

# CoGas-projektet

Utveckling av en provtagningsmetod  
för att mäta föroreningstransport med  
gasflöden från fiberbankar

---

Paul Frogner-Kockum, Anna-Karin  
Dahlberg, Alizée Lehoux, Wei Zhu,  
Espen Eek, Ann-Sofie Wernersson,  
Haijun Peng, Olof Regnéll



# CoGas-projektet

Utveckling av en provtagningsmetod för att mäta  
föroreningstransport med gasflöden från fiberbankar

av Paul Frogner-Kockum, Anna-Karin Dahlberg, Alizée Lehoux, Wei Zhu,  
Espen Eek, Ann-Sofie Wernersson, Haijun Peng och Olof Regnéll

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

E-post: natur@cm.se

Postadress: Arkitektkopia AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: [www.naturvardsverket.se/publikationer](http://www.naturvardsverket.se/publikationer)

**Naturvårdsverket**

Tel: 010-698 10 00

E-post: [registrator@naturvardsverket.se](mailto:registrator@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978-91-620-7155-4

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2024

Tryck: Arkitektkopia AB, Bromma 2024

Omslagsfoto: Paul Frogner Kockum, SGI



# Förord

Denna rapport med titeln: *CoGas-projektet – Utveckling av en provtagningsmetod för att mäta föroreningstransport med gasflöden från fiberbankar* presenterar resultaten av ett av sex beviljade projekt inom utlysningen Förorenade Sediment från 2020. Forskningsresultaten från denna utlysning syftar till att ta fram kunskapsunderlag som behövs för åtgärder och styrmedel avseende risker med och spridning av förorenade sediment och farliga ämnen från förorenade sediment.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.

Denna rapport är författad av Paul Frogner-Kockum (SGI), Anna-Karin Dahlberg (SLU), Alizée Lehoux (Uppsala universitet), Wei Zhu (SLU), Espen Eek (NGI), Ann-Sofie Wernersson (SGI), Haijun Peng (SLU) och Olof Regnéll (Lunds universitet).

Författarna ansvarar för rapportens innehåll.

Stockholm, april 2024

Marie Uhrwing

Avdelningschef för Hållbarhetsavdelningen

# Preface

This report *CoGas-projektet – Utveckling av en provtagningsmetod för att mäta föroreningstransport med gasflöden från fiberbankar* presents the results of one of the six funded projects within the call Contaminated Sediments from 2020. The research results from this call aim to provide the knowledge base needed for measures and policy instruments regarding risks with and dispersion of contaminated sediments and hazardous substances from contaminated sediments.

The project has been financed with the environmental research grants from the Swedish Environmental Protection Agency (SEPA) to support the knowledge needs of SEPA and the Swedish Agency for Marine and Water Management.

This report is written by Paul Frogner-Kockum (SGI), Anna-Karin Dahlberg (SLU), Alizée Lehoux (Uppsala University), Wei Zhu (SLU), Espen Eek (NGI), Ann-Sofie Wernersson (SGI), Haijun Peng (SLU) och Olof Regnéll (Lund University).

The authors are responsible for the content of the report.

Stockholm, April 2024

Marie Uhrwing  
Department head  
Sustainability Department

# Innehåll

<b>Förord</b>	3
<b>Preface</b>	4
<b>Sammanfattning</b>	6
<b>Summary</b>	8
<b>1. Inledning</b>	10
1.1 Bakgrund	10
1.1.1 Gasavgång från fiberbankar	10
1.1.2 Behov av ny provtagningsmetod	11
1.2 Målsättning	12
1.3 Provtagningslokaler	13
<b>2. Metod</b>	15
2.1 Design av utrustning för fältprovtagning av gas	15
2.2 Provtagningsprocedurer	18
2.2.1 Passiv gasprovtagning	18
2.2.2 Forcerad gasprovtagning	19
2.2.3 Partikelfilter	20
2.2.4 Sedimentprovtagning	20
2.3 Analys av organiska föroreningar i gas och sediment	20
2.3.1 Förberedelse av PUF-filter innan provtagning	20
2.3.2 Extraktion och analys av POPs i PUF-filtren	21
2.3.3 Extraktion av POPs i sediment	21
2.3.4 Analyserade organiska föreningar i PUF och sediment	21
2.4 Analys av kvicksilver (Hg) i gas från fiberbankar	22
2.4.1 Provtagning och analys av kvicksilver i gasfas med guldfälla	22
2.5 Analys av växthusgaser från fiberbankarna	22
<b>3. Resultat</b>	23
3.1 Kvantifiering av gasmedierad organisk föroreningsspridning	25
3.2 Gasmedierad spridning av kvicksilver	25
3.3 Gasens sammansättning, kvantifiering av växthusgaser och gasproduktionen från fiberbankarna	27
<b>4. Diskussion</b>	29
4.1 Provtagningsmetodiken för att mäta gasavgång från fiberbankar samt dess tillämpning och begränsningar	29
4.2 Fiberbankarnas betydelse för spridning av växthusgaser	30
4.3 Gasmedierad spridning av hexaklorbensen	33
4.4 Gasmedierad kvicksilverspridning	34
4.5 Fortsatta studier för en förbättrad riskbedömning	36
<b>5. Slutsatser</b>	37
<b>6. Källhänvisning</b>	38

# Sammanfattning

I CoGas projektet utvecklades en fältutrustning och en metod som möjliggör in-situ provtagning av gas från fiberbankar. Detta för att kunna kvantifiera utsläpp av växthusgaser och medföljande halvflyktiga föroreningar (kvicksilver (Hg) och persistenta organiska miljögifter (POP)) samt gasmedierad partikelresuspension. En övergripande målsättning är att kunna bidra med kunskap om hur olika typer av föroreningar transporteras och sprids från fiberbankar.

Den nya provtagningsutrustningen användes vid tre fiberbankar i Västernorrland (Väja, Sandviken och Köpmanholmen) där både passiv och forcerad gasprovtagning testades. Vid passiv provtagning mättes det naturliga gasflödet under en längre tid för att mäta mängden växthusgaser och partiklar som sprids under naturliga förhållanden. Det gick dock inte att detektera POPs i gasen som samlades in med den passiva provtagningen. För att kunna extrahera större volymer gas per tidsenhet och för att kunna analysera halten Hg i gasen utvecklades en forcerad provtagningsmetod. Järnstänger monterades därför under provtagaren vilka penetrerade sedimentytan och skapade artificiella transportgångar.

Studien visade att andelen metangas vid in-situ provtagning (52–76 %) överensstämde relativt väl med de halter som tidigare uppmätts i laboratoriestudier (56 %; Lehoux et al, 2021). Våra resultat indikerar dock att de sammanlagda utsläppen av växthusgaser (CO<sub>2</sub>-ekvivalenter) från fiberbankar är i storleksordningen 52 000–170 000 ton/år, en uppskattning som är 25–70 gånger lägre än tidigare uppskattat av Lehoux et al. (2021). Att det blir så pass stor skillnad bedöms bero på att man i den tidigare beräkningen baserad på en laboratoriestudie (Lehoux et al., 2021) inte tog hänsyn till att den biologiskt aktiva zonen för metanogener i fiberbankarna bara utgör de översta decimetrarna av fiberbankarna (Regnell et al, 2014). Genom att ta med hela fiberbanksmassan i sina beräkningar (Lehoux et al., 2021) fick de en kraftig överskattad uppskattning av växthusgasutsläppet från Sveriges fiberbankar. Fiberbankarna i Sverige bedöms dock ändå stå för betydande utsläpp av växthusgaser, motsvarande ca 10–30 % av utsläppen från Sveriges avfallsdeponier.

Kvicksilverhalterna (Hg) var i genomsnitt 1,6 ng/m<sup>3</sup> i Väja, 6,0 ng/m<sup>3</sup> i Sandviken och 19 ng/m<sup>3</sup> i Köpmanholmen. Hg(0)-halten i gasfasen vid Köpmanholmen är ca 15 gånger högre än bakgrundshalterna i luft (1,3 ng/m<sup>3</sup>, IVL 2023). Av analyserade POPs kunde endast hexaklorbensen (HCB) detekteras, vilket antas bero på att HCB är mer volatil än de övriga. HCB-halterna i den insamlade gasen var i genomsnitt 2,7 ng/m<sup>3</sup>, (n = 5) vid Väja och 8,5 ng/m<sup>3</sup>, (n = 6) vid Köpmanholmen, vilket är ca 100–200 gånger högre än de HCB-halter som påträffas i bakgrundsluft (Bidleman et al., 2017). För både HCB och Hg följer halten i gasen halten i sedimentet.

Fluxet av HCB och Hg i gasfas från fiberbankarna kan uppskattas utifrån föroreningskoncentrationen i gasen (provtagen med den forcerade metoden) och gasflödet (provtaget med den passiva metoden). Givet att det genomsnittliga gasflödet i de lyckade provtagningarna är representativt uppskattas HCB-flux för de båda fiberbankarna vid ostörda förhållanden till i genomsnitt 3,2 ng/m<sup>2</sup>/år (1,5 ng/m<sup>2</sup>/år för Väja och 4,7 ng/m<sup>2</sup>/år för Köpmanholmen). Det genomsnittliga Hg-fluxet beräknades vid ostörda förhållanden till 0,4 ng/m<sup>2</sup>/år vid Väja, 1,5 ng/m<sup>2</sup>/år vid Sandviken och 4,6 ng/m<sup>2</sup>/år vid Köpmanholmen. Föroreningsfluxet i gasfas bedöms därmed vara relativt begränsat vid naturliga förhållanden.

Den gasmedierade partikelspridningen varierade mellan 17–49 mg/m<sup>2</sup>/dag för Väja och Sandviken men var högre i Köpmanholmen (> 200 mg/m<sup>2</sup>/dag vid båda provtagningstillfällena). Partiklarnas föroreningsinnehåll har inte kunnat analyseras inom ramen för projektet men vid fysisk störning av fiberbankssediment bedöms betydligt större mängder HCB och Hg, i både gasfas och bundet till partiklar, kunna frigöras, åtminstone under en kort tid. Detta behöver beaktas vid riskbedömning och val av åtgärder av förorenade fiberbankar.



# Summary

In the CoGas project, field equipment and a method were developed that enable in-situ sampling of gas from fiberbanks. This is to be able to quantify emissions of greenhouse gases and accompanying semi-volatile pollutants (mercury (Hg) and persistent organic pollutants (POP)) as well as gas-mediated particle re-suspension. An overall goal is to be able to contribute with knowledge about how different types of pollutants are transported and dispersed from fiberbanks.

The new sampling equipment was used at three fiberbanks in Västernorrland (Väja, Sandviken and Köpmanholmen) where both passive and forced gas sampling were tested. In passive sampling, the natural gas flow was measured over a longer period of time to measure the amount of greenhouse gases and particles that are dispersed under natural conditions. However, POPs could not be detected in the gas collected by the passive sampling. In order to be able to extract larger volumes of gas per unit of time and to be able to analyze the content of Hg in the gas, a forced sampling method was developed. Iron rods were therefore mounted under the sampler which penetrated the sediment surface and created artificial transport channels.

The study showed that the proportion of methane gas in in-situ sampling (52–76 %) was in relatively good agreement with the levels previously measured in laboratory studies (56 %; Lehoux et al, 2021). However, our results indicate that the total emissions of greenhouse gases (CO<sub>2</sub> equivalents) from fiberbanks are in the order of 52,000 – 170,000 tonnes/year, an estimate that is 25–70 times lower than previously estimated by Lehoux et al. (2021). The fact that there is such a large difference is likely due to the fact that Lehoux et al. (2021) did not take in to account that the biologically active zone for methanogens in the fiberbanks only constitutes the top decimeters of the material (Regnell et al, 2014). By including the entire fiberbank mass in their calculations (Lehoux et al., 2021), they greatly overestimated the greenhouse gas emissions from Sweden's fiberbanks. However, the fiberbanks in Sweden are still considered to be responsible for significant emissions of greenhouse gases, corresponding to approx. 10–30 % of the emissions from Sweden's waste landfills.

The mercury levels (Hg) were on average 1.6 ng/m<sup>3</sup> in Väja, 6.0 ng/m<sup>3</sup> in Sandviken and 19 ng/m<sup>3</sup> in Köpmanholmen. The Hg(0) content in the gas phase at Köpmanholmen is about 15 times higher than the background content in air (1.3 ng/m<sup>3</sup>, IVL 2023). Of the analyzed POPs, only hexachlorobenzene (HCB) could be detected, which is assumed to be due to the fact that HCB is more volatile than the others. The HCB concentrations in the collected gas were on average 2.7 ng/m<sup>3</sup>, (n = 5) at Väja and 8.5 ng/m<sup>3</sup>, (n = 6) at Köpmanholmen, which is about 100–200 times higher than the HCB levels found in background air (Bidleman et al., 2017). For both HCB and Hg, the concentration in the gas follows the concentration in the sediment.

The flux of HCB and Hg in gas phase from the fiberbanks can be estimated based on the contaminant concentration in the gas (sampled with the forced sampling method) and the gas flow (sampled with the passive sampling method). Given that the average gas flow in the successful samplings is representative,

the HCB flux for the two fiberbanks in undisturbed conditions is estimated at an average of 3.2 ng/m<sup>2</sup>/year (1.5 ng/m<sup>2</sup>/year for Väja and 4.7 ng/m<sup>2</sup>/year for Köpmanholmen). The average Hg flux was calculated under undisturbed conditions to be 0.4 ng/m<sup>2</sup>/year at Väja, 1.5 ng/m<sup>2</sup>/year at Sandviken and 4.6 ng/m<sup>2</sup>/year at Köpmanholmen. The contaminant flux in the gas phase is thus relatively limited under natural conditions.

The gas-mediated particle dispersion varied between 17–49 mg/m<sup>2</sup>/day for Väja and Sandviken but was higher in Köpmanholmen (> 200 mg/m<sup>2</sup>/day on both sampling occasions). The contaminant content on particles has not been analyzed within the framework of the project, but in case of physical disturbance of fiberbank sediments, it is assumed that significantly larger amounts of HCB and Hg, both in gas phase and bound to particles, can be released, at least for a short time. This needs to be taken into account during risk assessment and remediation of contaminated fiberbanks.

# 1. Inledning

## 1.1 Bakgrund

### 1.1.1 Gasavgång från fiberbankar

I anslutning till tidigare trä- och pappersmassaindustri i sjöar, hav och vattendrag ligger idag fiberbankar. Fiberbankarna bildades p.g.a. att processvattnet tillsammans med cellulosa fibrer släpptes ut oreglerat fram till år 1969. Dessa fibrer är ofta förorenade med persistenta organiska föroreningar (POPs) och kvicksilver (Hg), som tidigare användes i pappersmassatillverkningen. De POPs som vanligtvis förekommer i fiberbankar är t.ex. polyklorerade bifenyler (PCBer), diklordifenyltrikloretan (DDT) och hexaklorbensenen (HCB) (Apler et al., 2014; Apler et al., 2019).

Miljögifter från fiberbankar sprids bland annat genom en kontinuerlig transport av föroreningar genom diffusion och advektion. Även gasmedierad förorenings-spridning misstänks förekomma eftersom detta har rapporterats i tidigare studier på andra sediment (Klein et al., 2006; Eek et al., 2007; Yuan et al., 2007; Viana et al., 2012). Betydelsen av den gasmedierade förorenings-spridningen från fiberbankar har dock hittills varit svårt att bedöma, då det bland annat har saknats provtagnings-utrustning och beprövade metoder för att samla in och sedan analysera föroreningarna i den gas som bildas och avges från fiberbankar.

Hittills har 39 fiberbankar undersökts i Sverige, och den sammanlagda volymen hos dessa har uppskattats till 6 974 000 m<sup>3</sup> (Norrlin och Josefsson 2017). Dessa fiberbankar innehåller stora mängder organiskt material som under anaeroba förhållanden bryts ned av metanogener till metan (CH<sub>4</sub>) och koldioxid (CO<sub>2</sub>) (Lehoux et al., 2021). I cirka 76 % av de inventerade fiberbankarna hittade man kanaler eller så kallade ”pockmarks” som är tecken på en kontinuerlig gasbildning och på gasavgång (Norrlin och Josefsson 2017).

Gasbubblor kan orsaka resuspension av ytsediment vilket ökar risken för en spridning av sedimentföroreningar (Viana et al., 2012 och Zhu et al., 2018). När mikroorganismerna bryter ned fibermaterial under bildning av metan, finns även risk för att både metaller och POPs som tidigare varit bundna till fiberbanks-materialet frigörs (Apler et al., 2019; Frogner-Kockum et al., 2020; Dahlberg et al., 2021). Gasbildningen i fiberbankar riskerar dessutom att minska effektiviteten hos traditionella saneringsåtgärder som tex övertäckning på plats. Detta beror på att föroreningar som sprids i gasfas eventuellt inte hindras av en övertäckning om den är genomsläpplig för gas. Alternativet är att övertäckningen i sig kan påverkas av de gasbubblor som bildas då den inte är genomsläpplig för gas vilket medför att övertäckningens stabilitet påverkas (Dahlberg et al., 2023).

Växthusgasutsläpp från fiberbankar har hittills förbisetts men kan vara betydande, och har nyligen uppskattats till motsvarande 7 % av Sveriges totala kända växthusgasutsläpp (Lehoux et al., 2021). Kontrollerade inkubationsexperiment har också påvisat ökad (log-linjär) metanproduktion från fiberbanksediment med stigande temperatur (Lehoux et al., 2021). Metan är en mycket potent växthusgas och med tanke på den förväntade ökningen av den årliga medeltemperaturen i framtiden på grund av klimatförändringar (~2–3 °C i Östersjön) (Meier et al., 2006), kan fiberbankarnas betydelse som källor till växthusgaser antas öka.

## 1.1.2 Behov av ny provtagningsmetod

Bristen på mätningar av gasavgång och den gasmedierade föroreningsspridningen från fiberbankar försvårar bedömningen av vilka risker dessa fiberbankar innebär om de får vara kvar men också vid bedömningen av risker och funktionaliteten med olika typer av åtgärder. Det är således angeläget att kunna undersöka hur mycket växthusgaser och medföljande föroreningar som sprids in situ, både i gasform och genom gasmedierad partikelresuspension.

Det finns tidigare studier som har kvantifierat metanogen gastransport från flod- och kustsediment med in situ eller laboratoriemetoder (Viana et al., 2012). Även effekten av gasutsläpp på transport av föroreningar har studerats (Eek et al., 2007; Yuan et al., 2007; Viana et al., 2012; Dahlberg et al., 2023). Av dessa har endast Viana et al. (2012) gjort in situ studier av både gas- och föroreningsspridning från sedimentet. De studerade gasavgången och transporten av PAHer och tungmetaller (exklusive Hg) med resuspenderade sedimentpartiklar med hjälp av glasullsfilter och en inverterad trattkonstruktion.

I undersökningar av föroreningsspridning från fiberbankar har Bentiska fluxkammare (BFC-utrustning) använts för att mäta sediment-till-vatten-fluxet (Frogner-Kockum et al., 2016) av lösta föroreningar i fiberbankar och fiberrika sediment till sedimentytan (Frogner-Kockum et al., 2020; Dahlberg et al., 2021). Ett mindre metallflux än förväntat erhöles från dessa fiberbankar och speciellt lågt var kvicksilverfluxet som var under detektionsgränsen (Frogner-Kockum et al., 2020). Sediment-till-vatten-fluxet ( $\text{ng m}^{-2} \text{dag}^{-1}$ ) av lösta  $\Sigma 7\text{PCB}$ ,  $\Sigma 20\text{PCB}$ ,  $\Sigma 6\text{DDX}$  och HCB vid Väja och Sandvikens fiberbankar har även det undersökts med hjälp av fluxkammare (Dahlberg et al., 2019). Fluxet av  $\Sigma 7\text{PCB}$  var ungefär två gånger högre i Väja fiberbank ( $3,0 \text{ ng m}^{-2} \text{dag}^{-1}$ ) jämfört med Sandviken fiberbank ( $1,3 \text{ ng m}^{-2} \text{dag}^{-1}$ ). Fluxet av  $\Sigma 7\text{PCB}$  var även högre än fluxet av  $\Sigma 6\text{DDX}$  och HCB och fluxet av HCB skilde sig inte mycket åt vid en jämförelse mellan Väja ( $0,29\text{--}0,33 \text{ ng m}^{-2} \text{dag}^{-1}$ ) och Sandviken ( $0,20\text{--}0,37 \text{ ng m}^{-2} \text{dag}^{-1}$ ). Bindningen av PCB till partiklar ökade också vid störning av sedimentet ( $4,8\text{--}15 \text{ ng g}^{-1}$  partiklar), vilket indikerar att föroreningar sannolikt även sprids från fiberbankar via en re-suspension av partiklar.

Den slutna BFC-utrustningen som använts i tidigare studier (Frogner-Kockum et al. (2016; 2020), Dahlberg et al., 2019) är dock inte konstruerad för att mäta transporten av föroreningar i samband med den fysiska störning av sedimentet som kan orsakas av gasutsläpp. Det beror på att bentiska fluxkammare inte kan särskilja mellan vad som har spridits med diffusion eller advektion. De släpper dessutom igenom gasfasen utan att fånga upp vad gasen innehåller. Användningen av inverterade trattar för att mäta naturliga ebullitiva gasflöden av föroreningar har använts i årtionden (Huttonen et al., 2001; Varadharajan 2010; Viana 2012; Razavi et al. 2013). Inga studier har däremot studerat gasfas ( $\text{CH}_4$ ,  $\text{CO}_2$ ) och frigörelsen av föroreningar (Hg och POPs) samtidigt samt dessutom transport av resuspenderade partiklar från fiberbankar eller fiberbanksediment (in situ). Eftersom tidigare metoder inte var tillämpliga för mätning av både POPs och Hg i gasfas från svenska fiberbankar behövdes en anpassning av de utrustningar som har använts tidigare till denna användning.

## 1.2 Målsättning

Målsättningen med projektet var att:

Syftet med detta projekt är att mäta transporten av flyktiga föroreningar och växthusgaser (GHG) via gasavgång.

De specifika målsättningarna med projektet var att:

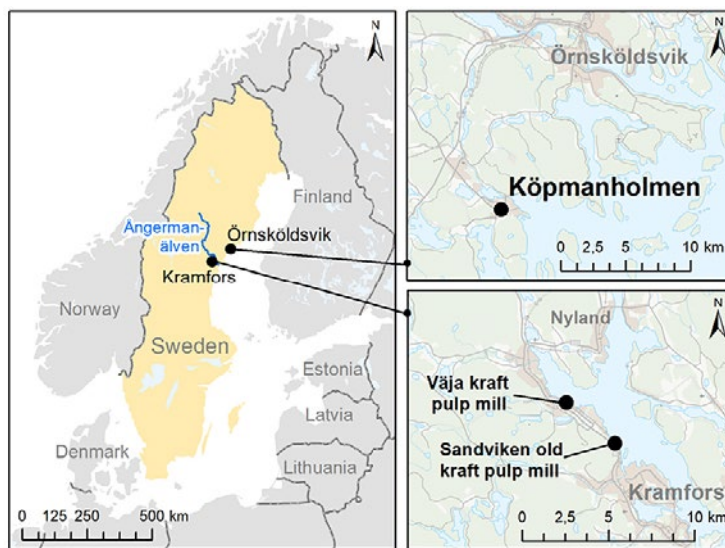
- utveckla en metod som tillåter in-situ provtagning av gas från fiberbankar.
- kvantifiera och öka förståelsen för spridningsmekanismerna av halvflyktiga föroreningar (POP och Hg) samt växthusgaser.
- jämföra resultaten mellan täckta och otäckta fiberbankar.
- Utveckla ett angreppssätt för att ta hänsyn till spridningen av föroreningar i samband med gasavgång vid riskbedömning av förorenade fiberbankar, som ett stöd vid utredning av åtgärder.

En övergripande målsättning är att kunna bidra med kunskap om hur olika typer av föroreningar sprids från fiberbankar samt fiberbankarnas betydelse som utsläppskällor av växthusgaser. Sådan kunskap behövs för att kunna bedöma risker, både med att låta fiberbankar vara kvar och vid val av lämplig efterbehandlingsmetod.

Projektet (dnr: 2020-00011) är ett av sex projekt som finansieras inom Naturvårdsverkets Miljöforskningsanslag med utlysning 2020 och pågår under perioden 2021–2024.

### 1.3 Provtagningslokaler

Väja- och Sandvikens fiberbankar ligger i Bollstafjärden vid Ångermanälvens mynning nära Kramfors och Köpmanholmens fiberbank ligger i Nätrafjärden nära Örnsköldsvik i Västernorrlands län (figur 1). Denna del av Sverige är känd för sin expansiva massa- och pappersindustri sedan slutet av 1800-talet och ovan nämnda fiberbankar valdes i denna studie för att testa utrustningen och för att utveckla provtagningsmetoden.



**Figur 1.** Kartor som visar provtagningsområdenas läge i Västernorrland. De förorenade fiberbankarna är belägna intill Väja pappersbruk och Sandvikens gamla pappersfabrik, nära Kramfors samt Köpmanholmens gamla pappersfabrik nära Örnsköldsvik.

**Fiberbanken i Väja (V)** omfattar ~70 000 m<sup>2</sup>. Den består huvudsakligen av cellulosa-fibrer med en tjocklek upp till  $\geq 6$  m. Fiberbanken ligger på 15 m vattendjup och ligger nära ett sulfatmassabruk som grundades 1914 och som fortfarande är i drift. Fabriken släppte ut sitt cellulosa-rika processvatten i Ångermanälvens mynning fram till 1969 då en sedimentationsbassäng byggdes för att rena avloppsvattnet (Apler et al., 2014; Apler et al., 2019). Fiberbanken i Väja har rapporterats vara syrefattig (anoxisk) medan det fiberrika sedimentet, som täcker ~800 000 m<sup>2</sup>, är syrerikt (hypoxiskt) (Apler et al., 2014; Apler et al., 2019). Fibersedimentet innehåller höga halter av PCB, DDT och HCB (Apler et al., 2014, Dahlberg et al., 2020). Hg finns också men i låga halter (Apler et al., 2014).

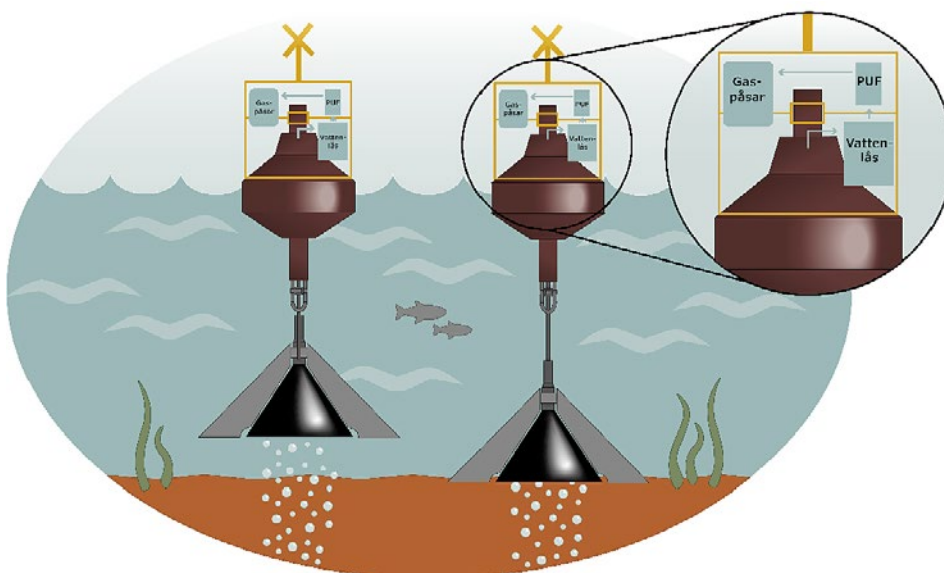
**Fiberbanken vid Sandviken (S)** täcker en yta på ~55 000 m<sup>2</sup>. Den består huvudsakligen av träfibrer och träflis, med en tjocklek på över 6 m på vissa ställen. Fiberbanken ligger på 12 m vattendjup och ligger vid en plats där det tidigare fanns en sulfatmassafabrik som var i drift mellan 1929 och 1979. Efter nedläggningen revs fabriken och rivningsavfallet slängdes på platsen (Apler et al., 2014; Apler et al., 2019). Fiberbanken i Sandviken har rapporterats vara hypoxisk och övertäckt med ett ca 10 cm lager av nyligen sedimenterat finkornigt material (Apler et al., 2014). Fiberbanken är förorenad med höga halter av PCB, DDT, HCB (Apler et al., 2014, Dahlberg et al., 2020). Höga halter av polyklorerade dibenzo-*p*-dioxiner (PCDD) och Hg har också rapporterats (Apler et al., 2014; Apler et al., 2019).

**Köpmanholmens fiberbankar (K)** täcker en yta på 60 000 m<sup>2</sup> (Zhu et al., 2018). Den består huvudsakligen av massa- och vedfiber, med en tjocklek på upp till 6 meter ovanpå de ursprungliga minerogena sedimenten i mynningen. Fiberbanken som ligger på ett medelvattendjup av 7,5 m bildades av spillvatten från två tidigare industrier med verksamheter som behandlar vedråvara: Köpmanholmens sågverk och Köpmanholmens massafabrik under perioden 1907–1994. Köpmanholmens fiberbank innehåller betydande mängder elementärt kvicksilver, Hg<sup>0</sup> (l) (Zhu et al., 2018) och HCB medan PCB och DDT endast finns i låga halter (Apler et al., 2014).

## 2. Metod

### 2.1 Design av utrustning för fältprovtagning av gas

En fältprovtagare för gas utvecklades för att på en och samma gång ge in situ mätningar av fluxet av i) växthusgaser, (ii) föroreningar samt iii) transporten av re-suspenderade partiklar. En schematisk illustration av provtagaren och dess olika delar visas i figur 2.

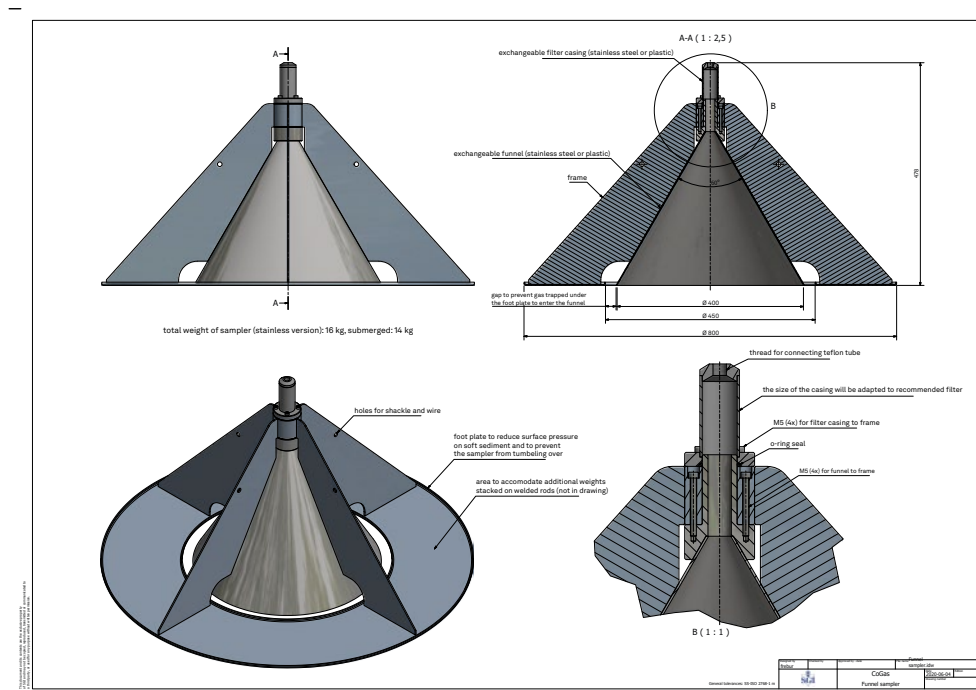


**Figur 2.** Schematisk illustration av flödesprovtagningsanordningen och dess huvuddelar, t.ex. tratt, partikelfälla, teflonslang, vattenlås, passiv provtagare för organiska föroreningar och gasprovtagarpåsar. Provtagningstratten med sin omgivande mantel kan antingen placeras på sedimentytan eller i vattenkolumnen. Manteln förhindrar att tratten sjunker ned i sedimentet eller att den välter. Illustration av Thereze Ladekrans, SGI.

Provtagaren utformades i form av en tratt (40 cm i diameter) omgiven av en mantel (80 cm i diameter) för att inte sjunka igenom sedimentet eller välta. I studien placerades provtagaren både på sedimenten och i vattenkolumnen ca en meter ovanför sedimentytan (figur 2). Motivet var att undersöka inverkan av provtagarens tyngd på gasavgången. Provtagaren sänktes ned försiktigt för att minimera resuspension. Flytkroppen (flotte eller boj) fästes till provtagaren med en slak lina för att förhindra påverkan av vågor eller förändringar i vattennivån vid provtagningen. Vid provtagning i vattenkolumnen hänger provtagaren i linan. Flytkroppen förankrades till fyra ankare som placerades på ett säkert avstånd (minst 10 m) från provtagaren. Provtagaren väger 15,2 kg och är konstruerad för att rikta gasbubblorna uppåt mot en teflonslang vidare mot gasuppsamlingen vid vattenytan. Tratten är konstruerad i rostfritt stål och dess insida är belagd med teflon för att minimera interaktioner mellan ytorna och föroreningarna i den provtagna gasen (figur 3). På toppen där

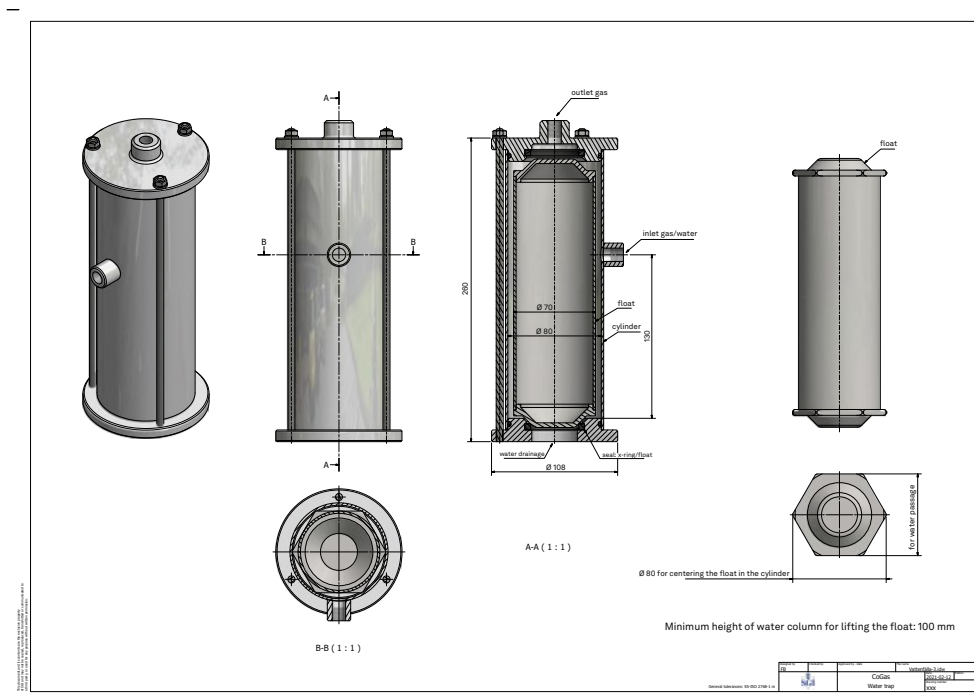


tratten smalnar av finns ett filter med glasfiberull (Sigma-Aldrich, Tyskland) som fungerar som en partikelfälla. Syftet med glasullen är att samla upp de partiklar som re-suspenderats från sedimentet när gasbubblorna stiger upp mot ytan. Från partikelfällan leder ett teflonrör (Saniflex, oarmerad PTFE-slang 9,5–12,7 mm) gasen upp till vattenytan där gasen passerar genom ett vattenlås (figur 4) och sedan genom en filterhållare (figur 5) med ett PUF-filter (Restek, Polyuretanskum, PUF) för organiska föreningar. Därefter samlas gasen upp i gasprovtagningspåsar (”Tedlar” gasprovtagningspåsar (Sigma-Aldrich, Saint-Louis, USA, 5–10 L) i en boj eller på en flotte ovanför vattenytan. Under provtagaren förvarades gaspåsar i bojen (eller i flotten) på ett säkert vis för att skydda påsarerna från direkt solljus, vind och vatten.

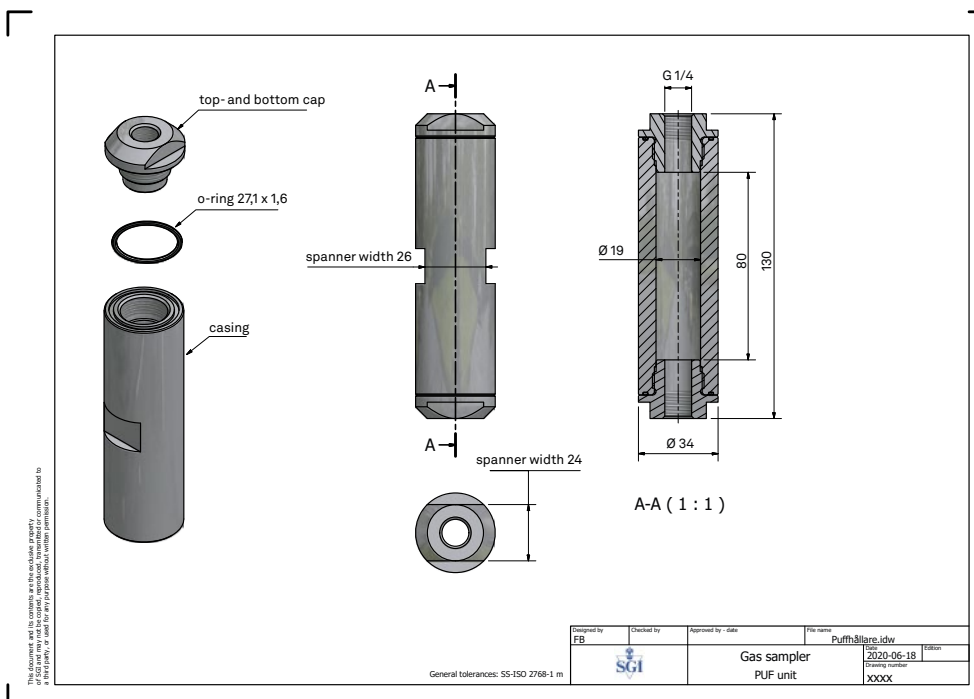


**Figur 3.** Konstruktionsritning av tratt i rostfritt stål med en mantel kring tratten och en partikel-filterhållare längst upp i utloppet där tratten smalnar av. Den innersta tratten har en diameter på 40 cm och dess omgivande mantel en diameter på 80 cm.

Vattenlåset är designat för att förhindra att vatten kommer in i filterhållaren för PUF-filtret (figur 5), vilket gör att PUF-filtret kan samla upp föroreningar från gasfasen utan att kontamineras av förorenat vatten som transporteras med gasen uppåt från tratten. I PUF-filtret provtas alltså endast föroreningar som transporteras med gasen. Vattenlåset (figur 4) konstruerades för att tillåta gasfasen (i gas/vattenblandningen i röret) att nå ventilens övre utloppsventil. Vattnet kommer (genom gravitationen) att falla ner mot den undre ventilen på behållaren och släpps därigenom ut från behållaren. Flottören fungerar som ett vattenlås som endast tillåter gas att passera genom det övre utloppet. För att fungera korrekt måste vattenlåset fyllas på med vatten och placeras i vertikalt läge ovanför vattenytan på flotten eller bojen.



**Figur 4.** Konstruktionsritning av vattenlås i rostfritt stål. Vattenfällan är konstruerad för att släppa ut gas endast i den översta ventilen och släppa ut vatten ur den nedersta ventilen. Vatten kommer ej ut genom den översta ventilen (övre pil) p.g.a. det flöte som kan röra sig upp och ned i behållaren. Detta flöte med en gummiring undertill täpper även till den undre ventilen så att den inte släpper ut allt vatten. Det behöver vara vatten kvar i vattenlåset för att inte släppa ut gas i den undre ventilen samt för att det inte ska komma in luft i systemet. Vattenlåset är konstruerat för att inte vatten ska kunna komma in i både PUF-hållare och gaspåsar.



**Figur 5.** Konstruktionsritning av en filterhållare i rostfritt stål för ett filter av polyuretanskum (PUF). Som framgår till vänster i ritningen går det att skruva av ändmunstyckena som teflonslangen är fäst i och därmed ta ut eller in ett PUF filter.

## 2.2 Provtagningsprocedurer

Gasprovtagningen utfördes med hjälp av två olika metoder, passiv- och forcerad provtagning. Fältmätningar med passiv gasprovtagning utfördes i Väja, Sandviken och Köpmanholmen under 2021, 2022 och 2023. Dessa mätningar gjorde det möjligt för oss att beräkna det naturliga gasflödet ( $\text{mL}/\text{m}^2/\text{dag}$ ) och gasmedierad resuspension av partiklar ( $\text{mg}/\text{m}^2/\text{dag}$ ) från fiberbankarna. Den insamlade gasen användes även för att mäta växthusgassammansättningen för den naturliga och gasavgången.

Fältmätningar med forcerad provtagning utfördes i Väja, Sandviken (endast Hg) och Köpmanholmen under 2022. Dessa mätningar gjorde det möjligt för oss att bestämma koncentrationen av föroreningar (POPs och Hg) i gasen ( $\text{ng}/\text{m}^3$  gas) vid varje plats samt för att mäta växthusgassammansättningen för den forcerade provtagningen. Eftersom det var svårt att få upp tillräckligt med gas vid en enda position vid forcerad provtagning samlades gas upp från flera platser innan gasuppsamlingspåsarerna var fyllda.

Provtagningen av kvicksilver och POPs görs vid olika tillfällen, dels eftersom gasen annars inte räcker till för båda analyserna, dels eftersom anrikningen i de olika filtren kan inverka på analysresultat för respektive förorening.

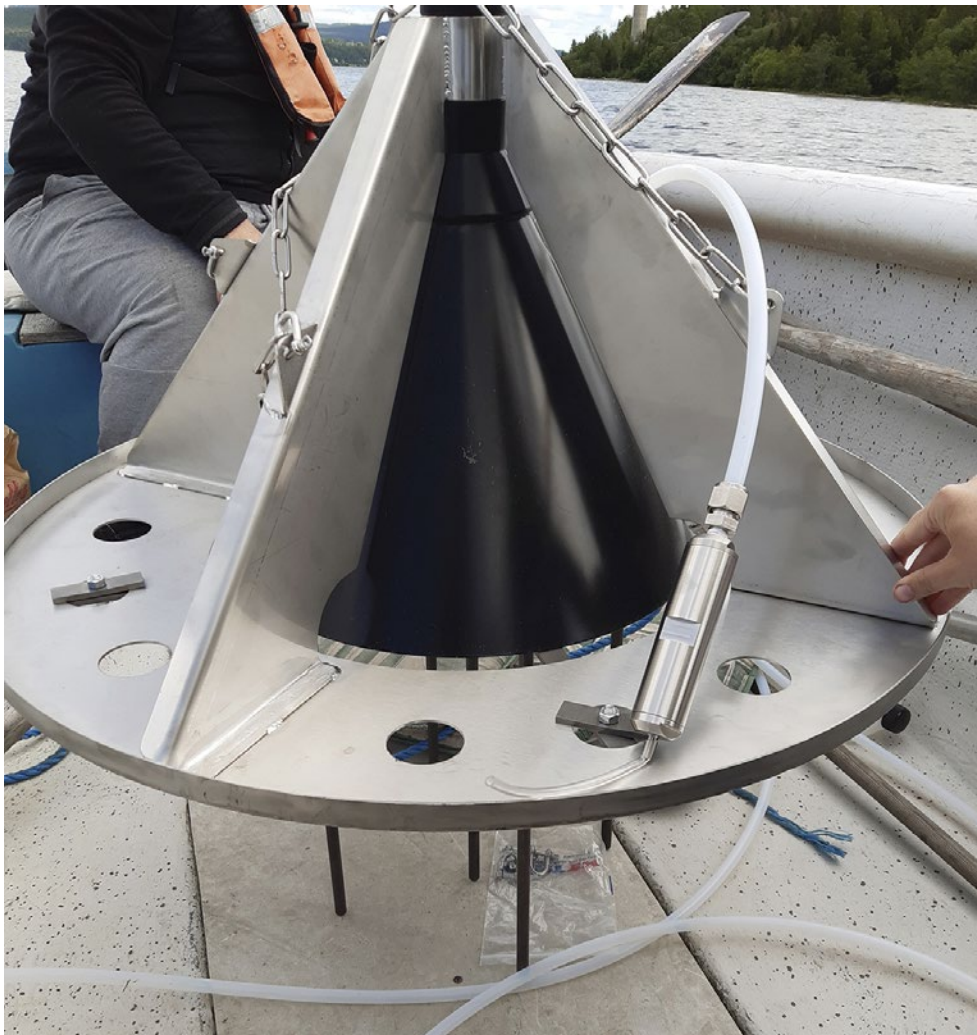
### 2.2.1 Passiv gasprovtagning

För att mäta det naturliga gasfluxet ( $\text{mL}/\text{m}^2/\text{dag}$ ) sänktes provtagningstratten försiktigt ned till havsbotten, så att endast gas och partiklar som naturligt frigörs från sedimentet kunde samlas upp. För att vara säkra på att luft från slangarna inte kommer med vid provtagning frikopplades slangen som förbinder provtagaren med filter och gaspåsar vid nedsänkningen till botten. Denna provtagningsmetod kallas fortsättningsvis för passiv provtagning.

Den passiva provtagningen pågick i ca en månad åt gången för att samla in i genomsnitt 75 mL gas/dag. Provtagningen utfördes både genom att placera provtagningstratten på sedimentet samt genom att placera provtagningstratten ca 1 meter ovanför sedimentytan. Denna metod användes för att bestämma gasflödet ( $\text{mL gas}/\text{dag}$ ) och fluxet av resuspenderade partiklar ( $\text{mg}/\text{m}^2/\text{dag}$ ) samt för analys av gassammansättningen. Gasen kommer upp i slangen blandad med vatten under ganska högt tryck. För att undvika att vatten når PUF-filterprovtagaren vid provtagningen behöver vattenlåset fyllas med vatten innan provtagningen och man bör undvika för långa provtagningar. Flytkroppen (boj eller flotte) är bunden till 4 stycken ankare som placeras ut flera meter bort från området där provtagaren sänktes ned till botten eller hängdes upp i vattenmassan. När provtagaren placerades på botten så bands den fast till flytkroppen med en slak lina för att förhindra att sedimentet störs och gasavgången påverkas.

## 2.2.2 Forcerad gasprovtagning

Genom att montera ett järnkors med 5 stålstänger (1 cm diameter och 30 cm långa) under tratten (figur 6) kunde mer gas utvinnas från sedimentet.



Figur 6. Figuren visar den forcerade provtagningen och hur järnstänger används under tratten på gasprovtagaren för att kunna penetrera sedimentet och därigenom bilda konstgjorda gaskanaler.

Stavarna var designade för att tränga 30 cm ner i sedimentet. På så vis skapades konstgjorda kanaler under gasprovtagaren, vilket frigör den gas som har lagrats i sedimentet under provtagaren. Extraktionen av gas förstärktes genom att aktivt höja och sänka provtagaren med hjälp av en vinsch, under den forcerade provtagningen. Det innebär att det med hjälp av den forcerade provtagningen var möjligt att provta större volymer gas (i genomsnitt 8 900 mL) på ett snabbt och effektivt sätt (ett par timmar jämfört med månader med passiv gasprovtagning). Denna metod användes enbart för bestämning av föroreningskoncentrationen (POPs och Hg) i gasen ( $\text{ng/m}^3$  gas) samt för växthusgassammansättningen. Metoden kunde inte användas för bedömning av gasfluxet eller partikelspridningen under naturliga (ostörda) förhållanden.

### 2.2.3 Partikelfilter

Förinvägd glasull (0,4–1 g) placerades försiktigt i partikelfilterfällan som sitter i den övre delen av provtagningsstratten där tratten smalnar av innan kopplingen till slangen (illustreras i figur 3). Eftersom gasen måste passera glasullen på sin väg upp genom provtagartratten fångar den upp resuspenderade sedimentpartiklar som följer med i gasflödet. Efter provtagning avlägsnades glasullen och placerades i lufttåta glasburkar med teflonfodrade lock och förvarades kallt ( $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ ). Partikelfiltren frystorkades sedan och vikten bestämdes gravimetriskt för att bestämma mängden partiklar som fångades i filtret. Partikelfiltren har inte analyserats för POPs eftersom mängden blev liten. De prover som togs har sparats för eventuell senare analys av kvicksilver som kräver en mindre mängd material.

### 2.2.4 Sedimentprovtagning

Sediment provtogs med en Ekman bulkprovtagare vid Väja, Sandviken och Köpmanholmen samt även med en Kajakprovtagare vid Köpmanholmen. Ytligt sediment (0–30 cm) provtogs på tre olika platser i Väja, Sandviken (endast Hg) och Köpmanholmen i närheten av platsen för den passiva provtagningen. Sedimentproverna förvarades frysta ( $-20\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) till den kemiska analysen av POPs utfördes. Proverna har ännu inte analyserats för kvicksilver och vi jämför därför mot litteratordata i rapporten.

## 2.3 Analys av organiska föroreningar i gas och sediment

### 2.3.1 Förberedelse av PUF-filter innan provtagning

Polyuretanskum (PUF)-filter (22 mm diameter x 7,6 cm längd, Restek, Tyskland) användes för att provta och fånga upp organiska föroreningar som följer med i gasen. Före provtagningen tvättades PUF-filtren genom att blötläggas i Milli-Q-vatten. Efter torkning i rumstemperatur tvättades PUF-filtren ytterligare genom att varje PUF-filter soxhlet-extraherades genom återloppskokning med acetone (200 ml) under 24 timmar. Acetonen slängdes och därefter upprepades soxhlet-extraktionen genom återloppskokning med 5 % dietyleter:*normal*-hexan (200 ml) under ytterligare 24 timmar (Lewis 1999). De rena PUF-filtren torkades i en vakuumexsikator innan de förvarades frysta ( $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) i lufttåta glasburkar med teflonfodrade lock fram till provtagning.

Under själva fältprovtagningen monterades det rena PUF-filtret försiktigt med en pincett i en filterhållare av rostfritt stål (figur 5). Filterhållaren fästes sedan mellan vattenlåset och gasprovtagningspåsarerna (Sigma-Aldrich, Tyskland) i enlighet med illustrationen i figur 2. Efter provtagning avlägsnades PUF-filtret och förvarades fryst ( $-18\text{ }^{\circ}\text{C}$ ) i lufttåta glasburkar med teflonfodrade lock fram till kemisk analys vid SLU. Ett PUF-filter användes som fältblank för varje provtagningstillfälle. PUF-filtren som användes som fältblank genomgick samma procedur (dvs, tvätt, förvaring, transport till fält, förvaring och analys) som PUF-filtren som användes för provtagning.

Alla glasvaror och metallpincetter som användes tvättades och upphettades till  $400\text{ }^{\circ}\text{C}$  före användning.

### 2.3.2 Extraktion och analys av POPs i PUF-filtren

De organiska föroreningarna extraherades från varje PUF-filter med soxhlet-extraktion genom återloppskokning av 5 % dietyler:n-hexan (200 ml) under 24 timmar (Lewis 1999). Före extraktion tillsattes isotopmärkta intern standarder (IS) till varje prov. Detaljerad beskrivning över vilka isotopmärkta internstandarder som användes finns beskrivet i Dahlberg et al., 2020. Varje extrakt koncentrerades upp genom rotationsindunstning till cirka 1 ml och renades sedan upp på en svavelsyra:kiselgel-kolonn bestående av ett lager med aktiverad silica ( $\text{SiO}_2$ , 3 g), följt av ett lager med 40 %  $\text{H}_2\text{SO}_4$ : $\text{SiO}_2$  (6 g) och därefter ett lager med natriumsulfat ( $\text{Na}_2\text{SO}_4$ , 3 g). Innan provet applicerades på kolonnen så konditionerades kolonnen genom eluering med diklormetan:*normal*-hexan (1:4 v/v, 60 ml). Provet applicerades sedan och analyterna eluerades med diklormetan:*normal*-hexan (1:4 v/v, 60 ml) i en rund kolv (Dahlberg et al., 2020). Provvolymen (60 ml) reducerades till ca. 1 ml genom rotationsindunstning och lösningsmedlet (diklormetan:*normal*-hexan) byttes ut mot *iso*-oktan genom indunstning under en försiktig ström av kvävgas. Isotopmärkta återvinningsstandarder (RS) tillsattes och provet överfördes till GC-vialer och provvolymen indunstades försiktigt till en slutlig volym på 100  $\mu\text{L}$ . Alla lösningsmedel och kemikalier som användes var av högsta renhets klass (Suprasolv).

PUF-proverna analyserades på en gaskromatograf (GC; Agilent Technologies, 7890 A) kopplad till en masspektrometer (Agilent Technologies, 7010, GC-MS/MS Triple Quad). Analysen utfördes i ”multiple reaction monitoring mode” (MRM) som beskrivits mer i detalj tidigare (Dahlberg et al., 2020).

### 2.3.3 Extraktion av POPs i sediment

Sedimentproverna frystorkades och extraherades och renades med samma metod som beskrivits tidigare (Dahlberg et al., 2020). Sedimentproverna analyserades på en gaskromatograf (GC; Agilent Technologies, 7890 A) kopplad till en masspektrometer (Agilent Technologies, 7010, GC-MS/MS Triple Quad). Analysen utfördes i ”multiple reaction monitoring mode” (MRM) som beskrivits mer i detalj tidigare (Dahlberg et al., 2020).

### 2.3.4 Analyserade organiska föreningar i PUF och sediment

De föreningar som analyserades i denna studie inkluderade polyklorerade bifenylter (PCB-28, -52, -77, -81, -101, -105, -114, -118, -123, -126, -138, -153, -156, -157, -167, -169, -170, -180, -189, -209), diklordifenyltrikloretan (o,p'-DDT och p,p'-DDT), diklordifenyldikloretan (o,p'-DDE och p,p'-DDE) och diklordifenyldikloretan (o,p'-DDD och p,p'-DDD) och hexaklorbensen (HCB). Dessa ämnen valdes utifrån vad som var känt om föroreningsituationen i de utvalda fiberbankarna (se avsnitt 3.3 provtagningslokaler).

## 2.4 Analys av kvicksilver (Hg) i gas från fiberbankar

### 2.4.1 Provtagning och analys av kvicksilver i gasfas med guldfälla

Forcerad provtagning användes för kvicksilverprovtagning med slangen ansluten till endast vattenlås och gaspåsar. När provtagningen var genomförd kopplades gaspåsarerna bort och förvarades mörkt.

Hg(0) i gasen anrikades med hjälp av en guldfälla bestående av en guldsand. För att undvika förluster på grund av oxidation under förvaring, drogs inom 3 timmar från provtagningen gasen ut ur gaspåsarerna med hjälp av vacuumpump. Gasen passerade ett natriumkarbonatfilter samt en guldfälla. Natriumkarbonatfiltret är inbäddat i ett ½ tum (OD) teflonrör. Filtret har till uppgift att avlägsna fukt och sura gaser (t.ex. H<sub>2</sub>S). Om fukt kommer i kontakt med guldfällan kan en eventuell bildning av en vattenfilm på guldytan helt eller delvis minska kapaciteten för Hg-Au-sammanslagning till en amalgamförening. Efter guldfällan installerades även en massflödesmätare (Siago MF4000) med ett specifikt nålvärde för att upprätthålla provtagningsflödet (~0,25 L min<sup>-1</sup>) samt för att registrera det kumulativa gasflödet.

När guldfällan har fångat upp Hg(0) från gasen (under bildning av en Hg-Au amalgamförening), bestämdes gasvolymen med hjälp av graderade sprutor. Sprutorna fylldes upp med gas upprepade gånger tills gaspåsarerna var tomma och all gas var uppmätt. Guldfällan transporterades därefter till labbet och förvarades i mörker.

För varje enskild guldfälla (Tekran®, 35-26510-00) var guldparklarna redan inbäddade i ett kvartsrör (1/4 tum OD) som kan anslutas till en kommersiell ¼ tum (OD) teflonprovtagnings slang med hjälp av en kort bit kiselrör.

Det kvicksilver som hade anrikats på guldfällan desorberades med hjälp av termisk upphettning och analyserades med en Tekran 2537 Hg ånganalysator. Instrumentet kalibrerades av en intern Hg(0)-permeationskälla före analysen och kalibrerades rutinmässigt genom injektion av känd mängd Hg(0)-ånga.

## 2.5 Analys av växthusgaser från fiberbankarna

Gassammansättningen (CH<sub>4</sub>, CO<sub>2</sub>, O<sub>2</sub> och H<sub>2</sub>S) mättes med ett Biogas 5000-instrument (Geotechnical Instruments Ltd., Coventry, Storbritannien). Alla provtagningsstillfällen med fältutrustningen för provtagning av gas följdes av volymbestämningar och analys av växthusgasinnehållet samt beräkningar av gasflödet (L (vid 1 atm)/m<sup>2</sup>/dag).

## 3. Resultat

Tabell 1 och 4 visar den uppmätta transporten av partiklar och gasflöde med fältprovtagaren under passiv provtagning och tabell 2 och 3 visar den uppmätta HCB och Hg koncentrationen i gasen med forcerad provtagning (figur 7 & 8). Tabell 5 visar gassammansättningen vid forcerad provtagning. Med den passiva provtagningsmetoden samlades omkring 2–3 L gas upp per månad. Det var en för liten volym för att erhålla mätbara HCB koncentrationer. Dessutom hade vi problem med att vatten trängde upp och kontaminerade PUF-filtret vid den passiva provtagningen vilket omöjliggjorde analys. Vi hade problem med gasläckage vid två provtagningstillfällen. Vilket delvis berodde på vattenlåset men även på läckande slanganslutningar. P.g.a. problem med gas- eller vattenläckage vid passiv provtagning användes denna provtagning endast till att uppskatta gasflöde och gassammansättning. Proverna där gasläckage har förekommit uteslöts från kemisk analys eftersom gasvolymen inte var tillräcklig för att POPs-analyserna skulle hamna över detektionsgränsen.

Vid den forcerade provtagningen kunde 5,5–6,5 L samlas upp under mindre än en timme vilket gjorde det möjligt att mäta de organiska föroreningar som följer med gasen. För kvicksilver är det inte möjligt att använda guldfällor i fält under en längre tid eftersom det kan bildas fukt på på guldsanden som förhindrar amalgambildningen.

Med den forcerade provtagningen erhöles för HCB i genomsnitt 2,7 ng/m<sup>3</sup> (n = 5) vid Väja och 8,5 ng/m<sup>3</sup> (n = 6) vid Köpmanholmen och för Hg i genomsnitt 1,6 ng/m<sup>3</sup> i Väja, 6,0 ng/m<sup>3</sup> i Sandviken och 19 ng/m<sup>3</sup> i Köpmanholmen. Vid ett antagande om att dessa koncentrationer är representativa, kan även HCB- och Hg-flödet (Fi\_gas) beräknas utifrån det naturligt uppmätta gasflödet under passiv provtagning (Fgas) och de uppmätta koncentrationerna i gasen under den forcerade gasprovtagningen (Ci\_gas):

$$F_{i\_gas} = F_{gas} \times C_{i\_gas}$$

Fgas beräknas utifrån de tillförlitliga data vi har för gasflödet (Väja n = 3; Sandviken n = 2), till 0,666 L/m<sup>2</sup>/dag.

Det ger ett uppskattat flux av HCB på i genomsnitt 3,2 ng/m<sup>2</sup>/år för de två undersökta fiberbankarna (Väja, 1,5 ng/m<sup>2</sup>/år och Köpmanholmen 47 ng/m<sup>2</sup>/år).

För Hg uppskattades det genomsnittliga fluxet till 0,40 ng/m<sup>2</sup>/år vid Väja (1,5 ng/m<sup>2</sup>/år vid Sandviken och 4,6 ng/m<sup>2</sup>/år vid Köpmanholmen).



**Tabell 1. Gasvolym (mL), beräknat gasflöde (mL/m<sup>2</sup>/dag), gasmedierad partikelresuspension (mg/m<sup>2</sup>/dygn) uppmätt vid Väja, Sandviken och Köpmanholmen, uppsamlat under passiv provtagning.**

Väja		Provtagning			
Startdatum	Slutdatum	Gas (mL)	Gas flux (mL/m <sup>2</sup> /dag)	PUF	Partiklar (mg/m <sup>2</sup> /dag)
2021-09-10	2021-11-02	2183	328	ja	-
2022-05-27	2022-07-06	2210	440	-(blöt)	64
2022-07-06	2022-08-03	514 (läckage)	146 (läckage)	ja	17
2022-08-03	2022-08-30	220 (läckage)	65 (läckage)	ja	55
2022-08-30	2022-11-02	9780	1216	-(blöt)	49
Sandviken		Provtagning			
Startdatum	Slutdatum	Gas (mL)	Gas flux (mL/m <sup>2</sup> /dag)	PUF	Partiklar (mg/m <sup>2</sup> /dag)
2022-07-07	2022-08-02	1806	553	-(blöt)	47
2023-06-19	2023-08-14	5580	793	-(blöt)	21
Köpmanholmen		Provtagning			
Startdatum	Slutdatum	Gas (mL)	Gas flux (mL/m <sup>2</sup> /dag)	PUF	Partiklar (mg/m <sup>2</sup> /dag)
2023-06-19	2023-07-19	860	228 (läckage)	-(blöt)	270
2023-07-19	2023-08-14	-	-	-	214

**Tabell 2. Koncentration av HCB i ebullitions gas insamlad vid Väja och Köpmanholmen under forcerad provtagning. LOQ = Limit of quantification (kvantifieringsgräns)**

Väja		Provtagning	
Provtagning nr.	Datum	Gas (mL)	HCB (ng/m <sup>3</sup> )
1	2022-08-30	5820	< LOQ
2	2022-08-30	5680	< LOQ
3	2022-08-30	6540	5.3
4	2022-11-01	18060	3.6
5	2022-11-01	17700	< LOQ
Köpmanholmen		Provtagning	
Provtagning nr.	Datum	Gas (mL)	HCB (ng/m <sup>3</sup> )
1	2022-08-29	5640	6.0
2	2022-08-29	5765	4.5
3	2022-08-29	5510	6.4
4	2022-11-01	9535	13
5	2022-11-01	7875	12
6	2022-11-01	9600	9,2

### 3.1 Kvantifiering av gasmedierad organisk föroreningsspridning

Av de organiska föroreningar som analyserades kunde endast HCB kvantifieras i gasen som samlades in vid forcerad provtagning (tabell 2 & 3). HCB-koncentrationen i gasen uppmättes i genomsnitt till cirka 2,7 ng/m<sup>3</sup> (< LOQ – 5,3 ng/m<sup>3</sup>) vid Väja och 8,5 ng/m<sup>3</sup> (4,5–13 ng/m<sup>3</sup>) vid Köpmanholmen. Vid beräkning av genomsnittlig koncentration togs värden under kvantifieringsgränsen med i beräkningen som halva kvantifieringsgränsen.

HCB-koncentrationen i sediment var 20 µg/kg torrsvikt vid Väja och 65 µg/kg torrsvikt vid Köpmanholmen, det vill säga 12 respektive 40 gånger högre än gränsen för klass 5 (1,6 µg/kg; ”mycket hög halt”) enligt tillståndsbaserade bedömningsgrunder (Josefsson, 2017). HCB-halten i sedimenten är således mycket hög vid båda lokalerna men något högre i Köpmanholmen än i Väja.

Den gasmedierade partikelresuspensionen motsvarar 1,2–4,5 kg partiklar/dygn vid Väja.

### 3.2 Gasmedierad spridning av kvicksilver

Kvicksilverhalterna (Hg(0)) i gasfasen vid alla tre platserna, Väja, Sandviken och Köpmanholmen, presenteras i tabell 3 och figur 7. Provtagningen av Hg i gasen med hjälp av forcerad provtagning samt med guldfällor (se metodavsnitt) inleddes 2022 vid fiberbankarna Väja, Sandviken och Köpmanholmen. Analyser av gasformigt Hg i gasproverna som samlades in från Väja i juli 2022 (guldfälla nummer 1 & 2 från Väja) visade extremt låga nivåer av Hg (0,91–0,97 ng/m<sup>3</sup>) i gasfasen. Bakgrundshalter för gasformigt Hg i luft ligger på 1,3 ng/m<sup>3</sup> (IVL 2023). Analyser av gasformigt Hg i gasproverna som samlades in i Väja i augusti 2022 (guldfälla nummer 3–5 från Väja) visade något högre Hg-nivåer (1,4–2,6 ng/m<sup>3</sup>) i gasfasen. Dessa värden var också för första gången signifikant högre än bakgrundshalterna för Hg i luft.

Vid Sandviken visade analyser av gasproverna (guldfälla nummer 1–3 från Sandviken) mycket högre Hg-nivåer (5,6–6,6 ng/m<sup>3</sup>) i gasfasen, det vill säga cirka 4–5 gånger högre än bakgrunds nivåerna. På Köpmanholmen visade analyser av gasproverna i augusti till november 2022 (guldfälla nummer K1–K7) halter av Hg (12–25 ng/m<sup>3</sup>) i gasfasen som är ca 11–18 gånger högre än bakgrundshalten i luft.

**Tabell 3. Kvicksilver i gas från Väja, Sandviken och Köpmanholmen. Provtagning av Hg(0) i gas med guldfälla**

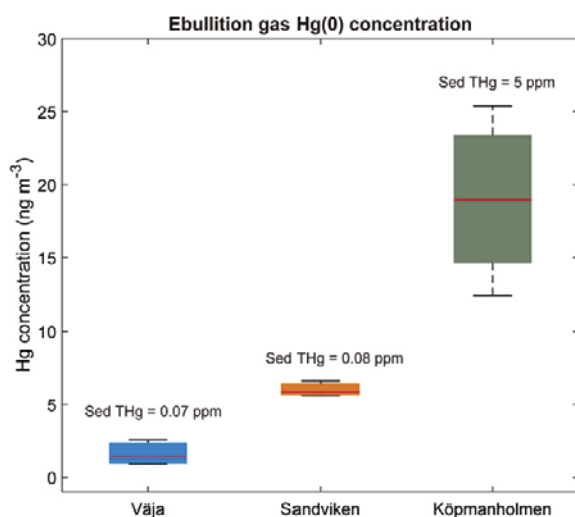
Väja		Provtagning
Guldfälla nr.	Prov datum	Hg(0) konc. (ng m <sup>-3</sup> )
1	2022-07-11	0,91
2	2022-07-11	0,97
3	2022-08-03	2,32
4	2022-08-03	2,57
5	2022-08-03	1,41

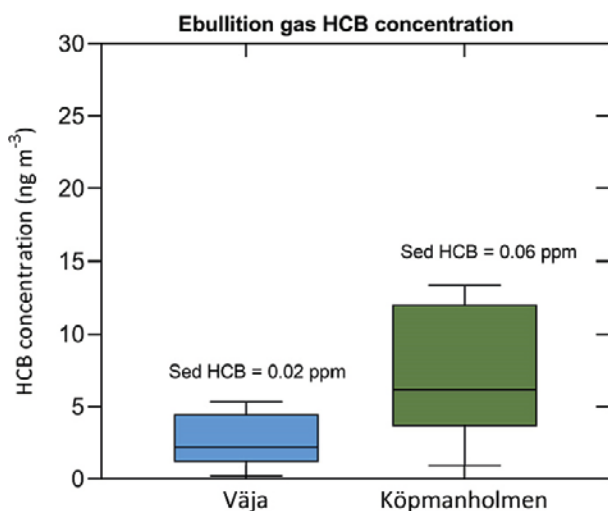
Sandviken		Provtagning
Guldfälla nr.	Prov datum	Hg(0) konc. (ng m <sup>-3</sup> )
1	2022-08-04	5,58
2	2022-08-04	6,61
3	2022-08-04	5,83

Köpmanholmen		Provtagning
Guldfälla nr.	Prov datum	Hg(0) konc. (ng m <sup>-3</sup> )
1	2022-08-30	15,86
2	2022-08-30	22,74
3	2022-08-30	12,46
4	2022-08-30	18,96
5	2022-08-03	23,56
6	2022-11-01	25,38
7	2022-11-01	14,24



Figur 7. Hg i gas provtagen vid Väja, Sandviken och Köpmanholmen. Hg-halten i gasen följde Hg-halterna i sedimentet.



Figur 8. HCB i gas vid Väja och Köpmanholmen. HCB i gasen följer trenden i sediment med lägst koncentration vid Väja och något högre koncentration vid Köpmanholmen.

### 3.3 Gasens sammansättning, kvantifiering av växthusgaser och gasproduktionen från fiberbankarna

Gasen som frigjordes från fiberbankarna vid den passiva provtagningen bestod i genomsnitt av 52 % metan (CH<sub>4</sub>) och 3,9 % av koldioxid (CO<sub>2</sub>) (Tabell 4). Andelen CH<sub>4</sub> i gasen som uppmätts i fält är i samma storleksordning som tidigare resultat (56 % CH<sub>4</sub>) som erhöles genom laboratoriestudier (Lehoux et al., 2021).

Tabell 4. Gasinnehåll mätt vid passiv provtagning

Område	Väja			Sandviken	
	10/09/2021	27/05/2022	30/08/2022	06/07/2022	20/07/2023
startdatum	10/09/2021	27/05/2022	30/08/2022	06/07/2022	20/07/2023
slutdatum	02/11/2021	06/07/2022	02/11/2022	03/08/2022	14/08/2023
Flytkropp	Flotte	Flotte	Flotte	Boj	Flotte
Placering av tratt	Nedsänkt	Nedsänkt	Nedsänkt	Nedsänkt	Höjd
mL/m <sup>2</sup> /dag	328	440	1260	553	793
CH <sub>4</sub> (%)	39.6	58.9	56.4	41.7	62.4
CO <sub>2</sub> (%)	1.4	6.8	10.6	0.3	0.5
O <sub>2</sub> (%)	10.2	4.7	6.4	11.2	3.5
H <sub>2</sub> S (ppm)	0.0	6.8	96.0	1.5	0.0
Oidentifierade gaser (%)	48.9	29.6	26.6	46.9	33.6

Tabell 5. Gasinnehållet mätt vid forcerad provtagning.

Område	Väja		Köpmanholmen		Sandviken	
	03/08/2022	30/08/2022	02/11/2022	29/08/2022	01/11/2022	03/08/2022
Provtagnings-datum						
CH <sub>4</sub> (%)	73.4	75.7	83.8	76.4	82.3	65.1
CO <sub>2</sub> (%)	3.2	7.0	6.7	11.9	8.6	0.0
O <sub>2</sub> (%)	1.9	1.5	1.5	1.8	1.5	3.6
H <sub>2</sub> S (ppm)	329.2	693.7	638.0	943.3	518.8	0.0
Oidentifierade gaser (%)	21.4	15.3	8.0	10.1	8.3	31.2
Antal mätningar	5	6	2	7	6	3

Med forcerad provtagning (tabell 5) visade sig andelen metan (CH<sub>4</sub>) i gasen bli högre än vid passiva provtagningar och vi erhöll vid dessa mätningar ett medelvärde av 76 % över alla mätningarna i de tre olika områdena (tabell 5). CO<sub>2</sub> halten ökade också till i snitt 6,2 %.

## 4. Diskussion

### 4.1 Provtagningsmetodiken för att mäta gasavgång från fiberbankar samt dess tillämpning och begränsningar

Tidigare uppskattningar av gasflödet från fiberbankar har gjorts i laboratoriet (Lehoux et. al., 2021). Där har man i provrör uppskattat gasavgången från en känd fiberbanksvolym. Sedan har man extrapolerat resultatet till den uppskattade volym fiberbanksmassa som Sveriges fiberbankar tillsammans kan tänkas utgöra (Lehoux et. al., 2021). In situ mätningar ger till skillnad från laboriemätningar information om vad som kommer ut ur fiberbankarna per yta och tid. In situ-mätningar av gasavgången från fiberbankar ger därmed ett mer tillförlitligt mått på vad det naturliga gasflödet från fiberbankar kan ligga inom för intervall. I den här studien har vi mätt gasavgången med en provtagare som har utvecklats speciellt anpassad för fiberbankar. I likhet med laboriestudierna mäter vi vad som frigörs från fiberbankarna och inte vad som når atmosfären.

En provtagningssträtt med en bred mantel kring själva provtagningsstratten konstruerades och mantel monterades på stratten för att provtagaren skulle kunna ställas stabilt ovanpå fiberbankar samt så att stratten varken sjunker ned i sedimentet eller välter. För att vara säkra på att luft från slangarna inte kom med vid provtagning så frikopplades slangen som förbinder provtagaren med filter och gaspåsar vid nedsänkningen till botten. Eftersom det även finns en risk för att partikelfiltret (som sitter i provtagningsstratten) kan bli kontaminerat vid nedsänkningen till botten-sedimentet bör provtagaren sänkas ned med försiktighet för att förhindra resuspension i kontakt med fiberbanken.

Det finns en risk för att provtagarens tyngd kan få provtagaren att sjunka igenom fiberbanken vilket därmed kan inverka på provtagningen samt på dess handhavande i fält. I studien jämfördes resultaten med provtagaren placerad på sedimenten mot resultat med provtagaren placerad i vattenkolumnen (1 meter ovanför sedimentytan, Se tabell 4 för Sandviken). Skillnaden mellan de två mätningarna var inom variationen som kunde observeras för de andra mätningarna med provtagaren endast på fiberbanken vid Väja (se tabell 4, Väja). Jämförelsen visade att gasavgången vid de olika placeringarna var jämförbara även om gasavgången var större med provtagaren placerad i vattenmassan än vad den var när provtagaren var placerad på ytan av sedimentet. Dock kan konstateras att vi överlag har väldigt få mätningar totalt sett eftersom ytterligare provtagningar inte var möjliga inom ramen för projektet.

Nedsänkningen av provtagaren till sedimentytan visade att endast den gas som finns i slangen kommer ut när slangen vattenfylls. Någon mer gasavgång efter att slangen hade vattenfyllts kunde inte observeras vilket visar att utrustningens tyngd inte forcerade ut gasen ur fiberbanken. Vid studiens provtagning kunde det även konstateras att provtagaren inte hade sjunkit ned i sedimentet eftersom det var lätt att få upp provtagningsutrustningen samt p.g.a. att det inte fanns sedimentrester inne i själva provtagningsstratten. Eftersom det konstaterades att provtagarens tyngd i sig själv inte hjälper till med att forcera ut gasen ur sedimentet framgick

att en kompletterande metod behövdes för att få ut mer gas per tidsenhet från sedimentet. Detta var nödvändigt för att samlas upp en större volym gas under en dag för att kunna använda (den fukt känsliga) guldfällan för Hg. Det framgick även av de prelimära analyserna att det behövdes mer gas per provtagningstillfälle för att komma över detektionsgränserna för både HCB och Hg.

Genom utvecklingen av en extra utrustning som monterades under provtagaren vid forcerad provtagning gick det att få ut en tillräckligt stor mängd gas från sedimentet under provtagningen för att nå över detektionsgränsen för de föroreningar som finns i gasen (HCB och Hg).

Det visade sig även att utrustningen kräver ett vattenlås för att förhindra att vatten kommer i kontakt med PUF filtren samt når gasuppsamlingspåsar. Detta kunde förklaras med att gasen kommer upp under ganska högt tryck som en vatten/gasblandning. Nackdelen med den passiva provtagningsmetoden var att vattenlåset kunde torka ut vilket leder till att luftens syre kan ta sig in genom vattenlåset. Under den forcerade provtagningen fungerade vattenlåset utan anmärkning. Detta berodde sannolikt på att vattenlåset hela tiden fylldes på med vatten och att vattenlåset därmed behöll en liten volym vatten för att hindra syre från att ta sig in i systemet.

Under den forcerade provtagningen sänkte vi ned provtagaren initialt så att armeringsjärnen penetrerade fiberbanken tills provtagaren kunde konstateras ha landat på ytan av fiberbanken. Inte heller vid den forcerade provtagningen fastnade provtagaren i sedimentet vid nedsänkt läge, trots den viktökning som den extra utrustningen utgjorde. När provtagaren har "landat" ovanpå fiberbanken höjde vi sakta upp utrustningen igen med hjälp av en vinsch och det var oftast i det upphöjda läget som gastrycket ökade i slangen och vi kunde provta större volymer gas. Detta berodde sannolikt på att de konstgjorda kanalerna vidgades något samt eventuellt även på att armeringsjärnen kan ha lämnat kanalerna och därmed öppnat upp för gasen att ta sig fram och ut genom dessa. Även rörelser hos båten som vinschen är fäst vid kunde orsaka denna effekt trots att provtagaren befann sig i ett nedsänkt läge. Detta berodde sannolikt på att de konstgjorda kanalerna som armeringsjärnen hade skapat vidgade sig vid rörelserna hos båten och att gasen därmed släpptes fram i den glipa som bildades mellan armeringsjärnet och de konstgjorda kanalernas väggar.

## 4.2 Fiberbankarnas betydelse för spridning av växthusgaser

Fibersedimenten som härrör från utsläpp från massa- och pappersindustri anses vara ett potentiellt hot mot vattenmiljön eftersom de är mycket förorenade. Dessutom har mikrobiell nedbrytning av det organiska materialet från fiberbankar en hög potential att producera växthusgaser (Lehoux et al., 2021; Dahlberg et al., 2023).

I gasen som frigjordes från fiberbankarna är den genomsnittliga andelen metan som provtogs vid den passiva provtagningen 52 %, vilket är mycket lik den från tidigare studier i laboratoriet (56 %) av Lehoux et al. (2021). Med forcerad provtagning blir andelen metan i utsläppsgasen betydligt högre (76 %). Orsaken till att det är en större andel metan i den forcerade provtagningen kan vara att metan i fiberbankar transporteras från gasfasen till vattenfasen genom diffusion och/eller att metan förbrukas av mikroorganismerna i sedimentet, ett så kallat "mikrobiellt metanfilter" (Lenstra et al., 2023). Metangasen som frigörs vid forcerad provtagning har eventuellt

inte hunnit diffundera till vattenfasen och/eller förbrukas av organismer. I enlighet med Iversen och Jørgensen (1993) är den effektiva diffusionskoefficienten för metan i marina sediment vid 4 °C (nära havsbotten) relativt låg.

En möjlig förklaring till de stora skillnaderna är att gasen som provtas med passiv provtagning kan ha oxiderats, speciellt vid det anoxisk-oxiska gränsskiktet. Sådana gränsskikt förekommer i de gaskanaler som bildas naturligt i fiberbankarna (Dahlberg et al., 2023) och de kan ses som pockmarks eller gaskratrar på ytan av de flesta fiberbankar (Norrlin och Josefsson, 2017). Vid detta scenario oxideras således metan till koldioxid när metangasen i fiberbanken når det anoxiska-oxiska gränssnittet.

Laboratoriestudier av fiberbanksediment har visat att den gastransport som har observerats i sediment bildade gångar genom sedimentet (Dahlberg et al., 2023). Gasfickor observerades också i sedimentet som växte i storlek och antal över tid vilket ledde till ökad transport av förorenat porvatten från sedimentet till omgivande vatten. En liknande bildning av ett nätverk av porutrymmen eller gångar har även observerats i naturligt sediment (Liu et al., 2012; Liu et al., 2022) och tidigare ansetts underlätta porvattentransporten i sedimentet (Yuan et al., 2007). Detta förklarar förmodligen varför gasen som har frigjorts genom naturliga gaskratrar i fiberbanken innehåller en lägre andel metan jämfört med den gas som nyligen har bildats inuti fiberbanksmassan och som tvingats ut genom artificiella kanaler vid den forcerade provtagningen.

Att metan oxiderar när det når syrerikt vatten innebär att de uppmätta metan- och koldioxidhalterna i laboratoriet samt genom passiv provtagning sannolikt inte är representativa. De uppmätta halterna kan påverkas av en mängd faktorer: (1) Det är svårt att undvika en syresättning av sedimentet i samband med en sedimentprovtagning med Ekmanhuggare eftersom det är en öppen skopa; (2) Vattnet i kolonnerna som står i förbindelse med det sediment som används i labbtester kan sannolikt heller inte isoleras från luftens syre till skillnad mot naturliga förhållanden i fiberbanken; (3) metan oxideras så fort det når det oxiderade vattnet i gaskratrarna och transporteras dessutom upp till ytan under ett relativt lågt tryck vid passiv provtagning jämfört med forcerad provtagning. Gassammansättning som har erhållits med forcerad provtagning måste därmed anses vara den ursprungligt pristina och mest representativa för bedömning av innehåll av växthusgaser. Metoderna (passiv- och forcerad provtagning) visar att mängden metan som mäts vid forcerad provtagning inte är densamma som den som kommer att spridas till atmosfären eftersom det metan som produceras i sedimentet kommer att oxideras redan när det når syrerikt vatten vid sedimentytan (Bastviken, 2009).

Vår studie visar att det huvudsakligen är metan (52–76 %) som frigörs med gasen från fiberbankarna och att gasen med den högre metanhalt (76 %) sannolikt kan frigöras vid kraftiga störningar av fiberbankarna. Sådana störningar kan inträffa vid till exempel jordskred, stormar, fartygstrafik och strömmar p.g.a. vågor men även i samband med en eventuell sanering i form av muddring. Det behöver dock inte betyda att eventuella störningar av fiberbankar leder till att mer metan släpps ut över tid eftersom produktionen av gas sannolikt står i jämvikt till de metanogener som finns i det övre skiktet av fiberbanken (40 cm). Metanogen produktion av gas är hastighetsbegränsad av tillgången till makronäringsämnen i ytskiktet av fiberbanken varför produktion inte kommer att öka p.g.a. störningen (Regnell et al., 2014).

Med passiv provtagning kunde det totala gasflödet från Väja och Sandvikens fiberbankar beräknas till 0,67 L m<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup>. Detta flöde ligger inom det flödesintervall



som uppmätts av Viana et al. (2012) och i studier som refereras där, även om intervallet är stort i dessa studier (0,07–100 L m<sup>-2</sup> dag<sup>-1</sup>).

Om det uppmätta flödet antas vara representativt för hela Väja fiberbank (70 000 m<sup>2</sup>) blir det totala gasutsläppet från denna plats cirka 46 000 L dag<sup>-1</sup> vilket motsvarar 17 miljoner L år<sup>-1</sup>.

Om det uppmätta flödet antas vara representativt för hela Sandviken fiberbank (60 000 m<sup>2</sup>) blir det totala gasutsläppet från denna plats cirka 37 000 L dag<sup>-1</sup> vilket motsvarar 14 miljoner L år<sup>-1</sup>. Notera dock att vi har relativt få data som dessa resultat bygger på och de säger framför allt vilken storleksordning det förmodligen handlar om. Dessa data bör därmed tolkas med försiktighet fast beräkningarna är ändå relevanta och viktiga eftersom de är unika i sitt slag och är de enda som kan jämföras mot tidigare laboratorieresultat.

I Sverige utgörs de kända fiberbankarna (n = 39) av en yta på 2,5 km<sup>2</sup>. Om vi kan anta att gasflödet som uppmättes genom den passiva provtagningen (genomsnitt av Väja och Sandviken) är representativ för alla kända fiberbankar innebär det att dessa tillsammans bidrar med ca 530 miljoner liter gas per år.

Vid ett antagande av att gasen utgörs av 52–76 % metan och 3,9 – 6,2 % koldioxid frigör dessa 39 fiberbankar 275–400 miljoner liter metan respektive 21–33 miljoner liter koldioxid. Detta motsvarar 180–600 ton metan per år (beräknat utifrån att metan har en densitet på ca 0,67 kg/m<sup>3</sup> vid 20 °C) respektive 40–63 ton koldioxid per år (beräknat utifrån att CO<sub>2</sub> har en densitet på ca 1,9 kg/m<sup>3</sup>). De 39 fiberbankarna frigör i så fall uppskattningsvis 5200–17000 ton CO<sub>2</sub> ekvivalenter. I beräkningen har vi utgått ifrån att 1 kg metan motsvarar 28 kg koldioxid.

Det finns troligtvis ytterligare 300, ännu ej undersökta fiberbankar i Sverige. Om vi antar att den totala fiberbanksytan i Sverige är ca 10 gånger större och ovanstående uppskattningar är representativa erhålls 52 000–170 000 ton/år, vilket ger en 25–70 gånger lägre uppskattning av fiberbankarnas sammanlagda bidrag till växthusgasutsläppen än vad som tidigare uppskattats baserat på laboratorieresultat (Lehoux et al., 2021). Den stora skillnaden mellan våra uppskattningar kan bero på att en extrapolering av volymen i laboratoriet till den totala uppskattade fiberbanksvolymen i Sverige (Lehoux et al., 2021) blir missvisande eftersom det sannolikt endast produceras gas inom den volym av fiberbankarna som ytskiktet utgör. Regnell et al. (2014) visade att gasbildning i fiberbankar sker vid ytan eftersom tillgången på näringsämnen för metanogener är begränsad till de översta decimetrarna av fiberbankarna. Räknar vi om data från Lehoux et al. (2021) baserat på antagandet att det endast går att extrapolera fiberbanksvolymen i laboratoriet till den volym som ca 3–4 decimeter i Sveriges fiberbankar skulle motsvara, blir våra resultat däremot helt samstämmiga. Vi rekommenderar in situ fluxmätningar eftersom man därigenom inte behöver ta hänsyn till hur djupt det bioaktiva skiktet är.

För att sätta den här studiens uppskattningar i ett vidare perspektiv kan jämförelser göras med mängden växthusgaser som sprids från avfallsdeponier, vilket i Sverige är den näst största källan till metanutsläpp efter jordbrukssektorn. Att vi väljer att jämföra mot avfallsdeponier har att göra med att fiberbankar också har ett antropogent ursprung och kan betraktas som okontrollerade undervattensdeponier. Avfallsdeponierna släppte enligt officiell statistik<sup>1</sup> år 2022 ut sammanlagt 510 000 ton koldioxidekvivalenter. Det uppskattade utsläppet av växthusgaser från

<sup>1</sup> <https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/klimat/vaxthusgaser-utslapp-fran-avfall/>

samtliga fiberbankar motsvarar således ca 10–30 % av Sveriges utsläpp från avfallsdeponier. Även om uppskattningen av mängden växthusgaser som frisläpps från Sveriges fiberbankar är mycket osäker går det ändå att dra slutsatsen att den kan antas vara betydande.

## 4.3 Gasmedierad spridning av hexaklorbensen

Hexaklorbensen (HCB) är en långlivad organisk förorening som före 70-talet användes som träskyddsmedel. Den har också bildats som en biprodukt i olika förbrännings- och kloreringsprocesser. Toxikologiska effekter av HCB-exponering på försöksdjur kan inducera störningar i immunsystemet, reproduktionssystemet, tumörer i lever, njure och endokrina organ (Josefsson, 2017).

Även om användningen av HCB upphörde på 70-talet släpps det fortfarande ut till miljön från andra källor som t.ex. en biprodukt när klorerade föreningar tillverkas, vid en ofullständig förbränning, samt vid urlakning av deponier och avfall från tillverkare av klorerade produkter (Josefsson, 2017).

Förutom primära källor kan HCB även mobiliseras från sekundära källor, såsom från förorenad mark, deponier eller från förorenade sediment. Sediment provtagna av SGU, under perioden 1986–2015, visar att HCB-halterna är högre än normalt vid kuster, sjöar och älvar (SGU 2016). Dessa platser gick även att relatera till tidigare skogsindustri, där till exempel klorblekning av pappersmassa har skett. HCB är mycket vanligt förekommande i fiberbankar (Apler et al., 2014; Dahlberg et al., 2020).

Det har tidigare visats att HCB är mycket varaktigt i sediment där dess rörlighet, transport och nedbrytning huvudsakligen är reducerad på grund av sorption till organiskt material (Josefsson, 2017).

Den här studien visar att HCB kan frigöras i gasform från fiberbankar. HCB kunde detekteras i gasen från både Väja och Köpmanholmens fiberbankar i den forcerade provtagningen. HCB kunde däremot inte detekteras vid den passiva provtagningen eftersom den gav en för liten mängd gas för att kunna anrika tillräcklig med HCB i PUF-filtret för att hamna över detektionsgränsen.

HCB-halter på 2,7 ng/m<sup>3</sup> gas vid Väja och 8,5 ng/m<sup>3</sup> gas vid Köpmanholmen tyder dessutom på att HCB i ebullitionsgasen avspeglar HCB-halten i sedimentet (0,020 ppm respektive 0,065 ppm i Väja respektive Köpmanholmen). Den mängden som sprids per tid kan beräknas utifrån HCB koncentrationen mätt med forcerad provtagning och gasflödet mätt med passiv provtagning. Baserat på fiberbankens yta vid Väja (70 000 m<sup>2</sup>) och Köpmanholmen (60 000 m<sup>2</sup>) uppskattas respektive fiberbank därför vid ostörda förhållanden avge 100 µg HCB/år (Väja) respektive 280 µg HCB/år (Köpmanholmen) via gasmedierad transport. Den här studien baseras på få data vilket ger en del osäkerheter men visar ändå på vilken storleksordning det handlar om. Denna spridning kan sättas i relation till den uppmätta sediment-till-vatten fluxen av HCB via diffusion som tidigare uppmätts vid Väja (0,29–0,33 ng/m<sup>2</sup>/dag; Dahlberg et al., 2020), vilket motsvarar en årlig spridning av 7 400–8 400 µg/år från Väja, dvs ca 80 gånger mer än via gasmedierad transport.

Tidigare studier av sediment-till-vatten-flux vid Väja och Sandviken har inte kunnat korreleras till vare sig HCB-halterna i sediment eller porvatten (Dahlberg et al., 2021). Skillnader i cellulosa materialets sorptionsförmåga antogs då kunna

spela in (Dahlberg et al., 2020). Vid gasmedierad transport får sorptionen sannolikt mindre betydelse eftersom materialet bryts ner. Detta kan förklara varför sedimentkoncentrationen avspeglas i gasavgången men inte i sediment-vatten-fluxen. Andra POPs som t.ex. PCB som i tidigare undersökningar (Dahlberg et al., 2021) har påvisats i sedimentprover kunde inte kvantifieras i gasen vare sig vid passiv eller forcerad provtagning. Detta kan bero på att HCB är ett mer volatilt ämne än PCB (Naturvårdsverket 2007, Rapport 5736).

## 4.4 Gasmedierad kvicksilverspridning

Kvicksilver förekommer ofta i fiberbankar eftersom det användes frekvent i flera olika tillverkningsprocesser. Det har t.ex. använts som en katalysator i klor-alkali-processen som producerar klorgas (Lindqvist et al., 1991; UNEP, 2013; Wiederhold et al., 2015). Fenyلكvicksilveracetat har också använts som slembekämpningsmedel för att förhindra nedsmutsning i processrör (Lindqvist et al., 1991; Wiederhold et al., 2015) och för att skydda massafibrer från mikrobiell nedbrytning (Skylberg et al., 2007).

Spridningen av kvicksilver (Hg) i akvatiska och terrestra ekosystem är ett allvarligt problem. Alla former av kvicksilver är toxiska och kan ge upphov till flera olika hälsoeffekter då det påverkar funktionen hos till exempel njurar och hjärta samt immunförsvaret, men mest problematiskt är de organiska formerna. Metylkvicksilver är ett nervgift som kan passera blod-hjärnbarriären och placentan vilket leder till påverkan på fosterutvecklingen (Clarkson och Magos, 2006).

Den biogeokemiska cykeln för kvicksilver är mycket komplex och viktiga omvandlingsprocesser i miljön är oxidation av Hg(0), reduktion av Hg(II) (på fotokemisk eller mikrobiell väg) samt mikrobiell metylering av oorganiskt kvicksilver till metylkvicksilver och i viss utsträckning dimetylkvicksilver (Liu et al., 2012).

I atmosfären förekommer främst Hg(0) i gasform och denna kan spridas mycket långväga (globalt). Luften kan dock även innehålla Hg(II)-former, antingen löst eller bundet till partiklar. Dessa deponeras (våt eller torr deposition) lokalt eller regionalt (Regnell och Watras, 2019). I vatten, sediment och jord förekommer främst Hg(II)-former, bundet till DOC i syrerika miljöer men i anoxisk miljö huvudsakligen som sulfidkomplex (Regnell, 2014). Där förekommer dock även Hg(0), som spelar en viktig roll i utbytet mellan mark- och vattenytan och atmosfären (Regnell, 2014).

Metylkvicksilver i sediment utgör normalt visserligen bara en liten andel av den totala mängden kvicksilver (normalt mindre än 3 %) men är den form som är mest tillgänglig för levande organismer (Regnell och Watras, 2019). Mikroorganismer som metylerar Hg avger detta, som sedan förs vidare till plankton, vertebrater, växtätande fisk och rovfisk (Wiener et al. 2003). I bottenvatten kan en stor del av kvicksilvret utgöras av metylkvicksilver (Regnell och Watras, 2019). I fisk förekommer främst (90–100 %) Me-Hg, som kan lagras in i bland annat fettvävnader (inklusive hjärna och andra fettrika organ) och halterna ökar med åldern (Bloom 1992). Kvicksilver biomagnifieras, det vill säga förekommer i allt högre halter på högre trofnivåer, särskilt i akvatisk miljö (Regnell och Watras, 2019). För människor är det främsta hotet idag normalt den exponering vi utsätts för vid konsumtion av fisk men risker kopplat till ris har också uppmärksammats (Zhao et al., 2019).

Ett flertal kvicksilverrelaterade studier har gjorts i bland annat Sandviken, där fiberbanken på naturlig väg täckts över med ett cirka decimetertjockt lager minerogent sediment (Apler et al., 2019; Frogner-Kockum et al., 2020). Trots relativt höga Hg-halter i Sandvikens fiberbank (klass 5 enligt tillståndsbaserade bedömningsgrunder) kunde Appler et al. (2019) inte detektera Hg i porvattnet. I en studie av Frogner-Kockum et al. (2020) undersöktes massflödet (fluxen) av föroreningar från fiberbanken till ovanliggande vatten i Sandviken men inte heller här kunde Hg detekteras. Detta indikerar att Hg inte sprids genom diffusion eller advektion. Andra studier har funnit att frånvaro av Hg i anoxiska porvatten i kvicksilverförorenade sediment kan förklaras av bildningen av olöslig metacinnabar (HgS) vid höga Hg-halter och i närvaro av S (Liem-Nguyen et al. 2017).

Denna studie visar att Hg, i gasform (Hg(0)), kan frisättas från fiberbanksmaterialet. Hg-koncentrationen i gasen från Köpmanholmen är ca 15 gånger högre än bakgrundshalter i luft (~1,3 ng/m<sup>3</sup>, IVL 2023). Av figur 7 framgår att halterna i gasen följer samma trend som Hg-koncentrationen i sedimentet: Väja < Sandviken < Köpmanholmen. Hg som är bundet till fiberbanksmaterialet kan således frigöras i samband med nedbrytningen av det organiska materialet.

Tidigare studier av Regnell et al (2014) fann att Hg-koncentrationerna i de översta delarna av fiberbanken var lägre än längre ner i fiberbanken. Både Hg(0) och Me-Hg kan bildas mikrobiellt i denna zon. Hg(0) kan sedan oxideras till Hg(II) som sedan blir tillgängligt för metylerande bakterier i ytsediment och bottenvatten.

Vår studie visar att spridning av Hg i gasfas, Hg(0), som frigörs i samband med nedbrytningen av fibermaterialet i fiberbankar är en betydande spridningsväg, åtminstone i jämförelse med vad som tidigare erhållits vid diffusionsstudier (Frogner-Kockum et al., 2020). Fysisk störning kan antas ge en tillfälligt ökad spridning av både gas och föroreningar.

Hg fluxet är 0,4 ng/m<sup>2</sup>/år från Väja; vid Sandviken 1,5 ng/m<sup>2</sup>/år och för Köpmanholmen 4,6 ng/m<sup>2</sup>/år. Om man utifrån resultaten för Köpmanholmen extrapolerar till hela den kända fiberbanksytan i Sverige (2,5 km<sup>2</sup>, n = 39, Norrlin & Josefsson, 2017) blir det sammanlagda Hg-fluxet via gasen 12 mg/år. Detta antagande bygger på få data vilket medför osäkerhet i resultat, fast dessa data säger ändå något om storleksordningen. Överslagsberäkningen indikerar att det är en relativt begränsad tillförsel av Hg till atmosfären från fiberbankarna under ostörda förhållanden. Det finns dock flera osäkerheter när det gäller kvicksilverbelastningen från fiberbankarna. Dimetylkvicksilver är ett flyktigt ämne som inte undersökts inom denna studie. Dimetylkvicksilver kan i sin tur omvandlas till metylkvicksilver och deponeras i samband med regn. Detta skulle således behöva undersökas vidare. Den gasmedierade spridningen av Hg från fiberbankar kan dessutom vara betydelsefull på andra sätt. Dels genom att gasbildningen bidrar till ökad resuspension och spridning av kontaminerade fibrer, men dessutom genom att Hg(0) kan oxideras till Hg(II). Nyligen oxiderat Hg är mycket reaktivt i och med att det ännu inte har hunnit bilda starka bindningar till organiskt material och sulfider vilket därmed metyleras i förhållandevis stor omfattning.

## 4.5 Fortsatta studier för en förbättrad riskbedömning

Vår studie visar sammanfattningsvis att kvicksilver och persistenta föroreningar kan spridas från fiberbankar genom en gasmedierad transport vid sidan om andra spridningsvägar såsom t.ex. diffusion. Fluxet av HCB och Hg(0) från fiberbankarna bedöms som litet under ostörda förhållanden. Den forcerade provtagningen visade dock att gas och föroreningsutsläpp tillfälligt ökar kraftigt vid fysisk störning av fiberbankarna. Sådana störningar blir sannolikt allt mer vanliga vid en framtida klimatförändring (Frogner-Kockum et al., 2020) med extrema väder med stormar, vågbildning och skred (Löfroth et al., 2021). Störningar kan även uppstå under mer normala förhållanden p.g.a. fartygstrafik men även i samband med en eventuell sanering i form av muddring. Detta är något som behöver beaktas både vid riskbedömningar (Göransson et al., 2021) och vid utformningen av åtgärder. Risken för spridning av kvicksilver och HCB från fiberbankar kan eventuellt också öka, både till näringsväven och till atmosfären, i och med ökade temperaturer.

Denna studie har visat att vi erhåller en relativt hög partikelspridning (upp till 270 mg/m<sup>2</sup>/dag) kopplad till gasavgången vilket tillsammans med tidigare resultat (Dahlberg et al., 2020) indikerar att den partikelburna spridningen av föroreningar sannolikt är viktig i ett riskbedömningsperspektiv. Vid kraftig störning av fiberbankarna (Löfroth et al., 2021) kan sannolikt betydligt större mängder förorenade partiklar spridas (Dahlberg et al., 2023). Det är därför viktigt att gå vidare med att undersöka den partikelburna föroreningsspridningen mer i detalj för att uppskatta denna spridningsväg i förhållande till de redan studerade spridningsvägarna. Detta är endast preliminära data från ett utvecklingsarbete och för att öka säkerheten i de extrapoleringar som har gjorts krävs ytterligare studier med fler mätningar och studier på fler fiberbankar.

## 5. Slutsatser

Inom ramen för projektet har vi utvecklat en fältutrustning för in situ provtagning av gas från fiberbankar samt tagit fram en specialanpassad metod för att kunna mäta gasens sammansättning och dess föroreningsinnehåll. Denna studie visar att metanhalten (52–76 %) i in-situ provtagen gas från fiberbankar är jämförbar med de halter som tidigare uppmätts i laboratoriestudier (56 %). En uppskattning baserad på studiens resultat tyder däremot på ett 25–70 gånger lägre utsläpp av växthusgaser (i CO<sub>2</sub>-ekvivalenter) från svenska fiberbankar per år än tidigare uppskattat utifrån laboratoriestudier. Fiberbankarna i Sverige bedöms dock ändå stå för betydande utsläpp av växthusgaser. Våra studier bekräftar därmed att fiberbankarnas betydelse som källa till växthusgaser behöver beaktas vid riskbedömningar av förorenade sedimentområden.

Vi har kunnat kvantifiera emission av HCB och Hg. HCB-halterna i den insamlade gasen var i genomsnitt 2,7 ng/m<sup>3</sup> (n = 5) vid Väja och 8,5 ng/m<sup>3</sup> (n = 6) vid Köpmanholmen. Ett uppskattat flux av HCB vid ostörda fiberbankar erhöles på i genomsnitt 3,2 ng/m<sup>2</sup>/år (1,5 ng/m<sup>2</sup>/år för Väja och 4,7 ng/m<sup>2</sup>/år för Köpmanholmen).

Kvicksilverhalterna (Hg) var i genomsnitt 1,6 ng/m<sup>3</sup> i Väja, 6,0 ng/m<sup>3</sup> i Sandviken och 19 ng/m<sup>3</sup> i Köpmanholmen. För Hg uppskattades det genomsnittliga flödet till 0,4 ng/m<sup>2</sup>/år vid Väja, 1,5 ng/m<sup>2</sup>/år vid Sandviken och 4,6 ng/m<sup>2</sup>/år vid Köpmanholmen. Vid fysisk störning av fiberbankssediment bedöms dock betydligt större mängder HCB och Hg kunna frigöras. Detta har implikationer både för riskbedömning och val av åtgärdsmetoder för förorenade fiberbankar.

## 6. Källhänvisning

Apler, A., Nyberg, J., Jönsson, K., Hedlund, I., Heinemo, S.-Å., och Kjellin B., Fiberbanksprojektet – Kartläggning av fiberhaltiga sediment längs Västernorrlands kust. Geological Survey of Sweden, Report no. 2014:16.

Apler, A., Snowball, I., Frogner-Kockum, P., Josefsson, S., 2019, Distribution and dispersal of metals in contaminated fibrous sediments of industrial origin, *Chemosphere* 215: 470–481.

Bastviken, D., 2009. Methane. In: Likens, G. (Ed.), *Encyclopedia of Inland Waters*. Elsevier., Oxford, pp. 783–805.

Bidleman, T.F., Laudon, h., Nygren, O., Svanberg, S., Tysklind, M., Chlorinated pesticides and natural brominated anisoles in air at three northern Baltic stations, *Environmental Pollution*, Volume 225: 381–389, ISSN 0269-7491, <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.02.064>

Bloom, N. S., 1992, On the methylmercury content of fish tissue. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 49:1010–1017.

Clarkson T.W. and Magos L., 2006. The toxicology of mercury and its chemical compounds. *Crit Rev Toxicology*, 36: 609–662.

Dahlberg A-K, Apler A., Vogel, L., Wiberg, K., Josefsson, S., 2020., Persistent organic pollutants in wood fiber-contaminated sediments from the baltic sea. *Journal of Soils and Sediments* 20:13.

Dahlberg, AK., Apler, A., Frogner-Kockum, P. et al., 2021, Dispersal of persistent organic pollutants from fiber-contaminated sediments: biotic and abiotic pathways. *J. Soils Sediments* 21: 1852–1865. <https://doi.org/10.1007/s11368-020-02871-1>

Dahlberg, AK., Wiberg K Snowball, I., Lehoux, A., 2023, Capping fiberbank sediments to reduce persistent organic pollutants (POPs) fluxes: A large-scale laboratory column experiment. *Environmental Pollution*. Volume 333. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2023.122019>

Eek, E., Dokter, L and Breedveld., G.D., 2007. Ebullition of Biogenic Gas and Its Impact on PAH Flux. Paper B-060, in: E.A. Foote and G.S. Durell (Conference Chairs), *Remediation of Contaminated Sediments—2007. Proceedings of the Fourth International Conference on Remediation of Contaminated Sediments (Savannah, Georgia; January 2007)*. ISBN 978-1-57477-159-6, published by Battelle Press, Columbus, OH, [www.battelle.org](http://www.battelle.org)

Frogner-Kockum, P., Göransson, P., Åslund H., Ländell, M., Stevens, R., Göransson, G., Ohlsson, Y., 2016, Metal contaminant fluxes across the sediment water interface. *Mar. Pollut. Bull.* 111: 321–329. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2016.06.092>

Frogner-Kockum, P, Kononets, M, Apler, A, Snowball, I, Hall, P, 2020, Less metal fluxes than expected from fibrous marine sediments, *Mar. Pollut. Bull.* 150: 1–10. <https://doi.org/10.1016/j.marpolbul.2019.110750>

- Frogner-Kockum P., Göransson G and Haeger-Eugensson M., 2020, Impact of Climate Change on Metal and Suspended Sediment Concentrations in Urban Waters. *Front. Environ. Sci.*, 21 December 2020 | <https://doi.org/10.3389/fenvs.2020.588335>
- Gunnarsson, F, Wernersson A-S. 2012. Sediment i Laxsjön. Halter av miljöfarliga ämnen. Länsstyrelsen i Västra Götaland. Rapport 2012:47.
- Göransson, G., Apler, A., Dahlberg, A-K., Löfroth, H., Josefsson, S., Wiberg, K., Frogner-Kockum, P., Nylander, P., Hedfors, J., Snowball, I., 2021, Assessing the risk of contaminant dispersion from fibrous sediments of industrial origin, *Front. Mar. Sci.*, 08 September 2021, | <https://doi.org/10.3389/fmars.2021.729243>
- Iversen, N. and Jørgensen B., B., 1993, Diffusion coefficients of sulfate and methane in marine sediments: Influence of porosity. *Geochim. Cosmochim. Acta* 57 (3): 571–578. [https://doi.org/10.1016/0016-7037\(93\)90368-7](https://doi.org/10.1016/0016-7037(93)90368-7)
- IVL, 2023, Nationell luftövervakning Sakrapport med data från övervakning inom Programområde Luft t.o.m 2021. Rapportnummer C 756 ISBN 978-91-7883-495-2.
- Josefsson, S., 2017, Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. SGU-rapport 2017:12.
- Klein, S., 2006, Sediment porewater exchange and solute release during ebullition. *Marine Chemistry*, 102(1-2): 60–71. <https://doi.org/10.1016/j.marchem.2005.09.014>
- Lehoux, A., Isidorova, A., Collin, F., Koestel, j., Snowball, I., Dahlberg, A-K., 2021, Extreme gas production in anthropogenic fibrous sediments: An overlooked biogenic source of greenhouse gas emissions. *Sci. Total Environ.*, 781: 146772, <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146772>
- Lenstra, W.K., van Helmond, N.A.G.M., Martins, P.D., Wallenius, A.J., Jetten, M.S.M., Slomp, C.P., 2023, Gene-Based Modeling of Methane Oxidation in Coastal Sediments: Constraints on the Efficiency of the Microbial Methane Filter. *Environ Sci Technol.* 57(34):12722–12731. doi: 10.1021/acs.est.3c02023. Epub 2023 Aug 16. PMID: 37585543; PMCID: PMC10469488.
- Lewis, R.G., 1999. Compendium method TO-10A: Determination of pesticides and polychlorinated biphenyls in ambient air using low volume polyurethane foam (puf) sampling followed by gas chromatographic/multi-detector detection (gc/md). (Compendium of Methods for the Determination of Toxic Organic Compounds in Ambient Air). Center for Environmental Research Information, Office of Research and Development, U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, OH 45268.
- Liem-Nguyen, V., Skyllberg, U. & Björn, E., 2017, Thermodynamic modelling of the chemical speciation of mercury and methylmercury under sulfidic conditions in boreal wetland soils. *Environmental Science and Technology*, 51(7): 3678–3686.
- Lindqvist, O., Johansson, K., Aastrup, M., Andersson, A., Bringmark, L, Hovsenius, G., Hakanson, L., Iverfeldt, A. Meili, M., Timm, B., 1991, Mercury in the Swedish environment-recent research on causes, consequences and corrective methods *Water Air Soil Pollut.*, 55: 1–261.
- Liu, G., Cai, Y., O’Driscoll, N., (eds), 2012. *Environmental Chemistry and Toxicology of mercury*. John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey. ISBN 978-0-470-57872-8.



Liu, H., Zhan, L. and Lu, H., 2022, Mechanisms for upward migration of methane in marine sediments, *Front. Marin Sed.* Vol. 9.

<https://doi.org/10.3389/fmars.2022.1031096>

Löfroth, H., O'Regan, M., Snowball, I., Holmén, M., Kopf, A., Göransson, G., Hedfors, J., Apler, A., Frogner-Kockum, P., 2021, Challenges in slope stability assessments of contaminated fibrous sediments along the northern Baltic coast of Sweden. *Engineering Geology*, 289. <https://doi.org/10.1016/j.enggeo.2021.106190>

Meier, H.E.M., Kjellstrom, E., Graham, L.P., 2006. Estimating uncertainties of projected Baltic Sea salinity in the late 21st century. *Geophysical Research Letters*, 33(15): L15705.

Naturvårdsverket, 2007, Oavsiktligt bildade ämnens hälso- och miljörisiker – en kunskapsöversikt rapport 5736.

Norrlin och Josefsson, 2017, Förorenade fibersediment i svenska hav och sjöar. SGU Report 2017:07. Geological Survey of Sweden (2017), pp. 26.

Regnell, O., Elert, M., Höglund, L.O., Falk, A.H., Svensson, A., 2014. Linking cellulose fiber sediment methyl mercury levels to organic matter decay and major element composition. *Ambio* 43: 878–890. <https://doi.org/10.1007/s13280-013-0487-2>

Regnell, O. and Watras, C.J., 2019, Microbial Mercury Methylation in Aquatic Environments: A Critical Review of Published Field and Laboratory Studies. *Environ Sci Technol.* 2019 Jan 2;53(1):4-19. doi: 10.1021/acs.est.8b02709. Epub 2018 Dec 21. PMID: 30525497.

Skyllberg, U., Drott, A., Lambertsson, L., Björn, E., Karlsson, T., Johnsson, T., Heinemo, S.-Å., Holmström, H., 2007, Net methylmercury production as a basis for improved risk assessment of mercury-contaminated sediments *Ambio*, 36:437–442.

UNEP, 2013., *Global Mercury Assessment 2013: Sources, Emissions, Releases, and Environmental Transport.* UNEP.

Viana, P. Z., Yin, K., & Rockne, K. J. , 2012, Field measurements and modeling of ebullition-facilitated flux of heavy metals and polycyclic aromatic hydrocarbons from sediments to the water column. *Environ Sci Technol*, 46(21), 12046–12054. <https://doi.org/10.1021/es302579e>

Wiederhold, J.G., Skyllberg, U., Drott, A., Jiskra, M., Jonsson, S. Björn, E., Bourdon, B., Kretzschmar, R., 2015, Mercury Isotope Signatures in Contaminated Sediments as a Tracer for Local Industrial Pollution Sources. *Environ. Sci. Technol.*, 49:177–185.

Yuan, Q., Valsaraj, T.K., Reible, D.D., Willson, S.C., 2007, A laboratory study of sediment and contaminant release during gas ebullition, *J. Air Waste Manage. Assoc.*, 57: 1103–1111, 10.3155/1047-3289.57.9.1103

Zhao, H., Yan, H., Zhang, L., Sun, G., Li, P., Feng, X. 2019., Mercury contents in rice and potential health risks across China. *Environ Int.* 126:406–412. doi: 10.1016/j.envint.2019.02.055. Epub 2019 Feb 28. PMID: 30826619.

Zhu, W., Song Y., Adediran G. A., Jiang T., Skyllberg U., Björn E., 2018. Mercury transformations in resuspended contaminated sediment controlled by redox conditions, chemical speciation and sources of organic matter. *Geochimica Et Cosmochimica Acta*, 220: 158–179. <https://doi.org/10.1016/j.gca.2017.09.045>

Rapporten uttrycker nödvändigtvis inte Naturvårdsverkets ställningstagande. Författaren svarar själv för innehållet och anges vid referens till rapporten.

# CoGas-projektet

Utveckling av en provtagningsmetod för att mäta föroreningstransport med gasflöden från fiberbankar

I CoGas projektet utvecklades en provtagningsutrustning och en fältmetod som möjliggör in-situ provtagning av gas från fiberbankar. Detta för att kunna kvantifiera utsläpp av växthusgaser samt vilka de halvflyktiga föroreningarna är som följer med gasen från fiberbankarna. En övergripande målsättning med projektet har varit att bidra med kunskap om hur olika typer av föroreningar transporteras och sprids från fiberbankar. Detta för att ta reda på vilka spridningsvägar som dominerar för olika föroreningar.

Projektet har finansierats med medel från Naturvårdsverkets miljöforskningsanslag som finansierar forskning till stöd för Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens kunskapsbehov.