurry. A small increase in pH (7.7) was observed when biochar was mixed into the sediment. This indicates that the application of biochar, which is an alkaline material, increases the pH in the columns. Addition of biochar+rockdust increases pH to >8 and

biochar+bentonite clay to an average pH of 8.5. A significant increase in pH can be observed in the biochar+concrete slurry columns (11.5), which likely responds to the limestone binder in the concrete. An indication of this was an observed average release of 692 $mg \cdot L^{-1}$ of Ca in the columns.

The conductivity in the columns is generally increasing with time as ions are released into the overlying seawater (Figure 8). The increase in conductivity indicates that dissolved substances are released from the sediment and/or capping layers over time. The average conductivity for all of the columns increases from about 600-800 $\mu S \cdot cm^{-1}$ to 1000-1400 $\mu S \cdot cm^{-1}$ during the 60-day period, except for biochar+bentonite which exhibits a significantly higher conductivity due to added NaCl for reducing the layer thickness. World average sea water has a conductivity of about 50 000 $\mu S \cdot cm^{-1}$ (salinity 35 PSU) according to MRCCC (n.d.) (salinity 35 PSU). The Bothnian Bay is, however, a brackish water more similar to freshwater composition, which according to MRCCC (n.d.) usually exhibits a conductivity in the range of 0-1500 $\mu S \cdot cm^{-1}$ (salinity 2-4 PSU).

4.4 Sediment-to-water release of trace elements

Concentrations of trace elements were analyzed from samples extracted in the seawater at about 10 cm depth in the columns after 19, 33 and 60 days. Where available, assessment criteria for special pollutants in coastal waters will be used to determine possible toxic effects of the metals. These criteria are based on ecological assessments and bioavailability of the elements and have been developed by Swedish Agency for Marine and Water Management (HVFMS 2019:25).

Average concentrations were calculated from measurements in the triplicate columns for each material. The average concentrations ($\mu g \cdot L^{-1}$) and SD above each capping layer after 60 days for As, Cd, Cu, Hg, Pb and Zn are presented in Figure 9. Figure 10 shows average concentrations and SD above each capping layer after 60 days for Al, Fe, Mn and P. Full analysis results from the column experiment are available in Appendix B. Average concentrations for the control samples of the materials are presented in Table 5. Selected trace element concentrations over time are discussed in following sections below.

Table 5. Average concentrations in water column (de-ionized MilliQ) above the capping materials in duplicate plastic containers after 60 days. Note that bentonite clay control is with sediment layer and seawater.

Material	As	Cd	Cr	Cu	Hg	P	Pb	Zn	Al
Unit	$\mu g \cdot L^{-1}$	$\mu g \cdot L^{-1}$	$\mu g \cdot L^{-1}$	$\mu g \cdot L^{-1}$	$\mu g \cdot L^{-1}$	$\mu g \cdot L^{-1}$	$\mu g \cdot L^{-1}$	$\mu g \cdot L^{-1}$	$\mu g \cdot L^{-1}$
Bentonite[1]	436	0.006	0.177	4	<0.002	1443	0.1	9	3
Rockdust02	2	0.006	0.04	0.6	<0.002	5	0.1	2	153
Rockdust005	12	0.03	0.2	5	<0.002	170	0.02	1	43
Concrete slurry	0.3	0.003	4	3	<0.002	3	3	7	135

[1]Bentonite control sample=only bentonite capping layer (no biochar) above sed layer.

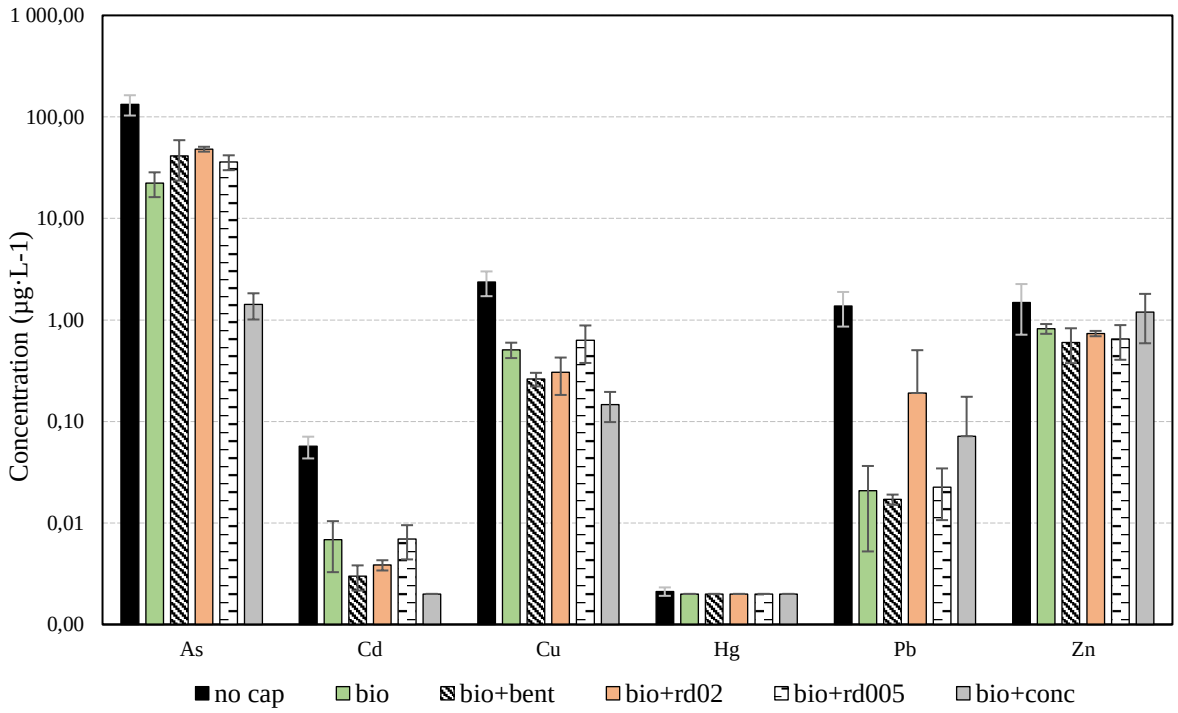


Fig 9. Average concentrations (µg·L^{-1}) of As, Cd, Cu, Hg, Pb and Zn above the sediment with no capping and different capping materials in the columns after 60 days. Error bars show calculated SD. Cd was below detection limit (<0.002 µg·L-1) in the concrete columns and Hg in all columns except for the uncapped sediment.

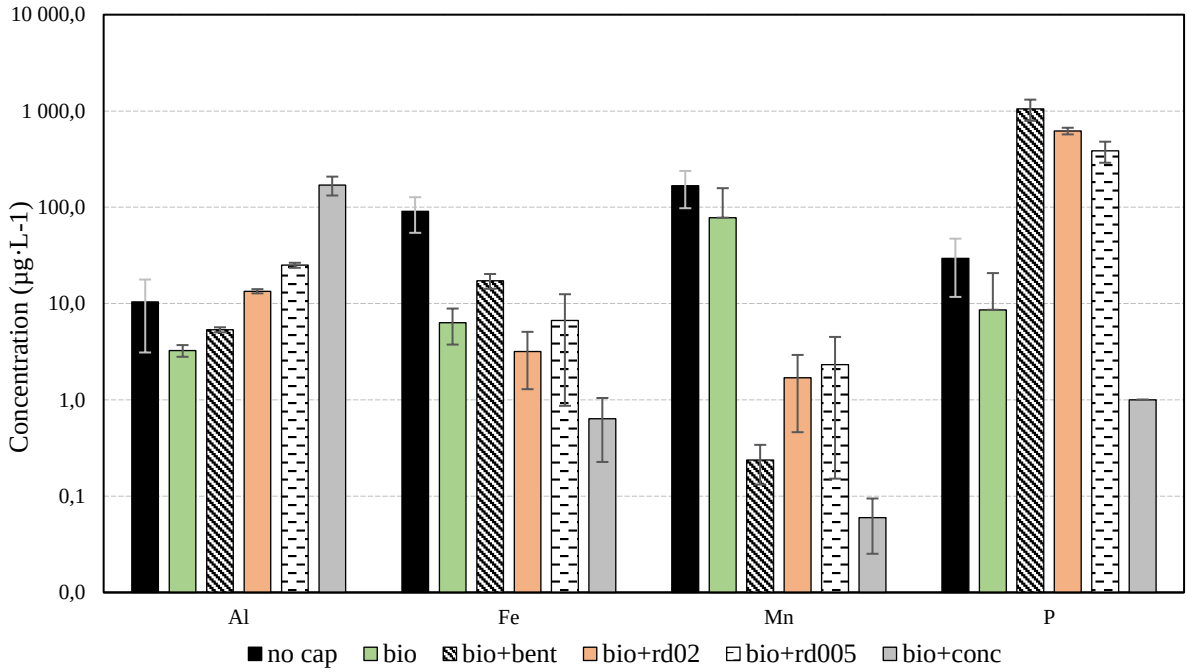


Fig 10. Average concentrations (µg·L^{-1}) of Al, Fe, Mn and P above the sediment with no capping and different capping materials in the columns after 60 days. Error bars show calculated SD.

In Figure 9 it can be observed that all capping materials prevent and/or delay release of heavy metals after 60 days. Mercury levels were below detection limit in the columns, indicating that either methylation of Hg (Me-Hg) has occurred or anoxic conditions in sediment that favors formation of insoluble Hg-sulfides. Furthermore, Pb and Cd are the elements displaying the largest decrease in concentrations in the biochar columns compared to other elements. This agrees with earlier findings presented by Tomas et al (2020) where biochar showed a higher adsorption capacity for Pb and Cd than Zn and As (V).

Average levels of As can be observed as significantly higher than the other elements in all columns. The black bars (no cap) in Figure 9 represents the average concentration in the water above the uncapped sediment which displays the highest levels for all elements after 60 days. However, the thin-layer capping materials delay release of As which can be noted by a reduction of the As level above the uncapped sediment (133 ± 30 $\mu g \cdot L^{-1}$) by a factor of 3 in the biochar+rock dust02 columns, and by a factor 95 in the biochar+concrete slurry columns.

Figure 10 shows that release of Fe and Mn is prevented by the capping materials while levels of dissolved Al and P are increasing in most of the columns. In the biochar columns, the levels are decreasing which might indicate a higher adsorption efficiency when biochar is mixed into the sediment. Furthermore, results of the material control in Table 5 show that 1443 ± 176 $\mu g \cdot L^{-1}$ of P is released with only bentonite as a capping material. For Al, increasing dissolved levels for rock dust of larger grain size (153 $\mu g \cdot L^{-1}$) and concrete slurry material (135 $\mu g \cdot L^{-1}$) are likely to stem from the added materials, and less likely to have been transported from sediment through the capping layers.

To summarize, the compiled concentrations in Figure 9 and Figure 10 show that all the thin-layer caps generally prevent release of metals and P, and the probable main cause would be a reduced diffusion through the added layers and/or the adsorption capacity of the biochar. Furthermore, the capping layers exhibiting increasing pH values also displays lower levels of dissolved heavy metals after 60 days.

4.4.1 Iron, manganese and sulfate

In order to gain knowledge of the redox conditions in the columns, the partitioning and distribution of redox sensitive elements, e.g., Fe, Mn and S, can be evaluated. Iron and Mn form hydroxides and oxides at oxidized conditions resulting in decreasing dissolved Fe and Mn concentrations. This can occur both in the water column and in the sediment pore water, and other trace elements are usually sorbed to the Fe and Mn hydroxides. These hydroxides are not stable in suboxic-anoxic conditions, when they dissolve easily yielding a mobilization of Fe, Mn and trace elements in the columns. Average concentrations of sulfate, iron and manganese after 19, 33 and 60 days in the water column above the different capping layers are presented in Table 6. In Figure 11, the average concentrations of Fe and Mn are presented in a bar diagram. The black bars represent average Fe concentrations, and the blue bars show Mn levels.

Table 6. Average concentrations of SO_4 (mg·L^{-1}), Fe (µg·L^{-1}) and Mn (µg·L^{-1}) over time in the water column at 10 cm above the sediment and capping layers. Samples were collected after 19, 33 and 60 days. Standard deviations (SD) were calculated for the triplicate columns at each sampling occasion.

	SO4-19	**SO4-33**	**SO4-60**	**SD-19**	**SD-33**	**SD-60**
no cap	23	23	35	2	3	12
bio	28	31	46	2	2	1
bio+bent	49	71	79	6	1	5
bio+rd02	20	22	23	0	2	1
bio+rd005	25	27	29	0	3	1
bio+conc	8	7	5	1	1	0
	Fe-19	**Fe-33**	**Fe-60**	**SD-19**	**SD-33**	**SD-60**
no cap	449	480	91	158	178	37
bio	68	57	6	2	5	3
bio+bent	66	44	17	6	4	3
bio+rd02	65	58	3	5	5	2
bio+rd005	85	60	7	9	17	6
bio+conc	1	1	1	0,5	0,4	0,4
	Mn-19	**Mn-33**	**Mn-60**	**SD-19**	**SD-33**	**SD-60**
no cap	274	313	168	69	79	70
bio	149	186	78	20	27	80
bio+bent	2	1	0,2	0,2	0,4	0,1
bio+rd02	1	1	2	1	0,4	1
bio+rd005	9	13	2	3	4	2
bio+conc	0,03	0,03	0,06	0,00	0,00	0,03

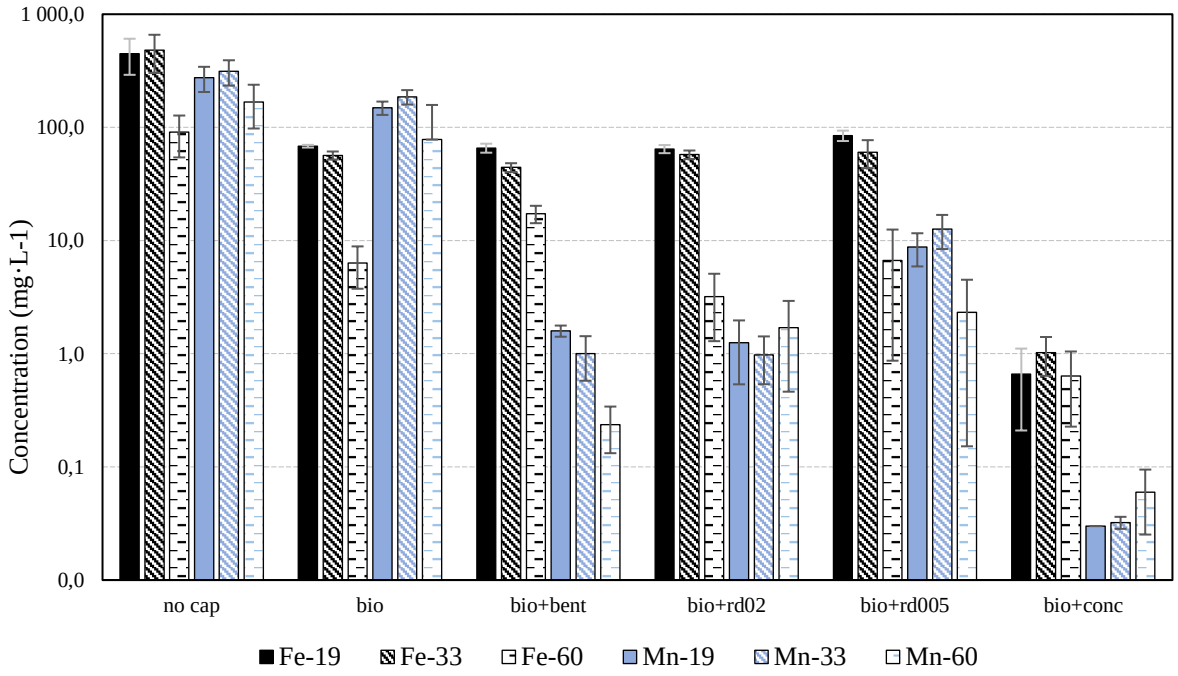


Fig 11. Average concentrations (µg·L^{-1}) for Fe and Mn over time in the water column above the uncapped and capped sediment in the experimental columns. The samples were collected after 19, 33 and 60 days. Error bars show calculated SD.

Overall, iron and manganese levels follow the same trend. In Table 6 it can be observed that Fe is reduced from 449 ± 158 $\mu g \cdot L^{-1}$ in the uncapped column to approximately 91 ± 37 $\mu g \cdot L^{-1}$ after 60 days. Mn is reduced from 274 ± 69 $\mu g \cdot L^{-1}$ to 168 ± 70 $\mu g \cdot L^{-1}$ in the same time frame. After 60 days, the different capping materials displays Fe concentrations in the low range of 0.6 to 17 $\mu g \cdot L^{-1}$. Biochar+concrete layer shows the lowest dissolved Fe level and biochar+bentonite the highest of the materials. The biochar+concrete layer displays the lowest Mn levels as well, of approximately 0.06 $\mu g \cdot L^{-1}$, while the highest levels can be observed in the biochar columns (78 $\mu g \cdot L^{-1}$) after 60 days. In general, the concrete slurry is most efficient at immobilizing Fe and Mn (Figure 11) which is the material yielding the most significant pH increase. This could indicate that the capping material and the upper part of the sediment is relatively oxidized, as Fe and Mn are more likely to form easily soluble hydroxides under oxidized conditions at neutral to mildly acidic conditions.

For the columns exhibiting a lower pH, more Fe, Mn and SO_4 can be mobilized and released through the capping layers. Additionally, levels of dissolved SO_4 are also significantly lower (5 $mg \cdot L^{-1}$, Table 6) in the capping layer with pH 11.5, which might suggest that reducing conditions are still prevalent in the sediment as Fe and Mn can be bound as sulfides. The release of Fe, Mn and SO_4 presented in Table 6 strengthens the conclusion that the sediment is reduced but with an oxidized surface yielding an upward migration of Mn, Fe, As and P. Furthermore, the trace elements are more likely to sorb/co-precipitate at the sediment-capping layer interface when adding a capping material that increases the pH in the sediment surface.

4.4.2 Copper and zinc

Average concentrations of Cu and Zn after 19, 33 and 60 days in the water column above the different capping layers are compiled in Figure 12. The black bars represent Cu concentrations, and the orange bars show Zn levels.

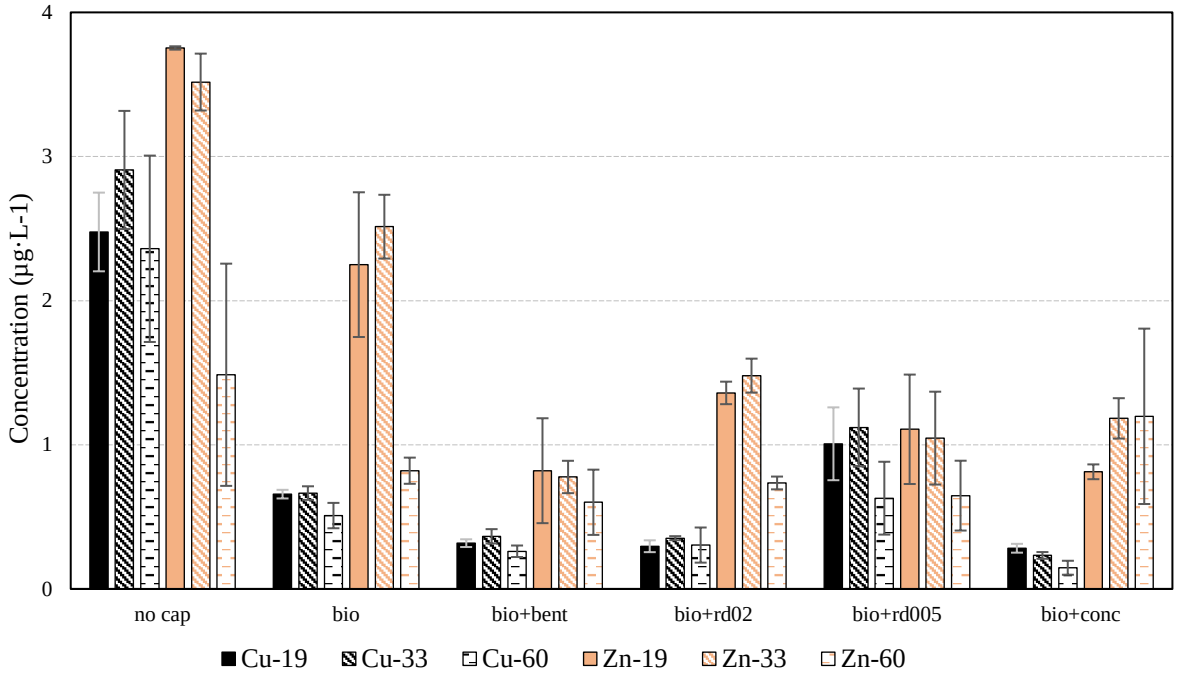


Fig 12. Average concentrations (µg·L^{-1}) for Cu and Zn over time in the water column above the uncapped and capped sediment in the column experiment. The samples were collected after 19, 33 and 60 days. Error bars show calculated SD.

In Figure 12 it can be observed that the level of dissolved Cu follows the same trend over time for all columns. Cu levels generally increase between 19 and 33 days, and then decrease at 60 days. It is only the biochar+concrete layer that shows continuously decreasing Cu levels over time. The highest displayed levels for all sampling occasions are in the water column above the uncapped sediment with Cu levels that ranges from 2.4 to 2.9 µg·L^{-1}. This can be compared to a maximum allowed Cu concentration in the Baltic Sea of 0.87 µg·L^{-1} according to HVFMS 2019:25. The bentonite clay (0.3 ± 0.04 µg·L^{-1}), rock dust of larger grain size (0.3 ± 0.1 µg·L^{-1}) and the concrete slurry (0.2 ± 0.1 µg·L^{-1}) show the highest efficiency for preventing release of Cu in a time frame of 60 days and is below the criteria level for Cu. However, considering the SD shown by the error bars, there variations in Cu concentration are not statistically significant.

Zn exhibits trends similar to Cu, with concentrations remaining approximately constant up to day 33, and then decreasing after 60 days for all capping layers except biochar+concrete material which increasese with time (Figure 12). However, considering the SD shown by the error bars, these variations in Zn concentrations are in some cases not statistically significant. The possible increase in Zn concentration above the biochar+concrete material is likely caused by the high levels of Zn in the concrete slurry material (7 µg·L^{-1} released from control sample, Table 5). The uncapped columns and columns with biochar mixed into the sediment displays a significant decrease (about 57-60%) in Zn levels after 60 days. This is a general trend but is more visible for the columns with a more elevated initial level. The maximum allowed level of Zn in the assessment criteria is set to 1.1 µg·L^{-1}, which is exceeded in all columns except the biochar+bentonite clay columns.

4.4.3 Cadmium and lead

Figure 13 displays the average concentrations of Cd and Pb after 19, 33 and 60 days in the experimental columns. The black bars show the Cd levels and the green displays Pb levels.

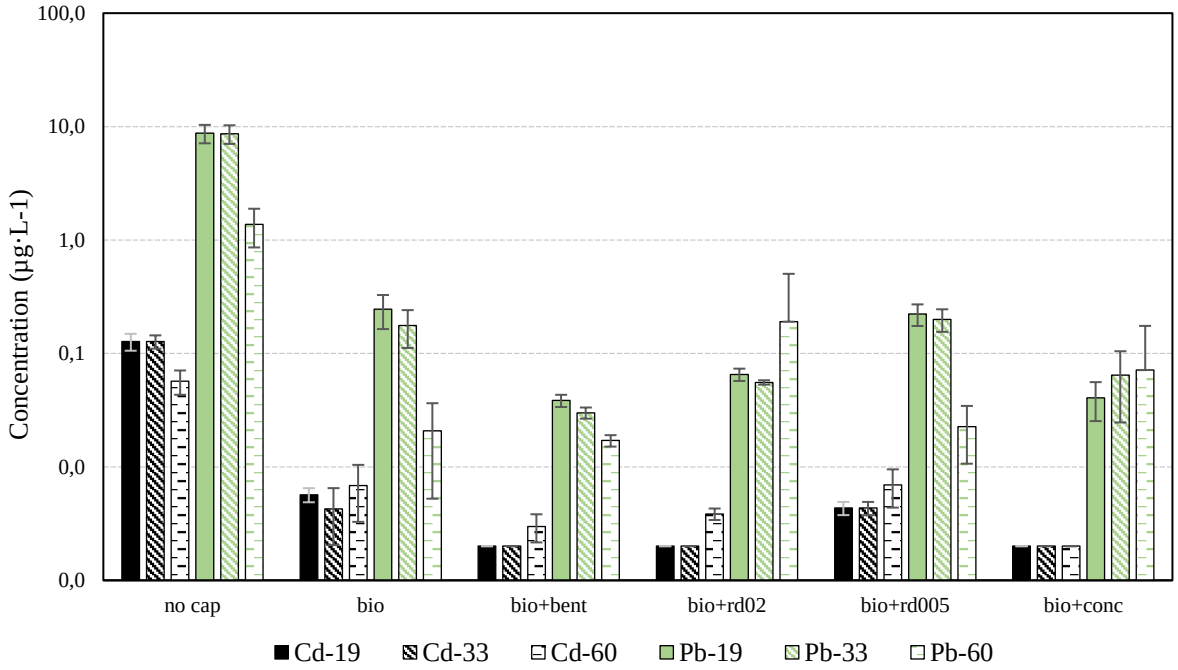


Fig 13. Average concentrations ($\mu g \cdot L^{-1}$) for Cd and Pb over time in the water column above the uncapped and capped sediment in the column experiment. The samples were collected after 19, 33 and 60 days. Error bars show calculated SD.

Levels of Cd and Pb released into the water column are reduced for all capping materials. The most significant reduction of Cd is seen for the biochar+concrete layer which exhibits levels below the detection limit at all sampling occasions. Furthermore, it is evident that Pb levels are increasing with time in the rock dust of larger grain size. In Table 5, it can be observed that this material has slightly higher Pb levels initially. All capping materials, however, suggest efficient immobilization of Pb and Cd compared to levels in the uncapped columns. The low Cd levels may indicate either high TOC content and/or anoxic environment in the sediment as Cd generally is more mobile under oxidizing conditions at neutral pH.

4.4.4 Arsenic and phosphorus

Release of As from sediment to the water column is delayed when applying a capping layer on top of the sediment. However, As levels in uncapped columns (133 ± 30 $\mu g \cdot L^{-1}$) and bentonite columns (41 ± 18 $\mu g \cdot L^{-1}$) are considerably higher compared to the limit value of 1.1 $\mu g \cdot L^{-1}$ in coastal surface waters (HVFMS 2019:25). However, no estimated natural background levels have been found for levels of As in the Bothnian Bay, which should be accounted for when comparing to limit values. Average concentrations and calculated standard deviations (SD) for As and P (tot-P) levels over time are presented in Table 7 and Figure 14. The two elements are plotted together as they both are anions and were observed to follow the same trend for release

through the capping materials. In Figure 15, the concentrations of As in the three biochar+bentonite clay columns over time are compared to the concentrations above the uncapped sediment and the alternative capping materials.

Table 7. Average concentrations (µg·L^{-1}) of As and P over time in the water column at 10 cm above the sediment and capping layers. Samples were collected after 19, 33 and 60 days. Standard deviations (µg·L^{-1}) were calculated for the triplicate columns at each sampling occasion.

	As-19	**As-33**	**As-60**	**SD-19**	**SD-33**	**SD-60**
no cap	181	190	133	67	66	30
bio	13	18	22	6	6	6
bio+bent	3	9	41	2	3	18
bio+rd02	30	38	48	6	6	3
Bio+rd005	15	19	36	5	8	6
bio+conc	0.2	0.3	1.4	0.1	0.1	0.4
	P-19	**P-33**	**P-60**	**SD-19**	**SD-33**	**SD-60**
no cap	62	48	29	16	9	18
bio	10	19	9	6	10	12
bio+bent	286	635	1052	77	75	260
bio+rd02	536	654	620	8	55	49
bio+rd005	238	556	385	99	392	95
bio+conc	1	1	1	0	0	0

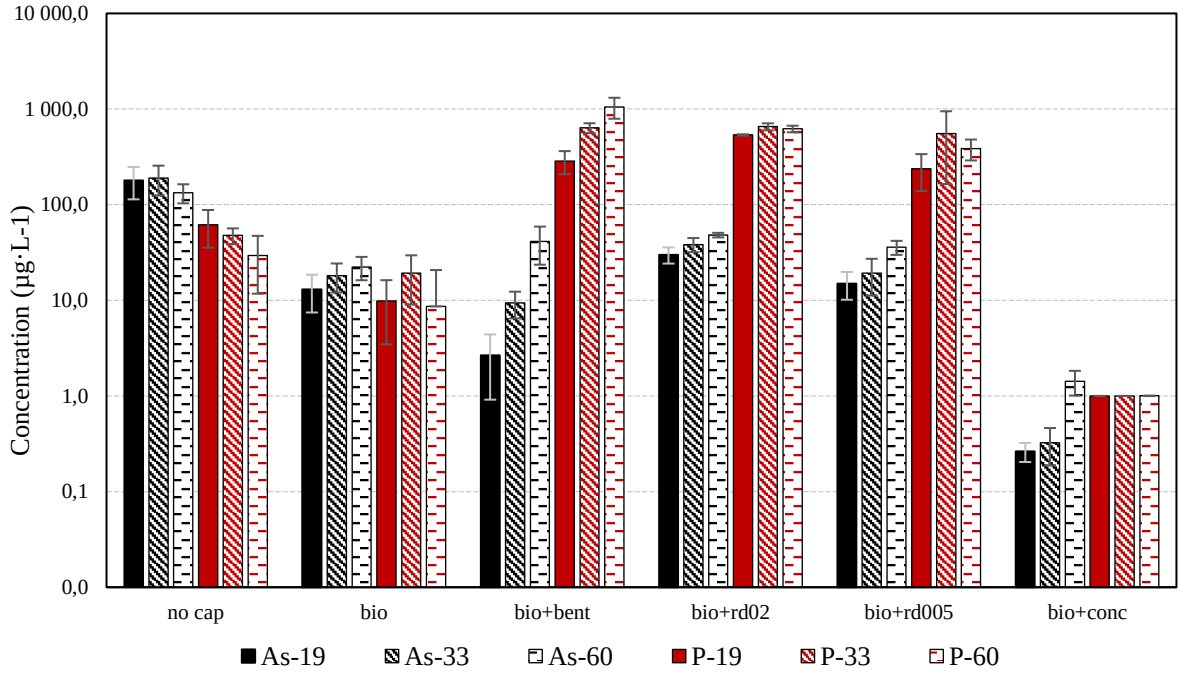


Fig 14. Average concentrations (µg·L^{-1}) for As and P over time in the water column above the uncapped and capped sediment in the experimental columns. The samples were collected after 19, 33 and 60 days. Error bars show calculated SD.

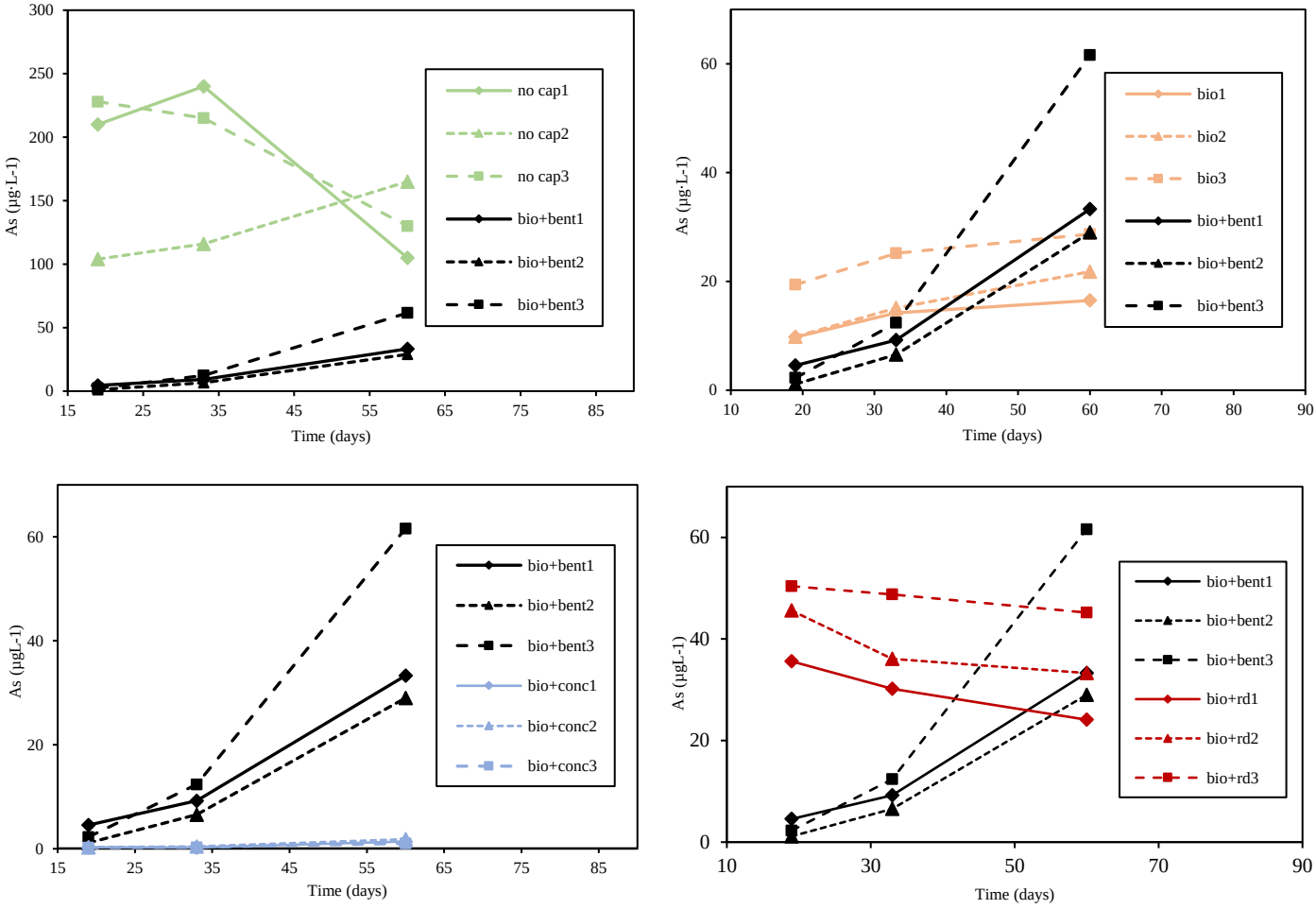


Fig 15. Concentration of As (µg·L^{-1}) in the water column above the biochar+bentonite clay compared to concentrations above uncapped sediment, biochar, biochar+concrete slurry and biochar+rockdust. The concentration in the triplicate columns for each material is presented and denoted 1, 2 and 3. Note that the rock dust presented is the coarse-grained (02) material as it displayed similar but slightly higher levels than the finer grained rock dust (005) for all measurements.

Figure 15 shows that the biochar+bentonite capping layer immobilized As at early stages of the experiment, followed by increased As concentration with time. The concentration of As increases approximately 2 times from 19 to 33 days, and continuously increases by about 300% from 33 to 60 days. The uncapped sediment, however, displays decreasing concentrations in two of the columns, and a clear trend cannot be distinguished. Furthermore, the lowest levels of As can be observed in the biochar+concrete layer columns (Figure 14). It is interesting to note that As levels are significantly lowered by the increasing pH (11.5) in the biochar+concrete columns. Generally, adsorption of anions decreases with increasing pH (Figure 15). The low levels above this capping layer could therefore suggest that As is adsorbed onto Fe-Mn oxides formed in the more oxidized surface layer. However, the overall increasing As and P levels with time (Figure 14) could suggest that the sediment and overlying water is getting more anoxic as oxygen gets depleted making As and P more mobile.

Levels of dissolved As and P show similar increases with time (Figure 14). Levels of dissolved P are observed to be high above the bentonite clay (1052 ± 260 $\mu g \cdot L^{-1}$) and rock dust materials (620 ± 49 $\mu g \cdot L^{-1}$ and 385 ± 95 $\mu g \cdot L^{-1}$) after 60 days (Table 7). However, as seen in Table 5 where the control samples are presented, these levels are most likely released from the added materials into the overlying water column. Nonetheless, dissolved As and P levels are increasing with time above all capping materials, but exhibits the lowest release for the biochar+concrete capping layer (Figure 14).

Diffusive fluxes of As were intended to be calculated in order to evaluate the diffusive release of As, but difficulties in pore water concentrations measurements made this calculation unreliable. Therefore, the diffusive behavior of As will only be assumed to delay the release of As for all capping materials.

4.5 Evaluation of the capping layers

To choose a suitable capping material for field application of a thin-layer cap, several factors need to be considered. Beyond the adsorption efficiency and isolation of contaminants, factors such as the price of the capping material, the ecological footprint and also the physicochemical aspects of the application should be considered. Additionally, the total cost of a material varies a lot depending on purchase price, cost of transport and management. Benefits with the alternative materials (concrete slurry and rock dust) are that they are residual products available in nearby areas resulting in reduced transport emissions and cost compared to the bentonite clay. However, the amount of bentonite clay needed in the laboratory experiment for a 2-4 cm thick layer (2 $kg \cdot m^{-2}$) was about 10 times less than the amount needed for the rock dust and concrete slurry (20 $kg \cdot m^{-2}$).

As discussed in the previous sections, all capping materials generally displays lower levels of As, Cd, Cu, Hg, Pb, Zn, Fe, Mn and SO_4 compared to the control columns with uncapped sediment. To gain a better understanding of which materials are most efficient at preventing release of a specific trace element, the maximum and minimum observed average levels in the columns after 19, 33 and 60 days for some of the elements are compiled in Table 8.

Table 8. Minimum and maximum average levels observed for selected trace elements in the columns after 19, 33 and 60 days. The maximum levels are marked with an H, and minimum levels with an L. *=below detection limit.

19 days	**As**	**P**	**Cd**	**Cu**	**Fe**	**Hg**	**Mn**	**Pb**	**Zn**	**SO_4**
Bio			H			*	H	H		
Bio+bent			*			*			L	H
Bio+rd02	H	H	*			*				
Bio+rd05			*	H	H	*				
Bio+conc	L	L	*	L	L	*	L*	L	L	L
33 days	**As**		**Cd**	**Cu**	**Fe**	**Hg**	**Mn**	**Pb**	**Zn**	**SO_4**
Bio			H			*	H		H	
Bio+bent			*			*		L	L	H
Bio+rd02	H	H	*			*				
Bio+rd05			*	H	H	*		H		
Bio+conc	L	L	*	L	L	*	L			L
60 days	**As**		**Cd**	**Cu**	**Fe**	**Hg**	**Mn**	**Pb**	**Zn**	**SO_4**
Bio			H			*	H			
Bio+bent		H	*		H	*			L	H
Bio+rd02	H		*			*		H		
Bio+rd05			*	H		H				
Bio+conc	L	L	*	L	L	*	L	L	H	L

The concrete slurry thin-layer cap has the highest efficiency for preventing release of trace elements from the sediment to the overlying water. However, it is important to note that the significant increase in pH in the overlying water body would not occur in field conditions, and that the retention of heavy metals would likely not be as efficient as in the laboratory set up. As the water in the columns was not replaced between the sampling occasions, all dissolved metals are remaining in the stagnant water, most likely resulting in an overestimation of dissolved levels which could contribute to a larger difference in levels between e.g., uncapped and capped sediment. Nonetheless, comparison between the capping layers can be considered as relatively reliable as they all have been exposed to the same experimental conditions and limitations.

The rock dust materials exhibit higher levels of released trace elements for As, Cu, Hg and Pb and can be considered less efficient than the bentonite clay or the concrete slurry. As mentioned previously, the rock dust of both grain sizes displayed difficulties of settling in the columns, which may be one contributor for the higher levels. Furthermore, the columns where biochar was mixed into the sediment shows higher levels of Cd and Mn compared to the other capping materials, indicating that the isolation factor provided by the 2-4 cm thick capping layers is beneficial for preventing release of trace elements from the sediment.

5 Conclusions

The experimental set up revealed that capping layers containing an active material mixed with a structural material effectively prevents release of trace elements trough the sediment to the overlying water (Figure 9 and 10). Evaluation of the different capping materials showed that the concrete slurry had the most suitable settling properties and negligible loss of biochar in the set-up of the columns. The biochar+concrete slurry thin-layer cap displayed the highest efficiency for preventing and/or delaying release of As, P, Cu, Fe, Mn and SO4 while higher levels (7 $\mu g \cdot L^{-1}$) of Zn could be observed. Furthermore, Mercury and Cd displayed low levels in all the columns, most likely being bound to organic matter in the sediment.

An increase in pH and conductivity was observed in all columns (Figure 7). Biochar mixed in the sediment yielded a slight increase in pH (7.7) followed by the rock dust materials (8.1-8.2), bentonite clay layer (8.5) and the highest observed increase to a pH of 11.5 by the concrete slurry. However, it is important to note that, under field conditions, the overlying water in Burefjärden would not have this increase, but a slight increase in the sediment surface pH would most likely occur retaining metal cations.

Arsenic and P occurring as anionic species show similar trends of release through the different capping layers (Figure 14). Despite the observed increase in pH, the concrete slurry is most efficient at immobilizing As and P to levels of 1.4 $\mu g \cdot L^{-1}$ and <1 $\mu g \cdot L^{-1}$, respectively. The most likely explanation would be that As and P are kept bound in sulfides (As) in the sediment and/or co-precipitated on Fe and Mn hydroxides (As and P) at the sediment-capping layer interface. Copper and Zn occurring as cations also display similar trends over time for all columns. The most noticeable difference is that Cu and Zn decreases with time while As and P increase with time in the columns.

The evaluation of the efficiency of these thin-layer capping materials was conducted in a laboratory set up without consideration of field conditions such as erosion, advective flows, seasonal changes and that the pH in the sea water is constant. Furthermore, levels of contaminants in sediment and their potential environmental risk are also affected by biota which can vary between different areas and change over time. Pilot-scale experiments and further research regarding field application of capping materials and effects on biota would therefore be essential.

6 References

Artioli, Y. (2008). *Encyclopedia of Ecology* (1 ed.). (B. Fath, & S. Jorgensen, Eds.) Elsevier Science. doi:https://doi.org/10.1016/B978-008045405-4.00252-4

Azcue, J., Zeman, A., & Förstner, U. (1998). International review of application of subaqueous capping techniques for remediation of contaminated sediments. *Environmental Geotechnics, 2*, 537-542.

Bourg, A., & Loch, J. (1995). Mobilization of Heavy Metals as Affected by pH and Redox Conditions. In Salomon, W. Salomons, & W. Stigliani, *Biogeodynamics of Pollutants in Soils and Sediments* (pp. 87-102). Springer, Berlin, Heidelberg. doi:https://doi.org/10.1007/978-3-642-79418-6_4

Cornelissen, G., Amstaetter, K., Hauge, A., Schaanning, M., Beylich, B., Gunnarsson, J., . . . Eek, E. (2012). Large-Scale Field Study on Thin-Layer Capping of Marine PCDD/F Contaminated Sediments in Grenlandfjords, Norway: Physicochemical Effects. *Environ. Sci. Technol., 46*, 12030-12037. doi:dx.doi.org/10.1021/es302431u

Cornelissen, G., Elmquist Kruså, M., Eek, E., Oen, A., Arp, H., Raymond, C., . . . Gunnarsson, J. (2011). Remediation of Contaminated Marine Sediment Using Thin-Layer Capping with Activated Carbon-A Field Experiment in Trondheim Harbor, Norway. *Environ. Sci. Technol., 45*, 6110-6116. doi:dx.doi.org/10.1021/es2011397

Dabrowski, A. (2001). Adsorption - from theory to practice. *Advances in Colloid and Interface Science, 93*(1-3), 135-224. doi:https://doi.org/10.1016/S0001-8686(00)00082-2

Gambrell, R., Wiesepape, J., & Patrick, W. (1991). The effects of pH, redox, and salinity on metal release from a contaminated sediment. *57*, 359-367. doi:https://doi.org/10.1007/BF00282899

Geo Innova. (2008). *Förnyad huvudstudie Scharings industriområde.* Skellefteå kommun. Retrieved from https://www.skelleftea.se/Kommunledningskontoret/Innehallssidor/Bifogat/Huvudrapport-reviderad-080529.pdf

Ghosh, U., Luthy, R., Cornelissen, G., Werner, D., & Menzie, C. (2011). In-situ Sorbent Amendments: A New Direction in Contaminated Sediment Management. *Environmental Science & Technology, 45*, 1163-1168. doi:dx.doi.org/10.1021/es102694h

HVFMS 2019:25. (2019). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten*. Retrieved from https://www.havochvatten.se/download/18.4705beb516f0bcf57ce1c145/1576576601249/HVMFS%202019-25-ev.pdf

Jersak, J., Göransson, G., Ohlsson, Y., Larsson, L., Flyhammar, P., & Lindh, P. (2016a). *In-situ capping of contaminated sediments - Sediment remediation technologies: A general overview.* Linköping: SGI. Retrieved from https://www.sgi.se/globalassets/publikationer/sgi-publikation/sgi-p30-7.pdf

Jersak, J., Göransson, G., Ohlsson, Y., Larsson, L., Flyhammar, P., & Lindh, P. (2016b). *In-situ capping of contaminated sediments. Remedial sediment capping projects, worldwide: A preliminary review.* Linköping: SGI. Retrieved from http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1300112/FULLTEXT01.pdf

Joseph, S., Lehmann, J., & Earthscan from Routledge. (2015). *Biochar for Environmental Management: Science, Technology and Implementation* (2nd ed.). Routledge.

Kautsky, L., & Kautsky, N. (2000). The Baltic Sea, including Bothnian Sea and Bothnian Bay. In C. Sheppard, *Seas at the millennium: an environmental evaluation: 1. Regional chapters: Europe, The Americas and West Africa* (pp. 121-133).

Knox, A., Paller, M., & Dixon, K. (2014). Evaluation of Active Cap Materials for Metal Retention in Sediments. *Remediation Journal, 24*(3), 49-69. doi:https://doi.org/10.1002/rem.21394

Länsstyrelsen. (n.d.). *Förorenade områden i Västerbotten.* Retrieved from https://www.lansstyrelsen.se/vasterbotten/miljo-och-vatten/fororenade-omraden/fororenade-omraden-i-lanet.html#0

Lehoux, A., Petersen, K., Leppänen, M., Snowball, I., & Olsen, M. (2020). Status of contaminated marine sediments in four Nordic countries: assessments, regulations, and remediation approaches. *Journal of Soils and Sediments, 20*, 2619-2629. doi:https://doi.org/10.1007/s11368-020-02594-3

MRCCC. (n.d.). *Water quality standards*. Retrieved from https://mrccc.org.au/wp-content/uploads/2013/10/Water-Quality-Salinity-Standards.pdf

Naturvårdsverket. (1999). *Bedömningsgrunder för miljökvalitet, Kust och hav. Rapport nr 4914.*

Naturvårdsverket. (2003). *Efterbehandling av förorenade sediment - en vägledning.* Retrieved from https://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5254-3.pdf

Naturvårdsverket. (2020a). *Förorenade sediment.* Retrieved from https://www.naturvardsverket.se/Miljoarbete-i-samhallet/Miljoarbete-i-Sverige/Uppdelat-efter-omrade/Fororenade-omraden/Fororenade-sediment/

Naturvårdsverket. (2020b). *Rönnskärsverken - följ ärendet.* Retrieved from https://www.naturvardsverket.se/Stod-i-miljoarbetet/Rattsinformation/Rattsfall/Metallindustri/Ronnskarsverken/

O'day, P. (2006). Chemistry and Mineralogy of Arsenic. *Elements, 2*(2), pp. 77-83.

Olsen, M., Petersen, K., Lehoux, A., Leppänen, M., Schaanning, M., Snowball, I., . . . Lund, E. (2019). *Contaminated Sediments: Review of solutions for protecting aquatic environments.* Nordic Council of Ministers. Retrieved from http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1336098/FULLTEXT01.pdf

Peng, J.-F., Song, Y.-H., Yuan, P., Cui, X.-Y., & Qui, G.-L. (2009). The remediation of heavy metals contaminated sediments. *Journal of Hazardous Materials, 161*(2-3), 633-640. doi:https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2008.04.061

Ramboll. (2019a). *Miljöteknisk sedimentundersökning, Bureå träsliperi.*

Ramboll. (2019b). *Huvudstudie Bureå Träsliperi: åtgärdsmetoder för sediment och fiberbankar.*

Regeringen. (2019). Uppdrag om förbättrad kunskap för hantering av förorenade sediment. Retrieved from https://www.naturvardsverket.se/upload/miljoarbete-i-samhallet/miljoarbete-i-sverige/regeringsuppdrag/2019/fororenade-sediment-regeringsuppdrag.pdf

Søndergaard, M. (2009). Redox potential. In G. Likens (Ed.), *Encyclopedia of Inland Waters* (pp. 852-859). Academic Press. doi:https://doi.org/10.1016/B978-012370626-3.00115-0

Severin, M., Josefsson, S., Nilsson, P., Ohlsson, Y., Stjärne, A., & Wernersson, A.-S. (2018). *Förorenade sediment - behov och färdplan för en renare vattenmiljö.* SGU Rapport 2018:21. Retrieved from http://resource.sgu.se/produkter/sgurapp/s1821-rapport.pdf

SGF (Svenska Geotekniska Föreningen). (2018). *Åtgärdsportalen*. Retrieved from Klassisk in situ-behandling - Fördjupning: https://atgardsportalen.se/metoder/sediment/insitu-sediment/klassisk-in-situ-behandling/klassisk-insitu-fordjupn

SGF (Svenska Geotekniska Föreningen). (2019). *Muddringsmetoder - Översikt*. Retrieved from Åtgärdsportalen: https://atgardsportalen.se/metoder/sediment/ex-situ-muddring/muddringsmetoder

SGF (Svenska Geotekniska Föreningen). (2020). *Efterbehandling av sediment*. Retrieved from Åtgärdsportalen: https://atgardsportalen.se/metoder/sediment

SGU. (2016). *Kartläggning och riskklassning av fiberbankar i Norrland.* SGU. Retrieved from https://resource.sgu.se/produkter/sgurapp/s1621-rapport.pdf

Skellefteå kommun. (2020). *Fd Bureå AB.* Retrieved from https://www.skelleftea.se/fd-burea-ab

Thomas, E., Borchard, N., Sarmiento, C., Atkinson, R., & Labb, B. (2020). Key factors determining biochar sorption capacity for metal contaminants: a literature synthesis. *Biochar, 2*, 151-163. doi:https://doi.org/10.1007/s42773-020-00053-3

Wang, J., & Wang, S. (2019). Preparation, modification and environmental application of biochar: A review. *Journal of Cleaner Production, 227*, 1002-1022. doi:https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2019.04.282

Wang, M., Zhu, Y., Cheng, L., Anderson, B., Zhao, X., Wang, D., & Ding, A. (2018). Review on utilization of biochar for metal-contaminated soil and sediment remediation. *Journal of Environmental Sciences, 63*, 156-173. doi:http://dx.doi.org/10.1016/j.jes.2017.08.004

Wang, S., & Peng, Y. (2010). Natural zeolites as effective adsorbents in water and wastewater treatment. *Chemical Engineering Journal, 156*, 11-24. doi:https://doi.org/10.1016/j.cej.2009.10.029

VISS. (2020). Retrieved from VER, fria vattenmassan kust, Västerbottens län: https://viss.lansstyrelsen.se/MonitoringPrograms.aspx?monitoringProgramID=492&tab=Surveys&managementCycleName=Cykel_2#tabSurveys

VISS. (n.d.). *Burefjärden: Förvaltningscykel 3.* Retrieved from https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA77389916&managementCycleName=Senaste_bedoemning

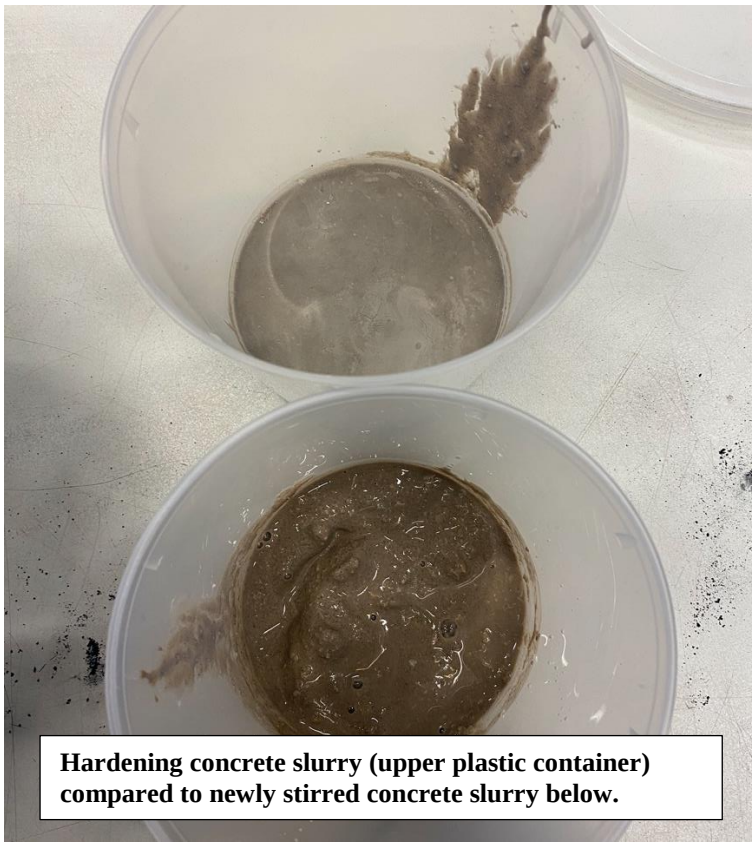
Yang, Y., Ye, S., Zhang, C., Zeng, G., Tan, X., Song, B., . . . Chen, Q. (2020). Application of biochar for the remediation of polluted sediments. *Journal of Hazardous Materials, 404*(Part A). doi:https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2020.124052.

Zhang, C., Yu, Z.-G., Zeng, G.-M., Jiang, M., Yang, Z.-Z., Cui, F., . . . Hu, L. (2014). Effects of sediment geochemical properties on heavy metal bioavailability. *Environment International, 73*, 270-281. doi:https://doi.org/10.1016/j.envint.2014.08.010.

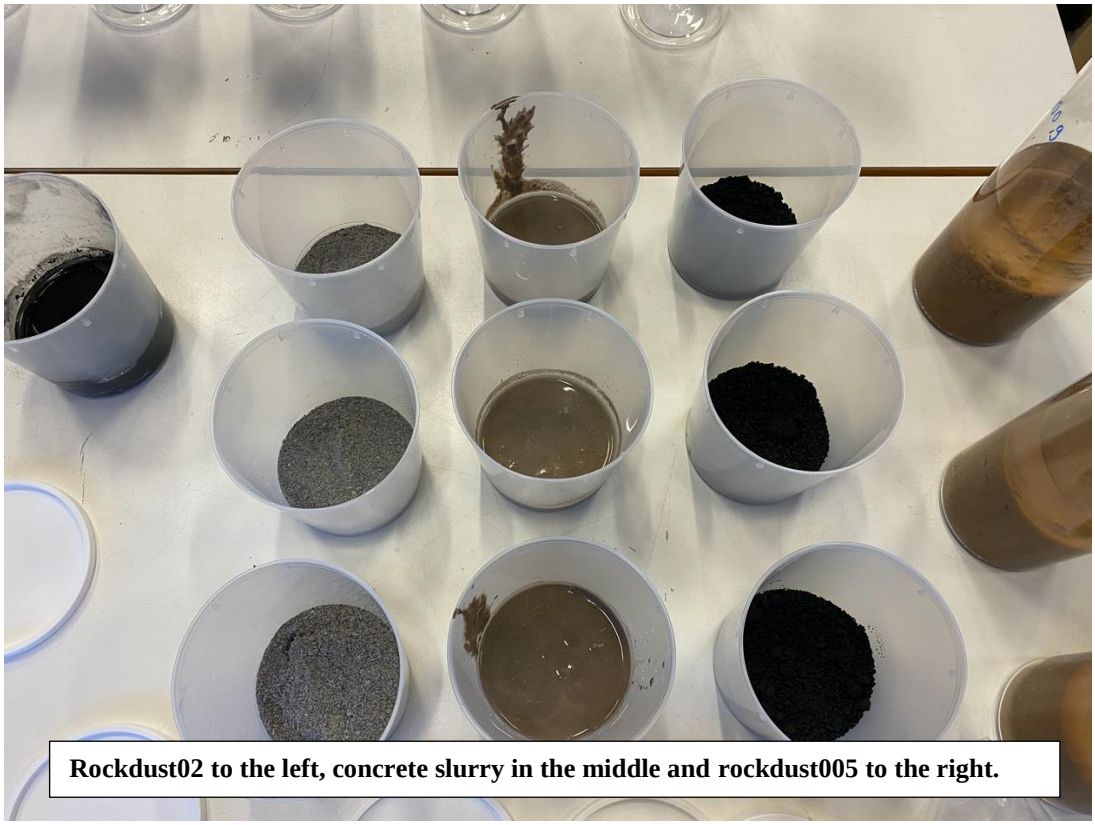
Zhang, C., Zhu, M.-Y., Zeng, G.-M., Yu, Z.-G., Cui, F., Yang, Z.-Z., & Shen, L.-Q. (2016). Active capping technology: a new environmental remediation of contaminated sediment. *Environmental Science and Pollution Research, 23*, 4370-4386. doi:https://doi.org/10.1007/s11356-016-6076-8

Appendix A: Photos of sediment and materials

Sediment collected from the Bureå sea area



Hardening concrete slurry (upper plastic container) compared to newly stirred concrete slurry below.



Rockdust02 to the left, concrete slurry in the middle and rockdust005 to the right.

Appendix B: Complete analysis protocols

Analysis Date:	**2021-03-12**			
ELEMENT	SAMPLE	Stenmjöl 0-2	Stenmjöl 0-005	Betongslam
Sampling Date		2021-02-17	2021-02-17	2021-02-17
Siktning/mortling		Ja	Ja	Ja
Torkning		Ja	Ja	Ja
Uppslutning		Ja	Ja	Ja
As, arsenik	mg/kg TS	5,88	0,646	4,18
Ba, barium	mg/kg TS	126	266	122
Cd, kadmium	mg/kg TS	<0.1	<0.1	0,317
Co, kobolt	mg/kg TS	18,6	9,96	5,46
Cr, krom	mg/kg TS	57,2	32,5	26,3
Cu, koppar	mg/kg TS	66	13,3	36
Hg, kvicksilver	mg/kg TS	<0.2	<0.2	<0.2
Ni, nickel	mg/kg TS	33	7,89	13,5
Pb, bly	mg/kg TS	12,2	2,95	12,1
V, vanadin	mg/kg TS	95,1	62,4	44,3
Zn, zink	mg/kg TS	89,8	89,3	468
Torrsubstans vid 105°C	%	85,1	99,8	37,2

Analysis Date:	**2021-03-16**																			
ELEMENT	SAMPLE	Lövskär	S1	S2	S3	SB1	SB2	SB3	SBBE1	SBBE2	SBBE3	SBST1	SBST2	SBST3	SBC1	SBC2	SBC3	SBF1	SBF2	SBF3
Sampling Date		2021-03-08	2021-03-08	2021-03-08	2021-03-08	2021-03-08	2021-03-08	2021-03-08	2021-03-08	2021-03-08	2021-03-08	2021-03-08	2021-03-08	2021-03-08	2021-03-08	2021-03-08	2021-03-08	2021-03-08	2021-03-08	2021-03-08
Al, aluminium	µg/L	31	28,7	29,8	33,2	9,52	9,71	11,1	26,3	38,1	34,8	20	17,6	17,8	5,25	2,06	7,81	41,5	55,4	76,2
As, arsenik	µg/L	0,193	210	104	228	9,76	9,85	19,4	4,56	1,14	2,27	35,6	30,2	24,1	0,292	0,303	0,195	10,9	20,3	13,7
Ba, barium	µg/L	10,1	10,3	9,22	11,3	14,6	14,4	13,2	7,32	7,99	7,74	10,5	10,1	10,1	270	241	109	11,3	8	8,84
Ca, kalcium	mg/L	5,3	15,7	13,6	16,4	14,2	13,8	12,6	5,86	6,18	5,87	7,62	7,53	7,23	87	112	31,4	10,4	10,5	11,6
Cd, kadmium	µg/L	0,0123	0,125	0,107	0,15	0,0056	0,0065	0,0049	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.004	<0.004	<0.005
Co, kobolt	µg/L	0,0875	0,0895	0,0379	0,216	0,0392	0,0239	0,0291	0,0127	0,0176	0,0198	0,0169	0,0104	0,0121	0,0109	0,0059	0,0057	0,0306	0,0504	0,061
Cr, krom	µg/L	0,148	0,179	0,156	0,212	0,0547	0,134	0,0975	0,153	0,134	0,137	0,128	0,117	0,113	0,469	0,287	0,215	0,177	0,162	0,186
Cu, koppar	µg/L	0,77	2,35	2,29	2,79	0,664	0,625	0,684	0,348	0,297	0,308	0,25	0,311	0,328	0,314	0,28	0,253	1,2	0,721	1,1
Fe, järn	mg/L	0,222	0,38	0,63	0,338	0,0674	0,0669	0,0704	0,061	0,0638	0,0725	0,0689	0,0586	0,066	0,0012	<0.0004	<0.0004	0,088	0,0746	0,0915
Hg, kvicksilver	µg/L	<0.002	0,0073	0,0064	0,0107	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
K, kalium	mg/L	1,77	7,44	6,62	7,83	17,3	17,6	20,3	12,3	10	8,87	39,2	38,1	37,6	58,8	41,2	53,8	36,7	40,2	38,8
Mg, magnesium	mg/L	3,67	10,5	8,95	11	10,5	10,3	9,65	5,19	5,36	5,06	6,06	6,58	6,4	1,03	0,807	2,06	6,35	6,98	6,92
Mn, mangan	µg/L	17,4	287	200	336	151	168	128	1,47	1,8	1,51	1,01	0,69	2,06	<0.03	<0.03	<0.03	5,47	10,5	10,3
Mo, molybden	µg/L	0,686	4,34	2,9	4,66	2,09	2,13	2,5	2,03	1,64	1,57	1,99	1,72	1,69	1,14	1,23	0,912	10,3	8,87	9,69
Na, natrium	mg/L	30,9	125	107	131	117	114	110	562	429	361	93,4	94	95	86,6	91,4	82,3	84,1	88,2	94
Ni, nickel	µg/L	0,462	0,639	0,519	0,724	0,389	0,335	0,33	0,226	0,269	0,251	0,377	0,25	0,266	0,0693	0,0556	0,0536	0,349	0,27	0,277
P, fosfor	µg/L	3,05	67,8	33	84,4	5,05	7,4	17,1	373	226	258	527	538	543	<1	<1	<1	126	315	274
Pb, bly	µg/L	0,143	7,76	10,6	7,85	0,336	0,224	0,177	0,0341	0,0378	0,0435	0,0747	0,0612	0,0601	0,0582	0,0328	0,0308	0,171	0,231	0,266
Si, kisel	mg/L	1,62	3,87	3,12	3,99	2,85	2,83	2,74	1,84	1,79	1,79	2,17	2,09	2,01	1,84	1,71	1,7	1,95	2,18	2,2
Sr, strontium	µg/L	38,8	203	168	213	171	164	148	67,2	67,2	63	72,8	73,6	70,3	758	575	341	72	80,4	79
V, vanadin	µg/L	1,83	1,8	1,65	1,88	0,8	0,88	0,864	8,5	5,18	5,9	1,59	1,25	1,28	1,05	1,02	0,823	2,14	1,53	1,69
Zn, zink	µg/L	2,3	3,76	3,76	3,74	1,69	2,4	2,66	0,508	1,22	0,733	1,27	1,4	1,41	0,765	0,867	0,806	1,47	0,713	1,14
klorid	mg/L	49,2	203	178	188	195	189	183	752	574	479	147	148	148	92,2	127	76	131	136	147
SO4, sulfat	mg/L	11,2	23,9	20	24,1	30,5	26,6	25,9	55,9	45,6	45,1	19,7	20,3	19,7	8,1	8,34	7,32	25,4	25,2	25,4

Analysis Date	2021-04-12																		
ELEMENT	SAMPLE	S1	S2	S3	SB1	SB2	SB3	SBBE1	SBBE2	SBBE3	SBST1	SBST2	SBST3	SBC1	SBC2	SBC3	SBF1	SBF2	SBF3
Sampling Date		2021-03-22	2021-03-22	2021-03-22	2021-03-22	2021-03-22	2021-03-22	2021-03-22	2021-03-22	2021-03-22	2021-03-22	2021-03-22	2021-03-22	2021-03-22	2021-03-22	2021-03-22	2021-03-22	2021-03-22	2021-03-22
Al, aluminium	µg/L	29,1	27	32,7	8,39	8,14	9,04	6,34	6,31	6,32	17,6	17,9	19,8	34,3	19,2	21,4	32,9	33,4	42
As, arsenik	µg/L	240	116	215	14,2	15,1	25,2	9,21	6,56	12,4	45,6	36,1	33,3	0,225	0,481	0,269	16,4	28,2	13
Ba, barium	µg/L	10,8	8,75	10,9	14,9	14,3	12,9	7,41	7,23	7,07	10,4	10,1	10,2	302	304	268	11,6	8,2	8,03
Ca, kalcium	mg/L	17,5	14,5	17,6	15,9	16,2	15,3	5,82	5,76	4,94	8,87	8,33	8,62	88,1	192	94,6	12,6	13,4	12,1
Cd, kadmium	µg/L	0,119	0,116	0,147	0,0065	0,0044	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.004	<0.005	<0.004
Co, kobolt	µg/L	0,0797	0,0272	0,144	0,0236	0,0138	0,0175	0,0107	0,0098	0,0101	0,0145	0,0445	0,0177	0,0078	0,0122	0,0112	0,0281	0,031	0,0476
Cr, krom	µg/L	0,232	0,19	0,203	0,104	0,0893	0,105	0,13	0,11	0,119	0,129	0,109	0,117	0,488	0,319	0,245	0,141	0,122	0,133
Cu, koppar	µg/L	2,67	2,67	3,38	0,702	0,612	0,681	0,408	0,311	0,377	0,339	0,367	0,35	0,206	0,249	0,243	1,4	0,862	1,1
Fe, järn	mg/L	0,446	0,673	0,322	0,0592	0,0513	0,0594	0,0449	0,04	0,0479	0,0606	0,0518	0,0602	0,0006	0,0011	0,0014	0,0774	0,0439	0,0599
Hg, kvicksilver	µg/L	0,0076	0,0047	0,0105	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	0,0029	<0.002	<0.002	<0.002	<0.004
K, kalium	mg/L	8,64	7,65	8,79	23,3	26	28,8	14,6	14,6	11,8	42,5	42,5	42,4	68,9	41,7	59,7	42,6	46,8	40,9
Mg, magnesium	mg/L	11,8	9,66	11,8	11,6	12	11,4	5,31	5,29	4,39	7,06	7,18	7,41	0,141	0,163	0,568	7,52	8,54	7,23
Mn, mangan	µg/L	354	222	363	183	215	161	1,32	1,17	0,519	0,964	0,546	1,43	<0.03	0,0368	<0.03	10	17,5	10,4
Mo, molybden	µg/L	4,19	2,78	4,41	2,19	2,19	2,64	2,56	2,71	2,64	2,16	1,8	1,92	0,935	1,64	0,994	11,3	9,88	9,33
Na, natrium	mg/L	138	118	145	138	141	140	640	637	490	111	112	116	103	104	96,4	105	115	101
Ni, nickel	µg/L	0,677	0,6	0,818	0,409	0,393	0,336	0,193	0,239	0,254	0,262	0,206	0,346	<0.05	<0.05	0,0782	0,414	0,173	0,341
P, fosfor	µg/L	55,6	38,1	49,3	9,2	19	29,7	637	559	709	679	591	693	<1	<1	<1	<1000	412	257
Pb, bly	µg/L	8,32	10,4	7,22	0,251	0,141	0,137	0,0281	0,028	0,0339	0,0582	0,0552	0,0533	0,0637	0,105	0,0251	0,173	0,175	0,252
Si, kisel	mg/L	4,51	3,38	4,2	3,36	3,66	3,54	2	1,95	1,8	2,51	2,33	2,37	3,4	2,81	2,61	2,26	2,59	2,24
Sr, strontium	µg/L	230	184	232	196	203	186	71	70,4	59,9	92,6	86,3	89,1	808	638	811	90,1	105	83,6
V, vanadin	µg/L	1,88	1,72	1,88	0,765	0,73	0,755	11,6	11,4	11,4	1,53	1,33	1,36	0,555	0,796	0,564	2,64	1,67	1,72
Zn, zink	µg/L	3,61	3,29	3,65	2,28	2,72	2,54	0,808	0,87	0,652	1,45	1,38	1,61	1,14	1,07	1,34	1,39	0,751	0,998
klorid	mg/L	233	201	230	230	235	218	936	923	773	183	173	186	101	179	105	170	180	162
SO4, sulfat	mg/L	24,4	19,9	24,3	33,3	30,9	30,2	72,4	70,7	69,7	23,2	23	19,3	6,18	7,64	7,17	26,7	30,1	24,9

Analysis Date	2021-05-12																		
ELEMENT	SAMPLE	S1	S2	S3	SB1	SB2	SB3	SBBE1	SBBE2	SBBE3	SBST1	SBST2	SBST3	SBC1	SBC2	SBC3	SBF1	SBF2	SBF3
Sampling Date		2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28
Al, aluminium	µg/L	18,9	6,03	6,38	3,77	3,06	2,93	5,71	5,25	5,08	14,2	12,9	13,2	214	149	148	23,5	25,1	26,5
As, arsenik	µg/L	105	165	130	16,5	21,8	28,7	33,3	29	61,6	50,4	48,8	45,2	1,4	1,84	1,02	32,5	42,8	32,3
Ba, barium	µg/L	6,38	1,88	5,59	10,8	10,5	8,99	8,82	9,4	9,52	13,7	14	15,6	475	266	269	15	9,23	11,6
Ca, kalcium	mg/L	22,3	19,6	22,6	20,8	21,2	19,1	6,39	6,34	6,01	14,9	14,7	17,8	174	192	50,1	20,1	18,4	20,8
Cd, kadmium	µg/L	0,0644	0,0411	0,0655	0,0103	0,0071	0,0032	0,0025	0,0025	0,004	0,0034	0,0043	0,0039	<0.002	<0.002	<0.002	0,0087	<0.004	0,0081
Co, kobolt	µg/L	0,0932	0,0244	0,103	0,0135	0,0141	0,0104	0,006	0,0099	0,0061	0,0094	0,0117	0,0154	0,0097	0,0062	0,0069	0,0229	0,012	0,0136
Cr, krom	µg/L	0,143	0,0417	0,101	0,0694	0,0543	0,0551	0,0991	0,0948	0,0836	0,0449	0,0525	0,0272	0,551	0,327	0,256	0,0752	0,0598	0,0693
Cu, koppar	µg/L	2,86	1,63	2,59	0,55	0,408	0,569	0,222	0,26	0,302	0,233	0,235	0,445	0,2	0,136	0,105	0,917	0,442	0,53
Fe, järn	mg/L	0,124	0,0967	0,0517	0,0089	0,0063	0,0037	0,0161	0,0207	0,015	0,0048	0,0036	0,0011	<0.0004	0,0011	<0.0004	0,0134	0,0036	0,0031
Hg, kvicksilver	µg/L	0,0024	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.02	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
K, kalium	mg/L	9,92	10	10	32,9	36,4	37,2	19,3	19,3	18,6	48,5	47,3	48,2	72,6	49,2	68,8	47,6	53,6	47,9
Mg, magnesium	mg/L	14,4	12,6	14,4	13,8	14,3	12,9	5,52	5,52	5,08	10,2	10,5	12,6	<0.09	<0.09	<0.09	10,7	10,5	11
Mn, mangan	µg/L	88,1	196	220	71,5	161	1,54	0,296	0,298	0,116	0,846	1,13	3,11	0,0406	0,1	0,0392	2,03	0,317	4,64
Mo, molybden	µg/L	2,89	2,1	3,21	1,95	1,7	2,3	2,55	2,67	3,05	2,03	1,84	1,92	1,42	2,81	1,2	12,5	10,9	11
Na, natrium	mg/L	176	166	179	179	188	173	812	787	746	166	163	179	133	143	132	154	153	157
Ni, nickel	µg/L	0,856	0,451	0,672	0,333	0,287	0,209	0,16	0,191	0,192	0,173	0,207	0,234	0,0602	<0.05	0,0564	0,387	0,21	0,244
P, fosfor	µg/L	38,8	40,6	9,01	1,43	22,6	1,85	933	872	1350	590	594	677	<1	1,01	<1	290	480	385
Pb, bly	µg/L	1,85	1,44	0,83	0,0387	0,0138	<0.01	0,018	0,0184	0,0148	<0.01	0,552	<0.01	0,191	<0.01	0,0136	0,0363	0,0154	0,016
Si, kisel	mg/L	4,64	1,72	2,27	3,27	4,06	3,06	2,58	2,45	2,84	3,24	2,81	3,28	4,53	3,8	3,99	2,3	2,08	2,74
Sr, strontium	µg/L	289	248	291	251	265	231	81,7	78,9	79,1	160	159	194	640	384	335	140	138	146
V, vanadin	µg/L	1,23	0,773	0,679	0,559	0,474	0,59	15,5	14,4	19,3	1,63	1,42	1,55	0,132	0,134	0,072	3,41	1,99	2,74
Zn, zink	µg/L	2,12	0,628	1,71	0,726	0,907	0,828	0,564	0,396	0,844	0,685	0,752	0,769	1,9	0,862	0,831	0,927	0,507	0,508
klorid	mg/L	262	255	274	280	285	263	1130	1080	998	244	249	267	152	224	129	238	227	241
SO4, sulfat	mg/L	42,7	21,1	42,6	46,1	44,5	46,6	76,4	74,9	84,8	22,3	23,4	22	<5.00	<5.00	<5.00	29,3	28,8	27,6

Analysis Date	**2021-05-12**								
ELEMENT	SAMPLE	BE-contr1	BE-contr2	ST-contr1	ST-contr2	F-contr1	F-contr2	C-contr1	C-contr2
Sampling Date		2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28	2021-04-28
Al, aluminium	µg/L	1,14	3,96	160	146	42,6	43,1	144	125
As, arsenik	µg/L	407	464	2,23	1,74	12,6	12,3	0,367	0,33
Ba, barium	µg/L	15,8	19	7,06	9,92	25,4	9,44	3190	2930
Ca, kalcium	mg/L	15,2	19,1	14,2	16,2	32,6	32,5	702	683
Cd, kadmium	µg/L	0,0074	<0.004	0,0044	0,0082	<0.03	<0.03	0,0032	0,0037
Co, kobolt	µg/L	0,268	0,179	0,0835	0,15	0,142	0,115	0,166	0,151
Cr, krom	µg/L	0,0823	0,151	0,0707	0,0164	0,168	0,156	4,04	3,65
Cu, koppar	µg/L	3,67	5,11	0,522	0,639	5,17	4,62	3,02	2,25
Fe, järn	mg/L	0,0013	0,006	0,0056	0,0033	0,0013	0,0023	0,0008	<0.0004
Hg, kvicksilver	µg/L	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002	<0.002
K, kalium	mg/L	9,48	10,2	16,7	18	18,2	18,4	165	164
Mg, magnesium	mg/L	9,39	11,2	1,65	1,98	7,26	7,34	<0.09	<0.09
Mn, mangan	µg/L	0,83	0,313	13,5	23,5	56,4	40,8	0,278	0,2
Mo, molybden	µg/L	5,82	5,95	5,48	5,62	69,3	67,7	4,29	3,9
Na, natrium	mg/L	1210	1280	12,2	12,8	12,1	12,8	78,3	77,1
Ni, nickel	µg/L	0,357	0,53	0,067	0,123	0,364	0,284	0,228	0,264
P, fosfor	µg/L	1320	1570	6,61	3,16	171	169	4,37	2,31
Pb, bly	µg/L	<0.01	0,27	0,093	0,117	0,0305	0,0147	3,1	2,93
Si, kisel	mg/L	6,88	7,43	2,74	2,88	5,79	5,85	0,166	0,148
Sr, strontium	µg/L	257	310	85,8	98,8	124	125	7800	7490
V, vanadin	µg/L	19,2	20	5,47	5,34	6,32	6,14	0,154	0,113
Zn, zink	µg/L	0,41	16,6	1,17	2,06	0,673	0,761	7,17	6,77
klorid	mg/L	1440	1520	3,72	3,86	7,62	7,64	4,33	4,33
SO4, sulfat	mg/L	225	226	25,5	25,3	67,6	67,9	<5.00	<5.00

Appendix C: pH and conductivity measurements

pH measurements in columns						
Date	2021-03-03	2021-03-10	2021-03-22	2021-04-01	2021-04-12	2021-04-23
Time (days)	4	10	22	32	43	55
Temp °C	17,3	17,8	18,1	18,2	18,2	18,1
S1	7,36	7,45	7,54	7,5	7,76	7,87
S2	7,34	7,4	7,48	7,43	7,8	7,97
S3	7,32	7,48	7,54	7,46	7,72	7,66
SB1	7,66	7,55	7,58	7,63	7,86	7,94
SB2	7,65	7,54	7,57	7,61	7,65	7,46
SB3	7,66	7,58	7,6	7,72	7,84	8,08
SBBE1	7,94	8,29	8,38	9,13	8,32	8,18
SBBE2	7,89	8,25	8,34	9	8,64	8,3
SBBE3	7,94	8,53	8,55	8,98	8,88	8,56
SBST1	8,08	8,01	8,06	7,85	7,98	8,19
SBST2	8,05	8,05	8,08	7,83	8,05	8,18
SBST3	8,05	8,08	8,1	7,92	8,1	8,15
SBC1	11,32	11,2	11,25	11,98	11,85	11,5
SBC2	11,58	11,15	11,43	11,94	11,76	11,49
SBC3	11,26	11,06	11,44	11,84	11,8	11,29
SBF1	8,15	8,18	8,11	7,83	8,1	8,27
SBF2	8,14	8,2	8,02	7,91	8,18	8,34
SBF3	8,1	8,15	8,08	7,86	8,28	8,2

pH measurements in columns						
Date	2021-03-03	2021-03-10	2021-03-22	2021-04-01	2021-04-12	2021-04-23
Time (days)	4	10	22	32	43	55
Temp °C	17,3	17,8	18,1	18,2	18,2	18,1
S1	849	828	834	977	1003	1102
S2	673	670	743	819	964	998
S3	863	855	898	978	1034	1367
SB1	845	834	925	1012	1098	1151
SB2	823	806	878	1015	1230	1253
SB3	786	786	824	948	1104	1340
SBBE1	1628	1993	1842	3390	3870	4100
SBBE2	1628	1993	1842	3390	3870	4100
SBBE3	1482	1823	1835	3340	3900	4120
SBST1	688	700	686	865	910	1051
SBST2	700	694	674	836	1011	997
SBST3	684	703	686	885	934	1113
SBC1	734	779	984	1387	1472	1475
SBC2	659	1112	1334	1629	1624	1586
SBC3	666	797	1012	1305	1403	1386
SBF1	647	646	786	867	953	1154
SBF2	666	662	814	879	915	1333
SBF3	614	616	754	882	984	1267