

Risiklassning av fiberhaltiga sediment i Västernorrlands län



Omslagsbild: Fabrik mellan Bollstabruk och Kramfors vid Ångermanälven
Fotograf: Jan Lindmark

Länsstyrelsen Västernorrlands publikationsserie
Publikation nr 2019:11
ISSN 1403-624X

Tryck: Länsstyrelsen Västernorrland
Tryckår: 2019
Författare: Anna Stjärne, Kristina Rydja, Emelie Haglund

Denna rapport går att beställa i alternativt format.

Sammanfattning

I slutet på 1800-talet tog skogsindustrin i Västernorrland fart och utvecklingen resulterade i att länet i början av 1900-talet hade 30 stycken aktiva massa-och pappersindustrier. Utvecklingen innebar en omfattande tillväxt i länet men dessvärre även en betydande påverkan på miljön.

Utsläpp av fiberhaltigt vatten från skogsindustrin har gett upphov till att fiberbankar och fiberrika sediment återfinns i recipienter utanför massa- och pappersfabrikerna. Tidigare undersökningar av fiberhaltiga sediment har visat på höga halter av både tungmetaller och organiska miljögifter. Undersökningar av stationär fisk vid ett urval av de fiberhaltiga sedimenten ger indikationer på att det även sker bioackumulation för vissa förorenade ämnen upp i näringskedjan.

Resultaten från tidigare undersökningar har implementerats i länsstyrelsens arbete med förorenade områden i och med att de nu har riskklassats och lagts in i EBH-stödet, länsstyrelsernas databas för förorenade områden i Sverige. De fiberhaltiga sedimenten har inventerats och riskklassats i enlighet med Naturvårdsverkets Metodik för Inventering av Förorenade Områden (MIFO).

Inventering och riskklassning av förorenade områden har tidigare främst genomförts på land. Detta beror delvis på att MIFO-metodiken är främst utvecklad i detta syfte. Av denna anledning har Länsstyrelsen Västernorrland tagit fram en specifik metodik för riskklassning av fiberhaltiga sediment. Metodiken bygger på Naturvårdsverkets MIFO-metodik men den inkluderar de parametrar som är väsentliga för riskklassning av fiberbankar och fiberrika sediment.

I Västernorrland har 24 områden med fiberbankar och/eller fiberrika sediment riskklassats. Resultaten från riskklassningen redovisas i denna rapport. Rapporten har uppdaterats efter remiss till referensgrupp samt resultat från kompletterande analyser. Riskklassningen är avsedd att fungera som ett prioriteringsverktyg för länsstyrelsen i det fortsatta arbetet med fiberbankar och fiberrika sediment i Västernorrland.

Resultaten från projektet kommer att vara till stor nytta i länsstyrelsens fortsatta ansträngningar för att nå miljö kvalitetsmålen Giftfri miljö, Hav i balans samt levande kust och skärgård och Ett rikt växt och djurliv.

Abstract

Västernorrland is among Sweden's foremost provinces in regards to forestry. In the late 19th century the forest industry bloomed and by the early 20th century there was 30 active pulp and paper mills in Västernorrland. The progression created a vast economic growth and welfare for the province but unfortunately also resulted in a significant impact on the environment.

The discharge of fibrous water from forest industries has generated fiber bank deposits and fiber rich sediments in water bodies adjacent to pulp and paper mills. Investigative studies of the fibrous sediments show they contain high levels of heavy metals and organic pollutants. Furthermore, stationary fish captured close to some of the fibrous sediments indicate that there is an ongoing bioaccumulation of some contaminants into the food chain.

In order for the County Administrative Board to implement the results from previous surveys into the Swedish database for contaminated areas, the fibrous sediments need to be inventoried and risk-classified in accordance with the Environmental Protection Agency's (EPA) Methodology for Inventory of Contaminated Sites (MIFO).

Inventory and risk classification of contaminated sites have previously been carried out mainly on land. This is partly because the methodology is primarily developed for this purpose. For this reason, the County Administrative Board of Västernorrland developed a specific methodology for the risk classification of fibrous sediment. The methodology is based on the EPA's model but is designed in such a way it only comprises parameters that are essential for the risk classification of fiber bank deposits and fiber-rich sediment.

In Västernorrland 24 areas containing fiber bank deposits and/or fiber-rich sediment has been risk classified. Results from the risk classification are outlined in this report and is intended to serve as a priority tool for the County administrative board in the continued work with fiber bank deposits and fiber-rich sediment.

Innehållsförteckning

1.	Bakgrund.....	7
1.1.	Skogsindustrin i Västernorrland	7
1.2.	Tidigare undersökningar av fiberbankar och fiberrika sediment ..	7
1.2.1.	Undersökningar av förorenade områden 1992-1998	7
1.2.2.	Fiberbanksprojektet	8
1.2.3.	FIN-projektet.....	9
1.3.	Begreppen Fiberbankar och fiberrika sediment.....	10
1.4.	Föroreningar i fiberhaltigt sediment	10
2.	Projektbeskrivning	12
2.1.	Bakgrund.....	12
2.2.	Övergripande projektmål.....	12
2.2.1.	Delmål	12
2.3.	Implementering av fiberbanksprojektet	13
2.3.1.	Hur arbetar man med risker i arbetet med förorenade områden	13
2.3.2.	Vad ingår i en riskbedömning?.....	13
2.3.3.	Vad är en acceptabel risk i vid förorenade områden?.....	13
2.3.4.	Acceptabla risker för miljöeffekter och hälsa från förorenade fiberbankar och fibersediment	15
2.3.5.	Ansvar för fortsatta undersökningar av fiberbankar och fiberrika sediment.....	15
3.	Metod	18
3.1.	Förberedelser och underlagsmaterial	18
3.2.	Avgränsningar	19
3.3.	Metodik för Inventering av Förorenade Områden.....	19
3.4.	Riskklassning av fiberhaltiga sediment	20
3.5.	Bedömningsgrunder	21
3.5.1.	Föroreningarnas farlighet	21
3.5.2.	Föroreningsnivå	21
3.5.3.	Spridningsförutsättningar	25
3.5.4.	Känslighet och skyddsvärde	28
3.5.5.	Sammanvägd riskklass	29
3.5.6.	Brister i riskklassningsmetodiken	30
4.	Resultat	31
4.1.	Föroreningarnas farlighet (F)	32
4.2.	Föroreningsnivå (N)	33

4.2.1.	Bedömning av tillstånd	33
4.2.2.	Mängd och volym	42
4.3.	Spridningsförutsättningar, känslighet och skyddsvärde.....	42
4.3.1.	Spridningsförutsättningar	44
4.3.2.	Framtida spridningsförutsättningar	52
4.3.3.	Skyddsvärde	52
4.3.4.	Känslighet	53
4.4.	Redovisning från miljömedicinsk riskbedömning	53
4.5.	Osäkerheter	54
4.5.1.	Metoden	54
4.5.2.	Kemiska analyser	54
4.5.3.	Mäktighet och volymberäkningar.....	54
4.5.4.	Spridningsförutsättningar	55
4.5.5.	Känslighet och skyddsvärde.....	55
5.	Diskussion.....	56
5.1.	Känslighetsanalys av beräkningsmodellen	56
5.2.	Kvarvarande kunskapsluckor och problemställningar	56
5.2.1.	Behov av kompletterande analyser av styrande riskämnen	56
6.	Slutsats.....	58
6.1.	Har projektet kommit i mål?.....	58
7.	Referenser	60

Bilagor

Bilaga 1: Sammanfattning av riskklasser per objekt

Bilaga 2: Sammanfattning av data för riskklasser per objekt

Bilaga 3: Tekniskt PM Fiberbanksprojektet Riktvärden

Bilaga 4: Miljömedicinsk riskbedömning för Västernorrland

1. Bakgrund

1.1. Skogsindustrin i Västernorrland

Västernorrland är ett län med omfattande skogsindustri. Under 1800- och 1900-talet har ca 30 stycken aktiva pappers- och massaindustrier och uppemot 400 sågverk funnits i länet.

Massa- och pappersindustrin är den del av skogsindustrin som använder ved i tillverkning av pappersmassa. Inte förrän 1969, då miljöskyddslagen infördes kom restriktioner på att avlopps- och processvatten skulle renas från dessa verksamheter. Detta resulterade i att skogsindustrin under lång tid släppte ut stora mängder av både kemikalier och träfiber. Dessa utsläpp har ofta bildat bankar av fibermaterial utanför industrierna.

Länsstyrelsen Västernorrland arbetar kontinuerligt med att identifiera, inventera och riskklassa förorenade områden i länet där fokus många gånger har varit på verksamheter anknutna till skogsindustrin. Redan under mitten på 1900-talet upptäcktes förekomsten av syrefria bottenar i anslutning till pappers- och massaindustrier i länet. Sedan miljölagstiftningen infördes har dock industriernas utsläpp minskat och bottenarna bedöms långsamt återhämta sig. Under tidigt 90-tal påbörjades en omfattande studie av förorenade områden i länet och det resultatet visade dock på ett stort behov av att fortsätta att undersöka sediment utanför pappers- och massaindustrier (Heinemo 2001).

1.2. Tidigare undersökningar av fiberbankar och fiberrika sediment

Mellan åren 1970 till 1990 uppmärksammades flera olika biologiska förändringar i Västernorrlands kustmiljöer. I Ångermanälven upptäcktes syrefria bottenar med en avsaknad av bottenfauna och alger. I Sundsvallsbukten har förhöjda halter av tungmetaller och förhöjda halter av organiska ämnen påvisats. Dessa resultat visade att det fanns ett stort behov att undersöka förekomsten av och källorna till miljögifterna och detta utgör en grund för de undersökningar och forskningsprojekt som har genomförts och pågår i länet än idag (Heinemo 2001).

1.2.1. Undersökningar av förorenade områden 1992-1998

Mellan åren 1992–1998 genomförde Länsstyrelsen Västernorrland ett projekt för undersökningar av förorenade områden i länet vid industriell verksamhet med anknytning till skogsindustrin. Undersökningarna var främst fokuserade på tre specifika verksamheter, sulfitmassafabriker, träsliperier och kreosotimpregneringsverk (Heinemo 2001).

De områden med massafabriker som undersöktes var Örnsköldsviksfjärden, Köpmanholmen, Kramfors, Svanö, Utansjö, Söråker, Fagervik, Ortvik, Svartvik, Nyhamn och Essvik. Vid samtliga fabriker har sulfitmetoden tillämpats för massaframställningen där kisaska bildats som restprodukt. I början av 1900-talet exporterades kisaskan till utlandet då

den innehöll höga halter av järnoxid. Detta förfarande avtog kring 1950-talet och det innebar att det blev svårare för industrierna att omhänderta restprodukten. Detta resulterade i att en del av verksamheterna deponerade kisaskan på fabriksområdet eller använde den som utfyllnadsmaterial vid kajerna (Heinemo 2001).

Resultaten från undersökningarna visade på höga halter av metaller i sedimenten, framförallt arsenik, bly, kadmium, kvicksilver och zink utanför områdena där kisaska uppkommit vid sulfitmassabruken. Spridning av metallerna till alger och fisk kunde också påvisas genom undersökningarna (Heinemo 2001).

1.2.2. Fiberbanksprojektet

År 2009 påbörjade Länsstyrelsen Västernorrland Fiberbanksprojektet tillsammans med Sveriges geologiska undersökning (SGU). Det primära syftet med projektet var att utveckla en ny metodik för att identifiera och beräkna utbredningen av fiberbankar och fiberrika sediment genom att använda hydroakustiska mätmetoder. Det sekundära syftet var att genom provtagningar och kemiska analyser avgöra föroreningsgraden i sedimenten.

Sammanlagt undersöktes 22 områden i länets kustmiljöer med pågående eller nedlagda verksamheter med anknytning till skogsindustrin. Resultaten från undersökningarna visade på höga halter av både metaller och organiska miljögifter i fiberbankar och fiberrika sediment. I Västernorrland karterades 18 områden (ca 14,2 km²) med fiberhaltiga sediment. Inom dessa områden finns 26 fiberbankar med en sammanlagd yta på över 1,5 km² (Apler et al. 2014), se figur 1. Ytterligare kartor över de riskklassade områdena återfinns i bilaga 1.



Figur 1. Karta över undersökta områden i Fiberbanksprojektet 2014, karta ur länsstyrelsens WebbGIS (SGU, Lantmäteriet Geodatasamverkan, Länsstyrelsen Västernorrland).

1.2.3. FIN-projektet

SGU och Länsstyrelserna i Norrland har efter Fiberbanksprojektet genomfört en ny undersökning som omfattar fiberbankar och fiberrika sediment i Norrland. Detta projekt benämns FIN (Fiberbankar i Norrland) och har liknande syfte som Fiberbanksprojektet (Norrlin et al 2016). Utöver detta ska även åtgärdsförslag tas fram för ett antal pilotområden inom projektet. Två områden i Västernorrland har undersökts i FIN-projektet, Marmen och Stödesjön, se figur 2.

De två områdena som undersöktes inom FIN-projektet ligger till skillnad från fiberområdena i Fiberbanksprojektet, i sötvattenmiljö. I de två områdena har både metaller och organiska miljögifter påträffats i de fiberrika sedimenten men det är metylkvicksilver som utgör den främsta föroreningen (Norrlin et al. 2016).

1.3. Begreppen Fiberbankar och fiberrika sediment

De områden som har undersökts har delats upp i fem kategorier; fiberbankar, fiberrika sediment, tippmassor, bark och träflis samt icke fiberhaltiga sediment (Norrlin et al. 2016).

Fiberbankar består av ett sedimentlager som nästan enbart är uppbyggt av fiber (träfiber som har bearbetats i produktion, framförallt massafiber för pappers- eller boardtillverkning). En fiberbank finns nära utsläppskällan. Undantag för detta är där fiber släpps ut i strömmande vatten så som en älv. En fiberbank har ofta en konvex form, men mer plana former kan också förekomma.

Fiberrika sediment är ett bottenområde med naturliga sediment som har ett tydligt innehåll av fiber eller trä- och barkflis. Fiberrika sediment är ofta utspridda över en större yta än fiberbankar och kan hittas längre bort från utsläppskällan.

Tippade massor, ofta från muddringsarbeten, har mycket varierande och omrört innehåll. Fiber kan förekomma i de fall fibersediment har muddrats.

Bark och träflis kan enbart förekomma som uppbyggt sedimentlager. Dessa kan komma från sågverk, impregneringsanläggningar, barkningsanläggningar etc.

Fiberfattiga eller fiberfria områden där inga indikationer på fiberförekomst kan också förekomma i de undersökta områdena. Dessa områden har dock inte ingått i riskklassningen.

1.4. Föroreningar i fiberhaltigt sediment

I undersökningen av fiberbankar i Västernorrlands län (Apler et al. 2014) identifierades ett flertal föroreningar i de nu riskklassade områdena. Dessa ämnen utgörs av organiska ämnen och metaller.

Miljögifter är ämnen som har en skadlig inverkan på miljön när de släpps ut. De är giftiga, långlivade, tas upp av levande organismer och har en förmåga att spridas i miljön. Ämnen som skadar levande organismer kallas toxiska (giftiga). När de förekommer i naturmiljön kallas de miljögifter. Miljögifter har sådana kemiska egenskaper att de tas upp och lagras i levande organismer. För organiska föroreningar har ämnets fettlöslighet en stor betydelse för hur mycket som tas upp och lagras i organismer. För många ämnen är halterna i miljön för höga och orsakar problem för människor och miljö. Det här gäller både vissa organiska ämnen, som PCB, DDT, dioxiner, klorfenoler och vissa oorganiska ämnen, som metaller (Norrlin et al. 2016; Naturvårdsverket 2008).

För de organiska ämnena har undersökningarna avgränsats vid att främst utreda förekomst av klorerade organiska ämnen. Dessa ämnen är dioxiner och furaner, som uppkommer oavsiktligt vid en mängd olika processer, bland annat vid klorblekning av massan eller tillverkning av klorgas inom kloralkaliindustrin. Andra ämnen som har använts avsiktligt är klorfenoler som har använts för att skydda trä mot svampangrepp. Klorbensener som hexaklorbensen (HCB) kan både ha bildats oavsiktligt vid termiska processer där organiskt material och klor är närvarande eller avsiktligt som kemikalier i industriella processer. Andra grupper av ämnen som kan förekomma i fiberbankar är olika typer av bekämpningsmedel. Exempel på detta är diklordifenyltrikloretan (DDT) och hexaklorcyklohexan (HCH). Polyklorerade bifenyler (PCB) är en stor grupp av ämnen som har använts i bland annat elektrisk utrustning som kondensatorer och transformatorer, men även som tillsatsämnen i kopieringspapper och som mjukgörare på golv och betongfogar. Polyaromatiska kolväten (PAH) är en grupp ämnen som bildas vid ofullständig förbränning av organiskt material (Norrlin et al. 2016; Naturvårdsverket 2008).

Bland metallerna har kvicksilver använts i stora mängder i skogsindustrin, främst vid kloralkalifabriker vid framställning av klorgas till klorblekning av pappersmassan. Organiska former av kvicksilver har använts för att impregnera slipmassa samt som slembekämpande medel i processapparatur (Sandström et al. 2016).

Kisaska är en biprodukt från framställning av svavelsyra genom rostning av svavelkis. Svavelkis användes bland annat i sulfitkokning av pappersmassa. Kisaska är en slags järnoxid med höga halter tungmetaller som arsenik, bly, kadmium, kobolt, koppar och zink. Innan kisaskans skadeverkningar blev kända användes den som bland annat markutfyllnadsmaterial (Nordbäck et al. 2004).

2. Projektbeskrivning

2.1. Bakgrund

Naturvårdsverket beviljade under 2014 medel till ett tillsynsprojekt med syftet att utveckla en ny metod för att kunna riskklassa fiberhaltiga sediment. Det ingick även att genomföra kompletterande analyser på sparade prover som tagits inom ramen för fiberbanksprojektet 2010-2014 och därefter riskklassa områdena.

En riskklassning har som syfte att vara ett prioriteringsunderlag för att visa vilka områden som bedöms ha störst potentiell påverkan på miljö och hälsa. Denna bedömning bidrar till ett beslutsunderlag för att kostnadseffektivt besluta om ytterligare utredningsmedel eller rikta eventuella krav mot ansvariga verksamhetsutövare med syfte att genomföra ytterligare undersökningar och eventuellt framtida saneringsåtgärder. För att detta skulle vara möjligt för de förorenade fiberhaltiga områdena behövdes det först tas fram en ny metod för att riskklassa dessa. Framtagandet av riskklassningsmetodiken har bidragit till den metodutveckling som länsstyrelsen har utvecklat avseende karteringen av fiberbankar och fiberhaltiga sediment samt bidrar till ett nytt verktyg för andra länsstyrelser i Sverige med motsvarande problem.

2.2. Övergripande projektmål

Projektet "Riskklassning av förorenade fiberbankar i Västernorrland" har ett övergripande projektmål och fem delmål. Delmål 1 genomfördes inledningsvis för att planera arbetet. I denna rapport slutredovisas delmål 3 och 4. Tidigare i projektet har delmål 2 redovisats i en rapport avseende metodiken för riskklassning av fiberhaltiga sediment (Länsstyrelsen Västernorrland & Golder Associates 2016). Delmål 5 kommer att genomföras i det löpande tillsynsarbetet.

Det övergripande projektmålet är:

- Bidra till den metodutveckling som länsstyrelsen har initierat, där den genomförda karteringen av fiberbankar och fiberhaltiga sediment ingår. Implementera dessa resultat i arbetet med förorenade områden inom Länsstyrelsen inför framtida undersökningar och åtgärder. I arbetet ingår även att initialt utreda eventuellt ansvar för verksamhetsutövare för att stödja det privatfinansierade arbetet med förorenade områden.

2.2.1. Delmål

Delmål 1. Ta fram en plan för hur länsstyrelsen inom arbetet med förorenade områden ska arbeta med en metodik för riskklassning av förorenade fiberhaltiga sediment.

Delmål 2. Ta fram metodik för riskklassning av förorenade fiberhaltiga sediment.

Delmål 3. Genomföra MIFO-fas 2 inventering av identifierade lokaler och föra in dessa i ebh-stödet.

Delmål 4. Genomföra kompletterande analyser av föroreningar som ett underlag för prioritering av de olika områdena.

Delmål 5. Översiktligt utreda ansvaret för ett antal lokaler.

2.3. Implementering av fiberbanksprojektet

2.3.1. Hur arbetar man med risker i arbetet med förorenade områden

Risk kan uttryckas som sannolikheten för och konsekvensen av en händelse som kan medföra skada på exempelvis människors hälsa eller miljön. För att ett förorenat område ska utgöra en risk krävs en föroreningskälla där föroreningen är tillgänglig eller kan transporteras till platser där den kan orsaka exponering av människa och miljö eller orsaka en försämrad kvalitet på grund- och ytvattenresurser. Exponeringen måste också kunna ge upphov till en negativ effekt hos något skyddsobjekt för att en risk ska föreligga.

I föreliggande riskklassningsmodell har potentiella skyddsobjekt identifierats och till viss del har även exponeringen kvantifierats. Upptag i fisk har ingått som en del av bedömningen, både vad gäller spridningsförutsättningar och känslighet. För att ett område ska bedömas som ett förorenat område krävs inte att det behöver föreligga en faktisk konstaterad exponering av ett skyddsobjekt. Det krävs enbart att det är en potentiell risk för att detta kan föreligga för att området ska bedömas som förorenat. Nästa steg efter riskklassning i undersökningsprocessen vid de förorenade fiberhaltiga sedimenten är att genomföra en riskbedömning. För mer information om hur man arbetar med riskklassningar och riskbedömning av förorenade områden i Sverige kan man läsa i Naturvårdsverkets rapporter 4918 och 5977 (Naturvårdsverket 2012;2009).

2.3.2. Vad ingår i en riskbedömning?

Syftet med en riskbedömning är att uppskatta och kvantifiera vilka risker en föroreningssituation innebär idag och i framtiden och hur mycket riskerna behöver reduceras för att det inte ska uppstå oacceptabla effekter på miljö, hälsa och naturresurser. Risker som kan uppstå på kort och lång sikt, liksom akuta risker behöver bedömas inom det förorenade området och i påverkansområdet.

2.3.3. Vad är en acceptabel risk i vid förorenade områden?

Mot bakgrund av att människor exponeras för föroreningar på många olika sätt (till exempel via luft, mat, vatten, läkemedel och i arbetsmiljön) utgår man i riskbedömningen från att exponeringen från ett förorenat område för en enskild individ generellt bör inteckna maximalt 50 procent av det tolerabla dagliga intaget (TDI eller motsvarande toxikologiskt referensvärde). Detta gäller för ämnen som bedöms ha en tröskelnivå under vilka inga negativa hälsoeffekter uppkommer.

För vissa ämnen finns kunskap som visar att människors exponering från framför allt mat är i närheten av det tolerabla dagliga intaget. Utrymmet för exponeringen från förorenade områden för dessa ämnen bör vara lägre än 50 procent. I riktvärdesmodellen för förorenad mark får maximalt 20 procent av det tolerabla intaget för ämnena bly, kadmium och kvicksilver komma från det förorenade området och för de persistenta organiska föroreningarna dioxiner och PCB är motsvarande siffra 10 procent.

För ämnen utan tröskeleffekt (genotoxiska cancerogena ämnen) bedöms risken minska med minskande exponering, men ingen exponering är riskfri. För genotoxiska cancerogena ämnen i Sverige i efterbehandlingsammanhang, liksom i många andra europeiska länder, utgår man från att ett extra cancerfall per 100 000 exponerade individer under en livstid kan accepteras.

Det är inte bara risken för att människor blir exponerade av föroreningar som tas med i bedömningen av förorenade områden, utan även den omkringliggande miljön. Ytvatten såväl havsområden som sjöar och vattendrag har generellt ett högt skyddsvärde i bedömningen av påverkan på miljön. Detta gäller generellt eftersom även om man bedömer att ett närliggande ytvatten inte är direkt skyddsvärt så kan det stå i förbindelse med andra skyddsvärda ytvatten eller bidra till en diffus föroreningsbelastning nedströms. Ytvatten med känsliga biotoper eller arter samt sjöar och vattendrag som används som dricksvattentäkter har särskilt högt skyddsvärde.

Hav, sjöar och vattendrag utgör också viktiga resurser för fiske och rekreation. Det är inte önskvärt att belastningen från förorenade mark- och sedimentområden leder till vare sig en höjning av bakgrundshalter eller utsläppsmängder som långsiktigt riskerar att försämra kvaliteten på ytvatten. EU:s ramdirektiv för vatten, Direktiv 2000/60/EG, syftar till att vi ska uppnå en långsiktigt hållbar förvaltning av våra vattenresurser. Alla sjöar, vattendrag, kustvatten samt grundvatten omfattas. Huvudsyftet med vattenförvaltningen är att säkerställa en god vattenstatus i EU:s alla länder. Sverige har till största delen införlivat ramdirektivet för vatten i den nationella lagstiftningen i både miljöbalken, vattenförvaltningsförordningen om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön och i länsstyrelsernas instruktion. Vattenförvaltningen avser vattenmiljön i sin helhet, det vill säga vattenkvalitet, vattenkvantitet och biologi, där även en bedömning av hur förorenade sediment påverkar vattenmiljön och upptag i biota ingår. Syftet är att skydda och förbättra tillståndet i vattnets ekosystem samt säkerställa en tillräcklig tillgång på vatten av god kvalitet för en långsiktigt hållbar och rättvis användning.

I riskbedömning av ett förorenat område bör skydd av sediment och ytvatten utgå från att inga allvarliga störningar sker i vattenekosystemet och att dess funktioner upprätthålls samt att säkerställa en god vattenstatus uppnås. Det innebär att varken riskbaserade haltkriterier eller gränsvärden från vattenförvaltningen bör överskridas. Mer information om hur man bedömer risker vid förorenade områden finns att läsa i Naturvårdsverkets

rapport "Riskbedömning av förorenade områden - En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning" (Naturvårdsverket 2009).

2.3.4. Acceptabla risker för miljöeffekter och hälsa från förorenade fiberbankar och fibersediment

Risken för miljöeffekter från ett förorenat sedimentområde bör inte bidra med en nivå som normalt motsvarar 50 procent av miljökvalitetsnormerna (Naturvårdsverket, 2009). För metaller och långlivade organiska ämnen utgår man från avvikelse från normalt förekommande halter. Detta innebär att en riskbedömning som görs för förorenade fiberbankar eller fiberrika sediment bör ha som utgångspunkt och målsättning att inte bara bidra till skydd av ytvattenmiljön utan även ge skydd för människors hälsa om ytvattnet används som dricksvatten eller om man äter fisk från recipienten.

2.3.5. Ansvaret för fortsatta undersökningar av fiberbankar och fiberrika sediment

Ett förorenat område är ett relativt väl avgränsat område (mark- eller vattenområde, byggnader och anläggningar) där en eller flera föroreningar förekommer. En förorening är ett ämne som härrör från mänsklig aktivitet och som förekommer i jord, berg, sediment, vatten eller byggnadsmaterial i en halt som överskrider bakgrundshalten (Naturvårdsverket 2012). Ett förorenat fiberhaltigt område är i vissa fall relativt avgränsat, men inte i alla fall. Det är inte heller säkert att de föroreningar som påträffas inom ett område enbart kommer från en typ av verksamhet. I många områden kommer föroreningarna från flera olika verksamheter. Föroreningarna på ett område kan dessutom vara orsakade av diffusa källor. Diffusa föroreningskällor är där källan genom naturliga processer fortsätter att läcka ut skadliga ämnen trots att det inte sker någon påfyllning. Exempel på diffusa föroreningskällor är jordbruks- och skogsmark som läcker förorenande ämnen.

Om uppmätta halter innebär att sedimenten är förorenade i en omfattning som kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön föreligger en föroreningsskada i den mening som avses i 10 kap. 1 § miljöbalken, se Mark- och miljööverdomstolens (MÖD) avgörande 2014-01-21 i mål nr M 1784-13.

Ansvarig för efterbehandling och undersökning är den som bedriver eller har bedrivit en verksamhet eller vidtagit en åtgärd som har bidragit till föroreningen (polluter pays principle). Den som bedriver eller har bedrivit verksamhet som har bidragit till föroreningsskadan är att anse som verksamhetsutövare enligt 10 kap. 2 § miljöbalken.

Av 10 kap. 4 § miljöbalken följer att den som är ansvarig för att avhjälpa en föroreningsskada i skäligen omfattning ska utföra eller bekosta det avhjälpande som på grund av föroreningen behövs för att förebygga, hindra eller motverka att skada eller olägenhet uppstår för människors hälsa eller miljön. När ansvarets omfattning bestäms ska hänsyn tas till hur lång tid som har förflutit sedan föroreningen ägde rum, vilken skyldighet den ansvarige hade att förhindra framtida skadeverkningar och

omständigheterna i övrigt. Om en verksamhetsutövare visar att den har bidragit till föroreningen endast i begränsad mån, ska även detta beaktas vid bedömningen av ansvarets omfattning. Enligt praxis ska skälighetsavvägningen göras i två steg (se bl.a. MÖD 2010:18). För det första ska det utredas vilka efterbehandlingsåtgärder som är miljömässigt motiverade och rimliga från kostnadssynpunkt. Därefter ska det ske en bedömning av ansvarets omfattning.

För att kunna tillämpa 10 kap. miljöbalken behöver föroreningen vara konstaterad. Vid arbetet med riskklassningarna av fibersedimenten har vissa undersökningar och provtagningar genomförts. Resultatet av de undersökningarna visar att fibersedimenten för ett flertal områden är förorenade i en omfattning som kan medföra skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. För dessa områden föreligger därmed en föroreningsskada i den mening som avses i 10 kap. 1 §. Omfattningen av föroreningsskadan för ett flertal av dessa områden är dock ännu inte avgränsad. Det går därmed inte att uttala sig om vilka efterbehandlingsåtgärder som är miljömässigt motiverade.

Enligt gällande praxis är det sällan motiverat att i undersökningsskedet jämka omfattningen av ansvaret (se bl.a. MÖD 2003:127 och MÖD 2006:36). Av förarbetena till 10 kap. 4 § miljöbalken framgår att om en verksamhetsutövare kan visa att en del av föroreningen endast beror på åtgärder av andra verksamhetsutövare bör det normalt inte vara skäligt att ålägga honom efterbehandlingsansvar för den delen av föroreningen (se prop. 1997/98:45 del 2 s. 121).

Den omständigheten att möjligheten att föra en framgångsrik regresstalan gentemot andra verksamhetsutövare kan försväras i ett fall som dessa där det kan finnas många diffusa föroreningsskällor utgör inte i sig skäl för att jämka ansvaret (se MÖD M 1784-13). Vilket ansvar eventuella bolag har för åtgärder som eventuellt kan komma att krävas i ett senare skede kan bedömas först sedan resultaten av fördjupade undersökningar redovisats. I ett sådant sammanhang bör hänsyn tas även till kostnaderna för undersökningarna (se MÖD M 3960-12 och M 1784-13).

Av 10 kap. 6 § första stycket första meningen följer att om flera verksamhetsutövare är ansvariga enligt 2 §, ska de svara solidariskt i den utsträckning annat följer av att ansvaret är begränsat enligt 4 eller 5 §. I förarbetena anges att om en bedömning enligt 4 § första stycket skulle medföra att det inte är skäligt att utkräva mer än ett begränsat ansvar för någon eller några av de ansvariga ska inte det solidariska ansvaret få till följd att ansvar utöver begränsningen utkrävs (se prop. 1997/98:45 del 2 s. 122). Lagtextens ordalydelse tillsammans med förarbetsuttalandena innebär att det saknas rättsligt stöd för att enligt 10 kap. 6 § miljöbalken göra bolag ansvariga för efterbehandlingsåtgärder utöver det ansvar som bestämts enligt 4 § samma kapitel. Detta innebär att det saknas rättsligt stöd att fastställa ett ansvar för föroreningsskador som kan orsakas av diffusa källor och bolaget har därmed små möjligheter att regressivt kräva ersättning från andra verksamhetsutövare.

Sammanfattningsvis torde det finnas skäl att kunna förelägga en verksamhetsutövare att genomföra miljötekniska undersökningar av förorenade fibersediment.

3. Metod

3.1. Förberedelser och underlagsmaterial

Riskklassningen av fiberhaltiga sediment i Västernorrland utgår från den kartläggning av fiberbankar och fiberrika sediment som genomfördes 2010–2014 (Apler et al. 2014) och i FIN-projektet (Norrlin et al. 2016). Metoden för kartläggningen finns utförligt beskriven i en separat rapport (Apler och Nyberg 2011).

Anledningen till att riskklassningen i huvudsak är utförd med analyser framtagna i dessa projekt är att samma provtagningsmetod har använts för alla områden. Riskklassningen av områdena bedömts därför utifrån ett likvärdigt underlag. Detta skapar en högre tillförlitlighet samt möjliggör en jämförelse mellan de olika områdenas resultat.

En del områden som har riskklassats har undersökts tidigare i samband med för- och huvudstudier. Dessa områden innefattar Essvik, Köpmanholmen, Svanö, Hallstanäs och Söråker. Med anledning av detta har områdena inte undersökts i samma omfattning under Fiberbanksprojektet. Analysdata från tidigare undersökningar har därför använts vid den riskklassning som nu har genomförts. Referensen anges i så fall i varje enskilt objekts riskklassning i bilaga 1.

Inom fiberbanksprojektet undersöktes 22 områden i länets kustmiljöer med pågående eller nedlagda verksamheter med anknytning till skogsindustrin. Arean på de undersökta fiberhaltiga sedimenten uppgick till cirka 14 km² varav cirka 1,5 km² bestod av fiberbankar (Apler et al. 2014).

De flesta områden omfattar både fiberbankar och fiberrika sediment. För alla områden har det inte provtagits och/eller analyserats i båda fibertyperna. För de områden som ingick i kartläggningen och som nu riskklassats, se tabell 1.

Tabell 1. Sammanställning över vilka områden som riskklassats för respektive vattenförekomst.

Objekt	Vattenförekomst	Fiberbank	Fiberrika sediment
Essvik	Svartviksfjärden	Ja	
Fagervik	Klingerfjärden	Ja	Ja
Frånö	Kramforsfjärden	Ja	Ja
Hallstanäs	Kramforsfjärden	Ja	Ja
Husum västra	Husumbukten		Ja
Husum östra	Husumbukten		Ja
Klampenborg	Svartviksfjärden		Ja
Kramforsviken	Kramforsfjärden	Ja	Ja
Köpmanholmen	Nätrafjärden	Ja	Ja
Marmen	Ljungan	Ja	Ja

Objekt	Vattenförekomst	Fiberbank	Fiberrika sediment
Nattviken	Ålandsfjärden		Ja
Nensjö	Ramöfjärden	Ja	
Ortviken	Sundsvallsfjärden	Ja	Ja
Sandviken	Kramforsfjärden	Ja	Ja
Skönviken	Klingerfjärden	Ja	Ja
Stödesjön	Ljungan		Ja
Svanö	Kramforsfjärden	Ja	Ja
Svanö-Gålåviken	Kramforsfjärden		Ja
Söråker	Klingerfjärden	Ja	
Ulvvik	Ålandsfjärden	Ja	
Utansjö	Hemsösundet	Ja	Ja
Vivstavarv	Klingerfjärden	Ja	Ja
Väja-Dynäs	Bollstafjärden	Ja	Ja
Örnsköldsviksfjärden	Örnsköldsviksfjärden	Ja	Ja

3.2. Avgränsningar

Metodiken för riskklassning av fiberhaltiga sediment behandlar enbart områden där fiber har påträffats i sedimenten. I arbetet med Fiberbanksprojektet påträffades dock flera områden med förorenade sediment men där inga fibrer påträffades. Det finns ett behov av att undersöka och riskklassa även förorenade, fiberfria sediment men detta utförs inte inom ramen för detta projekt.

Riskklassningsmetodiken är främst framtagen för att fungera som ett prioriteringsunderlag för länsstyrelsens arbete med förorenade områden. Underlaget bygger främst på en kvalitativ bedömning om påverkan, spridning, skyddsvärde och känslighet och kan därför inte ses som en ingående beskrivning av förutsättningarna inom det enskilda objektet. I denna rapport redovisas ett urval av det underlagsmaterial som finns att tillgå för respektive område. Detaljerna för varje område finns som dataunderlag i en riskklassningsfil som finns för varje objekt hos Länsstyrelsen Västernorrland. Detta underlag redovisas inte i denna rapport.

3.3. Metodik för Inventering av Förorenade Områden

Naturvårdsverket har tillsammans med länsstyrelserna och privata aktörer identifierat och riskklassat omkring 24 500 förorenade områden i landet (Naturvårdsverket 2016). För att åstadkomma en effektiv och regelmässig inventering är det grundläggande att det finns ett enhetligt system för riskklassning av förorenade områden i Sverige. Naturvårdsverket har av denna anledning skapat en inventeringsmetod som syftar åt att vägleda

konsulten eller ombudet genom utredningen, denna är kallad Metodik för inventering av förorenade områden och förkortas MIFO.

En riskklassning enligt Naturvårdsverkets MIFO-modell görs i två stadier, fas 1 och fas 2 (Naturvårdsverket 1999:1, Naturvårdsverket 1999:2) Den första delen omfattar orienterande studier av området. Den bygger på information om nutida och föregångna verksamheter på platsen samt huruvida dessa har orsakat utsläpp av skadliga ämnen till naturen. Om det efter den första fasen bedöms finnas behov för ytterligare utredning övergår riskklassningen i fas 2.

I fas 2 görs en säkerställande studie av området. Den involverar i regel fältundersökningar som utförs i liten skala med tillhörande provtagningar och analyser. Information om de påträffade föroreningarnas farlighet, föroreningsnivå, spridningsförutsättningar samt känslighet och skyddsvärde tas fram. Dessa bedömningsgrunder vägs sedan samman för att ge objektet en riskklass (Naturvårdsverket 1999:1, Naturvårdsverket 1999:2)

Efter varje fas läggs riskklassningen in i Länsstyrelsens databas för förorenade områden, EBH-stödet. Länsstyrelsen skapar sedan utifrån riskklassningarna en prioriteringslista över de förorenade områdena som finns i respektive län. Syftet med prioriteringslistan är att rangordna varje objekt utifrån deras riskklasser så att de områdena där föroreningsgraden bedöms som mest allvarlig prioriteras vid fortsatta utredningar och riskbedömningar. Utöver länsstyrelsens arbete med förorenade områden kan riskklassningarna användas som underlag vid planeringsarbete, tillståndsansökningar, förvaltningsarbete, samt tillsyn vid miljöfarliga verksamheter.

3.4. Riskklassning av fiberhaltiga sediment

Naturvårdsverkets MIFO-modell är främst anpassad för inventering av förorenade områden på land. Av denna anledning ansökte Länsstyrelsen Västernorrland om medel för att ta fram en specifik metodik för riskklassning av fiberhaltiga sediment. Metodiken bygger på Naturvårdsverkets MIFO-modell men omfattar enbart de parametrar som har en betydelse för fiberavsättningarnas möjliga spridningsvägar och påverkan på människor och miljö.

Metodiken för riskklassning av fiberhaltiga sediment motsvarar en MIFO fas 2 undersökning och är framtagen så att de riskklassade fiberbankarna och fiberrika sedimenten ska vara jämförbara med riskklassade landobjekt.

Riskklassningen av fiberhaltiga sediment följer Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för riskklassning av förorenade områden men tillvägagångssättet för framtagandet av riskklassen ser annorlunda ut.

I den traditionella modellen läggs informationen in i MIFO-blanketter där handläggaren i slutet gör en manuell sammanvägning av bedömningsgrunderna genom att plotta in dem i ett riskklassningsdiagram.

För riskklassningen av fiberhaltiga sediment genomförs riskklassningen i en beräkningsmodul i Excel. I denna anges enbart de parametrar som har en betydelse för fiberavsättningarnas möjliga påverkan på människor och miljö samt de faktorer som kan påverka sedimentens spridningsförutsättningar. Övriga bedömningar som i normala fall brukar ingå i traditionella MIFO-riskklassningar på land beaktas inte.

De flesta av parametrarna i beräkningsmodulen består av förinställda valmöjligheter med olika viktningar. Detta för att modellen ska ge likvärdiga och jämförbara riskklassningar med så få manuella bedömningar som möjligt (Länsstyrelsen Västernorrland & Golder Associates 2016).

3.5. Bedömningsgrunder

I detta avsnitt ges en kortfattad beskrivning av de aspekter i bedömningsgrunderna som ingår i riskklassningen för fiberhaltiga sediment. För en mer detaljerad beskrivning om utformandet av metodiken och beräkningsmodellen se rapporten "Metodik för riskklassning av fiberhaltiga sediment" samt beräkningsmodellen på Länsstyrelsen Västernorrlands hemsida (Länsstyrelsen Västernorrland & Golder Associates 2016).

3.5.1. Föroreningarnas farlighet

Bedömningsgrunden föroreningarnas farlighet utgår ifrån de påträffade föroreningarna i fiberbank och/eller i fiberrika sediment samt föroreningarnas associerade hälsa- och miljöfarlighet. Vid riskklassningen av fiberbankar och fiberrika sediment har enbart föroreningar med hög till mycket hög farlighet valt att inkluderas i bedömningen. Zink som bedöms ha måttlig farlighet har dock uppmätts i mycket höga halter på ett flertal av objekten där kisaska har påträffats. Ämnet har därför lagts till som ett övrigt ämne och ingår i riskklassningen för de flesta av objekten. Samtliga föroreningar som ingår i riskklassningen finns med i Naturvårdsverkets rapport 4918 där föroreningarnas associerade farlighet redovisas i tabell 3.

3.5.2. Föroreningsnivå

Föroreningsnivån bedöms utifrån uppmätta halters avvikelse från bakgrundshalt och riktvärde, volymen förorenade massor samt mängd kilogram förorening. De fyra faktorerna läggs därefter ihop för att ge en sammanvägd föroreningsnivå av fiberbank och fiberrika sediment.

Representativ halt

Den uppmätta halten utgörs enligt modellen antingen av en maxhalt (1-5 mätvärden) eller av 90:e percentilen i de fall fler än fem mätvärden finns att tillgå. Den uppmätta halten är framtagen från en riktad provtagning, vilket innebär att den uppmätta halten inte är representativ för det område som utreds. Med representativ halt avses en halt som tas fram för ett egenskapsområde utifrån insamlad data och som används för jämförelse med ett riktvärde eller liknande. Den representativa halten är den halt som bäst representerar risksituationen på området utan att risken underskattas

eller överskattas. För förorenade områden på land brukar UCLM 95 (övre konfidensgräns för medelhalten) vara ett rekommenderat mått för framtagande av representativ halt.

Avvikelse från jämförvärde

Vid bedömning av avvikelse från jämförvärde jämförs den uppmätta halten mot en bakgrundshalt. Bakgrundshalten ska beskriva en naturlig förekomst av ämnet i miljön utan påverkan från utsläppskällan.

Värden för bakgrundshalter är i första hand tagen från Naturvårdsverkets rapport 4914, Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Kust och hav, där jämförvärden för samtliga metaller finns (Naturvårdsverket 1999:2). Inga bakgrundshalter för metylkvicksilver i sediment finns varför en indelning av avvikelse från jämförvärde för detta ämne inte har varit möjligt.

De organiska miljögifter som påträffas i fiberhaltiga sediment ska normalt sett inte förekomma naturligt i miljön. Detta betyder att bakgrundshalten för dessa i bästa fall borde vara lika med noll. Utsläpp av organiska miljögifter har dock skett under lång tid vilket har orsakat att dessa, ofta persistenta ämnen, har kunnat spridas långt ifrån utsläppskällan. Till följd av detta kan de påträffas i områden som anses vara opåverkade av mänsklig aktivitet.

För att kunna genomföra riskklassningen har Naturvårdsverkets statistiska tillståndsklassning för organiska miljögifter i sediment använts som jämförvärden (Naturvårdsverket 1999:2). Angivna halter motsvarar gränsen mellan klass 2 och klass 3 och är uppmätta minimihalter i utsjösediment längs Sveriges kust, se tabell 2.

Jämförvärden för PAH:er är tagna från SGU:s rapport 2016:04 (Apler & Josefsson 2016), där uppmätta minimihalter i utsjösediment har använts.

Dioxiner är inte inkluderade i Naturvårdsverkets statistiska tillståndsklassning varför den norska tillståndsklassningen (Miljödirektoratet 2016) har använts istället. Bakgrundshalten motsvarar gränsen mellan Klass 1 - Bakgrund och Klass 2 – God.

För de fiberområden som är belägna i kustmiljöer har bakgrundshalter som representerar minimihalter uppmätta i utsjösediment använts. För Marmen och Stödesjön som ligger i insjömiljöer har bakgrundshalter för sötvatten använts då det funnits tillgängligt. För organiska miljögifter finns dock inte jämförvärden för insjösediment varför bakgrundshalter för kustmiljöer har använts.

Tabell 2. Naturvårdsverkets indelning för avvikelse från jämförvärde.

< Jämförvärdet	Ingen eller liten påverkan av punktkälla
Jämförvärdet - 5 ggr jämförvärdet	Trolig påverkan av punktkälla
5 ggr - 25 ggr jämförvärdet	Stor påverkan av punktkälla
> 25 ggr jämförvärdet	Mycket stor påverkan av punktkälla

Bedömning av tillstånd

Vid bedömningen av tillstånd utvärderas den uppmätta halten mot ett effektbaserat riktvärde, se tabell 3. Det ger enkla riskkvoter (RV) där värden över 1 kan tolkas som risk. Detta behöver dock inte innebära att en risk föreligger, beroende exempelvis på hur konservativa riktvärdena är, hur biotillgänglig föroreningen är eller kvaliteten på underlaget för den uppmätta halten etc. Små avvikelser från 1 ska därför alltid tolkas försiktigt.

Tabell 3. Indelning av tillstånd.

	Mindre allvarligt	Måttligt allvarligt	Allvarligt	Mycket allvarligt
Indelning av tillstånd	< RV	1-3 gånger RV	3-10 gånger RV	>10 gånger RV

Effektbaserade riktvärden för sediment

I Sverige finns det inte några generella effektbaserade riktvärden för föroreningar i sediment. För en del ämnen har de gränsvärden som finns i Havs och vattenmyndighetens föreskrift om klassificering och miljö kvalitetsnormer i ytvatten (HVMFS 2015:4) använts i första hand.

I andra hand har riktvärden framtagna av Kanadensiska CCME, så kallade Interim Sediment Quality Guideline (ISQG), använts (CCME 2016). Kanadensiska riktvärden finns för både marin och sötvattenmiljö och för de fiberområden som ligger i kustmiljö har marina värden använts. För Marmen och Stödesjön som är belägna i insjömiljöer har värden för sötvatten använts. För kobolt finns vare sig svenska eller kanadensiska riktvärden varför holländska riktvärden, så kallade Maximum Permissible Concentrations, använts (RIVM 2001).

För bedömning av tillstånd för de 16 PAH:erna har norska klassificeringsgränser använts då övriga länder saknat kompletta samlingar (Miljödirektoratet 2016). För antracen och fluoranten finns miljö kvalitetsnormer i HVMFS, vilka har använts i riskklassningen (HVMFS 2015:4). Resterande ämnen jämförs mot norska riktvärden där värdena motsvarar gränsen mellan Klass 2 – bra och Klass 3 – måttligt (Miljödirektoratet 2016). Denna gräns är den nivå under vilka inga effekter kan förväntas för sediment, så kallade Predicted No Effect Concentration (PNEC).

Det effektbaserade riktvärdet för metylkvicksilver är hämtat från ESL (Ekologiska Screening Nivåer) referensdatabas för region fem som består av ett flertal riktvärden för olika medium (jord, vatten, sediment och luft). Region fem ligger i den nordöstra delen av USA vilket har prioriterats eftersom klimatet där är mest likt svenska förhållanden. Alla ESL-riktvärden för sediment har fastställts med hjälp av beräkning ur jämviktsfördelning för motsvarande ESL-riktvärde för vatten som i sin tur är baserad på exponering av bälteskungs fiskare (*Ceryle alcyon*). ESL är

riktvärden som föroreningskoncentrationer kan jämföras med i ett initialt skede. Enbart ESL-riktvärden är inte avsedda att fungera som mätbara åtgärdsnivåer (U.S. EPA 2003).

Information om halten organiskt kol saknas i riktvärdet för metylkvicksilver. De organiska föroreningarnas benägenhet att binda till organiskt kol har betydelse och bör justeras om sedimentet har en avvikande kolhalt, eftersom det möjliggör att högre föroreningshalter kan föreligga utan att djur påverkas i ett sediment med högre halt organiskt kol. Fiberhaltiga sediment har vanligtvis en förhållandevis högre halt av organiskt kol än sediment utan fibrer varför bedömningen av tillstånd för metylkvicksilver bör hanteras med viss försiktighet.

För mer information om vilka effektbaserade riktvärden som har använts i bedömningen, se tabell 4 samt bilaga 3.

Tabell 4. Riktvärden använda vid bedömning av tillstånd för fiberbankar och fiberrika sediment.

HVMFS 2015:4	NV rapport 5799	CCME (ISQG - marin)	RIVM (MPA/MPC)	NORGE 2016 (AA-EQS/MAC-EQS)	NORGE 2016 (PNEC)	US EPA (SD EPA R5 ESL)
Bly	Dioxiner	Koppar	Kobolt	Naftalen	Nickel	Metylkvicksilver
Kadmium		Krom		Acenaftalen	PCB	
Antracen		DDT		Acenaften	HCB	
Fluoranten		Zink		Fluoren		
		Arsenik		Fenantren		
		Kvicksilver		Pyren		
		HCH		Benso(a)antracen		
		Klordaner		Krysen		
				Benso(b)fluoranten		
				Benso(k)fluoranten		
				Benso(a)pyren		
				Dibenso(ah)antracen		
				Benso(ghi)perylene		
				Indeno(123cd)pyren		

Mängd och volym

De fiberhaltiga sedimenten genererar speciella hydroakustiska signaturer (Apler & Nyberg 2011). Dessa kan användas för att indikera potentiell utbredning av fibersediment. Denna utbredning har därefter bekräftats eller justeras med hjälp av sedimentprovtagning varefter fibersedimenten avgränsats översiktligt på en karta och deras ytor har uppskattats. De

verkliga gränserna mellan dessa sedimenttytor är ofta gradvisa och begränsningslinjer i kartan representerar därför snarare en övergångszon än en skarp gräns. Särskilt gäller detta förhållande vid avgränsning av fiberrika sediment, vilka också kan ha en fläckvis utbredning inom den avgränsade ytan.

SGU:s fartyg kan inte arbeta på grundare vatten än (2-)3 meter. Mycket grunt belägna förekomster av fibersediment faller därför utanför det undersökta området. Fibersedimentens mäktighet kan endast i undantagsfall bedömas med hjälp av hydroakustik, men kan observeras vid sedimentprovtagning. Från Ocean Surveyor kan upp till sex meter djupa borrhärdar tas upp, från Ugglan normalt endast några få decimeter. På grunda vatten, där provtagning skett från Ugglan och på platser där fibersedimenten är mer än sex meter tjocka kan deras mäktighet därför inte uppskattas. Detta innebär att bedömningarna av fiberbankarnas och de fiberrika sedimentens ytor och mäktigheter kan vara behäftade med stora osäkerheter.

Förekomsten av mängden förorening har uppskattats utifrån den bedömda volymen av förekomsten, förinställda generella värden för densitet av fiberbankar och fiberrika sediment samt uppskattat medelvärde. För de områden där endast ett prov har analyserats har maxhalten använts för beräkning av mängd förorening.

3.5.3. Spridningsförutsättningar

Spridningsförutsättningar har en avgörande betydelse för riskklassning av ett fiberområde och bedöms utifrån ett flertal olika parametrar, se figur 3. Tillräcklig information om spridningsförutsättningarna är därför viktig. I riskklassningarna ingår att beskriva om föroreningsspridning från ett område pågår eller inte. Däremot syftar inte underlaget till att kvantifiera spridningen inom det enskilda området.

Följande faktorer bidrar eller begränsar spridning i vattenfasen:

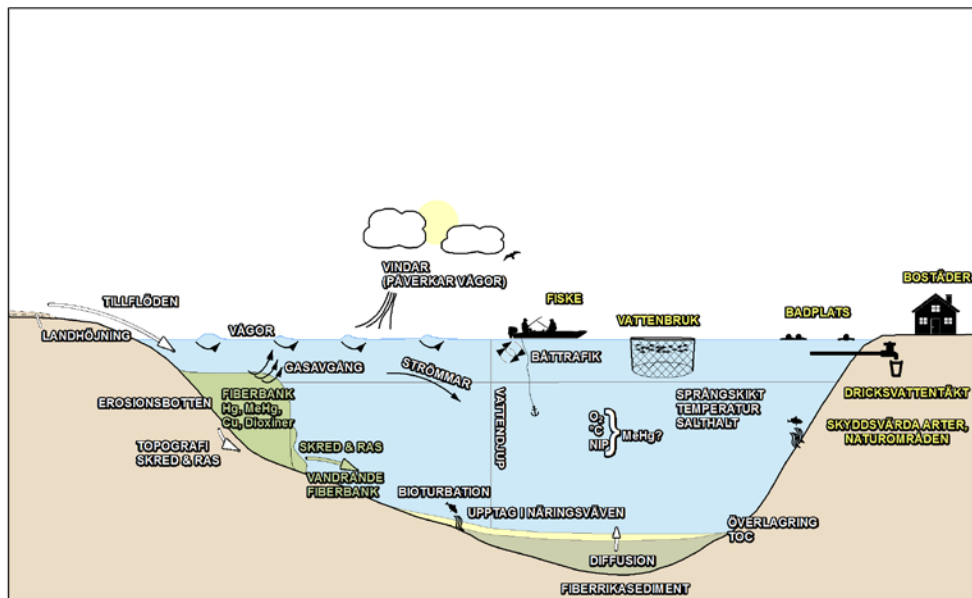
- Strömmar
- Vårflod eller liknande periodiska händelser
- Bioturbation
- Gasavgång
- Vågor
- Överlagring, muddringspåverkat sediment/dumpningar
- Sprängskikt

Följande faktorer som bidrar eller begränsar spridning i näringsväven:

- Konstaterat upptag i näringsväven
- Förekomst av växt- och djurliv
- Temperatur
- Temperaturhöjande utsläpp

Följande faktorer som bidrar eller begränsar framtida spridning:

- Havnivåförändringar
- Klimatförändringar



Figur 3. Konceptuell modell som visar faktorer som påverkar spridning (vit text), känslighet och skyddsvärda objekt (gul text) (Länsstyrelsen & Golder Associates 2016).

Vid bedömningen av spridningsförutsättningar har faktorer som kan bidra eller begränsa spridningen till vattenfasen angetts. Detta genererar en automatisk riskklassning av de allmänna spridningsförutsättningarna samt spridning till vattenfasen inom ett område. Genom en expertbedömning bedöms därefter huruvida spridning i näringsväven har konstaterats samt framtida spridningsförutsättningar för fiberområdet. Expertbedömningen läggs därefter till den automatiskt genererade riskklassen och bidrar till en slutlig justering av de automatiskt beräknade parametrarna (Länsstyrelsen Västernorrland & Golder Associates 2016).

Allmänna spridningsförutsättningar

Bland de allmänna spridningsförutsättningarna bedöms egenskaper som är kopplade till fiberbankens storlek, topografi och typ av fibrer. Även faktorer som är kopplat till vattenförekomstens typ och djup tas med. Underlaget till dessa bedömningar är hämtade från SGI:s Skreddatabas samt SGU fiberbanksrapporter 2014:16 (Apler et al. 2014) och 2016:21 (Norrlin et al. 2016). För de allmänna spridningsförutsättningarna bedöms vattenförekomsten och area av fiberbank och fiberrika sediment vid en expertbedömning.

Faktorer som bidrar till eller begränsar spridning till vattenfasen

Spridning i vattenfasen riskklassas automatiskt och där faktorer som strömmar, utsläppspunkter, om vattendraget är reglerat, storlek av vårflod, båttrafik, bioturbation, gasavgång, vågor som kan påverka fiberområdet, överlagring och om det förekommer sprängskikt som ingår i bedömningen.

Underlaget till dessa bedömningar är hämtade från VISS, Länsstyrelsens WebbGIS, SMHI Vattenwebb Hydrologiskt nuläge (2016) samt fiberbanksrapporter 2014:16 (Apler et al. 2014) och 2016:21 (Norrlin et al. 2016). Information om utsläppspunkter har hämtats från bland annat miljörapporter eller Miljöreda.

Upptag i näringsväven

Mycket forskning har ägnats åt att försöka förstå hur miljögifter tas upp i marina näringsvävar. Från växtplankton till djurplankton till fisk, och i slutändan också till människa. Det finns ännu inte tillräcklig kunskap hur dessa ämnen hamnar i fisk och ny kunskap behövs för att framförallt kunna kvantifiera risken vid riskbedömningar. Upptag av miljögifter i fisk är komplext. Det finns forskning som visar att fisk anrikas organiska miljögifter från sin föda. Däremot är sambandet mellan halter av miljögifter i sediment och storleken på upptaget inte fastställt. Det finns ett flertal faktorer som påverkar hur stort upptaget är i fisk. Exempelvis så uppehåller sig maten i tarmkanalen på fisk, och har därmed tid på sig att röra sig från tarmen in i fiskens muskelmassa. Å andra sidan gör fiskens storlek att det tar längre tid för miljögifterna att transporteras ut till hela fisken. Fisk andas stora mängder vatten genom sina gälar och kan därmed både ta upp och göra sig av med miljögifter den vägen. Vad som ytterligare komplicerar bilden är att fisk till viss del kan bryta ned en del organiska miljögifter (Naturvårdsverket 2008).

Det som däremot är känt är att ett flertal faktorer påverkar upptaget och i riskklassningsmodellen ingår parametrar som förekomst av växt- och djurliv, salinitet och temperatur (inklusive temperaturhöjande utsläpp). Dessa faktorer nämns endast i modellen med möjlighet att ange om de finns eller ej. Därefter bedöms upptaget i näringsväven utifrån en expertbedömning och genereras inte via en automatisk bedömning. Om det finns ett konstaterat upptag i fisk så bedöms risken för spridning i näringsväven som mycket stor (Länsstyrelsen Västernorrland & Golder Associates 2016). I riskklassningen har underlag från både länsstyrelsens miljöövervakning samt från rapporten "Miljögifter i abborre längs norra Sveriges kust" använts och i de fall det finns information från verksamheternas recipientkontroll så har detta tagits med i bedömningen (Gustavsson & Danielsson 2011).

Framtida spridningsförutsättningar

Hur spridningen av föroreningar kommer att se ut i framtiden är till stora delar okänt och beror på de förutsättningar som föreligger på den enskilda platsen. Sådant som kan påverka är båttrafik, bioturbation eller havsnivåförändringar.

Västernorrland har Sveriges snabbaste landhöjning, mellan 8 och 10 mm per år. Landhöjningen bidrar till att fiberbankarna på sikt kommer att lyftas upp närmare vattenytan och på så sätt utsättas för erosion i form av vågor, strömmar och vind. Detta kan resultera i återsuspension av redan avsatta sediment vilket kan innebära att föroreningar som ligger begravda riskerar att spridas till vattenfasen. Ett tiotal av de förorenade fiberavsättningarna ligger deponerade på vattendjup grundare än 15 m, detta innebär att det redan finns en risk för erosion (Apler et al. 2014).

I landhöjningsmodellen tas ingen hänsyn till klimatförändringar och den pågående havsnivåhöjningen. Däremot beräknar IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change) att mellan åren 1993-2010 har den globala havsnivåstigningen uppmätts till cirka 3,2 mm (IPCC 2013). Havsnivåstigningen skulle således delvis motverka de effekter som kommer av landhöjningen men inte i den grad att de kan uteslutas helt. Detta gör att spridningsförutsättningarna för mer eller mindre alla fiberavsättningar i Västernorrland bedöms öka i framtiden. Beroende på vilket vattendjup sedimenten ligger på skiljer sig tidsramen för hur snart de kan riskera att påverkas.

Klimatförändringar bedöms i framtiden också öka spridningsförutsättningarna för fiberbankar och fiberrika sediment. Klimatmodeller av Östersjön visar att vindhastigheten, våghöjden och temperaturen kommer öka. Ökad temperatur i både luft och vatten kan leda till kortare perioder av istäcken och ökad nederbörd. Ökad nederbörd skulle i sin tur leda till ökat flöde i vattendragen (Länsstyrelsen Västernorrland & Golder Associates 2016).

För bedömning av framtida spridningsförutsättningar har Lantmäteriets Landhöjningsmodell NKG2005LU, SGU Fiberbanksrapport 2014:16 (Apler et al 2014), IPCC Climate Change AR5 WG2 2013–2014 använts som underlag.

3.5.4. Känslighet och skyddsvärde

Känsligheten beskriver allvarligheten i att människor exponeras för föroreningarna. Den bedöms utifrån vilka exponeringsvägar som finns samt i vilken utsträckning exponeringen förekommer. Specifikt för fiberbankar och fiberrika sedimenten har fiske, närheten till bostäder och badplatser samt huruvida ytvattnet används som dricksvattenresurs en betydande roll för riskklassningen.

Skyddsvärdet baseras på närheten till skyddsvärda naturområden och arter samt huruvida föroreningarna kan ha en negativ påverkan på dessa. Om det finns ett konstaterat upptag av miljögifter i fisk eller andra högre organismer klassas skyddsvärdet som mycket stort.

Känslighet

Ett områdes känslighet riskklassas automatiskt i modellen med utgångspunkt i avstånd till bostadshus, fiske, vattenbruk, avstånd till badplats och dricksvattenuttag. Underlaget till denna bedömning har

hämtats från sökning på kartor i WebbGIS, GIS skikt om områden för yrkesfiske i WebbGIS, intervjuer på kommunerna om det förekommer fritidsfiske, Miljödataportalen samt information från länsstyrelsen om förekomst av fiskodlingar (Länsstyrelsens WebbGIS 2016).

Skyddsvärde

Ett områdes skyddsvärde riskklassas automatiskt i modellen med utgångspunkt om det föreligger skyddsvärda naturområden nedströms området, skyddsvärda arter nedströms området eller om det sker ett konstaterat upptag i fisk eller andra högre organismer. Underlaget till denna bedömning har inhämtats i kartsikt för naturvärdesbedömningar så som skyddade områden, riksintressen, Natura 2000 områden etc. i WebbGIS. Underlag för upptag i fisk har inhämtats från länsstyrelsens miljöövervakning samt från rapporten "Miljögifter i abborre längs norra Sveriges kust" (Gustavsson & Danielsson 2011) och i de fall det finns information från verksamheternas recipientkontroll så har detta tagits med i bedömningen.

Bakgrundsbelastning

Fiberhaltiga områden kan vara lokaliserade i områden där det även finns andra föroreningskällor. Det kan bidra till en bakgrundsbelastning som påverkar bedömningen av riskklassningen. Denna bedömning görs manuellt. Generellt så blir skyddsvärdet lägre om området är starkt påverkat av andra föroreningar eller verksamheter som bidrar till ett påverkat ekosystem.

Bedömningen av bakgrundsbelastningen har utgått från SGU fiberbanksrapport 2016:14 (Apler et al 2014) eller information hämtad från länsstyrelsens EBH-stöd.

Metyleringspotential

Metylkvicksilver är en form av kvicksilver som är mycket toxisk och ackumuleras i biota. Det är idag ett etablerat faktum att den kvicksilverform som tas upp och ackumuleras i fisk till största delen är metylkvicksilver. Omvandlingen av kvicksilver till metylkvicksilver avgör därför i hög grad riskerna för människor och miljö i anslutning till fiberhaltiga områden. Om kvicksilver och metylkvicksilver har analyserats i sedimenten har metyleringsgraden bedömts utifrån dessa analyser (Naturvårdsverket 2008).

3.5.5. Sammanvägd riskklass

Slutligen vägs alla bedömningsgrunder samman och objektet tilldelas en automatisk riskklass, se tabell 5. Om handläggaren bedömer att det finns skäl till att justera riskklassen är detta möjligt.

Tabell 5. Riskklasser som kan tilldelas ett objekt:

Klass 1A	Synnerligen stor risk
Klass 1B	Mycket stor risk
Klass 1C	Särskilt stor risk
Klass 2	Stor risk
Klass 3	Måttlig risk
Klass 4	Liten risk

3.5.6. Brister i riskklassningsmetodiken

Enligt MIFO-metodiken ska ett objekt som innehåller många olika föroreningar få en högre samlad risk än den tilldelade risken då varje ämne bedöms för sig. Så fungerar inte metodiken för riskklassning av fiberhaltiga sediment. Metoden beräknar ett medelvärde för den sammanlagda föroreningsnivån för samtliga analyserade ämnen. Detta innebär att då flera ämnen analyserats och det förekommer ämnen som inte fått den högsta tilldelade sammanvägda föroreningsnivån så sänker detta riskklassen. I dessa fall utfördes en manuell justering genom att kontrollera varje område och ta bort de ämnen som inte fått den högsta sammanvägda föroreningsnivån. Ändras då riskklassen tilldelades området en justerad riskklass.

4. Resultat

Totalt har 24 områden riskklassats i Västernorrland. För slutlig sammanställning av riskklassningarna samt information om vilka verksamheter som har varit aktiva vid de olika områdena, se tabell 6. För mer information om verksamhetshistorik och underlag för riskklassningarna för respektive objekt, se bilaga 1 och 2.

Motivet till att vissa områden justerades upp var att när ämnen som inte fick den högsta sammanvägda föroreningsnivå togs bort ur beräkningsmodellen ändrades riskklassen. Detta är en brist i modellen då ämnen med en lägre föroreningsnivå inte bör kunna sänka riskklassen. I MIFO-metodiken ska riskklassen utgå ifrån det ämne som ger den högsta risken.

Tabell 6. Sammanställning av riskklasser för samtliga undersökta objekt.

Automatisk riskklass	Justerad riskklass	Objekt	Vattenförekomst	Verksamhet
1A	-	Örnsköldsviks-fjärden	Örnsköldsviksfjärden	Sågverk, träsliperi, kloralkalifabrik och sulfitmassafabrik
1A	-	Svanö	Kramforsfjärden	Sulfitmassafabrik, sågverk och sulfitspritfabrik
1A	-	Hallstanäs	Kramforsfjärden	Träsliperi med kvicksilveracetat
1B	1A	Skönviken	Klingerfjärden	Sulfitmassafabrik och kloralkalifabrik
1B	1A	Köpmanholmen	Nätrafjärden	Sågverk, sulfit, senare sulfatmassafabrik, och kloralkalifabrik
1B	1A	Ortviken	Sundsvallsfjärden	Sågverk och sulfitmassafabrik
1B	1A	Kramforsviken	Kramforsfjärden	Sågverk och sulfitmassafabrik
1B	1A	Väja-Dynäs	Bollstafjärden	Sågverk och sulfatmassafabrik
1B	1A	Marmen	Ljungan	Träsliperi och massafabrik
1B	1A	Utansjö	Hemsösundet	Sulfitmassafabrik, träsliperi och sågverk
1B	-	Essvik	Svartviksfjärden	Sulfitmassafabrik

Fortsättning tabell 6

Automatisk riskklass	Justerad riskklass	Objekt	Vattenförekomst	Verksamhet
1C	1B	Vivstavarv	Klingerfjärden	Sulfatmassafabrik och sågverk
1C	-	Sandviken	Kramforsfjärden	Sågverk och sulfatmassafabrik
1C	-	Nensjö	Ramöfjärden	Sågverk och sulfatmassafabrik
1C	-	Svanö-Gålviken	Kramforsfjärden	Sulfitmassafabrik, sågverk och sulfitsprittfabrik
1C	1B	Fagervik	Klingerfjärden	Sulfitmassafabrik, klorblekeri
1C	-	Söråker	Klingerfjärden	Sulfitmassafabrik
1C	-	Nattviken	Ålandsfjärden	Sågverk
1C	-	Frånö	Kramforsfjärden	Sulfatmassafabrik
1C	-	Ulvvik	Ålandsfjärden	Träsliperi
1C	-	Stödesjön	Ljungan	Sågverk
2	1C	Husum västra	Husumbukten	Sulfatmassafabrik
2	-	Klampenborg	Svartviksfjärden	Sulfitmassafabrik, sågverk och kemiteknisk fabrik
2	-	Husum östra	Husumbukten	Sulfatmassafabrik

4.1. Föroreningarnas farlighet (F)

Vid riskklassningen av fiberbankar och fiberrika sediment har enbart föroreningar med hög till mycket hög farlighet inkluderats i bedömningen. Zink som bedöms ha måttlig farlighet har dock uppmätts i mycket höga halter på ett flertal av objekten där kisaska har påträffats. Det är framförallt förekomsten av kvicksilver och metylkvicksilver i de fiberhaltiga sedimenten som i hög grad bidrar till de övre riskklasserna. Utsläppen av kvicksilver har minskat kraftigt i länet, men halter av kvicksilver i sediment och i fisk är fortsatt höga och kommer troligtvis att fortsätta att vara det under lång tid framåt. Detta beror på att kvicksilver inte kan brytas ned, utan lagras i mark, vatten och i levande organismer.

Även förekomsten av långlivade organiska miljögifter som DDT, PCB, dioxiner och klorfenoler bidrar till riskklassningen, men inte i lika stor grad som kvicksilver. Dessa ämnen har också minskat kraftigt i länet men finns fortfarande kvar i miljön.

Polycykliska aromatiska kolväten, PAH, är en grupp ämnen som består av sammanfogade bensenringar, från två upp till sju ringar. PAH:er släpps ut

som oönskade biprodukter från bland annat förbränning. De flesta PAH:er är långlivade, bioackumulerande och cancerframkallande. PAH:er finns överallt i miljön och påträffas därför även i de fiberhaltiga sedimenten i länet eftersom de bildas överallt i samhället och i viss mån även naturligt.

Alla ovanstående ämnen har egenskaper som gör dem till farliga miljögifter. DDT och PCB förekommer inte naturligt i miljön. Dessa ämnen har tillverkats av den kemiska industrin. Dioxiner och PAH:er kan också bildas vid förbränningsprocesser. Dioxiner kan också uppkomma som förorening när vissa kemikalier tillverkas.

4.2. Föroreningsnivå (N)

4.2.1. Bedömning av tillstånd

Vid bedömningen av tillstånd har den uppmätta halten utvärderats mot ett effektbaserat riktvärde. Det ger riskvoter där värden över 1 kan tolkas som risk. Detta behöver dock inte innebära att en risk föreligger varför små avvikelser från 1 ska tolkas med försiktighet. För ett flertal områden föreligger däremot mycket höga riskvoter och där kan resultaten tolkas som att det föreligger en potentiell risk.

Det styrande riskämnet, dvs. det ämne med högst riskkvot på flest platser är metylkvicksilver. Detta resultat bör dock tolkas med en viss försiktighet eftersom kvaliteten på riktvärdet är bristfällig

Metylkvicksilver och kvicksilver

För diagram över riskkvoten för metylkvicksilver, dioxin och kvicksilver, se figur 4 och 5. Observera att analyser av alla ämnen inte är utförda på samtliga områden. Kvicksilver är det styrande riskämnet vid flera områden och kopplas samman med olika typer av verksamheter. Bland annat har kvicksilver använts vid kloralkalifabrikerna för framställning av klor och det har använts på flera av sågverken och träsliperierna för mögelbekämpning av virket (Sandström et al. 2016).

För i princip samtliga områden där metylkvicksilver har analyserats, genereras bedömningen av tillstånd till mycket allvarligt (> 10 ggr riktvärdet) och riktvärdet överskrids ordentligt. I fiberbankarna är det Köpmanholmen som har den högsta riskkvoten för metylkvicksilver (2860 ggr riktvärdet). I de fiberrika sedimenten är det Klampenborg som har den högsta riskkvoten för metylkvicksilver (4457 ggr riktvärdet).

Beroende på vilken typ av kvicksilver som har använts vid respektive verksamhet skiljer sig förutsättningarna för att kvicksilver ska metyleras till den biotillgängliga formen, metylkvicksilver (Sandström et al. 2016).

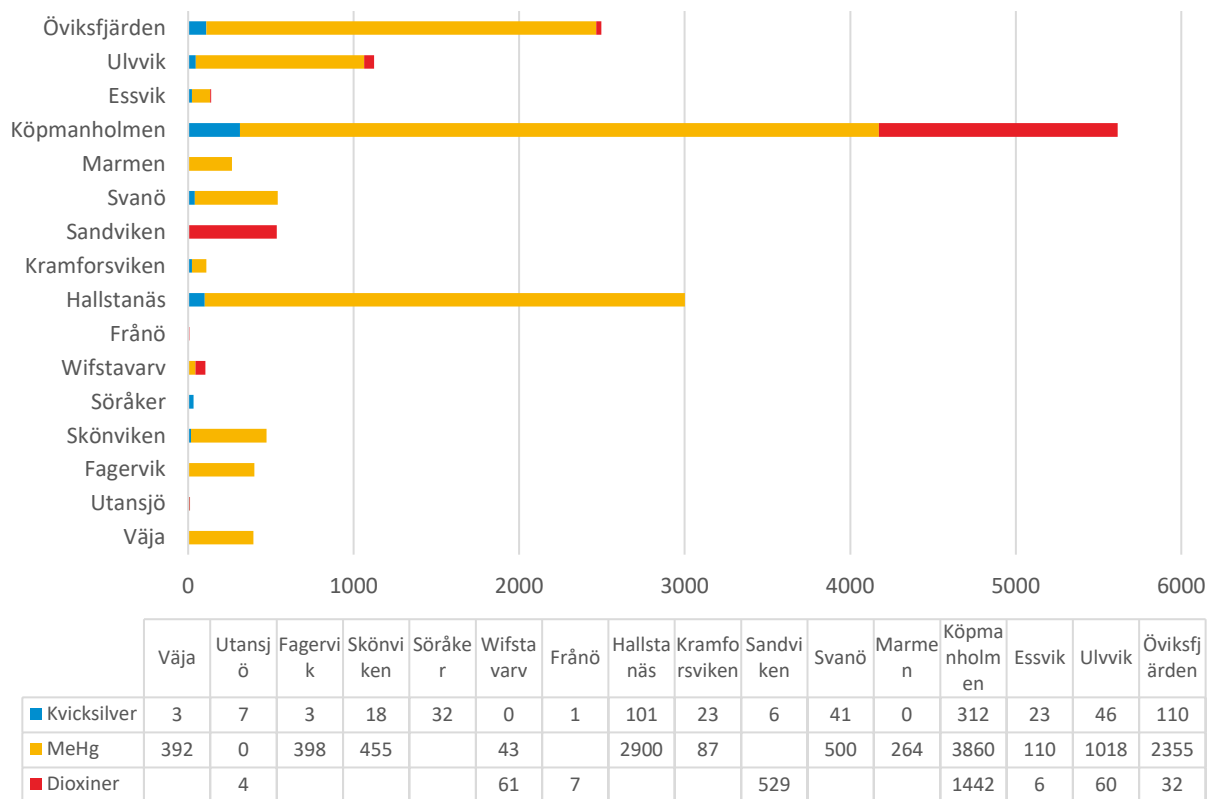
Dioxin

För diagram över riskkvoten för metylkvicksilver, dioxin och kvicksilver, se figur 4 och 5. Dioxin förekommer i tydligt förhöjda halter på flertal områden. Högst riskkvot för dioxin har fiberbanken i Köpmanholmen och Sandviken samt i de fiberrika sedimenten i Kramforsviken och Skönviken.

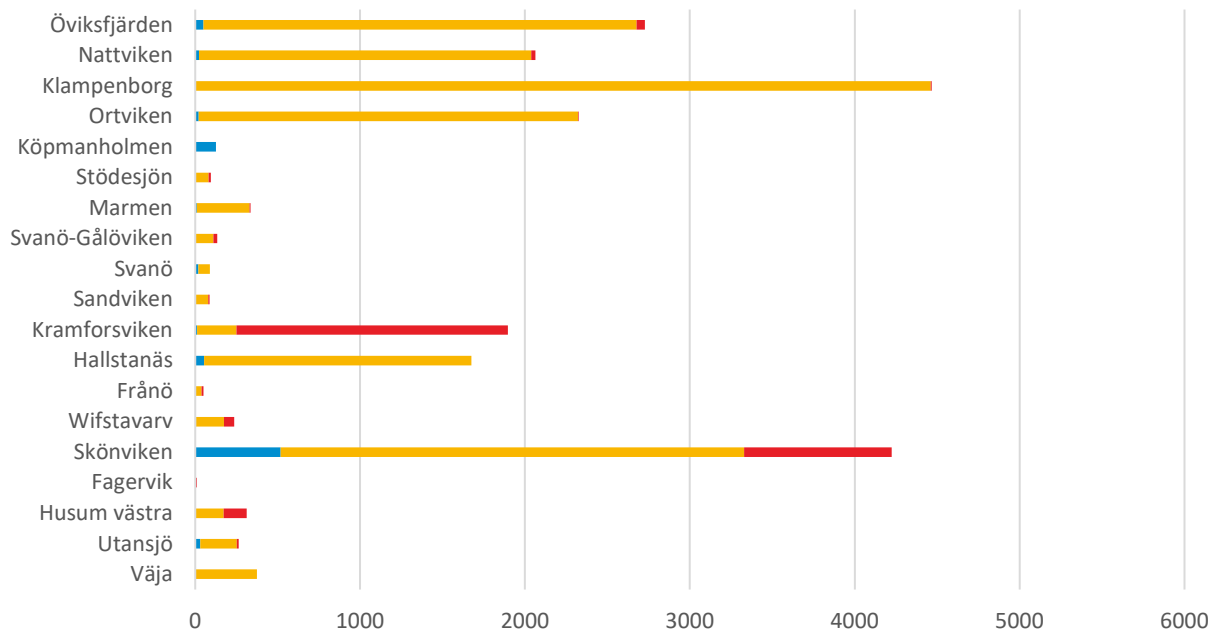
Det saknas analyser av dioxiner inom ett flertal områden, varför ytterligare förhöjda nivåer skulle kunna påträffas.

Klorerade dioxiner och furaner har bildats oavsiktligt i processen vid blekning med elementärt klor och klorat som bildas vid blekning med klordioxid, vilket skulle kunna vara en orsak till att förhöjda nivåer påträffas (Sandström et al. 2016). I början av 1990-talet genomfördes processförändringar i bleksekvenserna samt att elementärt klor fasades ut som blekningskemikalie vilket bidrog till att utsläppen av dioxin upphörde från massaindustrin.

Figur 4. Riskkvot (halt/rikvärde) för respektive riskklassad fiberbank. Resultat för kvicksilver, metylkvicksilver och dioxiner.



Figur 5. Riskkvot (halt/riktvärde) för respektive riskklassad fiberrikt sediment. Resultat för kvicksilver, metylkvicksilver och dioxiner.



	Väja	Utansjö	Husum västra	Fagervik	Skönviken	Wifstavarv	Frånö	Hallstanäs	Kramforsviken	Sandviken	Svanö	Svanö - Gålövik	Marmen	Stödesjön	Köpmanholmen	Ortviken	Klampenborg	Nattviken	Öviksfjärden
■ Kviksilver		31	2		518	6	4	55	11	1	20	2	10	2	126	22	4	22	49
■ MeHg	375	221	170		2811	169	35	1620	239	79	69	109	319	79		2300	4457	2015	2628
■ Dioxiner		12	141	9	894	62	12		1647	8		24	6	13		3	6	27	51

Polycykliska aromatiska kolväten

För diagram över riskkvoten för Polycykliska aromatiska kolväten (PAH), se figur 6 och 7. Höga nivåer av PAH påträffas både i fiberbankar och fiberrika sediment inom de undersökta områdena.

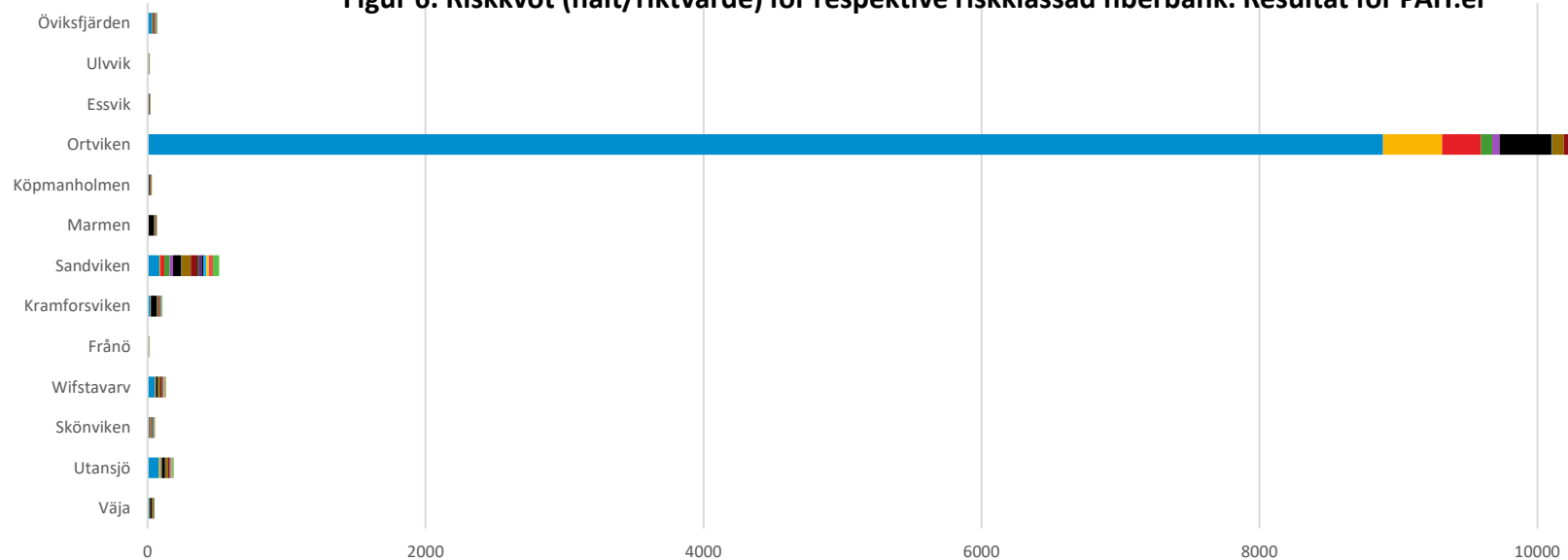
De klart högsta nivåerna påträffas i fibersedimenten i inre Sundsvallsbukten (Ortviken). Där överskrider riktvärdet för naftalen med 8889 gånger i fiberbanken och med 1778 ggr i de fiberrika sedimenten.

Sundsvall är en gammal industristad, vilket har lämnat ett arv med föroreningar i mark och vatten. Det finns förhöjda halter av polycykliska aromatiska kolväten (PAH) i marken som kommer från trafik och olika industrier.

I Sundsvall har det sedan 1940-talet funnits ett aluminiumsmältverk som tidigare släppte ut PAH till luft och vatten. Tidigare genomförd undersökning av benso(a)pyren i luft konstaterades att halterna i Sundsvall var betydligt högre än i andra städer i Sverige, och en bidragande orsak till detta är utsläppen från aluminiumsmältverket (Hanberg et.al. 2006). Genom åren har utsläppen från aluminiumsmältverket, trafik och förbränningsanläggningar minskat. Däremot finns föroreningarna kvar i

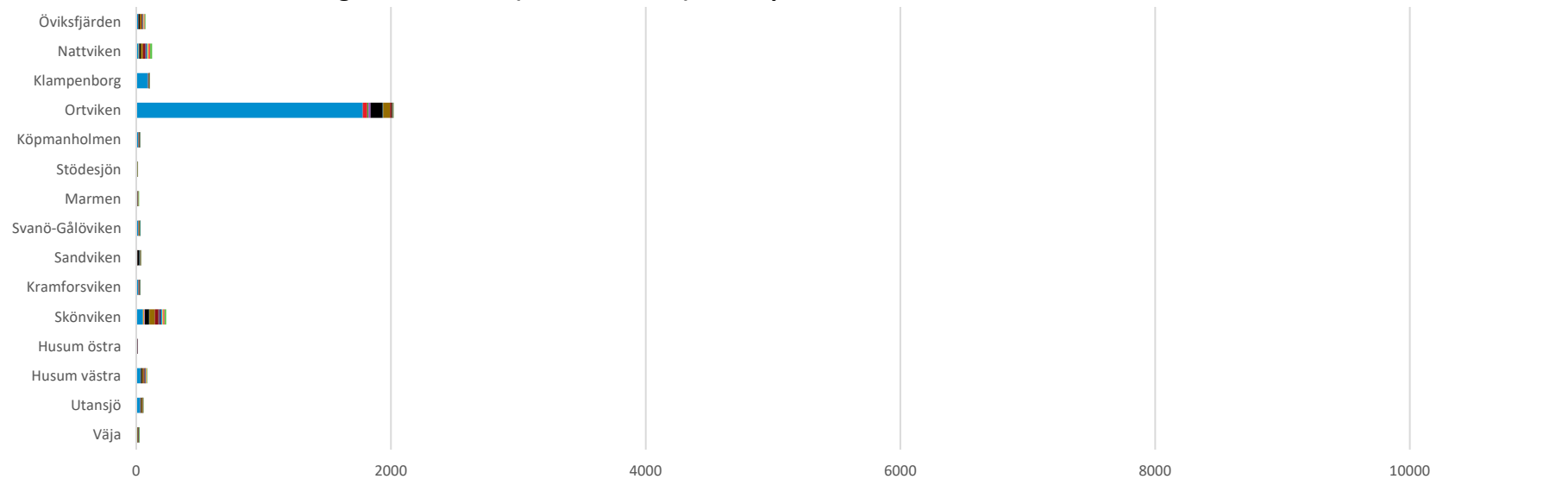
mark och vattenmiljöer. PAH:er är stabila vilket innebär att de är svårnedbrytbara och att de kan spridas långt i miljön innan nedbrytning sker. I vattenmiljöer binds PAH framför allt till partiklar som sedan transporteras till sediment där de kan bli mycket långlivade. Därför är vattensystem med närhet utsläppskällor mest utsatta (KEMI 2017).

Figur 6. Riskkvot (halt/riktvärde) för respektive riskklassad fiberbank. Resultat för PAH:er



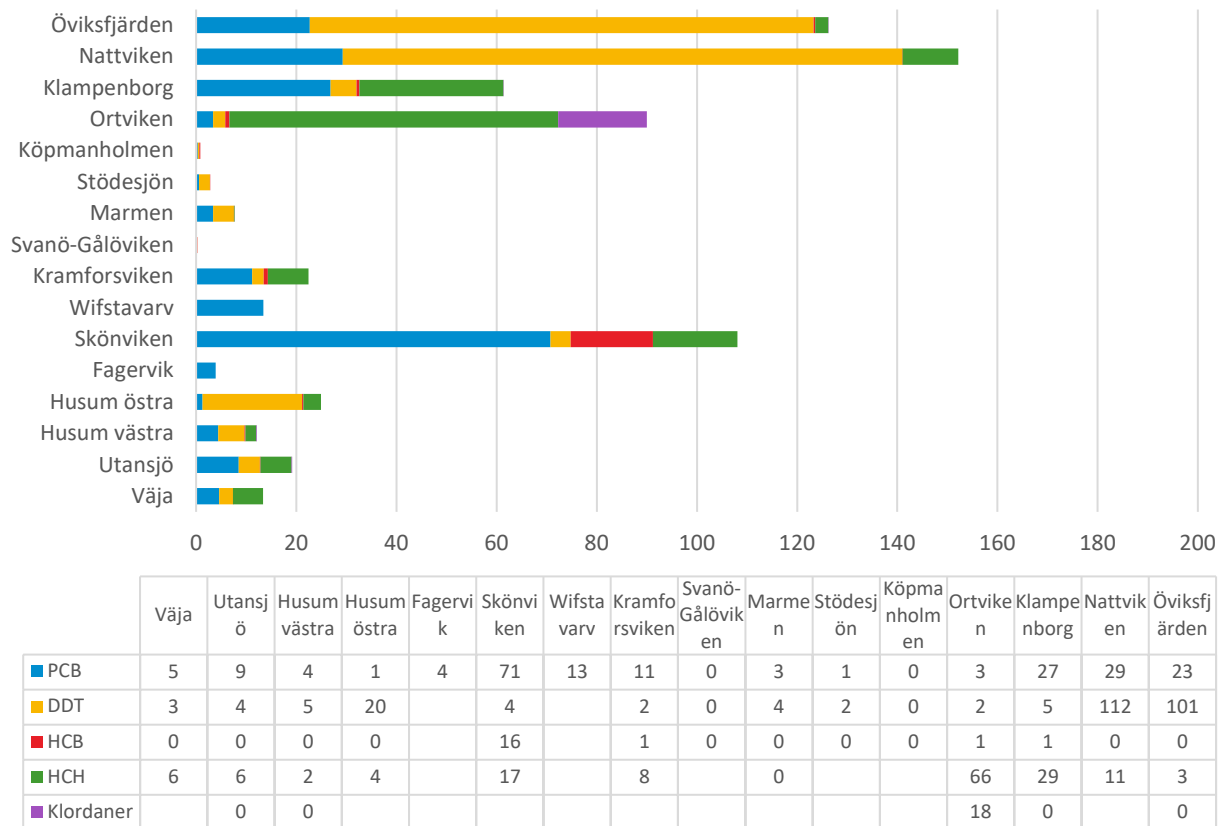
	Väja	Utansjö	Skönviken	Wifstavarv	Frånö	Kramforsviken	Sandviken	Marmen	Köpmanholmen	Ortviken	Essvik	Ulvik	Öviksfjärden
■ Naftalen	12	81	9	52	2	20	85	6	8	8889	1	1	30
■ Acenaftylen		10		2	0	2	7	1	1	424		0	4
■ Acenaften	2	3	1	1	0	1	28	0	1	281		0	0
■ Fluoren	2	4	1	2	0	1	38	0	1	80	0	0	1
■ Fenantren	3	4	1	3	0	1	26	1	1	55	0	0	1
■ Antracen	10	23	4	15	1	41	54	39	4	371	6	1	5
■ Fluoranten	1	1	1	1	0	3	6	1	0	4	1	0	0
■ Pyren	10	20	10	15	1	10	68	6	4	86	2	2	7
■ Benso(a)antracen	4	10	6	12	1	8	47	3	3	32	2	2	5
■ Krysen	1	2	4	2	0	2	9	1	1	9	1	0	2
■ Benso(b)fluoranten	1	4	3	4	0	4	24	1	1	4	2	1	2
■ Benso(k)fluoranten	0	2	2	2	0	2	11	1	1	2	1	1	1
■ Benso(a)pyren	0	3	2	3	0	2	18	1	1	3	1	1	1
■ Dibenso(ah)antracen		5	2	4	1	3	21	1	1	4	2	1	3
■ Benso(ghi)perylene	1	6	4	5	0	3	29	3	3	4	2	1	5
■ Indeno(123cd)pyren	1	9	4	7	1	4	44	3	2	4	2	2	5

Figur 7. Riskkvot (halt/riktvärde) för respektive riskklassad fiberrikt sediment. Resultat för PAH:er.



	Väja	Utansjö	Husum västra	Husum östra	Skönviken	Kramforsviken	Sandviken	Svanö-Gälöviken	Marmen	Stödesjön	Köpmanholmen	Ortviken	Klampenborg	Nattviken	Öviksfjärden
Naftalen	4	31	33	5	52	17	7	16	2	2	17	1778	93	18	13
Acenaftalen			4		8	2	1	3	1	1	2			2	2
Acenaften		1	0		2	0	0	0			0	35	2	1	1
Fluoren	1	1	1		2	0	0	0	0	0	0	10	1	2	1
Fenantren	1	1	1	0	4	0	0	1	0	0	0	17	0	2	1
Antracen	3	5	8	1	33	2	17	3	1	1	2	96	3	11	8
Fluoranten	0	0	1	0	2	0	1	0	0	0	0	3	0	1	1
Pyren	5	9	11	2	42	3	3	4	4	2	3	54	2	15	12
Benso(a)antracen	3	2	8	0	28	1	2	2	2	1	1	13	1	16	7
Krysen	1	1	2	0	5	0	0	0	1	0	0	6	0	3	2
Benso(b)fluoranten	2	1	4	0	11	1	1	0	1	1	1	4	1	7	4
Benso(k)fluoranten	1	0	2		5	0	0	0	1	0	0	1	0	3	2
Benso(a)pyren	1	1	2		8	0	0	0	1	0	0	1	0	5	3
Dibenso(ah)antracen		1	3		7		1		2	1		0	0	9	4
Benso(ghi)perylene	2	2	4		10	1	1		2	1	1	1	1	14	5
Indeno(123cd)pyren	3	1	5		14	1	1	1	4	2	1	1	1	15	7

Figur 9. Riskkvot (halt/riktvärde) för respektive riskklassad fiberrikt sediment. Resultat för övriga organiska föroreningar.



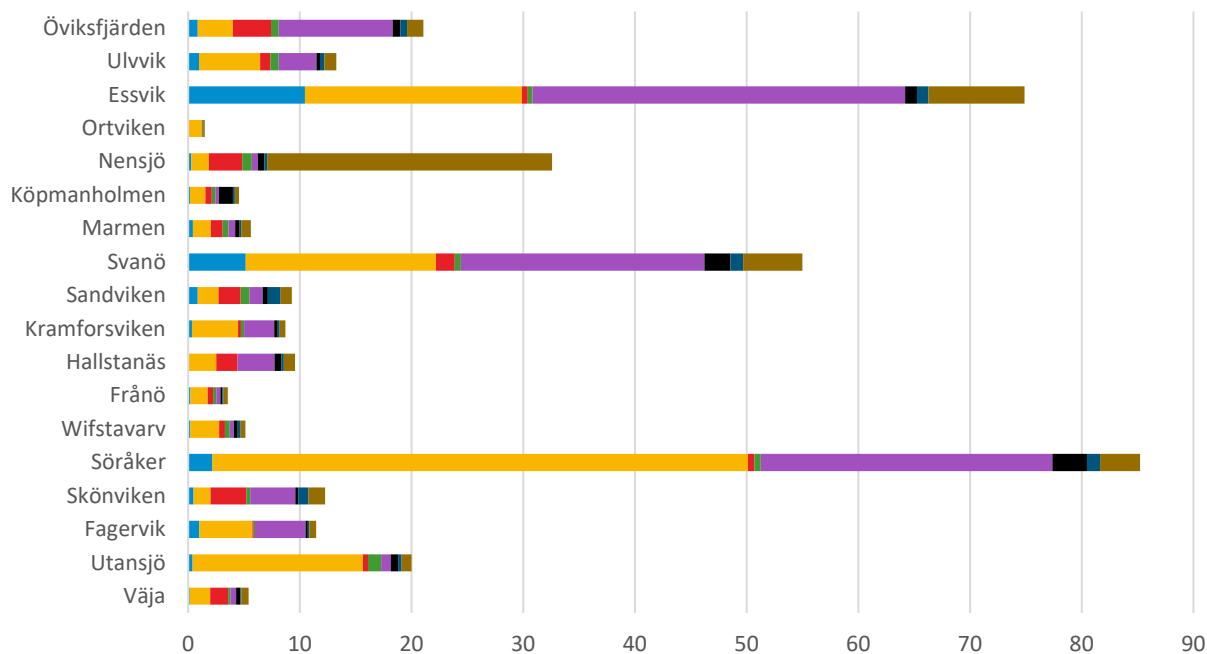
Metaller

För diagram över riskkvoten för metaller och halvmetaller, se figur 10 och 11. Förhöjda nivåer av metaller påträffas både i fiberbankar och fiberrika sediment inom de undersökta områdena. Det föreligger generellt högre nivåer i fiberbanken än i de fiberrika sedimenten.

Högst sammanslagen riskkvot för metaller påträffades i fiberbankarna vid Söråker, Essvik och Svanö. I de fiberhaltiga sedimenten har Nattviken, Utansjö och Svanö högst sammanslagen riskkvot.

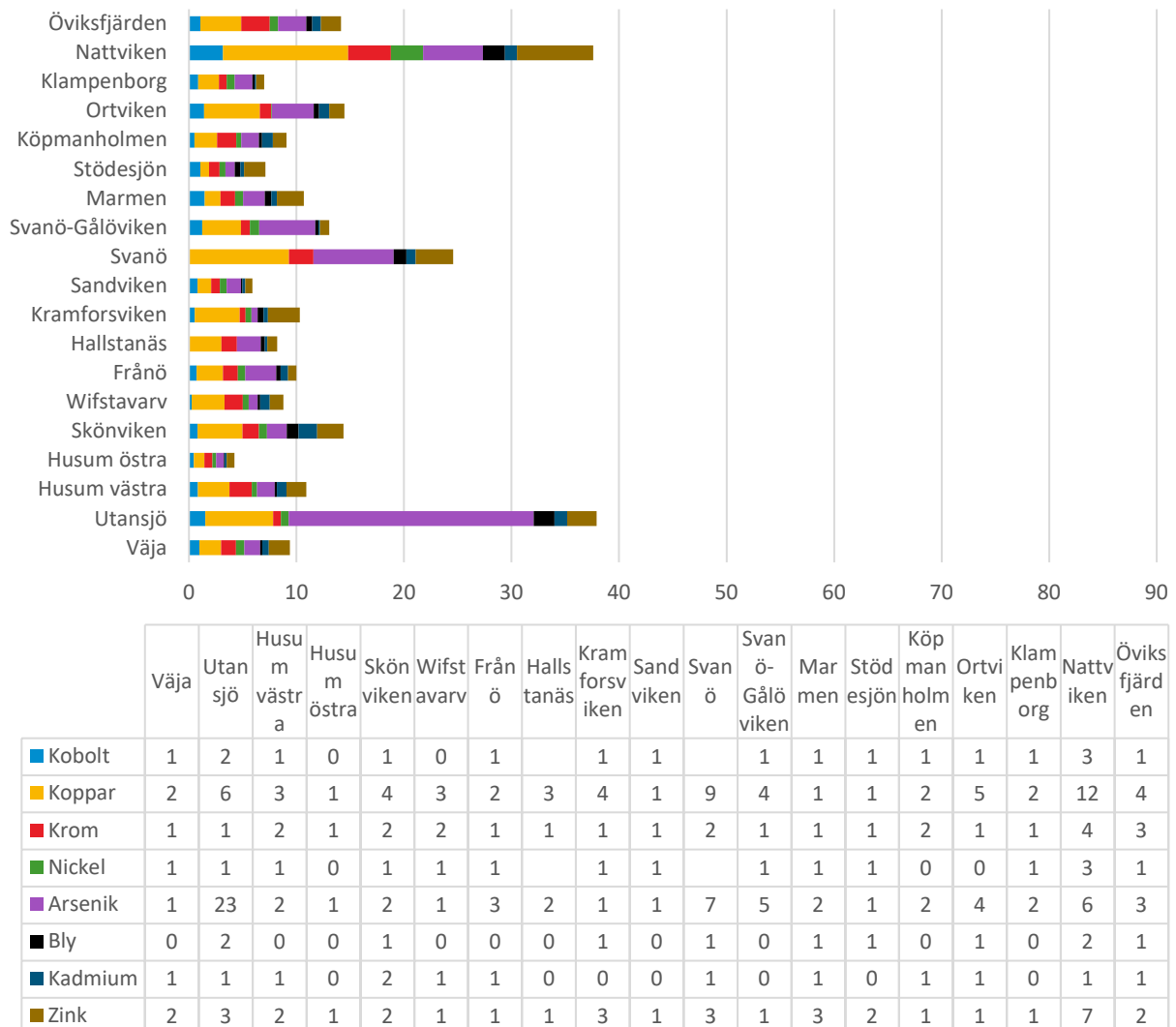
För alla områden där det påträffas högst riskkvoter av metaller har det förekommit sulfittappersmassa, undantaget Nattviken i Härnösand. Vid sulfittfabriker bildades ett restmaterial benämnt kisaska som bland annat innehöll olika metaller som även det i vissa fall påträffats tillsammans med fibrer i närområdet till fabriken. Kisaska är en biprodukt från framställning av svavelsyra genom rostning av svavelkis. Kisaska är en slags järnoxid med höga halter tungmetaller som arsenik, bly, kadmium, kobolt, koppar och zink (Nordbäck et al. 2004).

**Figur 10. Riskkvot (halt/riktvärde) för respektive riskklassad fiberbank.
Resultat för metaller och halvmetaller.**



	Väja	Utansjö	Fagervik	Skönviken	Söråker	Wifstavarv	Frånö	Hallstanäs	Kramforsviken	Sandviken	Svanö	Marmen	Köpmanholmen	Nensjö	Ortviken	Essvik	Ulvvik	Öviksfjärden
Kobolt	0	0	1	0	2	0	0		0	1	5	0	0	0	0	10,5	1	1
Koppar	2	15	5	2	48	3	2	3	4	2	17	2	1	2	1	19	5	3
Krom	2	0	0	3	1	1	0	2	0	2	2	1	1	3	0	1	1	3
Nickel	0	1	0	0	1	0	0		0	1	1	1	0	1	0	0	1	1
Arsenik	1	1	5	4	26	0	0	3	3	1	22	1	0	1		33	3	10
Bly	0	1	0	0	3	0	0	1	0	0	2	0	1	1	0	1	0	1
Kadmium	0	0	0	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0		1	0	1
Zink	1	1	1	2	4	0	0	1	1	1	5	1	0	25	0	9	1	1

Figur 11. Riskkvot (halt/riktvärde) för respektive riskklassad fiberrikt sediment. Resultat för metaller och halvmetaller.



4.2.2. Mängd och volym

För mängd förorening i fiberbank och fiberrika sediment se bilaga 2. Dessa uppskattningar av mängd föroreningar måste tas med försiktighet.

Mängden är uträknad från analysresultat antingen från ett enda prov eller ett medelvärde baserad på ett fåtal analyser. Det kan även saknas analyser vilket ger en missvisande bild av föroreningsbilden. Mängden baseras även på volymberäkningar som i sin tur ibland är grovt uppskattade utifrån enstaka provtagningar. Vid vissa av dessa provtagningar har man tex. inte nått ner till naturligt material och fått göra antagningar.

4.3. Spridningsförutsättningar, känslighet och skyddsvärde

För sammanställning av de automatiskt genererade värdena för spridningsförutsättningar, känslighet och skyddsvärde enligt riskklassningsmetodiken, se tabell 8. Förklaring av färgkodning, se tabell 7.

Tabell 7. Förklaring av färgkodning till tabell 8.

Spridningsförutsättning	Små spridningsförutsättningar	Måttliga spridningsförutsättningar	Stora spridningsförutsättningar	Mycket stora spridningsförutsättningar
Skyddsvärde	Litet skyddsvärde	Måttligt skyddsvärde	Stort skyddsvärde	Mycket stort skyddsvärde
Känslighet	Liten känslighet	Måttlig känslighet	Stor känslighet	Mycket stor känslighet

Tabell 8. Spridningsförutsättningar för de fiberhaltiga områdena

Namn riskklass i EBH-stödet - nya FiB	Allmänna spridningsförutsättningar	Spridning i vattenfasen	Känslighet	Skyddsvärde
Essvik	0,040	0,13	0,10	0,19
Fagervik	0,040	0,16	0,14	0,23
Frånö	0,065	0,08	0,13	0,19
Hallstanäs	0,065	0,18	0,11	0,31
Husum Västra	0,000	0,15	0,08	0,05
Husum Östra	0,000	0,06	0,03	0,02
Klampenborg	0,030	0,08	0,10	0,07
Kramforsviken	0,065	0,19	0,11	0,23
Köpmanholmen	0,065	0,21	0,13	0,19
Marmen	0,010	0,19	0,28	0,35
Nattviken	0,035	0,16	0,13	0,05
Nensjö	0,065	0,05	0,14	0,19
Ortviken	0,010	0,16	0,11	0,17
Sandviken	0,040	0,06	0,08	0,23
Skönviken	0,065	0,22	0,13	0,17
Stödesjön	0,035	0,18	0,22	0,19
Svanö	0,095	0,16	0,11	0,31
Svanö Gålåviken	0,065	-0,02	0,11	0,31
Söråker	0,095	0,19	0,16	0,11
Ulvvik	0,005	0,10	0,16	0,17
Utansjö	0,065	0,10	0,13	0,17
Wifstavarv	0,005	0,08	0,11	0,23
Väja	0,065	0,14	0,14	0,19
Örnsköldviksfjärden	0,065	0,24	0,16	0,35

4.3.1. Spridningsförutsättningar

Spridningsförutsättningar har en avgörande betydelse för riskklassning av ett fiberområde och bedöms utifrån ett flertal olika parametrar, se avsnitt 3.5.3 Spridningsförutsättningar. Information om spridningsförutsättningarna är därför viktig. I riskklassningarna ingår att beskriva om förorenings-spridning från ett område pågår eller inte. Det automatiskt genererade delarna som omfattar allmänna spridningsförutsättningar samt spridning i vattenfasen möjliggör att i viss grad jämföra de olika områdena med varandra. Därutöver tillkommer en expertbedömning av risken för spridning i näringsväven.

De områden som fick högst bedömning på allmänna spridningsförutsättningar är Svanö och Söråker. Detta beror på följande faktorer:

Svanö:

- Större delen av fiberbanken ligger på ett vattendjup mellan 0-3 meter. På vissa delar längs med strandlinjen ligger fiberbanken ovanför vattenytan. Detta gör att den kontinuerligt kan utsättas för erosion i form av vågor och vind. Västernorrland har en landhöjning, mellan ca 6-7 mm per år. Landhöjningen bidrar till att fiberbankarna på sikt kommer att lyftas upp ännu närmare vattenytan och på så sätt utsättas för erosion i form av vågor, strömmar och vind som resulterar i att bottenmaterialet på erosionsytorna kan komma i omlopp. I landhöjningsmodellen tas dock inte hänsyn till den pågående havsnivåhöjningen. Havsnivåstigningen skulle således motverka de effekter som kommer av landhöjningen men inte i den grad att de kan uteslutas helt.
- Det finns skredärr utanför Svanö längre ut i fjärden varför området bedöms som skredkänsligt.

Söråker:

- Fiberbanken ligger på ett djup av 0-3 meter vilket innebär att delar av sedimenten kan påverkas av vågerosion.
- Fiberbanken ligger nedströms Indalsälvens mynningsområde (ca 900 m) vilket kan innebära höga flöden under vårmånaderna. Även en bäck mynnar i viken söder om udden som periodvis kan påverka sedimenten.
- I direkt anslutning till fiberområdet ligger Söråkers industrihamn. Enligt NV Påverkansfaktorer marin miljö - yrkestrafik, djupgående samt NV Påverkansfaktorer marin miljö - farleder, uppskattad bottenstörning, sker djupgående trafik frekvent och bottenstörning uppskattas som märkbar i direkt anslutning till fiberbanken

Det område som fick högst bedömning avseende spridningsförutsättningar i vattenfasen är Örnsköldsviksfjärden. Detta beror på följande faktorer:

- Fiberbanken ligger i Moälvens mynning till Örnsköldsviksfjärden vilket kan skapa strömmar över fiberområdet.

- Sedimenten är reducerade och gasfyllda, så kallade "pock marks" kan ses på bottenytan.
- De bedrivs flera hamnverksamheter i Örnsköldsviksfjärden och båttrafik förekommer frekvent över fiberområdet.
- Flera utsläpp av dag- och processvatten sker i området, bland annat från Domsjö fabriker men även från Knorthems reningsverk.
- Moälven är ett reglerat vattendrag som bedöms påverka spridningsbilden.
- Det förekommer vårflod i Moälven som bidrar till spridningsförutsättningarna.
- Sedimenten bedöms inte vara särskilt överlagrade då ytlagren innehåller fiber och höga halter av föroreningar.

För information om spridningsförutsättningar för övriga områden, se bilaga 1.

Upptag av miljögifter i näringsväven

Sambandet mellan halter av miljögifter i sediment och storleken på upptaget för ett flertal ämnen är inte fastställt. Det finns ett flertal faktorer som påverkar hur stort upptaget är i fisk. Ett flertal faktorer påverkar upptaget och i riskklassningsmodellen ingår parametrar som förekomst av växt- och djurliv, salinitet och temperatur, inklusive temperaturhöjande utsläpp (Länsstyrelsen Västernorrland & Golder Associates 2016). Om ett konstaterat upptag finns i fisk så bedöms risken för spridning i näringsväven som mycket stor.

Redovisade halter i fisk nedan har utgått från ett urval av de områden där en hög föroreningsnivå i de fiberhaltiga sedimenten är påvisad (riskkvot). Det vill säga, i de områden där det föreligger en hög föroreningsnivå per ämne, där har nivån av samma ämne i fisk också utvärderats. Detta för att möjliggöra jämförelse mellan halter förorening i sediment och upptag i fisk. Redovisning av samtliga uppmätta föroreningar i fisk för alla områden ingår inte inom ramen för detta projekt.

De gränsvärden som används nedan är uttryckta på färskviktsbasis. Detta bör beaktas vid tolkning av resultaten då färskviktsbaserade gränsvärden kan ge en missvisande bild av belastningssituationen beroende på fetthalten hos den undersökta matrisen. En mager fisk kommer att uppvisa lägre halter än en fetare fisk om koncentrationerna uttrycks på färskviktsbasis. Om risken för dioxinexponering undersöks bland konsumenter av abborre fås en korrekt bild av risken när färskviktsvärden används. En undersökning av miljökvalitet bör dock istället utgå från fettviktsbaserade värden då detta möjliggör jämförelser mellan arter men säger också mer om hur föroreningssituationen ser ut för den aktuella lokalen. Därför redovisas både färskvikt (vv) och fettvikt (lv) i tabellerna nedan, i de fall båda värden finns att tillgå. De flesta gränsvärden är dock inte uttryckta på fettviktsbasis (Gustavsson & Danielsson 2010).

Dioxin

Köpmanholmen är det område som har en av den högsta nivån (riskkvot) av dioxin (1442 ggr riktvärdet) i fiberbanken. Dessa föroreningar har spridits över ett stort område och undersökningar av biota har visat att det finns ett detekterat upptag av dioxin i fisk och bottenfauna för området, vilket innebär att spridningsförutsättningarna bedöms som mycket stora. Historiska utsläpp av PCDD/Fs som lagrats i sediment tycks lokalt kunna påverka halterna i fisk då det finns en stark korrelation mellan halter i sediment och fisk (Sandström et al. 2016).

Undersökningar av biota i Nätrafjärden utanför Köpmanholmen har visat att dioxiner tas upp mycket kraftigt i bottenfauna i jämförelse med referenslokalen Gaviksfjärden, se tabell 9 (Heinemo 2004). Nätrafjärden uppvisar även höga halter av TCDD (19,8 pg/g lv) i abborre, se tabell 9. För korrekt jämförelse med gränsvärdet blir den uppmätta halten lipidvikt omräknat till våtvikt för det övre värdet i konfidensintervallet till 0,20 (pg/g vv) TCDD EQV (Gustavsson & Danielsson 2010).

För dioxiner och dioxinlika ämnen uttrycks gränsvärdet som ett TEQ (Toxiska ekvivalenter) enligt WHO's toxiska ekvivalensfaktorer från 2005. Gränsvärdet för dioxinekvivalenter bygger på livsmedelslagstiftningen i EU och utgår ifrån vilka halter som förekommer idag och syftet med gränsvärdena är att få bort de mest förorenade produkterna från marknaden inom EU (EQS 0,0065 TEQ ug/g vv) och är baserade på EG förordning 1881/2006. Metodiken för att ta fram gränsvärden inom livsmedelslagstiftningen skiljer sig åt från den som normalt tillämpas inom vattenförvaltningen (Havs- och vattenmyndigheten 2016).

De uppmätta halterna indikerar att det sker ett upptag av dioxin. Önskad spridning av dioxiner till övriga delar av näringskedjan (vitmärta, skorv, strömming, torsk, säl) kan därför förutsättas ske i området (Heinemo 2004).

Tabell 9. Jämförelsetabell för dioxiner/furaner (pg/g lipidvikt) i muskel i abborre. Samlingsprov bereddes à 15 individer. Alla samlingsprov bereddes av en lika stor delmängd från var och en av de 15 individuella fiskarna (Gustavsson & Danielsson 2010).

Prov	TCDD	TCDF	TCDDREQV
Nätrafjärden, Alviksholmen	19.76	66.67	42.86

Tabell 10. Dibensodioxiner och dibensofuraner (PCDD/F) i östersjömussla från Nätrafjärden och Gaviksfjärden (Heinemo 2004).

Prov	Nätrafjärden Macoma	Gaviksfjärden Macoma
ng/kg VS		
2,3,7,8-tetraCDD	1,1	<0,009
1,2,3,7,8-pentaCDD	0,034	0,016
1,2,3,4,7,8-hexaCDD	0,022	<0,018
1,2,3,6,7,8-hexaCDD	0,24	0,066
1,2,3,7,8,9-hexaCDD	0,139	0,035
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDD	0,605	0,245
oktakilordibensodioxin	1,91	0,709
2,3,7,8-tetraCDF	19,3	0,321
1,2,3,7,8-pentaCDF	0,275	0,035
2,3,4,7,8-pentaCDF	0,364	0,121
1,2,3,4,7,8-hexaCDF	0,325	0,055
1,2,3,6,7,8-hexaCDF	0,139	0,046
1,2,3,7,8,9-hexaCDF	<0,020	<0,018
2,3,4,6,7,8-hexaCDF	0,082	0,061
1,2,3,4,6,7,8-heptaCDF	1,1	0,292
1,2,3,4,7,8,9-heptaCDF	<0,135	<0,119
oktakilordibensfuran	1,09	0,309
WHO ITEQ	3,37	0,14

HCB

Skönviken är det område som har den högsta riskkvot av HCB (16 ggr riktvärdet) i fiberrika sediment. Även tidigare undersökningar med sedimentprover i Skönviken/Klingerfjärden har visat att halterna av HCB i sedimenten i Skönviken är höga (Westman & Rönnöls 2001).

Undersökningar av biota i Skönviken har visat på ett upptag av HCB i fisk, se tabell 11 (Miljöövervakning IVL Länsstyrelsen Västernorrland 15/16; Westman och Rönnöls 2001).

Örnsköldsviksfjärden är det område med högsta nivån (riskkvot) av HCB (7 ggr riktvärdet) i fiberbanken. Även i Örnsköldsviksfjärden finns ett konstaterat upptag av HCB i fisk, se tabell 11 (Miljöövervakning IVL Länsstyrelsen Västernorrland 15/16).

Gränsvärdet är hämtat ur substansdatabladet för HCB som ligger till grund för EQS (10 ug/g vv) (Havs- och vattenmyndigheten 2016). Ingen av de redovisade halterna överskrider riktvärdet.

Tabell 11. Jämförelsetabell för HCB (ug/g våtvikt och lipidvikt) i abborre. Skönviken 2013 visar på medelhalt för 9 individer (Miljöövervakning IVL Länsstyrelsen Västernorrland 15/16). Skönviken 1999 visar på parametrar med analysvärden över detektionsgränsen 0,001 mg/kg vv för hela individer (Westman & Rönnols 2001). Örnköldsviksfjärden visar på medelvärde i abborre från 10 individer (Miljöövervakning Länsstyrelsen Västernorrland 2013).

Prov	HCB ug/g vv	HCB ug/g vv lipidnorm 5%
Skönviken (2013)	0,0144	0,093
Skönviken (1999)	3,00	
Örnköldsviksfjärden (2013)	0,0030	0,024
Gaviksfjärden (2016)	0,0018	

DDT

Av fiberbankarna är det Örnköldsviksfjärden, som har den högsta riskkvot för DDT där riktvärdet överskrids 55 gånger. I de fiberrika sedimenten i samma område överskrids riktvärdet 101 ggr. De allra högsta riskkvoten DDT påträffades i Nattvikens fiberrika sediment (112 ggr riktvärdet). Inga undersökningar är utförda angående upptag i näringsväven i detta område.

För de klassiska organiska miljögifterna DDT och PCB, liksom för en del andra halogenerade organiska föreningar, har kraftiga minskningar av halterna i biota observerats sedan 1970-talet (Naturvårdsverket 2008). Däremot detekteras fortfarande relativt höga nivåer i fiberhaltiga sedimenten i länet. Ett upptag av DDT i fisk har påvisats inom Örnköldsviksfjärden.

Det saknas gränsvärde för DDT, däremot kan den uppmätta halten jämföras mot uppmätt halt i referenslokalen Gaviksfjärden. Den uppmätta medelhalten i fisk indikerar på att det kan ske ett upptag av DDT i biota i Örnköldsviksfjärden, se tabell 12.

Tabell 12. Örnköldsviksfjärden visar på medelvärde i muskel för DDT (ug/g) i abborre för 10 individer (Miljöövervakning Länsstyrelsen Västernorrland 2013) samt i Gaviksfjärden för 14 individer (Miljöövervakning IVL Länsstyrelsen Västernorrland 15/16).

Prov	sDDT (g/g vv)	sDDT lv
Örnköldsviksfjärden DDT (2013)	0,0144	0,0092
Gaviksfjärden (2016)	0,0006	

PCB

I fiberbankarna är det Sandviken i Kramforsfjärden (18 ggr riktvärdet) och Örnsköldsviksfjärden (17 ggr riktvärdet) som har den högsta riskkvoten för PCB. De högsta nivåerna av PCB överlag, påträffas i Skönvikens fiberrika sediment med en riskkvot som överskrider riktvärdet 71 ggr.

Vanligen analyseras sju PCB (PCB-7) för halter i fisk vilka är; PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 138, PCB 153 och PCB 180. För dessa saknas det dock gränsvärde. Gränsvärdet för PCB har länge varit underlag för diskussion och det finns flera olika värden från olika organisationer som varierar mycket. Vi har valt att jämföra halter av CB-153 mot det tidigare gränsvärdet på 0,0025 µg/g våtvikt från OSPAR 2005 (Oslo Paris Konventionen) samt EQS för TCDD TEQ.

I Örnsköldsviksfjärden uppmäts halter på 0,01468 µg/g våtvikt CB-153 vilket överskrider riktvärdet från OSPAR 2005 med ca 5 gånger, vilket kan indikera att det föreligger både upptag i biota och påverkan från PCB i Örnsköldsviksfjärden, se tabell 13.

Vissa PCB-föreningar har också dioxinliknande egenskaper och bör i så fall tas med vid beräkning av halten TCDD-ekvivalenter. Här ingår PCB 118, som ingår i analys för PCB7. Denna kan därför jämföras med riktvärdet för dioxiner för dessa uttrycks gränsvärdet som ett TEQ (Toxiska ekvivalenter) enligt WHO:s toxiska ekvivalensfaktorer från 2005. Gränsvärdet för dioxinekvivalenter bygger på livsmedelslagstiftningen i EU och utgår ifrån vilka halter som förekommer idag och syftet med gränsvärdena är att få bort de mest förorenade produkterna från marknaden inom EU (EQS 0,0065 TEQ µg/g vv) och är baserade på EG förordning 1881/2006. Metodiken för att ta fram gränsvärden inom livsmedelslagstiftningen skiljer sig åt från den som normalt tillämpas inom vattenförvaltningen (Havs- och vattenmyndigheten 2016).

Tabell 13. Örnsköldsviksfjärden visar på medelvärde för PCB i abborre för 10 individer (Miljöövervakning Länsstyrelsen Västernorrland 2013) samt jämförelse med Gaviksfjärden (Miljöövervakning Länsstyrelsen Västernorrland 15/16)

Prov	PCB7 (µg/g vv)	CB-153 (µg/g vv)	CB-153 (µg/g lv)	TEQ CB-118 (ng/g vv)
Örnsköldsviksfjärden	0,0445	0,01468	0,231408	0,000005745
Gaviksfjärden	0,0179	0,0071		

Kvicksilver

Halterna av kvicksilver har från tidigare höga nivåer generellt minskat i sediment och fisk i Sverige i tidigare kvicksilverbelastade recipienter. Det synes inte föreligga ett enkelt dos-respons samband mellan kvicksilverhalter i sediment och upptag i fisk eftersom det i hög grad är olika omgivningsfaktorer utöver tillförseln som påverkar förutsättningarna för metylering och bioupptag. Syreförhållandena (redoxpotential) är en sådan faktor där övergången från reducerade till oxiderade anses gynna

metylering men även förekomsten av antagonistiskt verkande metalljoner och potentialen för sulfidbindning påverkar kvicksilvers biotillgänglighet (Sandström et al. 2016).

Den allra högsta halten metylkvicksilver uppmättes i Klampenborgs fiberrika sediment, där riktvärdet överskreds 4457 ggr. Halten kvicksilver överskred riktvärdet med 4 ggr. Inga fiskanalyser finns tyvärr från området.

Undersökningar av biota i Köpmanholmen, Skönviken, Hallstanäs, Örnköldsviksfjärden visar på att det sker ett upptag av kvicksilver. Det går inte att utläsa någon generell korrelation mellan kvicksilverhalter i sediment och upptag i fisk, annat än en hög nivå i sedimenten bidrar till ett upptag i fisk (se tabell 14). Högst riskkvot kvicksilver i fiberbank påträffas i Köpmanholmen, där det även är högst uppmätt medelhalt av kvicksilver i abborre. Högst riskkvot kvicksilver i fiberrika sediment, bortsett från Klampenborg, påträffas i Skönviken, där en förhållandevis låg medelhalt av kvicksilver i abborre har uppmätts.

För sedimenten i Köpmanholmen är även fiberhaltiga sedimenten delvis reducerade med mycket gasavgång, men halterna i fisk är dock högre. Det kan vara andra orsaker som bidrar till den högre nivån av upptag.

EQS-gränsvärdet för kvicksilver i biota är 0,02 µg/g vätvikt och avser egentligen risk via näringskedjan (HVMFS 2015:4), se bilaga 6.

För kvicksilver är helkroppskoncentrationen signifikant korrelerad med muskelkoncentrationen och man kan med hög säkerhet utgå ifrån koncentrationer uppmätta i muskel, uttryckta på vätviktsbasis vid utvärdering mot gränsvärdet. Andel naturlig bakgrund av kvicksilver i fisk saknar toxikologisk relevans vid bedömning av risk för sekundär förgiftning av t.ex. fiskätande fågel och gränsvärdet har inte tagits fram för att det ska göras. Det är dessutom väldigt problematiskt att fastställa vad som är verklig naturlig bakgrund av kvicksilver i fisk. EU-kommissionen har år 2001 satt livsmedelsgränsvärdet 1 mg Hg/kg för saluföring av viss fisk. För övrig fisk och fiskvaror är gränsvärdet 0,5 mg Hg/kg.

Livsmedelslagstiftningen utgår ifrån vilka halter som förekommer idag, och syftet med gränsvärdena är att få bort de mest förorenade produkterna från marknaden. Det är EFSA (European Food Safety Authority) som tar fram underlag till de livsmedelsgränsvärden som ska gälla.

För översikt av spridning av kvicksilver till fisk för fem 1A riskklassade områden, se figur 12 och 13. Observera att diagrammen är baserade på ett litet underlag

Tabell 14. Jämförelse för kvicksilver i fiberbankar, fiberrika sediment samt i fisk för fem 1A riskklassade områden i Västernorrlandslän, Redovisade halter av Hg och MeHg i fiberbank och fiberrika sediment är medelhalter, se bilaga 2.

	Hg fiberbank (mg/kg TS)	MeHg fiberbank (mg/kg TS)	Hg fiberrika sediment (mg/kg TS)	MeHg fiberrika sediment (mg/kg TS)	Hg i fisk (ug/g)
Skönviken	1,82	0,005	38,08	0,012	0,1171
Örnsköldsviksfjärden	6,42	0,014	3,09	0,026	0,1562
Köpmanholmen	16,69	0,026	11,09	-	0,3663
Svanö	2,58	0,002	0,84	0,001	0,1234
Hallstanäs	5,39	0,019	2,99	0,014	0,21575

1 Ref: Miljöövervakning IVL Länsstyrelsen Västernorrland 15/16.

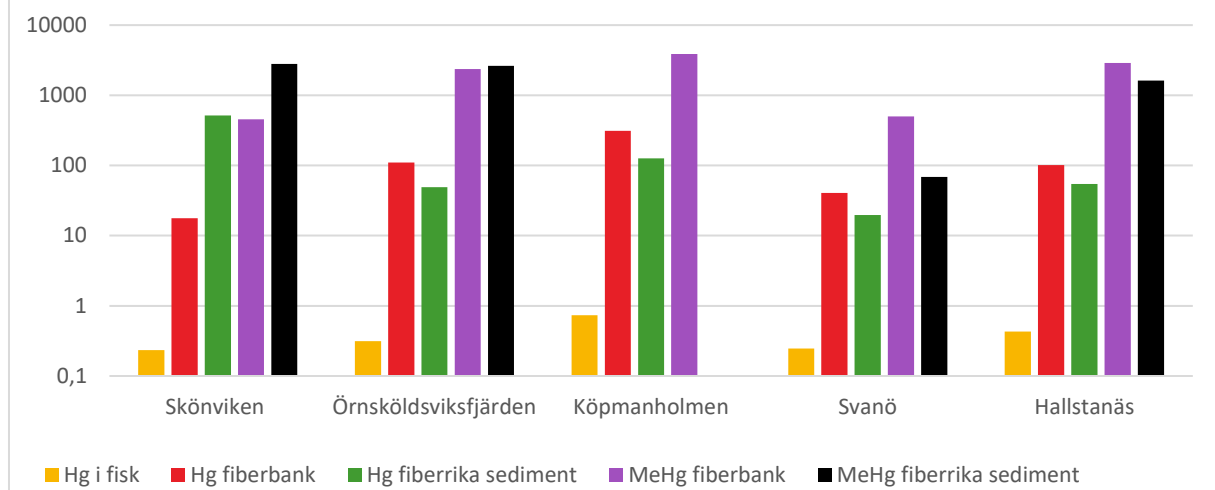
2 Ref: Miljöövervakning IVL Länsstyrelsen Västernorrland 15/16.

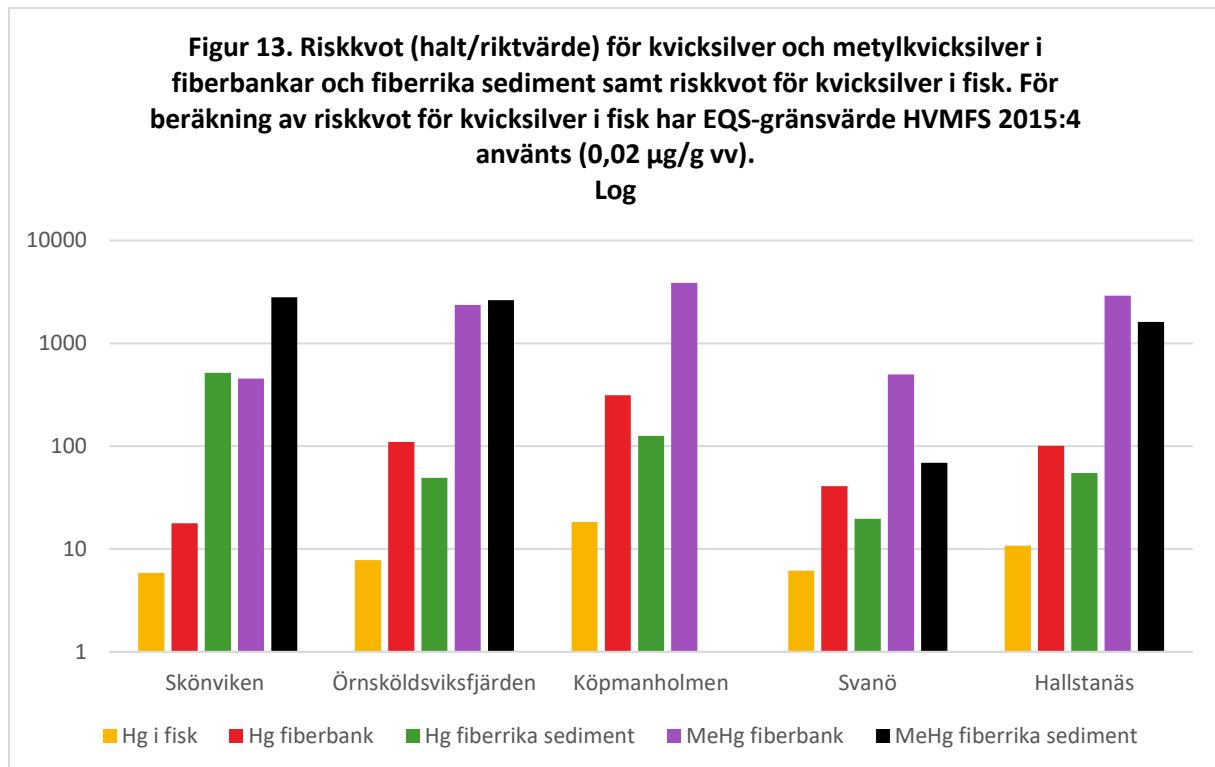
3 Ref: Gustavsson & Danielsson 2011

4 Ref: Gustavsson & Danielsson 2011

5 Ref: Nordbäck 2011:1

Figur 12. Riskkvot (halt/riktvärde) för kvicksilver och metylkvicksilver i fiberbankar och fiberrika sediment samt riskkvot för kvicksilver i fisk. För beräkning av riskkvot för kvicksilver i fisk har livsmedelsverkets gränsvärde 0,5 mg/kg använts.
Logari





4.3.2. Framtida spridningsförutsättningar

Klimatmodeller av Östersjön visar att vindhastigheten, våghöjden och temperaturen kommer öka i samband med klimatförändringar. Ökad temperatur i både luft och vatten kan leda till kortare perioder av istäcken och ökad nederbörd. Ökad nederbörd skulle i sin tur leda till ökat flöde i vattendragen. Dessa klimatmodeller är fortfarande osäkra och hur stor påverkan klimatförändringar kommer att ha på spridningsförutsättningarna av fiberbankar och fiberrika sediment är svårt att bedöma.

4.3.3. Skyddsvärde

Högst automatiskt genererade bedömning av skyddsvärde erhöles i Örnköldsviksfjärden och Marmen, se tabell 8. Detta kommer av Örnköldsviksfjärdens fiberområdes direkta anslutning till Moälvens vattenrelaterade Natura 2000- och naturvårdsområde. Moälven är klassat som ett Riksintresse för Naturvård av flera anledningar. Den utrotningshotade uttern förekommer i älven, vattenförekomsten innehåller fauna som flodkräfta, harr, stationär öring och flodpärlmussla. Det pågår även en biologisk återställning av vattendragets lax- och havsöringsstam till självproducerande bestånd. Marmen fick samma automatisk genererade bedömning av skyddsvärde som Örnköldsviksfjärden. Detta beror på att hela vattenförekomsten ingår i Naturvårdsverkets VicNatur Vattenskyddsområde. Ytvattnet i delar av Marmen och nedströms i Ljungan är skyddat med avseende på dricksvatten och är klassificerat av Naturvårdsverket som Särskilt värdefulla vatten. Klassificeringen kommer

av den outbyggda älvfåran med en sällsynt naturmiljö som skapar värdefulla och naturliga reproduktionslokaler för lax, havsöring och harr.

Även Svanö och Hallstanäs fick högt skyddsvärde. Detta på grund av att delar av Ångermanälven, inklusive Svanö och Hallstanäs, tillhör Naturvårdsverkets Riksintresse för Naturvård, enligt miljöbalken 3 kap. 6 §.

4.3.4. Känslighet

Inget område fick riskklassning mycket stor känslighet, se tabell 8. Den högsta bedömningsgraden för känslighet erhöles i Marmen. I området förekommer fritidsfiske och avståndet till bostäder är mindre än 250 meter. Flera av hustomterna längs med strandkanten har tillhörande brygga och/eller sandstrand. Ytvattnet i och nedströms Marmen används som dricksvattenresurs. Det finns två badplatser i Marmen (Lucksta, och Öviken) som ligger inom 250 m från fiberområdet. Ytterligare en badplats ligger nedströms Marmen vid Vallholmen. I sjön förekommer inget registrerat yrkesfiske eller vattenbruk men sport- och fritidsfiske är populärt.

4.4. Redovisning från miljömedicinsk riskbedömning

Länsstyrelsen skickade en förfrågan till Klinisk Miljömedicin Norr vid Norrlands universitetssjukhus för en utredning om det kan föreligga risk för högre intag av kvicksilver samt olika organiska miljöföroreningar om man äter fisk från några av de områden som har riskklass 1A i föreliggande utredning. I den miljömedicinska riskbedömningen har Klinisk Miljömedicin Norr bedömt exponering för och hälsorisk med olika organiska miljöföroreningar och kvicksilver i samband med intag av fisk från Örnsköldsviksfjärden, Skönviken, Köpmanholmen, Svanö och Hallstanäs.

Livsmedelsverket har utarbetat riktlinjer för intag av fisk som kan innehålla högre nivåer av organiska miljöföroreningar (dioxiner, PCB) och kvicksilver. För insjöfisk är grunden för riskbedömningen intaget av kvicksilver, och för fet fisk i Bottniska viken och Bottenhavet (samt några andra lokaler utanför Norrland) utifrån intaget av de organiska miljöföroreningarna dioxin och PCB. Kostrekommendationerna är högst en fiskportion per vecka av insjöfisk, men med förbehållet högst 3 fiskportioner per år för kvinnor som planerar för en graviditet, är gravida eller ammar, och för fet fisk från Bottenviken och Bottenhavet ett högst intag av 3 fiskportioner per år för barn (upp till 18 års ålder), kvinnor i barnafödande ålder, gravida och ammande, samt högst 1 gång per vecka för övriga vuxna individer. Viktigt att poängtera är att vi i Sverige oftast äter för lite fisk. Livsmedelsverket rekommenderar 2-3 fiskportioner per vecka av varierande fisksorter för att vi ska få i oss tillräckligt av de nyttiga ämnen som finns i fisk.

Rekommendationen från Klinisk Miljömedicin Norr för intag av samtliga fiskarter från undersökta vattenlokaler i Västernorrland är att; för barn

(upp till 18 år), kvinnor i barnafödande ålder, gravida eller ammande max 3 fiskportioner per år, och för övriga vuxna max 1 fiskportion per vecka.

Se även bilaga 4 för mer information om den miljömedicinska riskbedömningen.

4.5. Osäkerheter

4.5.1. Metoden

I varje riskklassning finns alltid en del osäkerheter och okända parametrar. Metoden utgår i de flesta fall från ett mycket begränsat underlag och är tänkt att fungera som ett relativt enkelt skrivbordsverktyg för handläggaren. För de flesta bedömningsgrunderna ges en automatisk klassindelning baserad på viktningen för olika parametrar, detta är för att beräkningsmodellen ska ge ett likvärdigt och jämförbart resultat för alla fiberhaltiga sediment som riskklassats. Den information som finns för respektive fiberhaltigt sediment har stor betydelse för vilken riskklass den tilldelas.

4.5.2. Kemiska analyser

I Fiberbanksprojektet har det för de flesta områden enbart analyserats några få prover i fiberbank och fiberrika sediment. I en del fall har det inte genomförts några analyser alls. Detta gör att bedömningen för föroreningsnivån i de flesta fall är mycket osäkra. De områden som bedöms ha ett relativt bra underlag är Marmen och Stödesjön, som undersöktes under FIN-projektet. I de fall det har saknats data inom fiberbanksprojektet har äldre data använts vilket är fallet för Köpmanholmen, Svanö, Hallstanäs och Söråker. Svanö och Hallstanäs har undersökts i en större omfattning men i dessa fiberbankar har man dock inte analyserat organiska miljögifter. I Essvik har analyser från både huvudstudie och fiberbanksprojektet använts då det fanns väldigt få analyser utförda i fiberbanksprojektet. I Skönviken och delar av Örnsköldsviksfjärden har äldre relativt omfattade undersökningar tidigare genomförts. Även i andra områden finns äldre undersökningar i sediment, men inte i fiberbankarna som exempelvis utanför Utansjö, Vivstavarv etc. Dessa undersökningar har däremot inte använts som underlag för riskklassningarna eftersom det har funnits underlag från fiberbanksprojektet att utgå ifrån. Ett problem med äldre undersökningsdata är att metod och analyser skiljer sig mellan de olika områdena, vilket försvårar avgränsning och jämförelse mellan de olika objekten.

4.5.3. Mäktighet och volymeräkningar

Volymen på fibersedimenten är uppskattningar som grundar sig på deras yta och mäktighet. Särskilt den senare kan vara behäftad med betydande osäkerhet. Detta på grund av att det i flera av områdena bara finns ett fåtal prover tagna med en utrustning som kan nå mer än en meter (och maximalt sex meter) ner i sedimenten. Detta innebär att man inte alltid nått ner till sedimentens underyta. I dessa fall riskerar observerade mäktigheter att

generera en underskattning av mäktigheter och volymer. En viss provtagningsutrustning kan orsaka en komprimering av sedimentet vilket riskerar att dess mäktighet och volym underskattas.

4.5.4. Spridningsförutsättningar

Bedömningen av spridningsförutsättningar är i många fall baserat på generella vattenförhållanden för en hel vattenförekomst samt en del antaganden. Det bör påpekas att denna bedömningsgrund enbart innefattar förutsättningar som eventuellt kan påverka spridningen till vattenfasen och näringsväven. Det är med andra ord möjligt att dessa faktorer, efter en fördjupad studie, kan påvisas inte ha någon betydande påverkan avseende spridningen av föroreningar från fiberbank eller fiberrika sediment.

4.5.5. Känslighet och skyddsvärde

Information om känslighet och skyddsvärde är främst baserat på underlag i Länsstyrelsens WebbGIS. Om en fiberbank eller fiberrika sediment ligger inom en vattenförekomst där det bedrivs yrkesfiske bedöms känsligheten som "stor" oavsett om det är stationära eller vandrande fiskarter som fiskas och även om yrkesfisket i verkligheten inte sker i direkt anslutning till fiberbanken eller de fiberrika sedimenten.

Likadant gäller för skyddsvärdet som bland annat bedöms utifrån om det sker ett upptag av föroreningar i fisk eller inte. Detta bestäms genom en "ja" eller "nej" parameter. Om man kan se förhöjda halter av föroreningar som även påträffas i de fiberhaltiga sedimenten blir bedömningen "ja". Huruvida den faktiska källan till föroreningarna härstammar från de fiberhaltiga sedimenten och om det finns en risk med att konsumera fisken avgörs sedan i en kommande fördjupad riskbedömning och behandlas inte inom riskklassningen av området.

Samma gäller för skyddsvärda naturområden eller arter. Om det finns ett skyddsvärt objekt i påverkansområdet, framförallt om det är vattenrelaterat, så anges detta i beräkningsmodellen och skyddsvärdet blir automatiskt högre. Huruvida fiberbanken och eller de fiberrika sedimenten har en betydande påverkan på de skyddsvärda objekten avgörs sedan i en kommande fördjupad riskbedömning.

5. Diskussion

5.1. Känslighetsanalys av beräkningsmodellen

Beräkningsmodellen är användarvänlig och ger jämförbara och enhetliga riskklassningar. Modellen har dock en del brister som gör att riskklassningarna både kan underskattas och överskattas.

Vid bedömning av sammanvägd föroreningsnivå tas avvikelse från jämförvärde, bedömning av tillstånd, volym förorenade massor samt mängd kilogram förorening in i beräkningen. För fiberbankar och eller fiberrika sediment blir den sammanvägda föroreningsnivån i de flesta fall antingen "stor" eller "mycket stor". Viktningen av föroreningsnivån för den automatiskt tilldelade riskklassen är beroende av hur stor andel av ämnena som har en "stor" eller "mycket stor" sammanvägd föroreningsnivå.

Om det finns fler ämnen med en sammanvägd föroreningsnivå som bedöms som "stor", exempelvis vid Skönviken, tenderar riskklassen att bli lägre. Om ämnena med en "stor" sammanvägd föroreningsnivå exkluderas i riskklassningen blir den automatiskt genererade riskklassen högre. Vid riskklassningen har hänsyn tagits till detta. Om riskklassen ändrades när ämnen med en "stor" sammanvägd föroreningsnivå togs bort så ändrades riskklassen manuellt till den högre riskklassen.

MIFO-modellen är konstruerad att utgå från det ämne som förekommer i högst halt och som utgör den främsta föroreningen. Om flera av de analyserade ämnena förekommer i låga halter ska dessa ändå inte sänka riskklassen för ett objekt om några av ämnena förekommer i väldigt höga halter.

Om bedömningsgrunderna för spridningsförutsättningar, känslighet och skyddsvärde bedöms som "mycket stora" men det förekommer relativt låga halter av föroreningar kan den automatiskt genererade riskklassen fortfarande bli relativt hög. Detta fungerar på samma sätt som i det traditionella riskklassningsdiagrammet men kräver en manuell justering av riskklassen i beräkningsmodellen. Ett exempel är vid Frånö där näst intill alla föroreningar som analyserades i fiberbanken förekom i halter under riktvärdena eller detektionsgränsen. Om föroreningarna inte förekommer i förhöjda halter är risken liten att de kan spridas och påverka människors hälsa och miljön varför en nedjustering av riskklassen kan vara motiverad. Inga sådana justeringar har utförts i dagsläget då manuell justering kan göra det svårt att jämföra områden med varandra.

5.2. Kvarvarande kunskapsluckor och problemställningar

5.2.1. Behov av kompletterande analyser av styrande riskämnen

Resultaten av riskklassningarna visar att det saknas data för de styrande riskämnena vid ett flertal områden. Resultaten av riskklassningarna visar att det generellt saknas analyser av bland annat metylkvicksilver, men även

övriga organiska ämnen vid andra typer av sedimentundersökningar som genomförs i länet. Om det föreligger risk för metylering av kvicksilver inom ett område bör även upptag i biota undersökas oftare än vad det görs idag.

Behov av samordnat underlag för riskbedömning samt effektbaserade riktvärden för sediment för svenska förhållanden.

Det finns ett behov av att riktvärden för sediment för svenska förhållanden tas fram. Om detta inte är möjligt, bör effektbaserade riktvärden och inte bara jämförelsevärden och bakgrundshalter användas vid bedömningen av en potentiell föroreningsnivå inom ett sedimentområde. Underlaget till föreliggande rapport bidrar till en sammanställning av de riktvärden som använts vid bedömningen. I fortsättningen bör utvärdering av fiberhaltiga sediment och sediment i övrigt utgå från samma underlag och bedömningsgrunder så att framtida resultat går att jämföra med nu genomförd undersökning. Detta är av största vikt inför ytterligare inventeringar av förorenade sediment i landet, endast så uppnås den jämförbarhet som behövs för att uppnå optimala prioriteringar av åtgärder.

6. Slutsats

6.1. Har projektet kommit i mål?

Naturvårdsverket beviljade under 2014 medel till dels ett tillsynsprojekt med syftet att utveckla en ny metodik för att riskklassa fiberbankar samt dels till utredningsmedel för att genomföra kompletterande undersökningar och genomföra analyser på sparade prover som tagits inom ramen för fiberbanksprojektet 2010–2014.

De områden som nu har riskklassats till högsta riskklassen 1A är prioriterade för vidare undersökningar och åtgärder. Riskklassningarna har både genererats via automatisk riskklassning och via expertbedömning. Expertbedömningen grundar sig framförallt i bedömningen att det föreligger ett konstaterat upptag i biota, vilket inte ingår i den automatiskt genererade bedömningen.

Riskklassningarna visar generellt att förekomst av metylkvicksilver, kvicksilver och dioxin är styrande riskämnen för riskklassningarna.

En riskklassning har som syfte att vara ett prioriteringsunderlag för att visa vilka områden som bedöms ha störst potentiell påverkan på miljö och hälsa. Denna bedömning bidrar till ett beslutsunderlag med syfte att genomföra ytterligare undersökningar och eventuellt framtida saneringsåtgärder. För att detta skulle vara möjligt för de förorenade fiberhaltiga områdena behövde det först tas fram en ny metod för att riskbedöma dessa. Framtagandet av riskklassningsmetodiken har bidragit till den metodutveckling som länsstyrelsen har utvecklat avseende karteringen av fiberbankar och fiberhaltiga sediment samt bidrar till ett nytt verktyg för andra länsstyrelser i Sverige med motsvarande problem.

Projektet "Riskklassning av förorenade fiberbankar i Västernorrland" har ett övergripande projektmål och fem delmål. I denna rapport slutredovisas projektmålet för den genomförda riskklassningen. Tidigare i projektet har projektmål 2 redovisats i en separat rapport avseende metodiken för riskklassning av fiberhaltiga sediment (Länsstyrelsen Västernorrland & Golder Associates 2016).

Den nu genomförda riskklassningen har bidragit till det övergripande projektmålet genom den metodutveckling som Länsstyrelsen Västernorrland har initierat, där den genomförda karteringen av fiberbankar och fiberhaltiga sediment ingår. Riskklassningen har implementerat resultaten från karteringen i arbetet med förorenade områden inom länsstyrelsen inför framtida undersökningar och åtgärder.

De 10 områdena med riskklass 1A (Örnsköldsviksfjärden, Svanö, Hallstanäs, Skönviken, Köpmanholmen, Ortviken, Kramforsviken, Väja-Dynäs, Marmen och Utansjö) är områden som initialt är prioriterade att arbeta vidare med. Områdena har nu en riskklass och behöver nu prioriteras tillsammans med förorenade områden på land. Vid den

bedömningen kan ytterligare parametrar, som inte ingår i riskklassningsmodellen påverka den sammanlagda prioriteringen för vidare arbete med länets förorenade områden. Vidare måste tillsynsmyndighet för de enskilda objekten fastställas.

Resultaten av riskklassningen visar på att flertalet av de förorenade fiberområdena är viktiga att gå vidare med ytterligare undersökningar. För de flesta områdena föreligger både höga föroreningsnivåer och höga spridningsrisker, som kan innebära en risk för människors hälsa och miljön i framtiden. Den nu genomförda riskklassningen har bidragit till ett värdefullt underlag för att kunna veta vilka områden som är mest prioriterade att arbeta vidare med.

7. Referenser

- Apler, A., Josefsson, S. 2016. **Swedish status and trend monitoring programme Chemical contamination in offshore sediments 2003– 2014**. SGU rapport 2016:04. Sveriges geologiska undersökning, Uppsala.
- Apler, A., Nyberg, J., Jönsson K., Hedlund I., Heinemo S-Å., & Kjellin, B. 2014. **Kartläggning av fiberhaltiga sediment längs Västernorrlands kust**. SGU rapport 2014:16. Sveriges geologiska undersökning, Uppsala. <http://resource.sgu.se/produkter/sgurapp/s1416-1-rapport.pdf> (hämtad 2016-10-10)
- Apler, A & Nyberg, J. 2011. **Metoder för att kartlägga fiberhaltiga sediment**. SGU rapport 2011:04. Sveriges geologiska undersökning, Uppsala.
- Björinger, P. & Pyyny, M. 2007. **Sundsvalls kommun, stadsbyggnadskontoret Essvik/Nyhamn Mark, sediment- och vattenföroreningar Huvudstudie – Miljöteknisk rapport**. Envipro Miljöteknik AB, Stockholm.
- CCME. 2016. **Canadian Councils och Ministers of the Environment Quality Guidelines**. https://www.ccme.ca/en/resources/canadian_environmental_quality_guidelines/ (hämtad september 2016).
- Faveo. 2011. **Sörakers udde Huvudstudie del 1-3**. Rapport. Faveo Projektledning, Sundsvall.
- Gustavsson, N. & Danielsson, S. 2011. **Miljögifter i abborre längs norra Sveriges kust. Projekt X-151**. Rapport 2010:9. Naturhistoriska riksmuseet, Stockholm.
- Heinemo, S-Å. 2001. **Undersökning av förorenade områden 1992–1998**. Länsstyrelsen Västernorrland. ISSN: 1403-624X.
- Heinemo, S-Å. 2004. **Örnsköldsviks kommun, Köpmanholmen sediment, Slutrapport**. Sweco VBB Viak, Sundsvall.
- Hanberg, A., Berglund, M., Stenius, U., Victorin, K., & Abrahamsson-Zetterberg, L. 2006. **Riskbedömning av PAH i mark, luft, grönsaker och bär i Sundsvall**. Rapport 2006:1. Institutet för miljömedicin-IMM, Stockholm.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2016. **Miljögifter i vatten-klassificering av ytvattenstatus -Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19**. Rapport 2016:26. Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg.
- HVMFS 2015:4. **Havs och vattenmyndighetens föreskrifter om ändring i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS**

2013:29) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.

IPCC. 2013. **Working Group I Contribution to the IPCC Fifth Assessment Report, Climate Change 2013: The Physical Science Basis, Summary for Policymakers.** Intergovernmental Panel on Climate Change.

KEMI. 2017. **Polycykliska aromatiska kolväten (PAH).**

<http://www.kemi.se/prio-start/kemikalier-i-praktiken/kemikaliegrupper/polycykliska-aromatiska-kolvaten-pah> (hämtad 2017-02-05).

Länsstyrelsen Västernorrland & Golder Associates. 2016. **Metodik för riskklassning av fiberhaltiga sediment.**

<http://www.lansstyrelsen.se/Vasternorrland/Sv/publikationer/2016/Pages/metodik-for-riskklassning-av-fiberhaltiga-sediment.aspx> (hämtad 2016-11-24)

Länsstyrelsens WebbGIS. 2016. <http://lstwebbgis/Y/Planeringsunderlag/> (hämtad 2016-10-10).

Miljödirektoratet. 2016. **Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota.** Rapport M-608. Miljødirektoratet, Trondheim.

Naturvårdsverket. 1999:1. **Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Kust och hav.** Rapport 4914. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket. 2008. **Effekter av miljögifter på däggdjur, fåglar och fiskar i akvatiska miljöer.** Rapport 5908:2. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket. 2012. **Efterbehandlingsansvar – En vägledning om miljöbalkens regler och rättslig praxis.** Rapport 6501. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket. 2016. **Förorenade områden: De flesta förorenade områdena är kända.** <http://www.naturvardsverket.se/Sa-mar-miljon/Mark/Foreorenade-omraden/> (hämtad 2016-11-28).

Naturvårdsverket. 1999:2. **Metodik för inventering av Förorenade områden.** Rapport 4918. Naturvårdsverket, Stockholm.

Naturvårdsverket. 2009. **Riskbedömning av förorenade områden - En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning.** Rapport 5977. Naturvårdsverket, Stockholm.

Nordbäck, J. 2011:2. **Hallstanäs f.d. träsliperi Förstudierapport.** Statens geotekniska institut och Länsstyrelsen Västernorrland

Nordbäck, J. (2011:1), **Svanö 1:34 område S Fibersediment Förstudierapport**. Statens geotekniska institut, Tekniska kontoret i Kramfors kommun.

Nordbäck, J., Tiberg, C. & Lindström, Å. 2004. **Karaktärisering av kisaska-Kisaskeföreorenade områden i Sverige**. Varia 550. Sveriges geotekniska institut, Linköping.

Norrlin, J., Josefsson, S., Larsson, O. & Gottby, L. 2016. **Kartläggning och riskklassning av fiberbankar i Norrland**. 2016. SGU-rapport 2016:21. Sveriges geologiska undersökning, Uppsala.

RIVM. 2001. **Ecotoxicological Seious Risk Concentration for soil, sediment and (ground)water: updated proposals for first series of compound**. Report 711701 020. Research for man and environment, Bilthoven.

Sandström, O., Grahn, O., Larsson, Å., Malmaeus, M., Viktor, T., & Karlsson, M. 2016. **Återhämtning och kvarvarande miljöeffekter i skogsindustrins recipienter-utvärdering av 50 års miljöundersökningar**. Rapport B 2272. IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.

SGU & Golder Associates. 2017:1. **Hallstanäs, Åtgärdsutredning - Omhändertagande av fibersediment**, Uppdragsnummer: 11512420260.

SGU & Golder Associates.2017:2. **Svanö, Åtgärdsutredning**, Uppdragsnummer: 11512420260.

SGU & Golder Associates 2014:1. **Riskbedömning och resultatredovisning, Huvudstudie Hallstanäs**, Uppdragsnummer: 11512420260.

SGU & Golder Associates.2014:2. **Riskbedömning och resultatredovisning, Huvudstudie Svanö**, Uppdragsnummer: 11512420260.

SMHI Vattenwebb. 2016. **Hydrologiskt nuläge**.
<http://vattenwebb.smhi.se/hydronu/> (hämtad 2016-10-10).

U.S. EPA. 2003. **RAIS The Risk Assessment Information System. - U.S. EPA, Region 5, RCRA Ecological Screening Levels August 22, 2003** https://rais.ornl.gov/documents/EPA_R5_ESL.pdf (hämtad september 2016).

VISS Vatteninformationssystem. 2016.
<http://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterEUID=SE691174-157065>
(hämtad 2016).

**Westman, Å. & Rönnöls, E. 2001. SCA Graphic Sundsvall AB,
Östrands massafabrik SCA Skönviken, Sedimentprovtagning
HCB, Utredning angående hexaklorbensen (HCB) i Skönviken,
Timrå kommun. Rapport. VBB Viak**



**Länsstyrelsen
Västernorrland**

Postadress: 871 86 Härnösand
Telefon: 0611-34 90 00
www.lansstyrelsen.se/vasternorrland