

Högerklicka här och välj "Ändra bild" för att infoga en bild.

OBS! Kom ihåg att bilden bör ha måtten 13,6x17 cm. Om bilden inte fyller ut hela tabellcellen, dra i de diagonala kanterna tills det att bilden fyller ut hela den osynliga ramen (dvs är 13,6 cm eller mer i höjd).



SGI Vägledning #

Vägledning och kunskapsunderlag om riskbedömning av förorenade sedimentområden del 4

Spridning, exponering och belastning. REMISSVERSION

Linköping Datum

REMISS

SGI Vägledning: #
Beställning: Namn
Diariernr: Diariernr
Uppdragsnr: Uppdragsnr
Totalt antal sidor 115

Ladda ner vägledningen som PDF, sgi.diva-portal.org

Hänvisa till detta dokument på följande sätt:

SGI Datum, Vägledning och kunskapsunderlag om riskbedömning av förorenade sedimentområden del 4, Spridning, exponering och belastning. REMISSVERSION, SGI Vägledning #, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping.

Foto på omslag: Fotografens namn, Organisation

Förord

Regeringen tilldelade i juli 2019 Naturvårdsverket, Sveriges geologiska undersökning (SGU), Statens geotekniska institut (SGI), Havs- och vattenmyndigheten samt Länsstyrelserna ett regeringsuppdrag om förbättrad kunskap för hantering av förorenade sediment (2019-07-04 M2019/01427/Ke). Ett av delprojekten inom regeringsuppdraget och en myndighetsgemensam färdplan (Severin et al 2018) avser framtagande av vägledning för riskbedömning av förorenade sediment som är så förorenade att de behöver utredas, undersökas och eventuellt också åtgärdas. Vägledningen om riskbedömning av förorenade sediment är tänkt att användas tillsammans med redan tillgänglig vägledning för förorenade områden, se Naturvårdsverkets webb och rapporterna 4918, 5976, 5977 och 5978 (Naturvårdsverket 1999, 2009a, 2009b, 2009c). Innehållet i dessa rapporter har tonvikt på markfrågor. På senare tid har dock föroreningar i vattenmiljön hamnat mer och mer i fokus, inte minst sedan miljö kvalitetsnormer för vatten infördes.

Den här vägledningen för riskbedömning av förorenade sedimentområden tar vid där befintliga vägledningar, beskrivningar och tillvägagångssätt inte bedöms vara tillräckliga eller tillämpbara för just sediment. Riskbedömningsvägledningen för förorenade sediment utformas i webb-format och för att den ska bli så kortfattad och precis som möjligt tas sex underlagsrapporter fram. Detta är den fjärde av dessa underlagsrapporter.

Spridningsförutsättningarna i vattenmiljöer är helt annorlunda än för mark och oftast mycket komplex att förutspå och bedöma. Denna rapport ger stöd vid bedömning av vilka spridningsvägar som kan aktualiseras, både till och från sedimentet och hur exponeringen av identifierade skyddsobjekt kan undersökas. Rapporten ger också förslag på hur belastningen på omgivningen (påverkansområdet) och näringsväven kan beräknas och bedömas. Vägledningen bygger delvis på redan befintlig vägledning i Sverige och internationellt men också forskningslitteratur.

SGI har stått för det huvudsakliga skrivarbetet av denna rapport men i nära samverkan med Naturvårdsverket och Länsstyrelserna. Här kan särskilt nämnas Ann-Sofie Wernersson, Henrik Bengtsson, Jenny Vestin, Malin Montelius och Paul Frogner Kockum vid SGI, Clara Neuschütz, Ingrid Tjensvoll och Mats Fröberg vid Naturvårdsverket, Anna Wemming vid Länsstyrelsen i Dalarna samt vid SGU.

Synpunkter på innehållet i rapporten har inhämtats genom remissförfarande.

Namn på beslutande, Ange GD eller Chef för avdelning [avdelningens namn], har beslutat att ge ut vägledningen, Linköping i Datum.

REMISS

Innehållsförteckning

Sammanfattning	10
Summary	11
1 Inledning	12
1.1 Bakgrund	12
1.2 Syfte med rapporten	13
1.3 Målgrupper och läsanvisning	14
1.4 Avgränsningar	15
2 Bedömning av betydelsen av olika spridningsvägar	16
2.1 Inledning.....	16
2.2 Arbetsgång.....	16
2.3 Stödfrågor vid bedömning av risk för förorenings-spridning TILL sedimenten	21
2.4 Stödfrågor vid bedömning av översedimentation	22
2.5 Stödfrågor vid bedömning av risker kopplat till förorenings-omsättning...23	
2.6 Stödfrågor vid bedömning av risk för förorenings-spridning FRÅN sedimenten	23
2.6.1 Naturliga processer	24
2.6.2 Mänskliga aktiviteter	27
2.6.3 Anläggningsarbeten	27
2.7 Stödfrågor vid identifiering av exponeringsvägar	29
2.8 Framtida förändringar kopplat till storskaliga processer	31
3 Beräkningar av belastning, massflöde och koncentrationer i kontaktmedier	33
3.1 Inledning.....	33
3.2 Beräkning av massflöde och mängder som sprids via olika spridningsvägar 34	
3.2.1 Checklista underlag för beräkningar	34
3.2.2 Diffusion och advektion från porvattnet.....	35
3.2.3 Biodiffusion	36
3.2.4 Ströminducerad resuspension.....	37
3.2.5 Vind-våg-inducerad resuspension.....	37
3.2.6 Undervattensskred.....	38
3.2.7 Spridning i gasfas	39

3.2.8	Båtrörelser	39
3.2.9	Spridning till näringsväven	40
3.2.10	Belastning på vatten nedströms.....	41
3.3	Uppskattning av vattenkoncentration.....	41
3.3.1	Uppskattning av koncentration i ytvatten utifrån koncentration i sediment.....	42
3.3.2	Uppskattning av vattenkoncentration nedströms utifrån belastning på överliggande vatten	42
3.4	Uppskattning av sedimentkoncentration nedströms	43
3.5	Uppskattning av koncentrationer i organismer	43
3.5.1	Uppskattning av koncentration i bottenlevande organismer utifrån sedimentkoncentration.....	43
3.5.2	Uppskattning av koncentration i fisk utifrån halt i bottenlevande organismer.....	44
4	Kemisk analys	45
4.1	Kemiska analysmetoder för sediment	45
4.2	Mätosäkerhet och känslighet.....	46
4.2.1	Analysosäkerhet	46
4.2.2	Detektionsgräns och kvantifieringsgräns.....	47
4.2.3	Interferens.....	48
4.3	Standardisering.....	48
4.4	Betydelsen av provberedning och förbehandling.....	49
4.5	Ackrediterade laboratorier	50
4.6	Vilka parametrar bör analyseras?	51
4.6.1	Vilka föroreningar förekommer – och behöver beaktas i riskbedömningen?	51
4.6.2	Stödjande parametrar	52
4.6.3	Indikatorämnen, grupp- och samlingsparametrar	52
4.6.4	Förutsättningslös analys.....	53
4.6.5	Kemiska fingeravtryck.....	53
4.7	Karaktärisering av blandningar och material.....	53
4.7.1	Olja	53
4.7.2	Fibrer	53
4.7.3	Mikroplast.....	54

4.7.4	Dumpade föremål såsom tunnor	54
4.8	Redovisning och bearbetning av data	54
5	Provtagningsmetoder relaterade till spridning, belastning och exponering	56
5.1	Provtagningsstrategi	56
5.2	Sediment.....	57
5.2.1	Hydroakustiska undersökningar	57
5.2.2	Provtagning av botten sediment	58
5.2.2.1	Provtagningsutrustning	58
5.2.2.2	Fältnoteringar och provhantering.....	60
5.2.2.3	Vilken mängd prov behövs?.....	60
5.2.2.4	Vilket provtagningsdjup?.....	61
5.2.2.5	Undersökningar av laminerade sediment.....	61
5.2.3	Sedimentfällor	61
5.2.4	Porvattenprovtagning.....	62
5.2.5	Suspenderat material	62
5.2.6	Lakförsök.....	62
5.2.7	Extraktionsmetoder för att mäta biotillgänglig fraktion.....	63
5.2.8	Konsolidationstest för att mäta gasavgång	64
5.2.9	Bentiska fluxkammare.....	64
5.2.9.1	Provtagning av gasmedierad spridning	65
5.2.10	Sedimentprofilkamera (SPI).....	65
5.3	Yt- och bottenvatten	66
5.4	Biota	66
5.4.1	Fältprovtagning av vildfångade organismer.....	66
5.4.1.1	Bottenlevande evertebrater	66
5.4.1.2	Fisk	67
5.4.2	Bioackumulationsförsök i laboratoriemiljö eller fält	67
5.5	Passiv provtagning	67
6	Bedömning av belastning och massbalans	69
6.1	Påverkansområdets utbredning	71
6.2	Beräkning av akvatiskt fotavtryck.....	71
6.3	Ämnets inneboende egenskaper.....	73

6.4	Riskvoter för påverkansområdet och relevant matris	73
6.5	Jämförelse mot föroreningsflöden från referenslokaler	73
6.6	Risk för undervattensskred	74
6.7	Massbalans och revidering av konceptuell modell	74
7	Referenser	76
Bilagor		80
	Grundvatten 83	
	Dagvatten, jorderosion, ytavrinning och översvämning	84
	Luftspridning och deposition	84
	Direktutsläpp, utfyllnader, dumpning och olyckor	84
	Dammanläggningar	85
	Resuspension 91	
	Bottentransport av grövre fraktioner	93
	DOC 100	
	Temperatur och syresättning	100
	Havsförurning	101
	Namn och nummer	113
	Kemisk klass 114	
	Molekylformel och molekylmassa	114
	Molekylstruktur och SMILES	114

Bilaga/or

1. Text
- 2.

Sammanfattning

Sammanfattningstext

REMISS

Summary

Summary text

REMISS

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Föroreningar, såsom organiska miljögifter och tungmetaller, kan på olika sätt spridas till vattenmiljöer såsom sjöar, hav, vattendrag och våtmarker. Historiskt kan det exempelvis ha släppts ut orenat processvatten direkt till vattenmiljön eller förekommit dumpning av avfall. Många föroreningar binder till partiklar som sedimenterar (sjunker till botten) och på så vis uppkommer förorenade sedimentområden i våra vattenmiljöer. Sedimentföroreningar som i sin tur kan påverka ekosystem, biologisk mångfald och ekosystemtjänster negativt. Föroreningarna kan utgöra en risk för sediment- och vattenlevande organismer och störa viktiga processer såsom kolinlagring, syresättning och nedbrytningsprocesser. Föroreningarna kan också spridas från det förorenade området till andra områden eller matriser (vatten och biota), både på naturlig väg och till följd av mänskliga aktiviteter såsom båttrafik och muddring. I det senare fallet kan riskminskande åtgärder behöva vidtas av annan aktör än den som är ansvarig för föroreningarna. Föroreningar som tas upp i den akvatiska näringsväven kan direkt eller indirekt påverka både terrestra och akvatiska ekosystem samt oss människor.

Om ett område är förorenat i sådan grad att det innebär oacceptabla risker för hälsa, miljö eller försvårar nyttjandet av eller skadar naturresurser behöver ansvariga vidta åtgärder. Åtgärder vid förorenade områden kan behövas både för att minska akuta risker och för att långsiktigt minska risken för skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. Att bedöma riskerna för hälsa och miljö är därför en central del av utredningen av ett förorenat område. Detta gäller oavsett vilken matris det är som är förorenad.

Av Naturvårdsverket (2009) framgår att riskbedömningen av förorenade områden ska omfatta både en exponeringsanalys och en effektanalys. I exponeringsanalysen ingår bedömning av spridning och belastning. Frågeställningar som aktualiseras är bland annat hur stor belastningen blir från respektive spridningsväg, hur höga föroreningshalter som kan uppkomma i spridnings- och kontaktmedier samt om spridning, belastning och exponering av skyddsobjekt kan ändras över tid. I exponeringsanalysen ingår även att bedöma föroreningarnas biologiska tillgänglighet, bioackumulering, biomagnifiering, nedbrytning och omvandling. Parallellt med exponeringsanalysen görs en effektanalys och slutligen karakteriseras risken genom att till exempel utvärdera exponeringen mot effektnivåer, undersöka orsakssamband och beviskedjor och bedöma osäkerheter.

Spridningsförutsättningarna i vattenmiljöer skiljer sig markant från markmiljön och den här rapporten ger stöd för genomförandet av en exponeringsanalys vid riskbedömning av förorenade sediment. Frågeställningar som behöver belysas inom ramen för ett förorenat sedimentområde och som berörs i denna rapport sammanfattas i tabell 1.

Tabell 1. Frågeställningar som behöver belysas inom ramen för exponeringsanalysen vid riskbedömning av ett förorenat sedimentområde och som är kopplade till innehållet i denna rapport.

Vad ska utredas?	Nuläget	Prognos
Belastning på omgivningen	<p>Identifiera potentiella spridningsvägar från sedimenten, i löst respektive partikelbunden fas.</p> <p>Bedöm betydelsen av respektive spridningsväg samt den totala belastningen (mängd som sprids över tid).</p> <p>Koncentrationer i de akvatiska skyddsobjektens kontaktmedier (sediment, vatten)?</p> <p>Hur stort område är påverkat av de förorenade sedimenten?</p>	<p>Kan föroreningarna /fortsatt/ spridas framöver?</p> <p>Kan spridningen öka på sikt till följd av exempelvis mänskliga aktiviteter eller klimatförändringar?</p> <p>Överlagras föroreningarna på sikt med renare sediment?</p> <p>Föreligger risk för betydande återkontamination efter en eventuell åtgärd?</p>
Belastning på näringsväven	<p>Utred biologiska upptaget (biotillgängligheten) av föroreningarna</p> <p>Utred potentialen för bioackumulation och biomagnifikation</p> <p>Koncentrationer i bytesdjur?</p>	<p>Kan upptaget ändras på sikt till följd av exempelvis ändrade fysikalisk-kemiska förhållanden?</p> <p>Vilka koncentrationer i biota kan uppstå på sikt – hur ser trenden ut?</p>
Vattenförvaltningsrelaterade frågor	<p>Kan föroreningarna spridas till vattenförekomster nedströms?</p> <p>Fungerar sedimenten som en källa till föroreningsspridning av prioriterade ämnen?</p>	<p>Krävs åtgärd i sedimentet och/eller vid föroreningskällan för att god status ska kunna nås inom överskådlig tid?</p> <p>Kan prioriterade ämnen komma att spridas på sikt?</p>

Kommentar [ASW1]: Remisfråga: Synpunkter på frågeställningarna? Anser ni att rapporten ger det stöd som behövs för att kunna svara på respektive frågeställning?

1.2 Syfte med rapporten

Syftet med den här underlagsrapporten är att beskriva hur man för förorenade sedimentområden kan identifiera spridningsvägar av relevans, bedöma om belastningen är acceptabel samt mäta eller uppskatta halter som skyddsobjekten exponeras för via kontaktmedier.

1.3 Målgrupper och läsanvisning

Rapporten och en tillhörande webbvägledning om riskbedömning av förorenade sediment vänder sig till aktörer som jobbar med riskbedömning och åtgärder vid förorenade sedimentområden. Målgrupper för vägledningen är således tillsynsmyndigheter (länsstyrelser, kommuner, Försvarsinspektören för hälsa och miljö) och ansvariga (problemägare och huvudmän) samt konsulter som utreder risker med förorenade sedimentområden inför beslut om fortsatt utredning

av åtgärder. Rapporten kan dock även vara av relevans i de fall syftet är att bedöma spridningsrisker i samband med anläggningsarbeten. En målsättning med rapporten är att den ska underlätta både för den som utreder riskerna och för myndigheter som granskar riskbedömningen.

I kapitel 2 presenteras stödfrågor för att utreda vilka spridningsvägar som har störst betydelse i ett enskilt fall, liksom hänvisningar till metoder som kan användas för att utreda detta närmre. Kapitel 3 ger stöd för beräkning av belastning via olika spridningsvägar och föroreningskoncentration i olika matriser. Kapitel 4-5 beskriver analys- respektive provtagningsmetoder som kan aktualiseras vid utredning av spridning, belastning och exponering. Kapitel 6 beskriver slutligen olika metoder för bedömning av belastningen.

Ett stort antal faktorer styr var sediment avsätts, var erosion eller transport sker, vilka ämnen som binds till sedimentet och vilka skyddsobjekt som kan exponeras. Dessa processer kan dessutom påverkas i framtiden av ett ändrat klimat. Som en bilaga till rapporten ges därför kortfattade beskrivningar av olika spridningsvägar för föroreningar både till och från sediment (bilaga 1) och ämnesegenskaper av betydelse för spridning av sedimentföroreningar (bilaga 2). Som stöd vid beskrivning av egenskaper hos de ämnen som sedimenten är förorenade med ingår också en mall (bilaga 3).

Ytterligare rapporter beskriver andra moment inom och inför riskbedömning av förorenade sediment (RUF 2A, RUF 3A:1, RUF 3A:2, RUF 3A:3, RUF 3A:5 och RUF 3A:6), utöver den vägledning som finns generellt för förorenade områden.

RUF 2A ger stöd i frågor som gäller prioritering och inventering av förorenade sedimentområden.

RUF 3A:1 redovisar de miljörettsliga bestämmelser och miljö- och hållbarhetsmål som avser tillståndet i vattenmiljön och som behöver beaktas vid formulering av de övergripande åtgärdsmålen.

RUF 3A:2 presenterar grunder för riskbedömning av förorenade sediment, utifrån de spridnings- och exponeringsvägar samt skyddsobjekt som ofta aktualiseras i vattenmiljön men även de i RUF 3A:1 identifierade bestämmelserna och miljömålen.

RUF 3A:3 beskriver de tre momenten med att ta fram problembeskrivning, konceptuell modell och övergripande åtgärds mål för förorenade sediment.

RUF 3A:5 beskriver både förenklade och fördjupade metoder för att bedöma effekter och karakterisera riskerna med förorenade sediment.

RUF 3A:6 beskriver vad som menas med begreppet bakgrundshalt för sediment, hur denna kan fastställas och hur olika typer av bakgrundshalter används som grund för beslut.

I Naturvårdsverket (2009c) och på Naturvårdsverkets web ges övergripande vägledning om riskbedömning, inklusive exponeringsanalys, av förorenade områden. SGI (2022) ger stöd vid riskvärderingar av förorenade områden.

De flesta termer som används i denna rapport förklaras antingen första gången de används eller framgår av beskrivningar i bilagorna, många förklaras också på kunskapsplattformen www.renasediment.se.

1.4 Avgränsningar

Fokus för rapporten ligger på spridning och belastning från sediment *in situ*. Inte exempelvis risker med dumpning eller deponering av förorenade sediment som har muddrats och därefter flyttas till annan plats. För vägledning och regelverk kring vattenverksamhet och avfallshandling, liksom mer generella bestämmelser för åtgärdsarbetet med förorenade områden, se exempelvis Havs- och vattenmyndighetens och Naturvårdsverkets webbsidor, Havs- och vattenmyndigheten (2018a), Naturvårdsverket (2009d), Karlsson et al (2020) och Miljösamverkan Sverige (2006). Ytterligare information finns på www.renasediment.se.

Rapporten fokuserar på sediment förorenade med farliga ämnen (miljögifter). Med *föroreningar* avses därför här huvudsakligen giftiga ämnen och ämnesgrupper. Ytterligare eller andra aspekter kan aktualiseras då sediment har förorenats med andra typer av föroreningar såsom näringsämnen (risk för eutrofieringseffekter) eller sjukdomsalstrande bakterier (risk för infektioner). Gränsdragningen mellan olika typer av föroreningar och deras miljöpåverkan kan dock vara flytande och de kan ofta förekomma och behöva hanteras samtidigt inom ett enskilt sedimentområde.

2 Bedömning av betydelsen av olika spridningsvägar

2.1 Inledning

Riskbedömningen av ett förorenat sedimentområde behöver omfatta en bedömning av spridningsförutsättningarna avseende bland annat:

- Spridningsvägar till sedimenten
- Förutsättningar för översedimentation på den aktuella platsen
- Förväntad nedbrytning och omvandling av föroreningarna på den aktuella platsen
- Under vilka förutsättningar sedimentföroreningar kan spridas
 - I löst form (genom diffusion, advektion, biodiffusion mm) till ovanliggande vatten
 - Genom masstransport (pga strömmar, vågor eller i samband med mänskliga aktiviteter) till andra områden
 - Via näringsväven genom upptag i bottenlevande organismer
 - I samband med gasavgång
- Hur ovanstående kan påverkas i framtiden till följd av exempelvis klimatförändring och landhöjning men även mänskliga aktiviteter

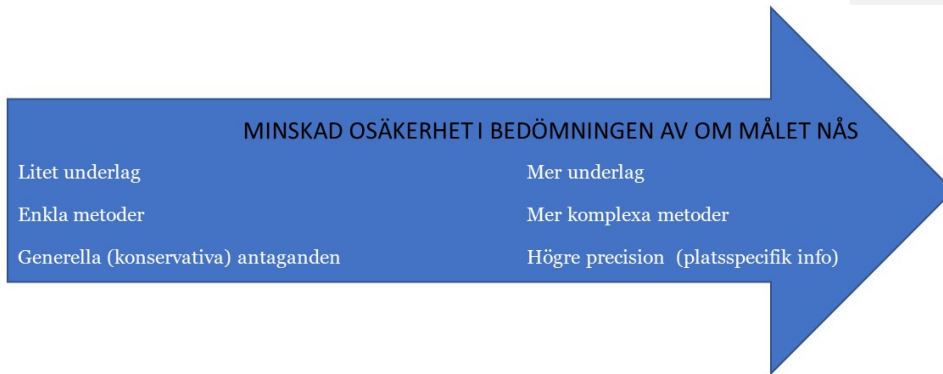
I det här kapitlet presenteras förslag på arbetsgång och stödfrågor som, tillsammans med beskrivningarna i bilaga 1 och 2, kan vara till hjälp för att på ett systematiskt sätt bedöma vilka spridningsvägar som troligen är mest betydelsefulla i ett enskilt fall.

2.2 Arbetsgång

För sediment finns inga generella riktvärden som kan användas i en förenklad riskbedömning. Det förorenade sedimentobjektet befinner sig redan i vattenrecipienten och spridningsförhållandena i olika vattenrecipienter (vattendrag, kust, sjöar) är olika i sin karaktär. Det är därför inte lämpligt att etablera generella riktvärden för förorenade sediment och där spridningen redan är inräknad, såsom har gjorts för riktvärdena för förorenad mark (och där det antas att mottagande vattenrecipient är en liten bäck). En uppmätt koncentration ger helt enkelt inte svar på när eller var föroreningsspridning sker. Även av Naturvårdsverket (2009a) framgår att riktvärden ofta inte är lämpade för att bedöma spridningsrisker och belastning när förhållandena är komplexa, eftersom spridningen beror på mängd och spridningsförutsättningar. Spridning och belastning behöver istället beskrivas och bedömas separat. Det är dock resurseffektivt att börja med enkla metoder, generella antaganden och konservativa bedömningar, se figur 1. Därefter görs mer resurskrävande, komplicerade och precisa (platsspecifika) utredningar avseende de aspekter som behöver utredas vidare. Huvudsyftet med riskbedömningen är att kunna ta ställning till om spridningen och belastningen från det förorenade området innebär hälso- eller miljörisker och om den kan accepteras utifrån de övergripande åtgärdsåtgärder som har satts.

Kommentar [ASW2]: Remisfråga: Är summeringen av vad som bör ingå komplett eller bör något läggas till/förtydligas?

Kommentar [ASW3]: Remisfråga: Synpunkter på förslag på arbetsgång?



Figur 1. En kostnadseffektiv strategi för att bedöma belastning och risker kopplat till föroreningsspridning utgår ofta ifrån att i ett tidigt skede göra generella antaganden utifrån ett litet underlag för att sedan fokusera insatserna på de frågeställningar som är osäkra. Övergripande åtgärds mål styr vad som mer exakt behöver utredas i det enskilda fallet.

Vilket eller vilka angreppssätt som lämpar sig i det specifika fallet beror bland annat på

- befintligt kunskapsunderlag (vad som har utretts hittills) och vilka osäkerheter som råder
- mängden förorening och koncentrationnivåer (sett i relation till föroreningens inneboende egenskaper och bakgrundshalter)
- projektets omfattning (geografisk utbredning och volym förorenade sediment, se tabell 2)
- komplexiteten (avseende exempelvis antal källor, spridnings- och exponeringsvägar och typ av recipient)
- vilka föroreningar det handlar om och vilka skyddsobjekt som är mest kritiska (exempelvis om föroreningarna kan biomagnifieras)
- om översedimentation med renare sediment har konstaterats

Tabell 2 kan användas för att få en uppfattning om projektets storlek i ett avhjälpandeperspektiv.

Ett stort område kan behöva delas in i olika delområden utifrån föroreningsgrad och åtgärds möjligheter (se även RUF 3A:3).

Tabell 2. Hjälpmatris för att bedöma storleksordningen hos ett projekt (volym förorenade sediment och utbredningen av det förorenade sedimentobjekt¹). OBS! ska endast ses som generella tumregler.

Kategori projekt	Volym (m ³)	Areal (m ²)
Litet	<500	<1000
Mellanstort	500-50 000	1000-30 000
Stort	>50 000	>30 000

Kommentar [ASW4]: Remisfråga: Indelningen bygger på den indelning som görs i den norska vägledningen. Anser ni att indelningen små, stora o mellanstora projekt är relevant även i Sverige och oavsett om det handlar om kust eller inlandsvatten?

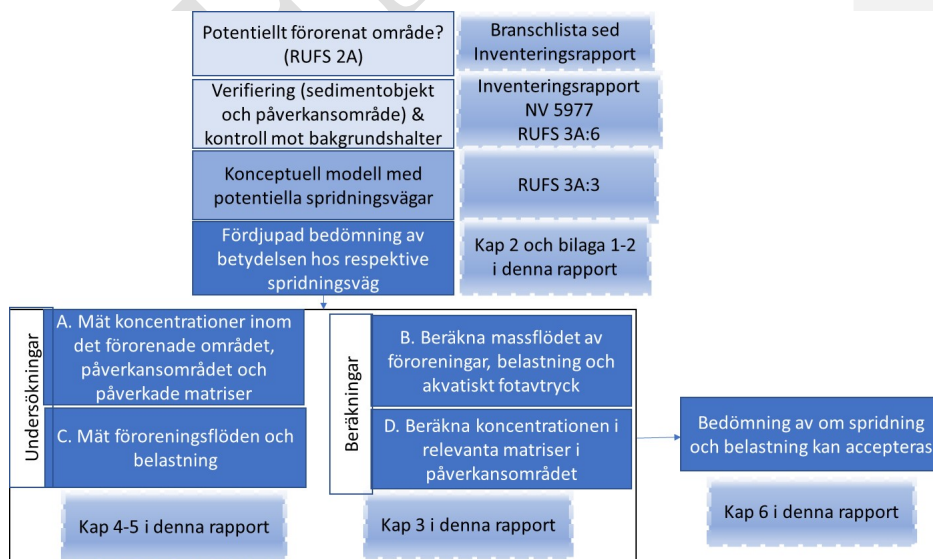
¹ Se avsnitt 2.7.1. i RUF 3A:3

Figur 2 ger förslag på arbetsgång för att bedöma spridning och belastning från ett förorenat sedimentområde utifrån principerna ovan. Potentiellt förorenade områden som har identifierats, prioriterats och verifierats genom bland annat jämförelse mellan uppmätta halter mot bakgrundshalter (se även Naturvårdsverket, 2009; RUF 3A:6; inventeringsrapport RUF 2A) utreds vidare i riskbedömningen.

Som ett första steg tas en konceptuell modell fram. I denna identifieras potentiella spridningsvägar för den aktuella platsen, i nuläget och framtiden. Här finns mycket att vinna på genom ett helhetsgrepp och genom att bjuda in flera aktörer att delta i bedömningen (se RUF 3A:3).

Nästa steg är att bedöma vilka spridningsvägar som är viktigast i det aktuella fallet. Vilka spridningsprocesser som dominerar varierar mellan olika platser men också beroende på vilket ämne det handlar om. Här kan stödfrågorna i detta kapitel och kunskap om spridningsprocesser (se bilaga 1) och föroreningarnas egenskaper (se bilaga 2) vara till hjälp. I samband med verifieringen av ett potentiellt förorenat sedimentområde (ref inventeringsrapport) tas oftast åtminstone några prover på sediment, från både yta och djup och i vissa fall finns även data för bottenvatten från dessa lokaler. Sådana analysdata kan tillsammans med övrig tillgänglig information användas i en övergripande bedömning av om risken är ”stor” eller ”liten” för att föroreningarna sprids från sedimenten men också ge en uppfattning om risken för återkontamination efter en eventuell åtgärd.

För sediment behövs sedan oftast ytterligare utredning av spridningen, i form av ytterligare undersökningar och/eller beräkningar (se figur 1 längst ner till vänster respektive höger). I första hand förväntas dock standardundersökningar (provtagning av förorenade kontaktmedier) respektive relativt enkla beräkningar (av mängd som sprids samt akvatiskt fotavtryck) (box A respektive B i figur 2). I fördjupade riskbedömningar och vissa situationer kan det även bli aktuellt att mäta föroreningsflöden (”flux”) och att beräkna föroreningskoncentrationer i relevanta matriser (box C respektive D i figur 2).



Figur 2. Förslag på arbetsgång för att bedöma spridning och belastning från ett förorenat sedimentområde, samt hänvisningar till var ytterligare beskrivningar ges. I undersökningsspåret (till vänster) ligger fokus först på att mäta halter i påverkansområdet och påverkade matriser (angreppssätt A). I beräkningsspåret (till höger) beräknas först föroreningsflöden och belastning samt vad detta motsvarar för akvatiskt fotavtryck (angreppssätt B). Men som en uppföljning kan mängden som sprids också behöva mätas (angreppssätt C). I vissa fall behöver även koncentrationer i kontaktmedier beräknas (angreppssätt D). Slutligen bedöms om spridning och belastning från det förorenade sedimentområdet kan accepteras.

Kommentar [ASW5]: Remisfråga: Synpunkter på figuren? Går den att förstå, ihop med beskrivningarna nedan?

Vilket eller vilka angreppssätt som passar bäst i det enskilda fallet beror bland annat på projektets storlek och komplexitet samt typ av föroreningar, se tabell 3.

Kemisk analys av kontaktmedier ger nödvändigt underlag för effektanalysen (se RUF3 3A:5).² I de flesta utredningar av förorenade sedimentområden, oavsett storlek på projekt och komplexiteten i föroreningsituationen, behövs därför ytterligare provtagning (**angreppssätt A i figur 2**; se även tabell 3, andra kolumnen) utöver det som redan gjorts i samband med tidigare undersökningar (inventering och verifiering). Provtagning och kemisk analys av kontaktmedier av relevans ger i normalfallet mycket säkrare resultat än att försöka beräkna koncentrationerna i dessa. Endast i mycket små projekt med låg komplexitet eller då det redan finns tillräckligt med underlag om det förorenade objektet och påverkansområdet kan man avvakta med att göra fler provtagningar till dess att det eventuellt visar sig motiverat utifrån osäkerheter i bedömningen. Kapitel 4-5 beskriver olika provtagningsmetoder och vad som är viktigt att tänka på vid kemisk analys av sedimentprover.

Undersökningar av det förorenade sedimentobjektet och dess påverkansområde ger också en uppfattning om belastningen på omgivande områden och näringsväven kan antas vara acceptabel eller inte. Ett större område med påverkade ytliga sediment tyder på att föroreningarna kan tänkas spridas i en oacceptabel omfattning. I normalfallet behöver man dock också beräkna mängd som sprids och, för de föroreningar det är möjligt, bland annat beräkna akvatiska fotavtryck för att kunna bedöma denna mängd (**angreppssätt B i figur 2**, se även tredje kolumnen i tabell 3), se till exempel ekvationer i kapitel 3 och 6. Genom att använda sig av realistiska worst case värden i beräkningarna av massflöden och belastning kan man även bedöma belastningen på sikt. Att beräkna mängd som sprids behövs också för att dra slutsatser om orsak-verkan (det vill säga om uppmätta halter i påverkansområdet på ett betydande sätt beror av spridning från sedimentobjektet).

I stora och medelstora projekt där resultatet av beräkningarna av mängd som sprids är förknippade med stora osäkerheter, kan mängden förorening som sprids från sedimenten också behöva mätas (**angreppssätt C i figur 2**; fjärde kolumnen i tabell 3), med hjälp av exempelvis fluxmätare eller sedimentfällor (se kapitel 5). För att kunna koppla en påverkan i recipienten till de förorenade sedimentobjektet (snarare än andra källor eller tidigare utsläpp från markobjektet till exempel) kan till exempel halter längs tänkbara gradienter provtas.

Tabell 3. Tumregler för vilka utredningar som behöver ingå i en exponeringsanalys av förorenade sediment beroende på projektets storlek och komplexitet samt typ av föroreningar. Identifierade

² Detta underlag kommer att behövas i riskkaraktäriseringen för att kunna beräkna riskkvoter, det vill säga kvoten mellan uppmätt eller beräknad föroreningskoncentration och den koncentration som kan ge upphov till toxiska effekter. En riskkvot nära ett och där föroreningskoncentrationer endast har uppskattats kan i sig vara motiv till att utreda spridningsfrågan vidare med hjälp av faktiska mätningar i påverkansområdet. Vilka mätningar som då aktualiseras beror på frågeställningen (vari osäkerheterna ligger).

osäkerheter/kunskapsluckor i det enskilda fallet behöver dock alltid ligga till grund för vad som bör analyseras i ett uppföljande steg (se även figur 1).

Kommentar [ASW6]: Remisfråga: synpunkter på dessa tumregler?

Scenarie	Provta och analysera kontaktmedier av relevans (A)	Beräkna massflöde/belastning och fotavtryck (B)	Mät mängd som sprids (C)	Beräkna föroreningskoncentration i relevant matris (D)
Stort projekt med hög komplexitet	Ja, nästan alltid nödvändigt.	Ja, bör alltid göras. Utgå från både nuläge och framtida förhållanden.	Ja, särskilt om beräkningarna av massflöde ger osäkra resultat.	Ja, om osäkra mätvärden, för att utreda koppling till det förorenade sedimentobjektet och som en del av en framtidsprognos.
Mellanstort projekt med måttfull komplexitet	Ja, nästan alltid nödvändigt.	Ja, bör alltid göras. Utgå från både nuläge och framtida förhållanden.	Ja, särskilt om beräkningarna av massflöde ger osäkra resultat.	Ja, om osäkra mätvärden, för att utreda koppling till det förorenade sedimentobjektet och som en del av en framtidsprognos.
Litet projekt med låg komplexitet	Ja, nästan alltid nödvändigt.	Ja, bör alltid göras men som första steg kan akvatiskt fotavtryck utgå från faktisk mängd.	Sällan nödvändigt	Sällan nödvändigt
Kraftigt förhöjda halter av biomagnifierbara ämnen i ytliga sediment	Ja, särskilt av stationär fisk på (ungefär) trofinivå 4	Ja, mängd som sprids till bentiska organismer och vidare i näringsväven. (Akvatiskt fotavtryck kan vara problematiskt att beräkna)	Ja, med till exempel bioackumulationst	Ja, särskilt i sedimentlevande organismer och fisk på trofinivå 4

Vid osäkra mätvärden och som en del av en framtidsprognos kan det behövas beräkningar av vilka koncentrationer som kan uppstå, i kontaktmedier, i påverkansområdet och/eller påverkade matriser (**angreppssätt D i figur 2**; sista kolumnen i tabell 3). Det kan särskilt i stora projekt och komplexa fall vara lämpligt att sätta upp en spridningsmodell för att kunna bedöma effekter av åtgärder men även för att kunna simulera vad som händer vid framtida förändringar. Att uppskatta vilken koncentration som kan tänkas uppstå i påverkansområdet och relevant matris kan också aktualiseras för att kunna avgöra om det förorenade objektet äventyrar miljökvalitetsnormer och för att ytterligare utreda sambandet mellan uppmätt koncentration och belastning från det förorenade sedimentobjektet (massbalansberäkningar).

För alla ämnen är det inte möjligt eller lämpligt att beräkna akvatiska fotavtryck. Det gäller särskilt biomagnifierbara ämnen. Det behövs då ofta **flera olika angreppssätt** för att kunna bedöma spridning och belastning, se sista raden i tabell 3.

2.3 Stödfrågor vid bedömning av risk för förorenings-spridning TILL sedimenten

Det är viktigt att förstå varför sedimenten är förorenade, det vill säga både vilka källorna är och hur föroreningarna har spridits till vattenrecipienten. Att känna till hur föroreningar har spridits (eller fortfarande sprids) till det förorenade sedimentområdet är viktigt vid avgränsning av det förorenade objektet och påverkansområdet (se [RUFS 3A:3](#)), för att bedöma risk för återkontamination³ efter en eventuell åtgärd, men också vid utredning av koppling mellan sedimentobjektet och föroreningshalt i påverkansområdet samt vad som är en lämplig åtgärd⁴. Källspårning kan också behövas för att kunna utreda ansvarsfrågan.

Ofta har ett förorenat sedimentområde identifierats i samband med utredningen av ett förorenat markobjekt och då är den huvudsakliga källan redan känd. Sedimenten kan dock påverkas av förorenings-spridning även från andra källor och nya spridningsvägar kan tillkomma. Nedan ges några stödfrågor vid bedömning av betydelsefulla spridningsvägar till sedimenten (se även bilaga 1.2. och [RUFS 3A](#)).

- Förekommer /fortsatt/ aktiv verksamhet på land och som kan bidra till att föroreningar sprids (via direktutsläpp, grundvattenpåverkan etc)?
- Har det landbaserade objektet och tänkbara spridningsvägar (exempelvis via grundvatten, ytavrinning/dagvatten, ledningar/rör, damning/vindspridning) från det åtgärdats?
- Hur ser trenden i sedimentet ut? Är halterna i ytan högre än längre ner?
- Skulle föroreningar kunna spridas ytterligare framöver till följd av översvämning eller ökad erosion?
- Finns andra betydande källor, uppströms eller i avrinningsområdet?
- Förekommer betydande påverkan till följd av diffus, storskalig förorenings-spridning (exempelvis långväga atmosfärstransport) i kombination med verksamheter som kan leda till att sådana föroreningar frigörs?
- Förekommer höga halter naturligt i berggrunden? Sulfidjordar i kombination med verksamheter som kan bidra till att föroreningar frigörs?
- Framtida risk för olyckor/spill? (exempelvis cisternhaverier/läckage)

2.4 Stödfrågor vid bedömning av översedimentation

Återhämtningen i recipienten efter det att ett utsläpp har upphört kan påskyndas genom /fortsatt/ sedimentation. Översedimentation med renare partiklar kan på sikt göra de mest förorenade skikten otillgängliga för spridning och minskar risken för att föroreningar sprids till följd av störning. En fråga av relevans inom vattenförvaltningen, i de fall statusen inte är god, är om den naturliga översedimentationen är så pass hög att god status kan nå inom överskådlig tid. Vid övervakad naturlig självrening som tänkbart åtgärdsalternativ är det särskilt angeläget att utreda den här frågan vidare som en del av åtgärdsutredningen.

³ En åtgärd ska hålla även i det långa tidsperspektivet. Om den ursprungliga källan eller någon annan betydelsefull källa inte är åtgärdad finns risk för att förnyade åtgärder behövs. En viss återkontaminationsrisk finns alltid, kopplad till storskalig diffus påverkan men här avses sådan betydande påverkan som kan leda till att det förorenade objektet riskerar att "återuppstå".

⁴ Ibland behövs i första hand/ åtgärder på land.

Kommentar [ASW7]: Remisfråga: Förslag på fler stödfrågor kopplat till dessa frågeställningar?

Kommentar [ASW8]: Remisfråga: Förslag på fler stödfrågor kopplat till dessa frågeställningar?

Synpunkter på schablonvärde för vad som kan anses vara en hög sedimentackumulationshastighet och motiv till det (se gulmarkerad fotnot)?

Nedan ges några stödfrågor vid bedömning av betydelsen av översedimentation med renare sediment (se även bilaga 1.3.):

- Har översedimentation påvisats utifrån sedimentkärnor?
- Har det påvisats att spridning till närliggande bottnar inte sker?
- Är sedimentackumulationshastigheten hög (exempelvis >1 cm/år)⁵
- Har förorenings-spridning från den ursprungliga källan upphört?

Sedimentackumulationshastigheten undersöks i huvudsak på två sätt: genom studier av sedimentkärnor från laminerade sediment eller genom att använda sig av sedimentfällor (se kap 5).

Notera att föroreningar som har översedimenterats bryts ner långsammare och kan utgöra risk vid framtida fysisk störning av sedimenten, se avsnitt 2.5 och 2.6.

2.5 Stödfrågor vid bedömning av risker kopplat till föroreningars omvandling

Vid nedbrytning av föroreningarna minskar koncentrationen av ämnet och ofarliga nivåer kan därmed uppnås på sikt. En viss återhämtning är därför också kopplad till nedbrytning av föroreningar, under förutsättning att de tillförs i lägre takt än nedbrytningshastigheten. Under gynnsamma förhållanden kan exempelvis tennorganiska föreningar, lågmolekylära petroleumkolväten och vissa PAHer brytas ner på några års sikt.

I vissa fall kan dock omvandlingsprodukterna vara farligare än ursprungsämnet. Nedan ges stödfrågor vid bedömning av risker kopplat till omvandling/nedbrytningspotential (se även bilaga 1.4. och bilaga 2):

- Finns förutsättningar för att metaller i sedimentet ändrar förekomstform och därmed kan mobiliseras och/eller blir mer biotillgängliga framöver?
- För kvicksilverförorenade sediment: innebär förutsättningarna idag eller på sikt en risk för att kvicksilver kan metyleras i en betydande omfattning?
- För PFAS förorenade sediment: förekommer PFAS-prekursorer, som på sikt skulle kunna medföra att halterna av mer stabila och farligare PFAS-molekyler kan bildas?

2.6 Stödfrågor vid bedömning av risk för förorenings-spridning FRÅN sedimenten

Spridningsrisken från förorenade sedimentområden behöver bedömas utifrån tre perspektiv:

1. Kan föroreningar spridas från sedimenten till andra matriser såsom överliggande vatten eller grundvatten, i partikelbunden eller löst form?
2. Kan sedimentföroreningar spridas till andra områden, såsom ackumulationsbottnar nedströms, genom masstransport och/eller löst i vattnet?

⁵ Vad som kan anses vara en hög sedimentackumulationstakt beror på vilket tidsperspektiv på återhämtningen som är relevant i det enskilda fallet. Som schablon kan dock 1 cm/år användas, en sedimentackumulationshastighet som innebär att det förorenade skiktet inom loppet av två decennier har täckts över med 2 decimeter rena sediment. En så pass hög sedimentackumulationstakt skulle också innebära att statusen kan antas kunna klassificeras till god inom ramen för nästa eller nästkommande förvaltningscykel (6-årig), eftersom klassificeringen utgår från ytliga (0-2 eller 0-5 cm) sediment.

Kommentar [ASW9]: Remissfråga: Förslag på fler stödfrågor kopplat till dessa frågeställningar?

Kommentar [ASW10]: Remissfråga: Förslag på fler stödfrågor kopplat till dessa frågeställningar?

Synpunkter på schablon antagande angående vad som menas med ytnära sediment i det här sammanhanget?

3. Kan sedimentföroreningarna tas upp av bottenlevande organismer och spridas vidare i näringsväven?

Bilaga 1.5-1.9 respektive 1.10 beskriver olika spridningsprocesser involverade i spridningen av föroreningar från sediment och i nedanstående avsnitt ges stödfrågor kopplade till olika naturliga spridningsrelaterade faktorer och processer respektive spridning kopplat till mänskliga aktiviteter. I de följande avsnitten ges stödfrågor för att underlätta bedömningen. Inledningsvis kan dock konstateras att risken för att föroreningar sprids från sediment generellt ökar vid:

- kraftigt förhöjda föroreningshalter,
- stor mängd förorening,
- stor geografisk utbredning,
- ytnära⁶ föroreningskikt.

2.6.1 Naturliga processer

Tabell 4 nedan kan användas som stöd för att identifiera de mest betydelsefulla spridningsvägarna i det enskilda fallet, hur mängden som sprids kan uppskattas genom beräkningar (hänvisningar till ekvationer i kapitel 3) och vilka undersökningar som kan vara av relevans om frågan behöver utredas vidare (beskrivs utförligare i kapitel 4-5).

Tabell 4. Stödfrågor för att identifiera potentiella spridningsvägar av föroreningar från sedimentet kopplat till naturliga processer. I kolumn 3-5 ges exempel på hur mängd som sprids på detta sätt kan uppskattas (ekvationer i kapitel 3) samt mätas i fält respektive på laboratoriet. Metoderna beskrivs närmre i kapitel 5. Inom parentes anges i första kolumnen var i bilaga 1 det går att läsa mer om respektive process; här och i bilaga 2 förklaras också vissa av de begrepp och förkortningar som nämns i tabellen.

Spridnings väg ⁷	Stödfrågor	Beräkning	Fältundersökning	Laboratoriestudie
Spridning till överliggande vatten (i löst form)				
Diffusion (1.5.1.)	Frånvaro av översedimentation med rent sediment? Förorenat ytligt skikt (översta 1 cm)? Hög diffusionsbenägenhet och löslighet hos föroreningarna? ⁸ Sediment med hög porositet och låg tortuositet?	Avsnitt 3.2.2. (ansätt $a=1$ i ekvation i avsnitt 3.2.3.)	/Passiv/ provtagning av porvatten och bottenvatten (föroreningsgradient) - Hög föroreningskoncentration i porvatten i jämförelse med bottenvatten? Fluxmätare med passiv provtagare*	Extraktion av porvatten från sedimentprover (exempelvis med centrifugering)

⁶ Vad som menas med ytliga och ytnära sediment kan variera beroende på sammanhang. Här kan de översta två decimetrarna användas som default utifrån perspektivet att risken för fysisk störning på grund av naturliga processer och biologiskt upptag normalt är som högst i detta skikt.

⁷ Inom parentes anges var i bilaga 1 det går att läsa mer om denna process.

⁸ Hög molekylärdiffusionskoefficient och/eller lågt K_d -värde (i det aktuella sedimentet); se bilaga 2.

Spridnings väg ⁷	Stödfrågor	Beräkning	Fältundersökning	Laboratoriestudie
Advektion (1.5.2.)	Uppåtriktat grundvattenflöde? Hög löslighet hos föroreningarna?	Avsnitt 3.2.2.	Fluxmätare med passiv provtagare*	
Biodiffusion⁹ (1.5.3.)	Förekommer bottenlevande organismer på det sedimentdjup som är förorenat? ¹⁰ Hög löslighet hos föroreningarna?	Avsnitt 3.2.3.	Fluxmätare med passiv provtagare*	Bioturbationstest?
Partikelmedierad transport¹¹				
Strömmar (1.6.1.)	Förekommer /intermittent/ höga flöden? Är de förorenade sedimentskikten åtkomliga? (grunt vatten, potentiell transportbotten) Kan föroreningar spridas till land (översvämningsområden)?	Avsnitt 3.2.4.	Sedimentfälla Suspenderat material	
Vind-vågor (1.6.1.)	Är området våg-exponerat? Är de förorenade sedimentskikten åtkomliga? (grunt vatten, potentiell transportbotten)	Avsnitt 3.2.5.	Sedimentfälla Suspenderat material	
Undervattensskred (1.6.2.)	Befinner sig de förorenade sedimenten på en undervattensslänt/hylla? Utsatt för fysisk störning/landhöjning?	Avsnitt 3.2.6.	Hydroakustik CPT	Densitetsbestämning Partikelfördelning
Gasmedierad föroreningsspridning (löst och partikelbundet)¹²				
Gasmedierad (1.7.2)	Förekommer gasutveckling/bubblor?		Fluxmätare*	Konsolidationstest

⁹ Kan även orsaka resuspension av partiklar till vilket föroreningar kan vara bundna (partikelbunden spridning). Omfattas dock inte av den beräkningsekvation som anges och kommer inte heller med i fluxmätaren såvida inte partikelfilter används som komplement till passiv provtagare.

¹⁰ Som en tumregel förekommer bottenlevande organismer normalt i de översta 10 cm av sedimentet. Marenzellaria kan dock gräva djupare än så. Spår av bottenfauna kan till exempelvis vara gångar i sedimentet. Bioturberade sediment är sällan anoxiska och inte heller laminerade i någon större utsträckning, se bilaga 1.8.1.

¹¹ I de flesta fall kan dessa processer även bidra till att föroreningar sprids i löst form. De ekvationer som nämns avser dock normalt partikelbunden föroreningstransport kopplat till bland annat resuspension.

¹² Även spridningen av växthusgaser kan vara av relevans att bedöma, se bilaga 1.7.1.

Spridningsväg ⁷	Stödfrågor	Beräkning	Fältundersökning	Laboratoriestudie
	Hög halt organiskt material (inkl cellulosa-fibrer)?		Visuell inspektion (bubblor, pockmarks/kratrar)	
Upptag i biota (i huvudsak via gälar)				
Upptag i bottenlevande organismer och spridning vidare i näringsväven via fisk och skaldjur till predatorer och människor (1.8)	<p>Förekommer bottenlevande organismer på det sedimentdjup som är förorenat?</p> <p>Förekommer bioackumulerbara (BCF>100) föroreningar i sedimentet?</p> <p>Är föroreningarna biomagnifierbara (BMF>1)?</p> <p>Förekommer metylerat kvicksilver?</p> <p>Innebär de kemisk-fysikaliska förhållandena att förutsättningar för biologiskt upptag av föroreningarna är goda?¹³ Exempelvis låg halt organiskt material? Molekylvikt <700?</p> <p>Har förhöjda halter påträffats i bottenlevande organismer?</p> <p>Har förhöjda halter påträffats i /predator/fisk?</p>	Avsnitt 3.2.9.	<p>Vävnadsanalys på organismer (i fält) – bytesdjur och predatorfisk (ca trovnivå 4)</p> <p>Halter i porvatten</p> <p>Passiv provtagning</p>	<p>Effektstudier (se RUF 3A:5)</p> <p>Bioackumulationstest</p> <p>BLM modellering för vattenfas¹⁴</p> <p>Porvattenextraktion</p> <p>Extraktionsmetoder (biotillgänglig andel)</p> <p>Lakförsök</p>

*) Fluxmätare kan användas för att mäta totala fluxen (massflödet) av lösta föroreningar, men kan vara svårt att särskilja en enskild spridningsväg (advektion, diffusion, relaterad till fysisk störning). Särskild fluxprovtagare för gas är under utveckling (se även 5.2.9.).

2.6.2 Männsliga aktiviteter

Fartygstrafik, muddring och bottentråning är exempel på mänskliga aktiviteter som skulle kunna leda till ökad spridning av föroreningar, ofta kopplat till föroreningsspridning genom masstransport och resuspension, se tabell 5.

¹³ Vilka förutsättningar som gynnar biotillgänglighet varierar beroende på förorening. En generell tumregel är dock att biotillgängligheten hos både metaller och organiska föroreningar normalt minskar med ökande halt organiskt material. Biotillgängligheten hos flera metaller såsom koppar minskar vid närvaro av sulfider. Se vidare i bilaga 1.8.1.

¹⁴ Se Havs- och vattenmyndigheten, 2016

Tabell 5. Stödfrågor för att bedöma betydelsen av spridning kopplat till olika mänskliga aktiviteter. I kolumn 3-4 ges exempel på hur mängd som sprids på detta sätt kan uppskattas respektive undersökas i fält.

Spridnings väg	Stödfrågor	Beräkning ¹⁵	Fältundersökning
Fartygstrafik (1.9.1.)	Förekommer fartygstrafik /på sikt/? Hamnar? Farled? Ankringsplats? Är de förorenade sedimentskikten åtkomliga? (grunt vatten (<20m), potentiell transportbotten)	Avsnitt 3.2.8.	Sedimentfälla Suspenderat material
Muddring (1.9.2.)	Muddringsbehov /på sikt/ av förorenade skikt eller precis ovanför? Farled? Hamnar?		Sedimentfälla Suspenderat material
Trålning (1.9.3.)	Förekommer fiske med bottentrål /på sikt/?		Sedimentfälla Suspenderat material Spår av trål på botten

Även andra verksamheter kan påverka förorenings-spridningen. Vattendragsreglering påverkar till exempel flödes-hastigheten. En förändring av i vilken omfattning vatten är reglerade (utrivning av dammar eller ändrade tillåtna regleringsnivåer i vattendomar till exempel) kan påverka vattenstånd och flöden och därmed också erosionsförhållanden, risk för torrläggning med mera.

2.6.3 Anläggningsarbeten

Inom ramen för exponeringsanalysen behöver också utredas om det förekommer eller planeras arbeten som innebär fysisk störning eller tryckpåverkan av förorenade sedimentskikt. Beroende på typ av arbete finns risk för förorenings-spridning genom masstransport, resuspension och via porvattnet. Ofta påverkas även djupare, kanske mer förorenade, sedimentskikt av fysiska störningar än vad som normalt sker om sedimenten endast påverkas av naturliga processer. I tabell 6 ges exempel på olika typer av aktiviteter som kan innebära att sedimentföroreningar frigörs i samband med olika typer av anläggningsarbeten. Föroreningar kan även spridas i samband med olyckor under både anläggnings- och driftsfas eller då anläggningar avvecklas (exempelvis då gamla pålar tas bort; USEPA, 2016REF).

Tabell 6. Exempel på anläggningsarbeten och risker kopplade till förorenade sediment, under anläggnings- respektive driftsfas.

Arbete	Syfte	Risk anläggningsfas	Risk driftsfas
--------	-------	---------------------	----------------

¹⁵ Några ekvationer för att beräkna mängder som sprids i samband med muddring eller trålning ingår inte i kapitel 3 men några referenser ges i bilaga 1. Att beräkna hur stora mängder förorening som kan spridas till följd av muddring kan vara svårt att göra utan detaljerad information om exempelvis vilken muddringsmetod och vilket djup som ska muddras. Sådana uppskattningar kan främst förväntas göras av den aktör som planerar att utföra muddringen. I det här sammanhanget (bedömning av spridningsrisker som stöd för att avgöra om åtgärder kan behövas) är det oftast tillräckligt att göra en kvalitativ bedömning av mängden som kan spridas vid en eventuellt framtida muddring.

Arbete	Syfte	Risk anläggningsfas	Risk driftsfas
Grävning, muddring	Öka farledsdjup Ersätta massor för att få ökad stabilitet Lägga ner kabel/ledning	Grumling med spridning av partikelbundna föroreningar Förorenade massor som måste omhändertas	Ändrade strömmar Blottlagda underliggande sediment med risk för förorenings-spridning Kablar och ledningar kan försvåra åtgärder i när- och underliggande sediment vid kommande efterbehandlingsåtgärder
Motfyllnad, Utfyllnad, Tryckbank	Öka stabiliteten Minska erosion Öka landytan	Grumling med spridning av partikelbundna föroreningar Upptryckning av förorenade sediment i och utanför området	Spridning/diffusion från underliggande sediment Ändrade strömmar Svårt att åtgärda underliggande sediment vid kommande efterbehandlingsåtgärder
Förankring fasta föremål	Förankra exempelvis bryggor	Grumling med spridning av partikelbundna föroreningar	Kättingar kan röra sig och bidra till förorenings-spridning
Sprängning	Öka djup och bredd vid exempelvis farleder	Grumling med spridning av partikelbundna föroreningar. Spridning av föroreningar från berget i sig och sprängmedlen	Blottlagda underliggande sediment med risk för förorenings-spridning
Pålning	Överföra last från ovanliggande konstruktion förbi lösa lager ned till bärkraftiga lager/berg	Grumling med spridning av partikelbundna föroreningar Porvatten med föroreningar kan frigöras/mobiliseras	Nya spridningsvägar längs pålarna Svårt att åtgärda underliggande sediment vid kommande efterbehandlingsåtgärder
Sanduttag	Erhålla massor till anläggningsarbeten/ strandskoning	Grumling med spridning av partikelbundna föroreningar	Ändrade strömmar

Några ekvationer för att beräkna mängder som sprids i samband med anläggningsarbeten ingår inte i kapitel 3. Att beräkna hur stora mängder förorening som kan spridas vid olika typer av anläggningsarbeten kan vara svårt att göra utan detaljerad information. Sådana uppskattningar kan främst förväntas göras av den aktör som planerar att utföra arbetet. I det här sammanhanget (bedömning av spridningsrisker som stöd för att avgöra om åtgärder kan behövas) är det oftast tillräckligt att göra en kvalitativ bedömning av mängden som kan spridas vid de eventuella

framtida arbeten som kan förutspås. Under arbetets gång kan spridningen dessutom undersökas med hjälp av till exempel sedimentfällor och analys av suspenderat material.

2.7 Stödfrågor vid identifiering av exponeringsvägar

Skyddsobjekten kan exponeras på olika sätt och tabell 7 ger stödfrågor som kan underlätta vid identifiering av betydelsefulla exponeringsvägar och därmed vilka matriser som behöver undersökas vidare.

Initialt behöver normalt endast sediment provtas; koncentrationen i andra matriser kan dock behöva uppskattas (se ekvationer i kapitel 3). Beroende på vilka föroreningar det handlar om och var osäkerheterna ligger kan dock ytterligare matriser (ytvatten, biota) behöva provtas, liksom vissa fraktioner av sedimentet (t.ex. porvatten) eller ytvattnet (t.ex. suspenderat material, löst fraktion), se vidare kapitel 4-5.

Vid riskbedömning av förorenade sediment behöver man ta hänsyn till vilken exponering som skyddsobjekten utsätts för, antingen direkt (dvs vid direktkontakt med sedimentpartiklar eller porvatten mellan dessa) eller indirekt, dvs för föroreningar som har spridits från sedimenten till ovanliggande vatten (i huvudsak bottenvattnet) eller organismer som har exponerats för sedimentföroreningarna och sedan tagit upp dessa.

Exponering av bottenlevande (bentiska) organismer (växter, djur, mikroorganismer) sker till exempel direkt i sedimenten och förutsätter alltså inte någon transport, utan kontaktmediet är föroreningar i porvattnet och bundet till partiklarna men dessa organismer kan ofta också exponeras för föroreningar i bottenvattnet, se rad 1 i tabell 7. Direktexponering av pelagiska organismer förutsätter spridning från sediment till vattenkolumn, men även pelagiska organismer kan delvis ha direktkontakt med botten, t.ex. i samband med födosök på botten. En och samma art kan dessutom ha både pelagiska och bentiska levnadsstadier. Upptag i bottenlevande organismer kan dock också leda till att predatorer, inklusive pelagisk predatorfisk, exponeras för sedimentföroreningarna indirekt.

Människor kan exponeras för sedimentföroreningarna på olika sätt, exempelvis via fisk och skaldjur eller dricksvatten men i vissa fall även via både munnen och huden i samband med till exempel bad. Inverkande faktorer är således hur vattnet kan tänkas användas på den aktuella platsen. Som dricksvatten mer permanent eller bara tillfälligt? För bevattning? Kan föroreningarna då tas upp av ätbara växtdelar? Om vattnet kommer att renas först, är metodiken tillräckligt effektiv för att bryta ner de aktuella föroreningarna? Om vattnet redan idag används för framställning av dricksvatten och föroreningarna inte kan antas renas på ett fullgott sätt är det extra angeläget att skyndsamt utreda risk för hälsoeffekter kopplat till detta och vidta åtgärder för att minska riskerna. För människor tillkommer också ofta helt andra exponeringsvägar för samma ämne, exempelvis inandningsluften (både utomhus och inne) samt andra livsmedel än vildfångad fisk och skaldjur samt dricksvatten.

Tabell 7. Stödfrågor för att identifiera exponeringsvägar av betydelse och vilken matris som bör undersökas vidare inom ramen för exponeringsanalysen.

Kommentar [ASW11]: Remissfråga: synpunkter på stödfrågorna?

Skyddsobjekt	Stödfrågor	Matris/kontaktmedium
Vatten- och sedimentlevande organismer	<p>Hur exponeras de bottenlevande organismerna; kan några arter även exponeras för föroreningar bundna till partiklar?</p> <p>Hur exponeras de vattenlevande organismerna huvudsakligen för föroreningarna, direkt (via gälar) eller indirekt (via föda)?</p> <p>Förekommer organismer som kan exponeras via huden (för föroreningar i vatten respektive i samband med sedimentkontakt)?</p> <p>Kan vattenlevande organismer även exponeras för förorenat suspenderat material?</p> <p>Förekommer reproduktionslokaler för fisk och hur sker exponeringen av yngel?</p> <p>Exponeras migrerande organismer även för föroreningar från andra föroreningskällor?</p>	<p>Porvatten Sedimentpartiklar Bottenvatten</p> <p>Vatten Bytesdjur</p> <p>Vatten Helsediment/porvatten</p> <p>Suspenderat material</p> <p>Relevant matris</p> <p>Relevant matris</p>
Boskap	<p>Kan boskap exponeras via förorenade grundområden (kontakt med sediment och uppgrumlade partiklar)?</p> <p>Kan boskap exponeras via dricksvatten?</p>	<p>Sediment Suspenderat material</p> <p>Vatten (löst och susp)</p>
Sjöfågel	<p>Kan sjöfågel exponeras via förorenade grundområden (kontakt med sediment)?</p> <p>Kan sjöfågel exponeras via vattnet?</p>	<p>Sediment</p> <p>Vatten</p>
Vilda djur eller husdjur	<p>Kan djuren exponeras via förorenade grundområden (kontakt med sediment)?</p> <p>Kan de exponeras via vattnet?</p> <p>Kan de exponeras via födan?</p>	<p>Sediment</p> <p>Vatten</p> <p>Bytesdjur</p>
Rovfåglar eller däggdjur (predatorer)	<p>Vilka bytesdjur fångas och på vilken trofinivå befinner de sig? Kan bytesdjuren ha ackumulerat höga halter föroreningar?</p> <p>Hur stor andel av födan hämtas från den förorenade recipienten?</p> <p>Vilken annan exponering utsätts predatorerna för, från övrig föda (fångad på andra lokaler)?</p>	<p>Bytesdjur</p> <p>Övrig föda</p>
Människor (boende och besökare)	<p>Dricksvatten/bevattning; otillräcklig rening eller användning av orenat vatten?</p> <p>Bad i eller i anslutning till det förorenade sedimentområdet: grundområde och risk för att sedimentföroreningar grumlar upp?</p>	<p>Vatten som används som dricksvatten</p> <p>Badvatten</p>

Skyddsobjekt	Stödfrågor	Matris/kontaktmedium
	<p>Har fisk och skaldjur som fiskas i området ackumulerat höga halter föroreningar i ätliga vävnader?</p> <p>Tillkommer några exponeringsvägar vid framtida användning av området och hur exponeras människor i övrigt?</p>	<p>Konsumtionsarter och ätliga vävnader</p> <p>Övriga matriser/exponeringsvägar</p>

Att en organism (skyddsobjekt) exponeras för föroreningarna innebär inte nödvändigtvis att det föreligger risk för negativa effekter. Exponeringen måste också kunna ge upphov till en negativ effekt hos något skyddsobjekt för att en risk ska föreligga. Föroreningarnas biotillgänglighet är då avgörande (se bilaga 1 och de metoder som finns för att mäta halter i porvatten och biotillgänglig andel i kapitel 5). Uppmätta (eller beräknade) föroreningskoncentrationer i kontaktmedier ligger till grund för effektanalysen och riskkaraktäriseringen (beskrivs vidare i RUF3 3A:5).

2.8 Framtida förändringar kopplat till storskaliga processer

Inverkan av klimatförändringar, landhöjning och andra storskaliga processer behöver beaktas vid bedömning av betydelsefulla spridningsvägar i framtiden. Om en ackumulationsbotten övergår till att bli en erosionsbotten till följd av exempelvis klimatinducerade förändringar kommer även djupare lager att kunna störas. Nedan ges några stödfrågor, men se även bilaga 1.9.

- Hur påverkas föroreningsspridningen från sedimenten vid kraftigare och mer ihållande nederbörd?
- Vilket flöde kan tänkas motsvara det nya '100-årsflödet'?
- Kan spridningsförutsättningarna påverkas av ändrat vattenstånd?
- Kan sedimenten torrläggas vid ihållande torka?
- Kan spridningen påverkas av högre vågor?
- Riskerar sedimenten att kontamineras ytterligare alternativt återkontamineras efter en eventuell åtgärd till följd av exempelvis ökad ytavrinning, översvämningar eller kraftigare vind, förändrade flöden etcetera?
- Hur påverkas biotillgängligheten och omvandlingsprocesser hos föroreningarna av framtida förändrade fysikalisk-kemiska förhållanden (såsom pH, syresättning, temperatur)?

Kommentar [ASW12]: Remissfråga: synpunkter på stödfrågorna?



Vid ihållande värmeböljor och långvarig torra kan sediment komma att torrläggas. Foto: Ann-Sofie Wernersson, SGI.

REMISS

3 Beräkningar av belastning, massflöde och koncentrationer i kontaktmedier

3.1 Inledning

För förorenade sediment är spridningsfrågan oftast en mycket central del av riskbedömningen. Genom förhållandevis enkla beräkningar och begränsat underlag går det att uppskatta mängd som sprids via de spridningsvägar som har bedömts vara mest betydelsefulla. Mängder som sprids från sedimenten (till bottenvatten, andra lokaler respektive näringsväven) kan således uppskattas utifrån mängd förorening som är tillgänglig för spridning samt antaganden om fördelning mellan olika spridningsvägar.

Beräknade eller uppmätta mängder som sprids kan sedan adderas och ligga till grund för att bedöma om belastningen kan anses acceptabel eller inte för aktuell typ av recipient (se vidare i kapitel 6).

I detta kapitel (avsnitt 3.2.2.-3.2.10) redovisas relativt enkla ekvationer som kan användas för att beräkna mängd som sprids med en viss spridningsväg utifrån den information som normalt behöver vara tillgänglig vid riskbedömning av ett förorenat sedimentområde (se även avsnitt 3.2.1.). Ekvationerna för dessa beräkningar har hämtats från framför allt norsk och amerikans vägledning för riskbedömning av förorenade sediment; i originaldokumenten ges ytterligare stöd vid beräkningarna. Vid osäkerheter är det bättre att ta med fler än färre tänkbara spridningsvägar och hellre överskatta än underskatta mängden förorening samt hur mycket som sprids via respektive spridningsväg. Ett alternativ är att exempelvis uttrycka belastningen (mängden som sprids) som ett intervall (högst respektive lägst uppmätt) samt den mest troliga belastningssiffran för respektive scenario. I en fördjupad bedömning kan generella antaganden ersättas med mer platsspecifik information. För upptag i näringsväven kan till exempel hänsyn tas till vilken andel som är tillgänglig.

Det kan vara värt att skilja på spridning i löst respektive partikelbunden form eftersom både tillgänglighet och transportförutsättningar skiljer sig åt. Ekvationerna i detta kapitel avser oftast just antingen partikelbunden eller löst form. Eftersom även suspenderade partiklar i vattenmassan kan bidra till spridning av lösta föroreningar genom att en del av föroreningarna på partiklarna övergår till löst form är spridning av partikelbundna föroreningar och lösta föroreningar dock inte helt separata processer. Den akvatiska miljön är dynamisk och det sker hela tiden adsorption och desorption, vilket innebär ett utbyte mellan lösta och adsorberade föroreningar. För flera av ekvationerna har antagits att jämvikt råder, det är dock sällan fallet i praktiken. Beräkningar av mängd som sprids ska därför ses som relativt grova uppskattningar (kvalificerade gissningar) och med huvudsakligt syfte att ge stöd i bedömningen av om belastningen på omgivningen och näringsvävar kan anses acceptabel.

Vid osäkerheter i denna bedömning är det lämpligt att som uppföljande steg gå vidare med direkta mätningar av de mängder som sprids, med hjälp av till exempel sedimentfällor, analys av suspenderat material och passiv provtagning (se tabell 4 i kapitel 2).

Kommentar [ASW13]: INFO: Observera att ekvationerna i denna remissversion av rapporten inte är slutligt kontrollerade avseende till exempel felskrivningar. På sikt övervägs att ta fram räkneark för att underlätta vid beräkningarna.

Remissfråga: går instruktionerna att förstå? För vilka fler parametrar hade schablonvärden behövts? Synpunkter på de schablonvärden som ges (har oftast hämtats från norsk vägledning)?

Om sedimenten är förorenade med ämnen för vilka det finns utfasningsmål, såsom prioriterade ämnen, är det extra angeläget att gå vidare och undersöka om dessa sprids och i så fall hur mycket. Detta gäller i synnerhet för kvicksilver, dioxiner, PFAS, TBT, PBDE, PAH och kadmium (se även [RUF3 3A:2](#)) och ämnen för vilka det nedströms redan råder lokala problem. Detta för att säkerställa att sedimenten inte utgör en betydelsefull källa.

Detta kapitel har även med ekvationer för beräkning av koncentrationer i olika kontaktmedier (avsnitt 3.3.-3.5.), i de fall mätdata saknas. Ibland har man inte tillgång till eller möjlighet att själva ta prover och analysera samtliga matriser av relevans, dvs de kontaktmedier som skyddsobjekten exponeras för. Koncentrationen i den andra matrisen kan då behöva uppskattas utifrån de data man har. För exempelvis bottenlevande evertetrater förutom blåmussla finns det idag inte heller någon etablerad nationell undersökningsmetod och det är ofta problematiskt att få tillräckligt material för att kunna få tillförlitliga analysresultat. Att beräkna vilka koncentrationer som kan uppstå på sikt i andra matriser kan också ge en uppfattning om riskerna på sikt.

Här utgår vi ifrån att det finns analysdata för sediment och som behöver användas för att räkna ut koncentrationen i vatten eller bottenlevande evertetrater, och som i sin tur kan användas för att beräkna koncentration som kan uppstå i fisk (bytesdjur för fiskätande fågel och däggdjur).

Ett antagande i samtliga fall är att systemet befinner sig i jämvikt och att sedimenten är den enda föroreningskällan. Beräknade koncentrationer är ofta behäftade med stora osäkerheter men kan ändå tjäna som underlag i en första ansats för att få en uppfattning om det bör göras uppföljande provtagningar och analyser av dessa matriser. Att gå vidare med faktiska undersökningar är extra angeläget om det även förekommer andra föroreningskällor till samma ämnen.

De ekvationer som ingår är relativt triviala. Mer avancerade beräkningar och modelleringsverktyg kan också vara användbara i vissa sammanhang och då ta hänsyn till ytterligare aspekter. Att fler parametrar beaktas behöver dock inte nödvändigtvis innebära att beräkningarna blir mer korrekta eller träffsäkra. Generellt kan sägas att mätningar är att föredra men gärna i kombination med beräkningar. Beräkningar och modeller är också en vanlig metod för att kunna förutspå vad som kan hända på sikt.

3.2 Beräkning av massflöde och mängder som sprids via olika spridningsvägar

3.2.1 Checklista underlag för beräkningar

Nedan listas de parametrar som behöver (fetstil) respektive bör vara kända för att kunna göra de förenklade beräkningar som beskrivs i detta kapitel.

- **Föroreningskoncentration hos sedimentet, helst undersökt i både yta och på djupet samt geografisk utbredning (mäts)**
- **Organisk halt hos sedimentet (TOC) (mäts)**
- **Torrsvikt och vatteninnehåll (mäts)**
- **Vattendjup (kartmaterial/batymetrisk undersökning)**
- **Bottenareal sedimentobjekt (kartmaterial/batymetrisk undersökning)**
- **Bottenareal sedimentobjekt där det är grundare än 20 m (kartmaterial/batymetrisk undersökning)**

- **Vattnets uppehållstid och flödes hastighet (mäts eller utgå från tidigare undersökningar/data från SMHI)**
- **Fartygstrafik – andel area med djup <20 m där det förekommer fartygstrafik, antal anlöp, längd, djup, farleders lokalisering**
- Andel hårbotten inom sedimentobjektet (undersöks, eventuellt endast visuellt)
- Partikelstorlek/fördelning (mäts eller uppskattas visuellt)
- Syresättning hos bottenvattnet (mäts)
- Redoxförhållanden hos sedimentet (mäts eller uppskattas visuellt)
- Sedimentackumulationshastigheten (uppskattas/mäts)
- Sedimentation av organiskt material (uppskattas utifrån sedimentackumulationshastigheten och TOC)
- Skjuvspänning hos sedimentet (mäts/uppskattas utifrån kornstorlek)
- Flödes hastighet och riktning samt variation, vid botten (mäts)
- Anläggningsarbeten, muddring, bottenrålning eller andra mänskliga aktiviteter som påverkar sedimentet fysiskt (pågående och planerade)
- Förekomst av fisk och bottenfauna, inklusive skaldjur (mäts/inhämta uppgifter)
- Användningen av området (idag och planerat) avseende exempelvis fiske, dricksvattenproduktion, bad.

Det är dessutom en stor fördel om det finns uppgifter om:

- Föroreningskoncentration hos bottenvattnet
- Föroreningskoncentration hos porvattnet
- Föroreningskoncentration hos bottenfauna, inklusive skaldjur
- Föroreningskoncentration hos fisk
- Förekomst av fiskätande predatorer (fåglar och däggdjur)

Föroreningskoncentrationerna kan annars uppskattas genom beräkningar baserade på föroreningskoncentrationer i sediment, men resultatet kan bli mer osäkert.

Vid kunskapsluckor och då det inte går att bedöma betydelsen /av vissa spridningsvägar/ utifrån befintligt underlag och/eller tillräckligt tillförlitligt, kan fortsatt utredning och eventuellt uppföljande undersökningar aktualiseras (se kapitel 5).

3.2.2 Diffusion och advektion från porvattnet

Enligt Fick's lag är diffusionshastigheten proportionell mot koncentrationsgradienten. För att räkna fram fluxen, det vill säga mängden av ett visst ämne som sprids via diffusion per ytenhet och år (F_D ; enhet $\text{mg}/[\text{m}^2 \cdot \text{år}]$) behöver man känna till halt i porvattnet och sedimentet (koncentrationsgradienten), egenskaper hos ämnet (diffusionskoefficient) och matrisen (porositet¹⁶ och tortuositet¹⁷) ämnet diffunderar igenom.

¹⁶ Beskriver tätheten hos sedimentet; kan antingen uttryckas som volymprocent (vol-% porvatten); exempelvis 70%, eller som en fraktion (andel); exempelvis 0,7. I formeln nedan avses andel. Porositeten påverkas av bland annat kornstorlek, organisk halt och sedimentdjup.

Eftersom bioturbationen är så pass dominerande kan man för bioturberade sediment normalt bortse från den kemiska diffusionen. För ej bioturberade sediment kan dock den kemiska fluxen vara av relevans. Denna kan uppskattas genom att ansätta "a" i ekvationen i nästa avsnitt till värdet 1.

Advektivt flöde, F_{adv} , kan beräknas utifrån flödes hastigheten, V , hos grundvattnet (Reible, 2014):

$$F_{adv} = V * C_{pv}$$

C_{pv} =föroreningskoncentration (enhet mg/l) i porvattnet.

Om grundvattnet i sig är förorenat kan detta också bidra till förorenings spridning.

3.2.3 Biodiffusion

F_{diff} (biodiffusion, mg/m²/år) kan beräknas med följande ekvation (Miljödirektoratet, 2015):

$$F_{diff} = \frac{n}{\tau} * a * \frac{C_{pv}}{\Delta x} * D_s * C_x * 3,15 * 10^8$$

Om mätdata saknas kan schablonvärden i parentes användas.

n=porositet (default: 0,7)

τ =tortuositet (default: 3)

a=faktor som diffusions hastigheten ökas med på grund av bioturbation. (default: 10)¹⁸

D_s =molekylärdiffusionskoefficient (cm²/2; ämnesberoende, se bilaga I till Miljödirektoratet, 2015)

Δx =diffusionslängden (default 1 cm)

C_{pv} = porvattenkoncentration (mg/l). Kan antingen mätas eller uppskattas utifrån

$$C_{pv} = C_{sed} / K_d$$

K_d =ämnesspecifik fördelningskoefficient (se bilaga 1 till Miljøstyrelsen, 2015; observera dock att värdena då avser 1% TOC; se vidare i bilaga 2 till denna rapport hur omräkning till aktuell TOC kan göras)

C_{sed} =sedimentkoncentration (mg/kg)

Osäkerheter i beräkningarna kan uppstå kopplat till exempelvis att diffusionskoefficienten varierar vid olika tryck och temperatur. Den totala föroreningsfluxen från sedimenten kan också mätas med hjälp av bentiska fluxmätare och passiv provtagning, se kapitel 5.

¹⁷ Diffusionssträckan är i sediment inte rak. Tortuositeten avser slingrigheten, det vill säga ett mått på den omväg som vatten behöver ta runt partiklar och liknande.

¹⁸ Uppskattningarna av denna faktor varierar dock, se till exempel Mustajärvi et al, 2017.

3.2.4 Ströminducerad resuspension

Om det kan antas förekomma eroderande ströminducerad resuspension (se Hjulströms diagram i bilaga 1.6.1.) kan den mängd som sprids, F_Q (enhet $\text{mg}/\text{mm}^2/\text{år}$) uppskattas med hjälp av följande ekvation (Göransson et al, 2021):

$$F_Q = E * C_{sed} * (f_{lost} + f_{susp}) * t_Q$$

C_{sed} =föroreningskoncentrationen i sedimentet (mg/kg)

f_{lost} =den andel av föroreningsinnehållet i sedimentet som kan lösa upp sig i samband med fysisk störning.

f_{susp}

t_Q = varaktigheten hos det eroderande flödet (enhet s)

E =Sedimenterosionshastigheten (enhet $\text{kg}/\text{m}^2/\text{s}$), som kan räknas fram med följande ekvation:

$$E = E_0 \left(\frac{\tau_0}{\tau_c} - 1 \right)$$

τ_0 =genomsnittlig skjuvspänning som vattnet ger upphov till mot botten (enhet N/m^2)

τ_c =kritisk skjuvspänning för partikelmobilitet (enhet N/m^2)

E_0 =erosionskoefficienten (enhet $\text{kg}/\text{m}^2/\text{s}$), kan räknas ut med hjälp av följande ekvation:

$$E_0 = 2 * 10^{-7} * \tau_c^{-0.5}$$

3.2.5 Vind-våg-inducerad resuspension

Baserat på vattendjup och hur lång öppen vattenyta vinden kan blåsa över går det att uppskatta tänkbara våghöjder och då även potentialen för vågpåverkan på sedimenten och risken för resuspension och spridning av föroreningar.

Om våginducerad resuspension kan antas förekomma, beräknas massflödet, F_{WC} (enhet $\text{mg}/\text{mm}^2/\text{år}$) på liknande sätt som vid ströminducerad resuspension (Göransson et al, 2021):

$$F_{WC} = E_{WC} * C_{sed} * (f_{lost} + f_{susp}) * t_{WC}$$

C_{sed} =föroreningskoncentrationen i sedimentet (mg/kg)

f_{lost} =den andel av föroreningsinnehållet i sedimentet som kan lösa upp sig i samband med fysisk störning.

f_{susp} = suspenderad fraktion

t_Q = varaktigheten hos det eroderande flödet kopplat till vind-inducerade vågor (enhet s)

E_{WC} =Sedimenterosionshastigheten (enhet $\text{kg}/\text{m}^2/\text{s}$), som kan räknas fram med följande ekvation:

$$E_{WC} = E_0 \left(\frac{\tau_0}{\tau_c} - 1 \right)$$

τ_{WC} =genomsnittlig skjuvspänning som vågor och strömmar ger upphov till (enhet N/m²)

τ_c =kritisk skjuvspänning för partikelmobilitet (enhet N/m²).

E_0 =erosionskoefficienten (enhet kg/m²/s), kan räknas ut med hjälp av följande ekvation:

$$E_0 = 2 * 10^{-7} * \tau_c^{-0,5}$$

3.2.6 Undervattensskred

Föroreningstransporten vid ett skred, F_L (enhet mg/m²/år) kan beräknas enligt följande ekvation (Göransson et al, 2021):

$$F_L = \frac{M_{sed} * C_{sed} * (f_{diss} + f_{susp})}{A_L}$$

där

M_{sed} =mängden (kg) förorenat sediment som är inblandat i skredet.

C_{sed} =sedimentkoncentration (enhet mg/kg)

f_{diss} =löst fraktion

f_{susp} =suspenderad fraktion

A_L =ytan som är inblandad i skredet (enhet m²) och kan uppskattas utifrån observerade skred-ärr i det batymetriska dataunderlaget.

M_{sed} kan beräknas utifrån bulkdensiteten, ρ_{FB} (enhet kg/m³) och djupet, B_L (enhet m), enligt följande ekvation:

$$M_{sed} = A_L * B_L * \rho_{FB}$$

Bulkdensiteten kan undersökas genom tester av provtaget material på laboratoriet.

3.2.7 Spridning i gasfas

Massflödet av föroreningar i gasfas, F_{gas} (enhet mg/m²/år) av lösta (volatila) föroreningar kan beräknas enligt följande formel (Reible, 2014). :

$$F_{gas} = V_{gas} * H * C_{sed}$$

V_{gas} =volymen gas som lämnar sedimentet (enhet l/m²/år). V_{gas} varierar över tid men ligger normalt på mellan 0-1 l/m²/dag

C_{sed} = sedimentkoncentration (enhet mg/kg)

H=Henrys lags konstant. Ämnesspecifik och erhålls från referenslitteratur (se bilaga 2).

Notera att ovanstående ekvation utgår ifrån att det råder jämvikt mellan gas och vatten och att andra, potentiellt mer betydelsefulla mekanismer för föroreningsspridning såsom fysisk störning av sedimentet eller sorption till gas-vatten-ytan hos bubblorna, inte är medräknad.

3.2.8 Båtrörelser

Föroreningarna kan virvla upp som en följd av att bottenvattnet sätts i rörelse. Det är främst partiklar i lerfraktionen ($\leq 2 \mu\text{m}$) som beräknas bidra till föroreningstransport från sediment till vattenmassan men det är också den fraktion som stannar längst tid i lösning.

Det är främst förorenade sediment lokaliserade på vattendjup på 20 meter eller lägre (alternativt 15 meters djup om det enbart förekommer mindre fartyg) som kan antas påverkas av fartygstafrik med propellerdrift (Miljöstyrelsen, 2015). Nedan ges förslag på förenklade beräkningar som kan göras för att kunna uppskatta mängden förorening som sprids per år till följd av propellerdrivna fartyg. Jetstrålar kan antas ge större påverkan och även kunna påverka djupare liggande sediment men det finns hittills få studier av detta. Av försiktighetsskäl rekommenderas i den norska vägledningen att hantera passagerarfärjor och bilfärjor som ”stora propellerdrivna båtar i en stor hamn”.

Mängd som sprids, F_{fartyg} (enhet $\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$) kan beräknas enligt (Miljöstyrelsen, 2015):

$$F_{\text{fartyg}} = \frac{2 * N_{\text{fartyg}} * m_{\text{sed}} * C_{\text{sed}} * (f_{\text{löst}} + f_{\text{susp}})}{A_{\text{fartyg}}}$$

N_{fartyg} =antal anlöp per år

C_{sed} =föroreningskoncentration i sedimentet (enhet mg/kg torrsvikt)

$f_{\text{löst}}$ =den andel av föroreningsinnehållet i sedimentet som kan lösa upp sig i samband med fysisk störning. Värdet på $f_{\text{löst}}$ kan antingen undersökas med ett utlakningstest (vid $L/S=10$) (se avsnitt 8.2.6.) eller räknas ut med hjälp av följande ekvation:

$$f_{\text{löst}} = 10/K_d$$

K_d =ämnesspecifik fördelningskoefficient (se bilaga 1 till Miljöstyrelsen, 2015; observera dock att värdena då avser 1% TOC; se vidare i bilaga 2 till denna rapport hur omräkning till aktuell TOC kan göras) f_{susp} =fraktion förorening som är bundet till suspenderat material ($<2\mu\text{m}$) vs helsediment.

A_{fartyg} =total sedimentareal (enhet m^2) som ligger på <20 m vattendjup (<15 m vattendjup om endast mindre fartyg förekommer) och som kan tänkas påverkas av fartygstafrik.

m_{sed} =mängd uppvirvlat finfraktion sediment (enhet kg torrsvikt) för varje anlöp¹⁹. Denna kan beräknas med följande ekvation:

¹⁹ Faktorn 2 är med i ekvationen för att ta hänsyn till att fartyg både lägger till och avgår

$$m_{sed} = \frac{m_{eroderat} * T}{120}$$

T=inseglingrännans längd (enhet m); schablonvärde 120 m.

$m_{eroderat}$ = mängden finfraktion som beräknas erodera för aktuell kornstorlek och hamnkategori, se tabell 8:

Tabell 8. Mängd (kg) finfraktion som beräknas erodera vid fartygstrafik för olika botten typer respektive hamnkategorier (från Miljöstyrelsen, 2015)

Sedimenttyp	Stor hamn	Industrihamn	Småbåtshamn
Silt och lera	2000	1000	150
Sand	200	100	15
Grus och sten	20	10	1

Med stor hamn menas sådan hamn där exempelvis färjor, kryssningsfartyg och bogserbåtar lägger till. Med industrihamn avses hamn där exempelvis containerfartyg anlägger.

3.2.9 Spridning till näringsväven

Nedan ges förslag på hur man kan uppskatta masstransport av föroreningar från sediment till bottenfaunan och vidare till deras predatorer, F_{org} (enhet mg/m²/år) (Miljödirektoratet, 2015):

$$F_{org} = \frac{C_{bio}}{OC_{cbio}} (OC_{sed} * (1 - d) - OC_{resp}) * 1/1000$$

Flera antaganden görs, såsom att den totala biomassan hos de bottenlevande djuren är relativt konstant över tid.

OC_{cbio} =mängd organiskt kol i bottenfaunans biomassa (default 0,25 g/g torr vikt).

OC_{sed} =Mängden organiskt kol som tillförs sedimentet utifrån (default 200 g/m²/år)

d=andelen organiskt kol som inte omsätts (default 0,47 g/g)

OC_{resp} =organiskt kol som omsätts (genom respiration) i sedimentet (default 31 g/m²/år).

C_{bio} =vävnadskoncentration i bottenfauna (enhet mg/kg våtvikt). Om det finns mätdata kan dessa användas, så länge de bedömts vara representativa för det förorenade området. Om mätdata saknas kan vävnadskoncentrationen i bottenfauna istället uppskattas, se avsnitt 3.5.1.. För att beräkna vilken vävnadskoncentration en toppredator exponeras för, se istället avsnitt 3.5.2..

Observera att här ligger fokus på mängd som sprids till näringsväven via de bottenlevande organismerna. I en effekttanalys kan man också behöva bedöma hur stor andel av föroreningarna som är biotillgängliga för de bottenlevande organismerna och därmed kan ge upphov till effekter på de sedimentlevande organismerna själva. Den ackumulerade andelen i bottenlevande organismer motsvarar inte nödvändigtvis den biotillgängliga andelen. En viss andel kan redan ha

exkreerats ut och/eller metaboliserats/brutits ned inuti organismen, men innan det skedde kan effekter uppstått. Organismer som exponeras för både sediment och vatten kan också exponeras från både vatten och sediment. För ytterligare vägledning om hur man bedömer effekter på bottenlevande organismer, se [RUF3 3A:5](#).

3.2.10 Belastning på vatten nedströms

Med kännedom om vilken koncentration som uppstår i vattenpelaren ovanför det förorenade sedimentområdet (avsnitt 3.3.1.) kan den totala föroreningstransporten ut från området, F_{ut} (enhet mg/år) till intilliggande vatten beräknas enligt följande ekvation (Miljøstyrelsen, 2015):

$$F_{ut} = \frac{C_{ytv} * V_{\text{övertiggande}}}{t_r}$$

$V_{\text{övertiggande}}$ =vattenvolymen ovanför den förorenade sedimentytan (enhet m³; beräknas utifrån area och djup)

t_r =uppehållstiden hos vattnet i det förorenade sedimentområdet (enhet år; behöver mätas/inhämtas; default en vecka, dvs 0,02 år).

C_{ytv} =Ytvattenkoncentration, som uppstår till följd av de förorenade sedimenten (enhet µg/l).

3.3 Uppskattning av vattenkoncentration

I vissa fall har sedimentprovtagning redan på ett tidigt stadium kompletterats med analys av bottenvattenprover. Det kan annars vara relevant att uppskatta ytvattenkoncentrationen dels för att kunna bedöma relevansen av exponeringen av vissa skyddsobjekt, dels vilken koncentration som kan tänkas uppstå nedströms och föroreningstransporten från sedimentobjektet till nedströms liggande vatten (se avsnitt 3.2.10).

3.3.1 Uppskattning av koncentration i ytvatten utifrån koncentration i sediment

Ytvattenkoncentration, C_{ytv} (enhet µg/l) som uppstår till följd av de förorenade sedimenten kan beräknas enligt följande ekvation (Miljøstyrelsen, 2015):

$$C_{ytv} = \frac{(F_{tot} - F_{org}) * A_{sed}}{V_{\text{övertiggande}}} * t_r$$

F_{tot} =summan av det beräknade föroreningsflödet (mg/år) för samtliga spridningsvägar av relevans.

F_{org} =föroreningsflöde till näringsväven

A_{sed} =total förorenad sedimentareal hos objektet (enhet m²; bedöms utifrån kartmaterial)

$V_{\text{övertiggande}}$ =vattenvolymen ovanför denna yta (enhet m³; beräknas utifrån area och djup)

t_r =uppehållstiden hos vattnet i det förorenade sedimentområdet (enhet år; behöver mätas/inhämtas; default en vecka, dvs 0,02 år).

3.3.2 Uppskattning av vattenkoncentration nedströms utifrån belastning på överliggande vatten

En viktig aspekt att beakta i en exponeringsanalys av förorenade sediment är om förorenings-spridningen kan leda till oacceptabla föroreningskoncentrationer nedströms. Det behövs inte minst för att kunna bedöma om de förorenade sedimenten äventyrar de miljökvalitetsnormer som har fastställts. Mätningar är att föredra men särskilt i vatten kan föroreningskoncentrationen variera i olika delar av recipienten och över tid. Det kan då vara lämpligt att komplettera provtagning och kemisk analys med beräkningar av vilka vattenkoncentrationer som kan uppstå på för vattenförekomsten representativa lokaler, vid olika flöden och variation i belastning.

Följande relativt enkla beräkningar kan göras för att uppskatta vilken koncentration $\varphi(x,0)$ (enhet mg/l) som kan uppstå i ett vattendrag på avståndet x (meter) nedströms en utsläppspunkt i direkt anslutning till strandlinjen, utifrån belastningen per tidsenhet (European Commission, 2010; Fröberg et al, 2021):

$$\varphi(x,0) = \frac{W}{a \cdot \sqrt{\pi} \cdot K_y \cdot u \cdot x}$$

W = belastning (g/s)

a = recipientens djup (m)

u = flödes hastighet (m/s)

x = avstånd från utsläppspunkten (m)

$K_y = \max(0,6 \cdot u \cdot a \cdot \text{rot}(10)/C_{\text{chezy}} ; 0,001)$

$C_{\text{chezy}} = 18 \cdot \log((12 \cdot B \cdot a) / (B + 2 \cdot a)/k)$

där k beskriver botten skrovlighet, $k = 0,05$ för vattendrag och $k = 0,1$ för sjöar och där B = vattendragets bredd (m).

Vad som är ett lämpligt värde på x i beräkningen ovan beror på omständigheterna, exempelvis vad som kan anses vara en representativ övervakningslokal, se även [RUF3A:1](#) och Fröberg et al (2021).

I European Commission (2010) finns även motsvarande ekvationer för att beräkna genomsnittlig koncentration som kan uppstå i andra typer av recipienter, såsom en kustvattenförekomst.

3.4 Uppskattning av sedimentkoncentration nedströms

Vilka föroreningskoncentrationer som uppstår i sedimenten nedströms beror bland annat på sedimentackumulationshastigheten (ju lägre ackumulationshastighet, desto högre föroreningskoncentration på grund av lägre utspädningseffekt), hur bottenförhållandena ser ut, ämnets tendens att binda till partiklar men även andra faktorer såsom ämnets nedbrytningshastighet. För att uppskatta sedimentkoncentrationer i nedströms liggande recipienter, utifrån totalt tillförd mängd (F_{ut}) kan modelleringsverktyg vara användbara. I Havs- och vattenmyndigheten (2018b) ges exempel på sådana modelleringsverktyg. Provtagning är normalt

att föredra men beräkningar kan vara användbara som komplement och för att bedöma framtida risker.

3.5 Uppskattning av koncentrationer i organismer

3.5.1 Uppskattning av koncentration i bottenlevande organismer utifrån sedimentkoncentration

Vilka halter som kan uppstå i de bottenlevande organismerna ligger till grund för att uppskatta vilken vävnadskoncentration som predatorer exponeras för via födan, på nästa och följande trofnivåer (se 3.5.2.). Uppgiften används också för att beräkna massflödet från sedimentet till näringsväven (se avsnitt 3.1.9.).

Koncentrationen i bottenfauna, C_{bio} (enheten mg/kg torrsvikt) kan uppskattas med hjälp av följande ekvation (Miljöstyrelsen, 2015):

$$C_{bio} = \frac{C_{sed} * BCF_{fisk} * 5}{K_d}$$

Ett antagande som görs här är att upptag sker via porvattnet, inte från partiklar via tarmupptag. Faktorn 5 används för att räkna om från våtvikt till torrsvikt avseende biologiskt material.

K_d avser fördelningskoefficienten avseende sediment och vatten (även betecknad $K_{sed-vatten}$) i enheten l/kg. K_d är visserligen ämnesspecifik (se bilaga I till Miljöstyrelsen, 2015) men kan också variera för olika sediment beroende på bland annat innehållet av organiskt kol (se även bilaga 2 för omräkningsekvation för organiska ämnen utifrån aktuell organisk kolhalt).

BCF_{fisk} =biokoncentrationsfaktor avseende vatten/fisk (enhet l/kg våtvikt).²⁰ Denna är också ämnesspecifik (se bilaga I till Miljöstyrelsen, 2015).

C_{sed} =föroreningskoncentrationen i sedimentet (mg/kg torrsvikt)

3.5.2 Uppskattning av koncentration i fisk utifrån halt i bottenlevande organismer

För biomagnifierande föroreningar är det ofta angeläget att beräkna (eller mäta) föroreningskoncentrationen i fisk på relativt hög trofnivå. Det är ofta på trofnivå 4 som till exempel fiskätande fåglar hämtar sina byten.

För att beräkna föroreningskoncentration i fisk på trofnivå 4 utifrån uppmätt (eller beräknad) koncentration i organismer på lägre trofnivåer kan följande ekvation användas (modifierats från ekvation i avsnitt 4.6.1. i EU, 2018):

$$C_{fisk} = \frac{TMF^{(4 - T_{undersökt art})} * C_{undersökt art} * \text{förhållande (lipid/torrsvikt)}_{fisk}}{\text{förhållande (lipid/torrsvikt)}_{undersökt art}}$$

För ämnen som inte biomagnifieras behöver man bara korrigera för skillnader i lipid- eller torrsvikt.

²⁰ Eftersom BCF-värden oftast saknas för evertebrater utgår man här ifrån BCF-värden för fisk.

REMISS

4 Kemisk analys

Kemiska analyser är viktiga för att avgöra om sedimenten överhuvudtaget är förorenade och för att avgränsa objektet, det vill säga var kraftigt förorenade sediment befinner sig och som kan behöva åtgärdas. Provtagning och kemisk analys kan även användas som ett uppföljande steg för att bättre ringa in påverkansområdet. För att kunna göra en fördjupad bedömning av spridningsrisker från sediment krävs ofta ytterligare undersökningar i form av faktiska mätningar av mängd förorening som sprids och/eller direkt mätning av konsekvenser av spridningen, det vill säga provtagning av exempelvis sediment nedströms i påverkansområdet. Påverkansområdets storlek säger i sig en del om spridningen och belastningen från området, det vill säga konsekvenserna av spridningen från objektet och/eller den ursprungliga källan.

Att analysera innehållet av enskilda, utvalda ämnen i sediment, vatten och biota är också ett traditionellt angreppssätt för att uppskatta vilka risker föroreningarna innebär. Kemianalytiska data för relevanta kontaktmedier, såsom sediment, bottenvatten, porvatten, bytesdjur jämförs då mot effektbaserade bedömningsgrunder, se vidare i [RUF 3A:5](#). Kemisk analys av sediment och porvatten används till exempel för att undersöka vilka halter sedimentlevande organismer exponeras för. Genom omräkningar kan även koncentrationer eller doser som andra skyddsobjekt exponeras för via olika kontaktmedier beräknas.

Kemianalytiska data kan även vara användbara för att spåra källor/orsaker till föroreningen. Man kan för sediment undersöka halter på olika djup i en sedimentkärna för att få en uppfattning om halterna ökat eller minskat över tid.

4.1 Kemiska analysmetoder för sediment

För kemisk analys av sediment är det oftast samma prislista och standarder som för jordprover. Tabell 8 nedan ger några exempel på vanliga kemiska analysmetoder vid analys av sedimentprover.

Tabell 8. Sammanställning av vanligt förekommande standardiserade kemiska analysmetoder. Modifierad från tabell 5 i bilaga 1 till Naturvårdsverket (2006).

Metod	Kommentar
HPLC, HPTLC	High Performance Liquid Chromatography och High Performance Thin Layer Chromatography, lämpligt för separation av ämnen som inte är flyktiga, termiskt ostabila eller har reaktiva eller elektriskt laddade funktionella grupper. Exempelvis kan PAH och kreosot-screening genomföras med den här metoden.
ICP-AES	Det analyserade provet värms upp till 10 000 C°. Vid den temperaturen sänder de flesta ämnena ut ljus med en karaktäristisk våglängd, som delas upp och mäts av ljuskänliga detektorer. Intensiteten på våglängden används sedan för att bestämma koncentrationen.
ICP-QMS	Ämnena i provet ombildas till joner som sedan separeras efter massa i en masspektrometer. Detektionsnivåerna är lägre än med ICP-AES.
ICP-SFMS	I denna teknik används en magnetisk sektor som massanalytator (SF = sektorfält). Detta skiljer ICP-SFMS från den mer vanliga kvadrupolen ICP-MS (ICP-QMS). Sektortekniken kallas också högupplöst ICP-MS för att den magnetiska sektorn har en högre

Kommentar [ASW14]: Remissfråga: är det några delar i denna text som känns överflödiga och/eller saknas något som borde vara med?

	massupplösning jämfört med kvadrupolen. Kan analysera prover som inte en vanlig ICP-MS kan analysera, så som havsvatten och biologiska prover. Under optimala förhållanden är precisionen bättre än 0,05% relativ standardavvikelse.
MC-ICP-MS	En MC-ICP-MS är en hybrid masspektrometer, med denna teknik baseras massseparation på en magnetisk sektor som i ICP-SFMS. Högre precision möjliggörs genom samtidig mätning av isotoperna med enskilda detektorer, en relativ standardavvikelse ner till 0,001% (= 10 ppm) kan uppnås.
GC-MS	GC-MS är en analytisk metod som kombinerar egenskaperna hos gaskromatografi och masspektrometri för att identifiera olika ämnen i ett prov. I gaskromatografi förångas provet i en injektor och förs vidare med en gasström genom en kolumn, där olika ämnen separeras och registreras som olika toppar av detektor.
GC-ECD	En ECD (Electron Capture Detector) har hög känslighet och selektivitet för klorerade ämnen, organiska peroxider och nitroföreningar.
GC-MSD	En MSD (Mass Selective Detector) förbättrar analysen av PAH, som kan vara problematiskt då PAH:er (främst de med hög molekylvikt) tenderar att fastna på ytor i det analytiska instrumentet och känsligheten går ner.
Mikrokolumnmetrisk titrering	Är en elektrokemisk metod där provet förbränns i en ugn med tillgång till syre och mängden organiska halogener bestäms. Det är en screening-metod som efter olika förberedelser kan användas vid analys av EOX, AOX och POX.

4.2 Mätosäkerhet och känslighet

4.2.1 Analysosäkerhet

Med mätosäkerhet menas ett mått, ett intervall, inom vilket ett mätresultats sanna värde ligger. Osäkerheten hos analysmetoden kan vara relaterad till t.ex. mätinstrumentet i sig men även andra instrument som används i analysen såsom vågar för att bestämma massa och volym. Osäkerheten hos analysen kan uppskattas genom att dels gå igenom alla tänkbara osäkerheter i samband med analysen ("bottom-up approach") och/eller genom att utgå från analyser på certifierade referensmaterial²¹, rutinkontrollprover eller ringtester²² ("top-down approach").

Genom ett dotterdirektiv till vattendirektivet, det så kallade QA/QC direktivet (2009/90/EG)²³ finns tydliga kravspecifikationer för de analysmetoder som ska användas vid övervakning av den akvatiska miljön.

QA/QC-direktivet anger tekniska specifikationer och standardmetoder för kemisk analys som ska användas vid övervakning av kemiska ämnen inom ramen för vattenförvaltningen (vattendirektivet). Övervakningsresultaten används bl.a. som underlag vid en klassificering av kemisk status och då används effektbaserade bedömningsgrunder som jämförelse. Direktivet anger t.ex. i artikel 4 att:

"Medlemsstaterna ska säkerställa att minimikriterierna för alla analysmetoder som används är baserade på en mätosäkerhet på högst 50 % (k = 2) beräknad på nivån för relevanta

²¹ CIS 19 har med en bilaga med exempel på producenter av certifierade referensmaterial och specifika material av akvatisk relevans.

²² För ackrediterade laboratorier är det obligatoriskt att delta i ringtester ("interlaboratory trials") men även icke ackrediterade laboratorier kan delta. Ringtester är en del av ett s.k. "kvalifikationsprövningsprogram".

²³ EU direktiv (2009/90/EG) om tekniska specifikationer och standardmetoder för kemisk analys och övervakning av vattenstatus

miljökvalitetsstandarder och en kvantifieringsgräns som är lika med eller under ett värde på 30 % av de relevanta miljökvalitetsstandarderna.”

Om det inte finns någon metod som klarar detta ska ”medlemsstaterna se till att övervakningen utförs med bästa tillgängliga teknik som inte medför orimliga kostnader”. Man kan läsa mer om mätosäkerhet och vad som gäller inom vattenförvaltningen i t.ex. vägledningsdokumentet CIS 19.

Vilken osäkerhet hos analysen man kan acceptera utan att det blir alltför stora osäkerheter i den slutliga riskbedömningen beror på hur nära ett jämförvärde halterna befinner sig. Högst 50% analysosäkerhet kan ses som ett minimikrav vid riskbedömning av sediment. Vid exempelvis 50% osäkerhet (det vill säga relativ utökad mätosäkerhet i laboratorieanalysen) innebär en rapporterad uppmätt halt om 5 mg/kg att vi med 95% övertygelse kan säga att den verkliga halten ligger i intervallet 2,5–7,5 mg/kg av ämnet i provet som har analyserats. Om både uppmätt halt och jämförvärdet ligger inom det intervallet är vi således inte säkra på om jämförvärdet verkligen överskrids.

4.2.2 Detektionsgräns och kvantifieringsgräns

I sammanhanget är det viktigt att skilja mellan detektionsgräns (LOD, Limit of Detection; LD, Detection Limit; LLD, Lower Limit of Detection) och kvantifieringsgräns (LOQ, Limit of Quantification). Detektionsgränsen för en kemisk analysmetod är den lägsta halt där ett visst ämne kan detekteras, dvs. där det kan fastställas att ämnet *finns* i provet. Beträffande ämnets verkliga halt är ett resultat vid detektionsgränsen mycket osäkert, dvs. analysen kan inte betraktas som kvantitativ. Detektionsgräns definieras enligt QA/QC-direktivet som ”*det utslag eller koncentrationsvärde över vilket det med angiven konfidensgrad kan bekräftas att ett prov är annorlunda än ett blankprov som inte innehåller det ämne som ska bestämmas*”. Detektionsgränsen bestäms normalt som tre gånger den standardavvikelse som fås vid analysen av blankprover.

Kvantifieringsgränsen däremot är den lägsta haltnivå som kan bestämmas kvantitativt med tillfredsställande säkerhet. Kvantifieringsgräns definieras enligt QA/QC-direktivet som ”*en angiven multipel av detektionsgränsen vid en koncentration av ämnet som rimligen kan bestämmas med godtagbar noggrannhet och precision. Kvantifieringsgränsen kan beräknas med användning av lämplig standard eller lämpligt prov och kan erhållas från den lägsta kalibreringspunkten på kalibreringskurvan, exklusive blankprovet*.” Det är vanligt att kvantifieringsgränsen bestäms som 10 multiplicerat med standardavvikelsen för blankprover och den blir då drygt tre gånger högre än detektionsgränsen. Uppmätta halter som ligger nära (strax över) kvantifieringsgränsen är ofta mer osäkra än de som är tydligt över kvantifieringsgränsen. Haltangivelser strax under kvantifieringsgränsen men över detektionsgränsen är så pass osäkra att man främst kan konstatera att ämnet har detekterats. Uttrycket rapporteringsgräns används som en samlande beteckning för den lägsta halt som rapporteras oavsett hur den beräknas. Det normala är att rapporteringsgränsen är lika med kvantifieringsgränsen. På så sätt kan rapporterade haltvärden behandlas som kvantitativa.

En kvantifieringsgräns som är högre än den bedömningsgrund som uppmätt halt ska jämföras mot innebär att man i värsta fall inte kan avgöra om det föreligger någon risk. Analysens känslighet brukar vanligtvis inte vara ett problem inom ett förorenat sedimentområde, där föroreningshalterna ofta är kraftigt förhöjda. Halterna sjunker dock i allmänhet på större avstånd och för att kunna

avgränsa påverkansområdet är det lämpligt att använda sig av så pass känsliga metoder att kvantifieringsgränsen hamnar en bit under bedömningsgrunden.

4.2.3 Interferens

Andra komponenter i provet förutom analyten (ämnet som ska analyseras) kan också påverka analysresultatet. Om interferenser är närvarande antingen därför att de inte kan separeras från analyten eller också därför att man inte vet att de är närvarande så har de ett antal effekter. Interferens (matrisstörningar) kan antingen synas som mindre respons i en analysmetod (underskattning av koncentrationen) eller som en förstärkt respons (koncentrationen överskattas). Vid utveckling och validering av metoder är det därför viktigt att en bred kontroll av interferens har utförts och att effekterna av dessa har kvantifierats.²⁴ Metodens känslighet kan också förbättras genom exempelvis bättre rengöring av analyskärl och mer selektiva detektorer. Interferens kan också minskas genom att provet späds ut på olika sätt. En mindre mängd av provet analyseras på ett känsligt instrument, vilket också leder till att interferensen minskar (SWEDAC, 2000).

4.3 Standardisering

I vattendirektivets bilaga V (2000/60/EG) anges under avsnittet 1.3.6. ”Standarder för övervakning av kvalitetsfaktorer”) ”*De metoder som används för övervakningen av typparametrar ska överensstämma med de internationella standarder som anges nedan i den mån de avser övervakning, eller med andra nationella eller internationella standarder varigenom det säkerställs att data av motsvarande vetenskapliga kvalitet och jämförbarhet finns att tillgå*”. Det anges att ”*alla relevanta CEN/ISO-standarder*” kan användas för fysikalisk-kemiska parametrar (dvs. bl.a. kemiska ämnen). I skrivande stund finns det t.ex. 229 stycken CEN/TC 230 standarder²⁵, dvs standarder som avser metoder relaterade till vattenkvalitet, varav 59 avser kemiska analyser²⁶.

I QA/QC-direktivet finns det också krav på att ”*medlemsländerna ska se till att laboratorier eller parter som kontrakteras av laboratorier tillämpar kvalitetsstyrningssystem i enlighet med EN ISO/IEC-17025 eller annan motsvarande standard som är internationellt accepterad*” . Standarden beskriver allmänna kompetenskrav för provnings- och kalibreringslaboratorier, allt från resurskrav, processkrav till krav på ledningssystem.

Det är ont om standarder som specifikt utvecklats för analys av sediment eller suspenderat material. Några undantag finns (exempelvis för PBDE), men existerande standarder för jord kan användas även för sediment, eventuellt efter någon mindre modifikation. I CIS 19 (Annex I) finns en lista på då tillgängliga ISO-standarder för jordanalyser och dessa kan även användas för analys på sediment.

Det kan dock saknas CEN/ISO-standarder för flera ämnen av relevans vid förorenade sedimentområden. Även andra standarder kan då användas²⁷. För t.ex. metylkvicksilver (den för

²⁴ Det kan vara betydelsefullt att använda riktiga prover i samband med utveckling av en metod, därför att de ger besked om de interferenser som kommer att uppträda i analysarbetet. Att minska antalet interferenser sker genom ett stegvis arbete där det är viktigt att visa att metoden inte störs av kända tillsatser, kända föroreningar som biprodukter, nedbrytningsprodukter, metaboliter och övriga ämnen i matrisen. Eventuellt behöver en accelererad nedbrytning utföras om nedbrytningsprodukterna inte är kända.

²⁵ CEN står för ”European Committee for Standardisation”. TC står för ”Technical Committee”.

²⁶ Några av dessa avser dock näringsämnen eller mer allmänna vattenkemiska analyser såsom pH och syrgashalt.

²⁷ Artikel 3 i QA/QC-direktivet lyder:

organismer mest biotillgängliga formen av kvicksilver) saknas ISO/CEN standard men det finns EPA standard. CIS 19 har med en länklista till olika standardiseringsorgan.

Att standardisera en analysmetod tar ofta väldigt lång tid och därför är det inte nödvändigtvis så att (ännu) icke standardiserade analysmetoder är ”sämre” än de standardiserade. Det kan helt enkelt handla om att det är relativt nya analysmetoder. För riskbedömning av förorenade sedimentområden är det rimligt att, vid behov, även kunna använda ännu icke standardiserade metoder, under förutsättning att man kan säkerställa att det går att lita på resultaten och dra slutsatser om risk. Har man t.ex. gjort några ringtester och vad visade de? Vilka andra metoder finns för att mäta samma ämne och hur beror resultaten av val av metod? De tekniska specifikationerna ovan (LOQ och analysosäkerhet) är tillämpbara och viktiga att beakta alldeles oavsett om analysmetoden är standardiserad eller inte.

I CIS 19 finns faktablad för respektive ämne som ingår i direktivet om prioriterade ämnen med information om (då) tillgängliga standarder och andra metoder som kan användas. Notera att vägledningen togs fram innan direktivet om prioriterade ämnen var beslutat första gången och att de preliminära EQS som då var aktuella samtliga var uttryckta för vatten.

4.4 Betydelsen av provberedning och förbehandling

Provberedning är olika sätt eller metoder som ett prov behandlas på innan det analyseras. Olika analyser kan kräva olika provberedning. Provberedningen har stor betydelse för resultatet av analysen, men kan både vara tidskrävande och en felkälla om fel metod väljs. Det är därför viktigt att välja rätt provberedningsteknik så att påverkan på proverna blir så liten som möjligt inför vidare analys. Det är viktigt att som beställare av en analys stämna av med analyslaboratoriet hur provet ska vara beskaffat när det lämnas in och vilken provberedning som ska utföras på laboratoriet.

Vägledning om vilken provberedning som är lämplig ges ofta i analysstandarderna i form av hänvisningar eller referenser till lämpliga standarder för provberedning (SGI, 2017), se tabell 9.

Tabell 9. Standarder för provberedning av jord/sediment.

Referens	Standard (namn)
SS-EN-16179	Slam, behandlat bioavfall och mark - Vägledning för förbehandling av prover
ISO 11464	Markundersökningar – Förbehandling av prover för fysikalisk och kemisk analys
ISO 14507	Soil quality – Pretreatment of samples for determination of organic contaminants
SS-EN ISO 16720	Markundersökningar – Förbehandling av prover genom frystorkning för efterföljande analys
ISO 23909	Markundersökningar – Beredning av laboratorieprover från stora provmängder

”Medlemsstaterna ska se till att alla analysmetoder – hit hör laboratorieanalys, fältanalys och onlinemetoder – som används för kemiska övervakningsprogram som utförs enligt direktiv 2000/60/EG valideras och dokumenteras i enlighet med standarden EN ISO/IEC-17025 eller annan motsvarande standard som är internationellt accepterad.”

Inför en vattenanalys kan prover behöva förberedas beroende på vilken frågeställning som ska besvaras. Vattenprover kan analyseras antingen som de är med partiklar eller efter filtrering/dekantering. Vid analys av metaller används ofta filtrering som metod för att avlägsna partiklar. Vid analys av organiska ämnen dekanteras provet för att ta bort partiklarna. Det är viktigt att det laboratorium som ska hantera proverna informeras om hur proverna ska förbehandlas med avseende på filtrering, dekantering och uppslutning/totalhalt, eftersom valet kan påverka analysresultatet. Om jämförelser ska göras med ett fast koncentrationskriterium (såsom en effektbaserad bedömningsgrund) bör därför först kontrolleras om bedömningsgrunden till exempel avser filtrerad fraktion; då behöver vattenprovet filtreras före analysen. För att uppskatta mängd som sprids är det däremot oftast lämpligt att analysera totalhalt för att även få med partikelbunden fraktion. För att kunna göra jämförelser över tid eller mellan platser är det också viktigt att vara konsekvent under projektets gång så att resultaten går att jämföra.

4.5 Ackrediterade laboratorier

För att kunna jämföra resultat mot varandra är det en fördel om analyserna utförs av samma ackrediterade laboratorium. Ackrediteringen säkerställer att kvalitetskrav uppfylls enligt en standard så att till exempel analyser genomförs med hög kvalitet. Men även om två laboratorier är ackrediterade och följer uppsatta standarder kan resultaten skilja sig åt, på grund av hur exempelvis prestanda beräknas och uttrycks. Om analysresultaten istället ska utvärderas mot ett jämförvärde (uttryckt i absoluta tal) kan det vara en fördel om flera laboratorier utför samma analyser, för att få ett mått på variabilitet och osäkerheter.

4.6 Vilka parametrar bör analyseras?

4.6.1 Vilka föroreningar förekommer – och behöver beaktas i riskbedömningen?

Sediment kan i högre grad än förorenad mark antas kunna vara påverkad av flera olika källor och därmed av många olika föroreningar.

Vilka ämnen som bör undersökas varierar och ett viktigt beslutsunderlag i det enskilda fallet är inventeringsunderlaget. I samband med en inventering och prioritering kan det vid verifieringen dock ofta räcka med att mäta några enstaka ämnen för att kunna dra slutsatsen om området är förorenat eller inte och för att ta ställning till om det är prioriterat att undersöka riskerna. Vid industriutsläpp som har lett till förorening av både mark och omgivande akvatisk miljö kan man då i hög grad för sediment fokusera på samma ämnen som är aktuella att undersöka på land (se [branschlistan](#)).

Beroende på vilken eller vilka huvudsakliga källor det handlar om behöver ämnen och ämnesgrupper kopplade till dessa undersökas vidare i riskbedömningen. Det kan dels handla om de ämnen som släpps/släpptes ut eller på annat sätt tillfördes från dessa källor men också ämnen som har bildats eller kan bildas på sikt. För PFAS-förorenade sediment är det till exempel lämpligt att även undersöka förekomst av prekursorer.

I en riskbedömning behöver man dessutom även ta hänsyn till den sammanlagda exponeringen för många ämnen samtidigt. Därför kan fler parametrar, som eventuellt inverkar på den slutliga risken men som kanske t.o.m snarare kommer från andra källor, behöva läggas till. En skillnad gentemot riskbedömningar av förorenade markområden är att ett sedimentområde i högre grad kan ha

påverkats även av mer avlägsna källor men där förorenade partiklar har spridits med t.ex. strömmar innan det sedimenterar vid lugnare förhållanden²⁸.

Även om det är angeläget att undersöka förekomst av t.ex. prioriterade ämnen inom vattenförvaltningen är det viktigt att i det här sammanhanget inte enbart fokusera på ämnen som är "listade" (t.ex. är med i HVMFS 2019:25) eller ingår i "vanliga analyspaket". Det är viktigt att undersöka förekomst även av ämnen som normalt kanske inte undersöks men som kan vara problematiska på just den här platsen. Andra ämnen, som visserligen är "listade" men troligen är av mindre relevans utifrån föroreningskällorna till det aktuella området, kan man avvakta med istället.

I mycket komplex förorenade miljöer, vilket inte är en helt ovanlig situation när det gäller sediment och särskilt i t.ex. flodmyningar, kan man förstås inte undersöka alla ämnen som kan tänkas vara relevanta. Som ett första steg kan det då vara tillräckligt att fokusera på några olika typer av "indikatorämnen" som kan innebära risker kopplade till de källor som förekommer.

På senare tid har även cellbaserade så kallade in vitro tester börjat användas för att fånga upp samtliga ämnen med en viss verkningsmekanism. Dessa kan ses som ett mellanting mellan kemisk analys och effektanalys och kallas ibland även för bioanalytiska metoder. Genom att lägga till in vitro tester kan man således täcka in även ämnen som kanske inte annars skulle beaktas i en riktad kemisk analys. In vitro tester används också ofta i en så kallad effektstyrd kemisk analys för att ge bättre förståelse för vilka ämnen som ligger bakom observerade effekter, se vidare i [RUF3 3A:5](#).

4.6.2 Stödjande parametrar

Beroende på om det är sediment, ytvatten eller biota som ska analyseras, kan data för olika stödparametrar behöva samlas in för att underlätta utvärderingen av analysresultaten.

För sediment bör alltid TOC analyseras. Fraktionen organiskt kol hos ett sediment kan också beräknas ofta från glödförlusten (GF)²⁹.

För ytvatten kan till exempel värden på pH, DOC/TOC och Ca eller CaCO₃ behövas som stödparametrar i utvärderingen av metallhalter.

För biota kan data på fetthalt (%) eller torrsubstans (%) behövas om mätvärdena är baserade på lipidvikt eller torrsubstans för att omräkning till våtvikt ska bli möjlig.

4.6.3 Indikatorämnen, grupp- och samlingsparametrar

Ibland analyseras inte bara enskilda ämnen utan grupper av ämnen med en gemensam nämnare. Vid PFAS-förorenade områden kan det vara lämpligt att lägga till analys av TOP, för att även få med prekursorer, men även EOF (extraherbart organiskt fluor) kan vara av relevans.

I flera fall avser exempelvis de EQS-värden som används inom vattenförvaltningen inte bara en enskild substans. Både α - och β -endosulfan bör till exempel analyseras och summan användas vid jämförelse mot kriteriet. På motsvarande sätt ska till exempel p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDE och

²⁸

²⁹ Det kan exempelvis göras med hjälp av Van Bommelens faktor: $GF = f_{oc} \times 1,724$ (Leonardsson 2005; Schumacher 2002). Men relationen mellan glödförlust och organisk kolhalt kan i praktiken variera, se t.ex. Jonsson (2003).

p,p'-DDD analyseras och jämförs både med ett enskilt värde för p,p'-DDT och summan av alla fyra (DDT_{total}). Se vidare i CIS 19 och Havs- och vattenmyndigheten (2016) samt [RUF3 3A:5](#).

Bredare kemiska analyser kan utföras av ämnesgrupper, t.ex. AOX (Adsorbable Organically bound halogens)³⁰, EOX³¹, alifater, TOF (total organic fluorine), oljeindex. Sådana analyser är användbara för att till exempel avgränsa påverkansområdet men också för att få en uppfattning om huruvida det tänkbart förekommer många fler ämnen av samma grupp än de som fångas upp i den riktade kemiska analysen. Ämnesegenskaperna ur toxikologisk/ekologisk synvinkel kan dock skilja sig åt markant mellan olika ämnen i samma grupp. Det är därför svårt att tolka data utifrån effekter (risk) eftersom ett prov som visar till exempel högre AOX-halt inte nödvändigtvis är sämre än ett prov som visar på låg AOX – det beror på vilka ämnen som förekommer. Motsvarande gäller för olja, TOF osv.

4.6.4 Förutsättningslös analys

Förutsättningslösa (ej riktade) kemiska analyser kan användas som ett första steg för att undersöka komplext förorenade prover där det är oklart vilka ämnen man ska leta efter. Sådana förutsättningslösa analyser kan användas för att kartlägga om olika ämnen eller ämnesgrupper finns på platsen och i vilken matris samt om ytterligare och mer noggranna (riktade) analyser behövs.

4.6.5 Kemiska fingeravtryck

För grundämnen kan isotopanalyser användas som ett slags fingeravtryck för en viss typ av föroreningskälla. För organiska ämnen såsom dioxiner, PCBer, PFAS och PAH kan kongenmönstersammansättning användas på motsvarande sätt för att koppla förekomst av en förorening till en viss källa.

4.7 Karaktärisering av blandningar och material

I den akvatiska miljön påträffas ofta även främmande material och blandningar som exempelvis olja, cellulosa-fibrer, plast och dumpade tunnor. Utöver den kemiska analysen av sådana material behöver materialen i sig beskrivas. Karaktäriseringen ger stöd både vid bedömning av spridningsrisker och för att vid behov identifiera tänkbara källor.

4.7.1 Olja

Föroreningens utbredning och karaktär, exempelvis om oljan förekommer i klumpar, i stråk, djupled, mm, är av betydelse för spridningsförutsättningarna.

³⁰ AOX, absorberbart organiskt halogen. De organiska substanserna i vattenprovet adsorberas på aktivt kol, förbränns i syrgas och halten halogener bestäms med mikrokolometrisk metod. (NV4918)

³¹ EOX, anger mängden halogenerade substanser som går att extrahera, vilket nästan alltid är en mindre andel än den absorberbara mängden. Bestämningen utförs med samma teknik som AOX. (NV 4918)

Kommentar [ASW15]: Remissfråga: Ytterligare "material" som bör nämnas här? Ge gärna förslag på kort text!

Om oljans ursprung är känt kan information om aromat- respektive alifatfraktioner, halt av BTEX (bensen, toluen, etylbensen, xylen), viskositet, densitet, och även CAS-nummer finnas tillgängligt. Om ursprunget inte är känt underlättar olika analysparametrar karakteriseringen av föroreningen. Utöver oljeindex, alifat- och aromatfraktioner och BTEX-halter bör även polycykliska aromatiska kolväten (PAHer), alkylerade PAHer och polyklorerade bifenyler (PCBer) analyseras för att få mer information om vilken typ av olja som påträffats. Exempelvis innehåller förorening från råolja alkylerade PAHer och oljeförorening innehållande PCBer kan härstamma från oljeisolerade kablar som tidigare innehöll PCBer.

4.7.2 Fibrer

Träfibrer, eller cellulosa-fibrer, används som råvara inom pappers-, massa- och träfiberskiveindustrin. Fram till omkring 1970-talet släpptes orenat processvatten ut från dessa typer av industrier. Detta ledde till ansamling av fibrer vid utsläppspunkten i så kallade fiberbankar eller fiberrika sediment i recipienten och nedströms liggande ytvatten. Inte bara fibrer släpptes ut med processvattnet, utan även olika processkemikalier vilket innebär att fiberbankar är förorenade med exempelvis klorerade bekämpningsmedel eller TBT från besprutade virkesupplag, kvicksilver från slembekämpning vid massaproduktionen eller dioxiner från klorgasblekning (Josefsson & Norrlin, 2017).

Karakterisering av fiberbankar och fiberrika sediment kräver hydroakustiska mätningar (multistråleekolod, sedimentekolod, sidavsökande sonar, mm) (Norrin et al, 2016). Är det fiberbankar, fiberrika sediment eller både och? Typen av fibrer, densitet, förekomst av föroreningar, eventuell översedimentering, gasavgång är till exempel av betydelse för spridningsrisken. I Göransson et al (2021) ges förslag på hur risken för spridning av föroreningar från fiberbankar kan bedömas med hjälp av probabilistiska metoder.

4.7.3 Mikroplast

Mikroplaster sprids till vattenmiljön från avloppsreningsverk, dagvatten, lakvatten, båtskrov, mm. Precis som partikelbundna/adsorberade föroreningar ackumulerar mikroplaster i sediment. Kartläggning av typ och ursprung (däckslitagepartiklar, konstgräsgranulat, fibrer, industrispill av PVC, fragmenterade färgflagor), storleksfördelning, partikeldensitet, polymertyp samt kemisk analys av adsorberade föroreningar eller additiva kemikalier (stabilisatorer, mjukgörare, mm) behöver ligga till grund för riskbedömningen.

4.7.4 Dumpade föremål såsom tunnor

Tidigare dumpades tunnor med kemikalier, oljerester, mm., i sjöar, vattendrag, kust- eller utsjövatten. Tunnor har dumpats från båtar eller pråmar eller ställts ut på isar för att sjunka till botten när isarna smälte på våren. Tunnor kan påträffas vid undersökningar i vattenområden utanför olika verksamheter eller av en slump vid exempelvis dykningar.

Påträffas tunnor krävs speciellt förfarande med val av undersöknings- och bärgningsmetod. Hantering av tunnorna kräver också speciell utrustning så att man inte kontaminerar tunnornas innehåll inför analys av innehåll om tunnorna är skadade.

Även radioaktivt material, dumpad ammunition, stridsgas och fartygsskrov behöver karakteriseras avseende till exempel risk för läckage.

4.8 Redovisning och bearbetning av data

Redovisning av rådata bör kompletteras med beskrivande statistik och en dataplot (probability plot/lognormalfördelningsdiagram). Följande statistikor bör alltid redovisas:

- Antal prover (n)
- Medelvärde
- Medianvärde
- Högsta uppmätta värde
- Variationskoefficient (CV) och/eller standardavvikelse (s)

Det kan även vara lämpligt att redovisa:

- Typvärde (även kallat mode; det vanligast förekommande värdet)
- Lägsta uppmätta värde
- Percentiler (exempelvis 25 och 95-percentiler)

Variationskoefficienten (även kallad relativ standardavvikelse) är ett bra sätt att kvantifiera föroreningshaltens variabilitet inom ett förorenat sedimentobjekt. Storleken på CV beror på föroreningen, på vilket sätt föroreningen hamnat i sedimentet, provtagningsskalan med mera.

Om $CV < 1$ indikerar det att variabiliteten är relativt måttlig. I flera fall, dock inte alltid, kan statistiska metoder som bygger på normalfördelade data då användas.

Ett CV på 2-3 och ännu högre tyder på en mycket stor variation i data och att det undersökta området därmed är mycket heterogent förorenat. Det kan då vara befogat att det delas in i mer homogena delvolymmer. Om detta inte är möjligt måste särskilda utvärderingsmetoder användas eftersom datamängden är så skev.

På SGI:s webb finns länk till ett verktyg i excel för att på ett enkelt sätt ta fram beskrivande statistik för användarens datamängd som även visas i olika grafer. Dessutom beräknas bland annat UCLM (Upper Confidence Limit of the Mean; övre konfidensgräns för medelhalten) vid olika antaganden. Verktöget utvecklades för en kurs inom Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering (Naturvårdsverket, 2009d) och är fritt att ladda ner.³²

³² <https://www.sgi.se/sv/vagledning-i-arbetet/forenade-omraden/fran-inventering-till-atgard/undersokning-och-datautvardering/datautvardering/>

5 Provtagningsmetoder relaterade till spridning, belastning och exponering

Provtagning av sediment, ytvatten och biota i samband med riskbedömningen kan göras med olika syften och med olika metoder. Vid val av undersökningsmetod och provtagningsutrustning är det viktigt att ha undersökningens syfte i åtanke då valen påverkar slutresultatet. Nedan lyfts några olika metoder och saker att tänka på vid val av provtagningsutrustning.

Mer detaljerade beskrivningar om provtagningsutrustning för sediment och hur provtagning ska gå till finns på Undersökningsportalen³³ och SGF:s Fälthandbok (SGF, 2013). I Sverige har också flera metodbeskrivningar ("undersökningstyper") för nationell och regional övervakning av sediment tagits fram och finns på Naturvårdsverkets och Havs- och vattenmyndighetens webbsidor. EU-vägledningarna CIS 19, CIS 25, CIS 32 och CIS 33 ger också stöd vid övervakning av kemiska ämnen i vatten, sediment och biota. Metoder som används inom de internationella konventionerna för Nordsjön (OSPAR) respektive Östersjön (HELCOM) är också av relevans. Inom dessa konventioner har bl.a. övervakningsprogram etablerats med vissa gemensamma, ibland obligatoriska komponenter. Vägledning för analys av marina sediment (inklusive förbehandling av prover, lagring och normalisering) ges t.ex. i "OSPAR JAMP Guidelines for Monitoring Contaminants in Sediments".

5.1 Provtagningsstrategi

Innan provtagningen kan börja behöver en provtagningsstrategi väljas. Provtagningsstrategin omfattar fler olika aspekter som provtagningsteknik, antal provpunkter och deras placering, antal inkrement per prov, provberedning på laboratorium, antal laboratorieanalyser och önskad säkerhet i provtagningen (SGI, 2018).

För att kunna bestämma hur många prover som ska tas behöver syftet med provtagningen vara väl definierat. Det kan till exempel handla om:

- Uppskattning av risk för effekter på bottenlevande organismer (kemisk analys av kontaktmedier)
- Undersökning av förorenings-spridning till överliggande vatten,
- föroreningsupptag i bottenlevande organismer för vidare spridning i näringsväven
- källspårning för att identifiera källan (ansvaret för föroreningen) men också bedöma risk för återkontaminering
- avgränsning av föroreningens utbredning, geografiskt och vertikalt

Beslut om hur säker man vill vara på sina resultat och om analysresultaten ska utvärderas med någon statistisk metod behöver också fastslås redan före provtagningen.

³³ <http://www.foroarenadecomraden.se/index.php/provtagningsmetoder/sediment>

Kommentar [ASW16]: Remissfråga/Info: Detta kapitel är tänkt som ett "smörgåsbord" där många olika tänkbara undersökningsmetoder av relevans för att bedöma spridning, belastning och exponering presenteras kortfattat. Fortfarande under konstruktion (vissa beskrivningar behöver kortas ner, andra utvecklas). Men vi önskar följande synpunkter:

• Saknas någon rätt? Vilka metoder bör vi lägga till? Motivera gärna.

• Förslag på referenser som bör nämnas, och som kan ge ytterligare stöd för den som vill använda metoden?

5.2 Sediment

5.2.1 Hydroakustiska undersökningar

Inför planeringen, eller i uppstarten, av fältarbetet av sedimentområdet som ska utredas kan hydroakustiska undersökningar genomföras för att få in underlag om vattendjup, terrängkarta (batymetri), bottenens karaktär, eventuella objekt med mera. Underlaget är exempelvis ett bra stöd för var prover ska placeras. Ju mer komplext eller större område det handlar om, desto mer nytta har man generellt av ett hydroakustiskt dataunderlag.

Insamlingen av hydroakustisk data sker vanligen med instrument som sidoseende sonar ("side scan sonar"), enkel- och multistråleekolod och sedimentpenetrerande ekolod, se bild.

De tre hydroakustiska underlagen som skapas, batymetri (vattendjup), backscatter (ytkarta med bland annat sedimenthårdhet) och sedimentekolod (profil genom övre sedimentet), ger bland annat stöd och kunskap om vattendjup, bottenens struktur och hårdhet. För detaljerad information om hur underlaget kan användas vid provplanering, se bland annat Apler och Nyberg 2011, Apler m.fl. 2014, Norrlin m.fl. 2016, Larsson m.fl. 2021, Norrlin m. fl 2022.



Insamling av hydroakustisk data. Foto Emma Karlsson, NIRAS.

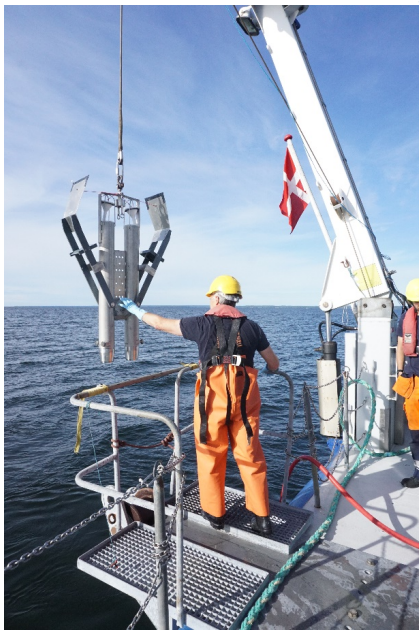
5.2.2 Provtagning av bottensediment

Nedan ges en översiktlig beskrivning av bland annat provtagningsutrustning och provhantering vid provtagning av bottensediment. För ytterligare detaljer hänvisas till bland annat undersökningsportalen på SGFs webb³⁴ och SGFs standarder, undersökningstyper publicerade på Havs- och vattenmyndighetens och Naturvårdsverkets webbsidor och internationellt överenskomna metoder (inom exempelvis ICES, OSPAR och HELCOM).

5.2.2.1 Provtagningsutrustning

Det finns flera olika typer av provtagare för helsediment. Det är viktigt att ha syftet klart för sig innan val av provtagningsutrustning.

Rörprovtagare består i princip ett 1-meters stående plexiglasrör som släpps ner mot botten följt av en tyngd som utlöser en stängningsmekanism. Enklare rörprovtagare kan firas ner från en mindre båt eller till och med kanot och passar ofta mindre projekt på grunt vatten. För mer komplexa rörprovtagare, som ofta även kan ta längre provkärnor krävs vinsch och en mer anpassad provtagningsbåt. Ofta monteras två rör parallellt i en så kallad Geminiprovtagare, se bild. Behövs prover från stora sedimentdjup, för att till exempel undersöka naturliga bakgrundshalter, behövs extra långa rörprovtagare.



Geminiprovtagare. Foto Viktor Fagerström, SGU.

³⁴ <https://www.fororenadecomraden.se/index.php/undersokningar>

Där det behövs större mängd prov är en **lådprovtagare (box corer)** lämpligare. Ytarea hos en lådprovtagare varierar men är normalt som störst 50x50 cm. På grund av sin storlek och tyngd behövs ofta en vinsch men det finns mindre varianter som kan hanteras med handkraft, se bild.



Handhållen lådprovtagare. Foto: Henrik Bengtsson, SGI.

I båda fallen kan relativt ostörda prover tas och det går därför att ta ut de skikt man är intresserad av. Trots detta är det alltid positivt att ha tillgång till undervattenskamera för att filma provtagningen och därmed få en uppfattning om i vilken mån de ytligaste skikten har störts i samband med provtagningen. Man kan även få en uppfattning om provet är ostört i ytan om vattnet över sedimentet i provtagaren är klart.

Även annan provtagningsutrustning i form av **gripskopor** finns för att ta bottenprover. De kan visserligen ta upp stora mängder prov och används för att provta bottenfauna men sedimenten störs vid provtagningen. Gripskopor är därför mindre lämpligt om det är viktigt att kunna karakterisera och kemiskt analysera sedimenten i yta respektive lite längre ner.

Kannprovtagare (exempelvis ryssborr) är en annan typ av provtagningsutrustning. Den kan också vara användbar i vissa sammanhang då man till exempel behöver provta på stora sedimentdjup i grunt vatten (eller från is) och det är tillräckligt med en begränsad mängd prov.

5.2.2.2 *Fältnoteringar och provhantering*

Vid provtagning är det av stor vikt att provet/provkärnan dokumenteras systematiskt och noggrant. Fältprotokollen bör innehålla tydliga beskrivningar av syn- och luktntryck och fotodokumentation ska alltid göras. Exempel på vad som bör ingå i dokumentationen är iakttagelser av lamineringar, bioturbation, inslag av makroskopiska växtdelar, skalfragment eller levande bentiska organismer. En bedömning som omfattar jordart (även om provet är recent eller äldre), redoxpotential och färgbeskrivning av olika nivåer ska också göras.

Koordinater, vattendjup, tidpunkt, väder, provtagningsinstrument, provets djup, nivåer som provtagits samt andra relevanta platsspecifika parametrar ska dokumenteras. Exempel på hur man kan dokumentera ett prov kan hittas i Norrlin m. fl. 2022

(<https://resource.sgu.se/dokument/publikation/sgurapport/sgurapport202216rapport/s2216-rapport.pdf>).

Om halten torrsubstans är låg används ofta frystorkning, för att mäta torrsubstanshalt och för att kunna utföra extraktion på torrt prov och därmed undvika utspädnings effekter. Ett undantag är analys av kvicksilver som görs på vått sediment på grund av risk för gasavgång under frystorkningsprocessen. Eftersom en mindre del av provet tas ut för analys är det viktigt att homogenisera provet innan uttag sker. Detta sker vanligtvis på laboratoriet där lämplig behandling väljs utifrån sedimentens karaktär.

Nytagna sedimentprover ska förvaras i -20 °C fram till en eventuell frystorkning. Om pH ska mätas vid ett senare tillfälle är det viktigt att provet inte utsätts för syre som kan leda till pH-förändringar i provet (Naturvårdsverket, 2017). Mer vägledning finns i HAV – basundersökning sediment

(<https://www.havochvatten.se/download/18.2a9deb63158cebbd2b450e43/1481204988072/sedimentbasunders%C3%B6kningkustohav.pdf>)

Det är viktigt att prover förvaras kylda i 4 ± 2° C i mörkt utrymme mellan provtagning och analys. Jord- och sedimentprover för biologiska tester får förvaras högst en månad i kyla. Motsvarande prover av grundvatten och ytvatten förvaras frysta vid högst -18° C (Naturvårdsverket, 1999).

5.2.2.3 *Vilken mängd prov behövs?*

Det är viktigt att tillräckligt med provtagningsmaterial skickas in till laboratoriet för att hålla nere analysosäkerheterna. Vid sedimentprovtagning är det extra viktigt att inte ta för små mängder prov. Det gäller då flera analyser ska utföras på samma prov (om de inte analyseras parallellt) och särskilt då organiska ämnen ska analyseras. Ytsediment innehåller en hög andel vatten och detta inverkar på kvantifieringsgränsen (ofta uttryckt på torrviktsbasis). Kvantifieringsgränsen bör ligga på en lägre nivå än de eventuella bedömningsgrunder som ska användas (se kapitel 4). Ibland är det viktigt att proverna inte har störts för att inte biotillgänglighet och strukturen hos sedimentet ska ha påverkats. På grund av risk för störning kan till exempel grävprovtagare vara olämpligt att använda. Det är då ofta vara nödvändigt att göra flera hugg på samma plats för att få ihop tillräckligt stor mängd.

5.2.2.4 *Vilket provtagningsdjup?*

Vilket sedimentdjup som ska provtas beror på syftet med undersökningen. Vid statusklassificering inom vattenförvaltning rekommenderas ytliga sediment och då provtas oftast de översta

centimetrarna. Detta kan motiveras både utifrån att det främst är dessa sedimentskikt som bottenlevande organismer exponeras för men också vilken tidperiod detta sedimentskikt normalt representerar. Vid riskbedömning av förorenade sediment är det ofta motiverat att undersöka även djupare lager, för att exempelvis undersöka trenden.

5.2.2.5 Undersökningar av laminerade sediment

Det går ibland att undersöka sedimentkärnor från ackumulationsbotten för att få en uppfattning om avsättningen (enhet mm) och hur den har varierat över en längre tid. Om sedimenten på en ackumulationsbotten inte störs naturligt eller av mänskliga aktiviteter är de ofta laminerade, och man kan se att mörkare lager varvas med ljusare lager. De mörkare lagren har avsatts under sommaren och färgen kommer sig av den ofta högre halten organiskt material under den biologiskt produktiva delen av året. Ackumulationsbotten domineras ofta av bioturberade leryttjesediment. Bioturbation motverkar årsvarvsbildning. Om syrehalten däremot sjunkit under 2-3 mg/ O₂/l slås bottenfaunan mer eller mindre ut och då bildas laminerade, årsvarviga sediment.

Om varvtjockleken exempelvis i snitt är 1 cm så kan man även utgå från att sedimentackumulationshastigheten är ca 1 cm/år. Notera dock att en viss kompaktion av djupare liggande sediment kan ha skett (vilket gör varven tunnare). Att räkna årsvarv på laminerade sediment används också för att bestämma vilken tidsperiod ett visst sedimentskikt har deponerats. Ett varv representerar ett års deposition. På så sätt kan man utvärdera hur föroreningsbelastningen på sedimenten har varierat över tid och även få en uppfattning om tänkbar framtida trend.

FIGUR!

5.2.3 Sedimentfällor

Sedimentfällor kan användas för att undersöka den nuvarande sedimentackumulationshastigheten inom det förorenade området eller den mängd som sprids (partikulärt bundet) från det förorenade sedimentområdet till andra områden, exempelvis nedströms liggande vattendrag. Fällorna samlar upp sedimentande och nedfallande material som sedan kan analyseras på förekomst av förorenade ämnen.

Sedimentfällor finns av olika typer beroende på syftet. Sedimentfällor placeras ofta nära botten men kan även placeras på olika djup för att åstadkomma en profil (SGF, 2013). Uppsamlingskärlet kan till exempel hänga i en boj som flyter på vattenytan med ett ankare. För att inte själva provtagningen ska påverka resultatet är det viktigt att till exempel föra ner ankaret mycket försiktigt till botten. Eftersom fällorna ofta behöver sitta ute några veckor kan de behöva förankras vid strandkanten för att inte följa med strömmar vid höglöden. Sedimentfällor kan även placeras direkt på botten för att få en bild av sedimentation och resuspensionens omfattning.

I områden med begränsad partikeltransport eller i områden med hög periodisk partikeltransport kan sedimentfällor vara ett problematiskt angreppssätt. Ett annat sätt att mäta sedimenttransporten är genom analys av suspenderat material.

5.2.4 Porvattenprovtagning

Porvattenanalys kan exempelvis ge information om vilken koncentration som är tillgänglig för upptag via gälar.

Det finns flera olika metoder för att provta porvatten från sediment och val av metod behöver anpassas till syftet och förutsättningarna. Ett traditionellt sätt är att centrifugera sedimentprover, se exempelvis SETAC, XXXX och Skyllberg et al 2006. Porvatten kan då extraheras ur samma prover som provtagits för helprovsanalys.

En annan etablerad metod är att pumpa upp porvattnet från sedimenten, se exempelvis USEPA, 2020.

Det finns idag också olika typer av passiva provtagare kommersiellt tillgängliga på marknaden. Två exempel på när detta har använts beskrivs i USEPA (2012, 2017).

5.2.5 Suspenderat material

Att undersöka mängden suspenderat material kan ge en uppfattning om betydelsen av masstransport det vill säga hur stora mängder sediment (och därtill bundna föroreningar) som transporteras ut från det förorenade sedimentområdet till följd av resuspension. Här kan till exempel sedimentfällor i fält användas för insamlingen (se ovan).

Mängden suspenderat material i ett vattenprov mäts gravimetriskt genom sugfiltrering genom ett på förhand vägt filter (1,2 µm enligt SS-EN 872:2005). Som alternativ till analys av suspenderat material kan turbiditeten mätas. Turbiditeten är ett mått på provets förmåga att sprida ljus.

Det suspenderade materialet kan i sig också analyseras för att få uppgifter om föroreningskoncentrationerna, vilket i sin tur ger information om belastningen (mängden förorening som sprids). För analys av grundämnen på suspenderat material finns rutinanalyser och 1-2 liter prov brukar kunna räcka.

5.2.6 Lakförsök

Lakförsök kan användas för att med hjälp av standardiserade metoder uppskatta läckage av föroreningar från sedimentet eller andra i huvudsak fasta material till omgivande vatten under olika förutsättningar.

Idag används ofta skakförsök för att utvärdera ett värsta fall-scenario. Enstegs laktester enligt SS-EN 1247-2 (skaktest). Provet skakas då med avjoniserat vatten i ett steg, vid L/S 30 i 24 timmar. Därefter analyseras lakvattnet.

Ytutlakningstest (SS-TS 15863) används för att bestämma utlakningshastigheten av ämnen där diffusion styr transporten av utlakade ämnen. Ytutlakningstest är standardförfarande för att bättre än ett enstegs skaktest efterlikna (simulera) de naturliga utlakningsprocesserna och därigenom kunna utvärdera hur utlakningprocessen från fasta material kommer att se ut i verkligheten. I dessa test sänks en provkropp med bestämd yta ned i ett kärl med en bestämd mängd lakvätska. Lakvätskan byts sedan under fyra bestämda intervall (7, 14, 18 och 64 dygn) och lakvätskorna från dessa olika intervall analyseras.

5.2.7 Extraktionsmetoder för att mäta biotillgänglig fraktion

CIS 27 ger för organiska ämnen tre olika förslag på hur man kan undersöka tillgänglig fraktion i sediment med hjälp av extraktionsmetoder:

- SPME (Solid Phase Micro-Extraction),
- POM (Poly-oxy-methylene),
- Tenax®.

Alla tre metoderna är relativt billiga och kan utföras på rutin. De två första (SPME och POM) metoderna går ut på att man provtar porvattnet och uppmätt koncentration föreslås sedan jämföras mot EQS uttryckt för vatten. Man riskerar således att missa den andel som kan tas upp via magtarmkanalen hos de evertebrater som konsumerar partiklar. Tenax-metoden (en sorbent) går istället ut på att extrahera ut den andel som är bundet till amorft kol med hjälp av fast sorbent och som i sin tur är relaterad till halt i porvattnet. Även Tenax-metoden avser därför indirekt den andel av föroreningarna som når organismen via porvattnet. Till skillnad från ovanstående angreppssätt jämför man dock här extraherad koncentration i den fasta sorbenten mot sediment-EQS-värdet.

Dean & Scott (2004) nämner även andra metoder såsom sekvensiell extraktion med olika organiska lösningsmedel, superkritisk CO₂-extraktion, subkritisk vattenvattenextraktion, och även andra typer av sorbenter (såsom XAD-2), extraktion med membrandialys, gasmedierad extraktion ("gas purging"), termisk desorption.

Dean & Scott (2004) nämner också in vitro extraktion (tarmupptagstest). Att simulera tarmupptaget in vitro som ett första steg i en fördjupad riskbedömning (när t.ex. EQS för sediment överskrids), istället för att direkt undersöka levande organismer i bioackumulationsförsök har flera fördelar, inte minst tidsåtgången, då ett in vitro test tar några timmar. En utmaning är dock att få tillgång till tillräckligt med tarmvätska för att köra många försök.³⁵ Någon standardmetod för att undersöka tarmupptag (oral biotillgänglighet) hos evertebrater har ännu inte etablerats men Voparil & Mayer (2004) testade olika kommersiellt tillgängliga lösningar (surfaktanter och proteiner) med syfte att imitera upplösning av fettlösliga ämnen (enskilda PAH-molekyler) inuti tarmkanalen hos sandmask. Ett signifikant samband mellan upplösning i syntetisk cocktail och upplösning i naturlig tarmvätska erhöles. Se även Beckingham & Ghosh (2017).

För metaller finns också olika typer av extraktionsmetoder. NRC (2003) nämner till exempel passiv extraktion med vatten och neutrala salter, aggressiva extraktioner med syror (såsom 0,1 M HCl och EDTA).

5.2.8 Konsolidationstest för att mäta gasavgång

Erten et al (2011) har tagit fram ett konsolidationstest för att kunna mäta bland annat mobiliteten hos sådana föroreningar som förekommer i löst fas i sedimentet men ändå inte i porvattnet (NAPL, "nonaqueous phase liquid"). Detta test kan även användas för att mäta mängden gas som frisläpps

³⁵ Även större evertebrater såsom sandmasken innehåller en mycket begränsad volym tarmvätska (1 ml).

respektive föroreningar som följer med denna gas. Testet kan antas överskatta den verkliga transporten av föroreningar i gasfas (Reible, 2014).

5.2.9 Bentiska fluxkammare

Bioturbation och advektion (strömningar i sedimentet) kan ibland utgöra en väsentlig spridningsväg (Hamton & Chadwick, 2000). En in situ-metod för att mäta fluxkomponenten genom sediment-vattenkontakten kan i vissa sammanhang vara ett bra komplement till biodiffusionsberäkningar för att undvika de många felkällor som annars kan uppstå i bedömningen.

Spridning av metaller och persistenta organiska föroreningar (POPs) från ytliga sediment kan mätas med hjälp av så kallade "bentiska fluxkammare", eller på större vattendjup med hjälp utav bentiska fluxkammare monterade på bentiska landare.

Det räcker med en enkel bentisk fluxkammare för att mäta föroreningsflöden från ytliga sediment i kustnära områden som tex i småbåtshamnar men vid djupare förhållanden används landare som även den mäter fluxkomponenten med hjälp av så kallade bentiska fluxkammare monterade på en landare (Frogner-Kockum et al., 2016; Frogner-Kockum et al., 2020). Dessa landare med fluxkammare som tidigare främst har använts till att mäta flux av syre, näringsämnen och spårämnen kan även med fördel användas för riskbedömning av förorenings-spridning i havsvatten ned till ett djup av ca <1000 m och består av två delar, en inre och en yttre ram som båda är tillverkade av titan.

Den inre ramen, som vid mätningar kan användas utan yttre ram, består av ett system med ett flertal funktioner. Den inre ramen i bilden (Figur x) bär två experimentella moduler på den lilla landaren och fyra experimentella moduler på den stora landaren (Figur x). Modulerna kan lätt bytas ut vid behov. I den inre ramens mer centrala delar finns två behållare som innehåller ett "förprogrammerat" kontrollsystem med batterier och dataloggning. Kontrollsystemet driver all mekanik för vattenprovtagning (med sprutor) och provtagning av sediment (endast i stor landare), samt omrörings-hastighet osv. En noggrannare beskrivning av landarsystemet av typen "Gothenburg" som tidigare har använts för flödesmätningar av spårelement finns presenterad i Almroth et al. (2009) och i Frogner-Kockum et al. (2020).

Organiska föroreningsflux mäts även dom med en typ utav fluxkammare fast vid dessa mätningar används en insitu provtagningsteknik utvecklad av Norges geotekniska institut (NGI) (Eek, et al., 2010). Fluxmätaren består av en fluxkammare i rostfritt stål (höjd 250 mm, area 0,049 m², volym 3,4 L) som är utrustad med en passiv provtagare för POPs. Den passiva provtagaren är tillverkad av polyetylen, en så kallad SPMD (längd 0,92 m, 534 cm² area, tjocklek 75 – 90 µm, Exposmeter, Sverige) och är fylld med triolein (4,8 mL). SPMD:n monteras under fluxkammarens innertak (se Figur xx) så att dess upptagningsarea var 0,034 m². Fluxkammaren är även utformad med en stålkant som förhindrade den övre delen av kammaren att sjunka ned i sedimentet. Fluxmätaren placeras på sjöbotten och förtöjs med en sjunklina till en boj. För att undvika resuspension av partiklar från sjöbotten är fluxkammaren försedd med en öppning som tillåter vatten att flöda fritt genom kammaren under utplacering. Denna öppning stängs dock direkt efter utplacering för att

möjliggöra och initiera en fluxmätning. Efter ca 30 dagars provtagning avbryts fluxmätningen och SPMD förvaras fryst (-18 °C) fram till kemisk analys.

Fluxen kan variera över tid (kopplat till t ex variationer i temp). Därför bör mätningar pågå under längre tid och eventuellt upprepas under året.

Fluxen beräknas med hjälp av följande ekvation (Dahlberg et al, 2021):

$$F_{diff} = \frac{M_{SPMD}}{A_{sed} * t_{deployment}}$$

5.2.9.1 *Provtagning av gasmedierad spridning*

Föroreningar kan sannolikt även spridas med gas och för att mäta föroreningsspridning med detta medium används en metod utvecklad av Frogner-Kockum et al., 2022. Metoden använder sig av en specialkonstruerad och teflonbelagd tratt som står i förbindelse med två olika sorters filter på sin väg mot uppsamlingspåsar för gas (Se illustration i figur xx). Tratten har även en perforerad mantel runt sig. För att undvika att vatten tränger upp i filter och i gaspåsar har en vattenavskiljare utvecklats på SGI (Se figur xx). Det är viktigt att kunna veta vilken yta man mäter på och under vilken tid mätningen har pågått under samt även att kunna utvärdera vilken mängd gas som har genererat den uppmätta föroreningsspridningen.

5.2.10 **Sedimentprofilkamera (SPI)**

Sedimentprofilkamera kan vara användbar för att studera till exempel syresättning och om det finns något bottenliv på mjukbottnar, se till exempel Germano et al (2011)

5.3 **Yt- och bottenvatten**

Bedömningar som baserats på resultat från kemiska analyser är beroende av provtagnings kvalitét, som i sin tur beror på när och var proverna tas och vilken variabilitet det finns i provtagningsmediet. I akvatiska system kan föroreningskoncentrationen vara svår att bestämma och osäkerheter förknippade med provtagningen är ofta högre än analysosäkerheterna. Variationen kan bestå av många olika komponenter, som säsongsvariation, cykliska förlopp, trender, stegvisa förändringar och oregelbunden (slumpmässig) variation (Naturvårdsverket, 2008). Därför rekommenderas att provtagning inför en riskbedömning utförs i flera undersökningspunkter vid flertal tillfällen för att kompensera för variationer, givetvis med ett tydligt definierat syfte (CIS, 19). Upprepade provtagningar under året krävs för att man ska få ett mått på säsongsvariationen (HaV- vattenkemi i sjöar). Mer vägledning finns i HaV – Vattenkemi i sjöar (HaV, 2016). Eller i någon av alla andra HaVs vägledningar om undersökningstyper. Vägledning om hur provtagningen ska gå till, hur man planerar en studie med mera finns i flera av ISO-standarderna 5667-X. Att tänka på vid provhanteringen är risk för kontaminering av provet. På grund av

utspädningseffekten är halterna i ytvatten vanligen låga, vilket innebär att kontaminering av prover och eventuell avgång av flyktiga ämnen utgör en risk för missvisande resultat.

För att få med snabba förändringar och variationer i vattenkvaliteten och få en representativ bild av verkligheten kan automatisk provtagning i vattendrag eller i dagvattensystem vara ett bra alternativ till manuell provtagning. Vid SLU pågår också utveckling av den tidsintegrerade provtagningsmetoden, TIMFIE (Time-Integrating, Micro Flow, In-line Extraction). TIMFIE testas även av Länsstyrelsen i Dalarna för undersökning av deponi-recipienter avseende ett stort antal föroreningar, inklusive PFAS.

Passiv provtagning i ytvatten kan vara ett alternativ. Det finns flera metoder för passiv provtagning och vanligen behövs olika provtagare beroende på vilka ämnen som ska undersökas.

5.4 Biota

För övervakning av miljögifter i biota finns nationella metoder i form av undersökningstyper etablerade (se Havs- och vattenmyndighetens och Naturvårdsverkets webbsidor). Dessa bör alltid konsulteras även i dessa sammanhang.

5.4.1 Fältprovtagning av vildfångade organismer

5.4.1.1 *Bottenlevande evertetrater*

Genom att analysera aktuell halt i vävnaden hos organismer som har hämtats i fält, från de aktuella sedimenten får man med samtliga exponeringsvägar och dessutom direkt information om hur mycket av ämnet som har förts in i näringsväven.

En utmaning kan dock vara att få tag i tillräcklig mängd vävnad för den kemiska analysen. Idag finns undersökningstyper (och nationella övervakningsprogram) för analys av vävnadshalter på evertetrater endast utvecklade för blåmussla respektive nätsnäcka – och dessa tillämpas bara på västkusten och en bit upp längs Östersjökusten³⁶. Längre norrut längs Ostkusten är motsvarande individer för små och det skulle gå åt allt för många för att komma upp i den mängd som behövs för att få säkra analysdata. Metodbeskrivning för hur man mäter vävnadshalter på evertetrater i limnisk respektive brackvattenmiljö saknas i Sverige idag, även om det har gjorts enstaka undersökningar. Vissa organismer är dessutom relativt rörliga och det kan således vara svårt att avgöra i hur hög grad de har exponerats för just dessa sediment.

5.4.1.2 *Fisk*

Vid provtagning av fisk för miljögiftsanalys och tolkning av data krävs god kännedom om den art som ska provtas (exempelvis om de är stationära eller rör sig över större områden; när på året reproduktionen sker) men också i vilka vävnader en viss förorening kan tänkas ackumuleras. För provtagning och analys av miljögifter i vildfångad fisk finns ett sedan länge etablerat nationellt övervakningsprogram och undersökningstyp, som bör konsulteras.

³⁶ I det nationella miljöövervakningsprogrammet för miljögifter ingår t.ex. en station i Kvädöfjärden, Östergötland, för provtagning av blåmusslor.

5.4.2 Bioackumulationsförsök i laboratoriemiljö eller fält

Ett alternativ till att undersöka fältinsamlade organismer är att göra bioackumulationsförsök på laboratoriet, under kontrollerade former. Man bör dock undersöka flera olika arter, eftersom upptagshastigheten kan variera och beroende på levnadssätt skiljer sig exponeringen. Dessutom kan man behöva använda olika organismer för olika typer av sediment eftersom de annars kan reagera på sedimenten i sig (exempelvis salthalt, kornstorlek och innehåll av organiskt kol). Det kräver också tillgång till odling av de organismer som ska exponeras.

Ett mellanting är att placera ut organismer i fält – detta är t.ex. vanligt för studier av ackumulation av föroreningar i blåmusslor, även i kombination med sedimentfällor och passiv provtagare.

Metoderna är relativt dyra och lämpar sig därför bäst som en uppföljande studie om beräkningar och enklare test tyder på att ytterligare utredning behövs. Analys av vävnader på organismer från fält innebär ytterligare provtagning. Studier på lab kräver tillgång till odling och försöken i sig är relativt tidskrävande; ofta behöver de pågå en månad. Gör man försök in situ försök behöver man minst två tillfällen i fält – ett tillfälle för att sätta ut ”burar” och ett för att samla in.

5.5 Passiv provtagning

Passiv provtagning ger en tidsintegrerad bild av vattenkoncentrationen. Särskilt i ytvatten varierar ofta halterna över tid. Haltvariationer och varaktighet av dessa är svår att uppskatta men kommer ändå med i bedömningen. Det är viktigt att komma ihåg att halterna som påvisas är den halt som binds till provtagaren och inte den totala halten (SGF, 2013). Passiv provtagning har till exempel också föreslagits som substitut för att mäta halter i biologiska organismer. Det är dock viktigt att då komma ihåg att det rör sig om ett passivt upptag, medan levande organismer också kan ta upp flera föroreningar genom aktiva upptagsmekanismer och särskilt för föroreningar som biomagnifieras kan det orala upptaget (predation på bytesdjur) vara av störst betydelse. Passiv provtagning kan också användas som ett praktiskt alternativ till exempelvis centrifugering av stora mängder sedimentprov för att provta porvatten. Passiv provtagning kan också kombineras med in vitro testning, som ett alternativ till kemisk analys av provet (se vidare i [RUFS 3A:5](#)). Passiva provtagare används också vid provtagning med bentiska fluxkammare, och både i fält och på laboratoriet.

Vilket material som lämpar sig bäst beror bland annat på vilka föroreningar det handlar om. I Lu et al (2014) nämns flera olika typer av passiva provtagare för organiska föroreningar, exempelvis SPMD (Semi Permeable Membrane Devices), SPME (Solid Phase Microextraction), POM (Polyoxymetylen) och PDMS (Polydimetylsiloxan) samt PE (Polyetylen) och för metaller DGT (Diffusive Gradient in Thin film).

6 Bedömning av belastning och massbalans

Det finns flera exempel på att förorenade sedimentobjekt bidrar till föroreningshalter i ytvattnet som gör att haltkriterier för ytvattnet (i form av exempelvis EQS-värden, se RUF 3A:5) överskrids. I andra fall är utspädningen i vattenmassan dock mycket stor och halterna i vattnet blir därför inte speciellt höga, trots att det sker spridning av stora mängder förorening. Även om vattenkoncentrationen i sig inte blir oacceptabelt hög medför en stor spridning att den allmänna nivån av föroreningar i miljön ökar. I akvatiska miljöer är spridningen och var föroreningarna till slut hamnar oftast mycket komplex att förutspå och bedöma. Det är därför viktigt att göra en bedömning av belastning från förorenade sediment, d v s att göra en bedömning utifrån mängder och inte enbart beakta vilka vattenkoncentrationer som uppstår när föroreningar i sedimenten sprids.

Fröberg et al (2021) ger förslag på flera angreppssätt för att bedöma belastningen från ett förorenat område. Dessa metoder kan appliceras även på förorenade sedimentområden men ytterligare angreppssätt kan vara av relevans, såsom att bedöma föroreningsflödet från det förorenade sedimentområdet med motsvarande flöden från sediment från referenslokaler (se även Miljöstyrelsen, 2015). Det kan också vara lämpligt att beakta sannolikheten, och konsekvensen av, storskalig belastning, såsom att ett undervattensskred inträffar (se till exempel Göransson et al, 2022).

De olika metoderna för att bedöma belastning från ett förorenat sedimentområde skiljer sig åt både vad gäller krav på underlag och insatser vid bedömningen. I tabell 9 ges förslag på metoder för att bedöma föroreningsbelastningen från förorenade sedimentområden. Det är som alltid osäkerheterna och den platsspecifika situationen som behöver styra hur pass långtgående utredning som behövs. De övergripande åtgärdsmålen sätter sedan ribban för vad som kan accepteras i det enskilda fallet.

Tabell 9. Metoder för att bedöma belastning och föroreningsflöden från förorenade sedimentobjekt. Faktiska acceptanskriterier behöver beslutas om för varje enskilt projekt och helst i samband med att de övergripande åtgärdsmålen sätts.

	Metod	Hur	Acceptansnivå
1	Bedöm utbredningen hos det förorenade sedimentobjektets påverkansområde (kap 6.1)	Uppskattning av påverkad areal yttligt förorenade sediment Trendobservationer utifrån sedimentkärnor och kännedom om dagens tillförsel för bedömning av sedimentobjektets roll. För bioackumulerbara ämnen uppskattas utbredning av område med förhöjda föroreningshalter i stationär bottenfauna.	Ju större areal som kan antas vara påverkat av föroreningar som sprids från sedimentobjektet desto lägre acceptans. Hänsyn tas även till graden av haltpåslag, nedbrytbarheten hos föroreningarna och om en bioackumulation i biota i påverkansområdet har konstaterats.
2	Jämför beräknat akvatiskt fotavtryck mot bedömningsmatris (kap 6.2)	Första steg i mindre projekt: utgå från att all förorening kommer att spridas (på en gång) och ansätt det värdet som akvatiskt fotavtryck.	Acceptabel nivå enligt bedömningsmatris (figur 4), avläst vid aktuellt recipientflöde.

Kommentar [ASW17]: Remissfråga: Synpunkter på detta avslutande kapitel? Några andra typer av angreppssätt för att bedöma belastning som bör vara med?

		<p>Beräkna/mät annars akvatiskt fotavtryck utifrån summan av belastningen från samtliga spridningsvägar (dock ej mängd som sprids vid skred).</p> <p>I en fördjupad bedömning: uteslut den andel som är kopplad till upptag i näringsväven vid beräkning av akvatiskt fotavtryck – men komplettera med andra metoder för att bedöma den typen av belastning.</p>	
3	Beakta varje förekommande ämnes egenskaper/farlighet (kap 6.3)	Potentiell spridning av föroreningar med särskilt farliga egenskaper och de föroreningar för vilka effektnivåer redan överskrids verifieras med mätningar.	Skarpare bedömning om det bekräftats en statistiskt signifikant spridning av persistenta och/eller biomagnifierbara ämnen, i synnerhet om effektnivåer redan överskrids (generellt eller i det aktuella området).
4	Beräkna riskkvot för påverkansområdet och relevant matris (kap 6.4)	Koncentrationer i kontaktmedier av relevans analyseras eller beräknas. Denna koncentration divideras med effektbaserade bedömningsgrunder för respektive matris för att erhålla en riskkvot.	Riskkvoter över ett kan normalt inte accepteras utan påvisar snarare kraftig påverkan och ett åtgärdsbehov. Hänsyn kan dock tas till graden av överskridande, osäkerheter i effektbedömningen och vilken andel som kan härledas till det förorenade sedimentobjektet samt risk för samverkans effekter.
5	Jämför föroreningsflöde från sedimentobjektet med föroreningsflöde från referenslokal (kap 6.5)	Föroreningsflöden behöver mätas eller beräknas även vid referenslokaler. Dela upp i flöden till andra områden respektive flöden till näringsväven och jämför dessa separat.	Ju större avvikelse från det föroreningsflöde som sker från referenslokaler med i övrigt liknande förhållanden desto lägre acceptans. Skarpare bedömning om spridning till näringsväven (upptag i bottenlevande biota) kan konstateras.
6	Uppskatta risk för undervattensskred utifrån sannolikhet och konsekvens (kap 6.6)	Uppskatta sannolikheten (S) för att ett skred ska inträffa de närmsta 100 åren. Hur stor mängd förorening (K, konsekvens) skulle då spridas?	Femgradig skala används för bedömning av sannolikheter respektive konsekvenser. Beräkna risken utifrån S*K. Ju högre risk, desto lägre acceptans.

En aspekt som är viktig vid bedömningen av belastning är hur länge belastningen kommer att pågå och hur det kommer att se ut framöver. Spridning från förorenade sedimentområden kan ofta pågå under mycket lång tid men mängden som sprids kan både minska eller öka med tiden beroende på förutsättningarna. Det kan också handla om att den huvudsakliga spridningen från de förorenade sedimenten pågår under en kort tid, kopplat till fysisk störning i samband med anläggningsarbeten.

Det är då viktigt att till exempel säkerställa att arbetet inte innebär risk för att akuttoxiska koncentrationsnivåer kan uppstå.

6.1 Påverkansområdets utbredning

Påverkansområdets utbredning behöver framgå redan av problembeskrivningen (se [RUF3 3A:3](#), där även begreppet påverkansområde och sedimentobjekt definieras). Den geografiska utbredningen av yttligt förorenade sediment inom påverkansområdet i kombination med kunskap om sedimentobjektets bidrag kan ligga till grund för bedömning av belastningen från sedimentobjektet (området med kraftigt förorenade sediment). För att bedöma om uppmätta halter i yttliga sediment i påverkansområdet (recipienten som helhet) troligen åtminstone delvis härrör från pågående spridning från sedimentobjektet (och inte enbart tidigare utsläpp från historisk verksamhet) kan till exempel analyserade sedimentkärnor (halter på olika djupnivåer) och uppgifter om nuvarande tillförsel användas som "bevislinje".

Vid bedömningen kan hänsyn tas även till graden av haltpåslag. I hur stort område är exempelvis halterna i påverkansområdets yttliga sediment >X gånger högre än referens/uppströms lokaler? (där värdet på X bestäms på förhand och kan variera för olika ämnen; se vidare i [RUF3 3A:6](#)). Nedbrytbarheten hos föroreningarna och om en bioackumulation i biota i påverkansområdet har konstaterats är också faktorer som kan vägas in.

6.2 Beräkning av akvatiskt fotavtryck

Ett så kallat akvatiskt fotavtryck (enhet m^3/s) kan beräknas enligt nedanstående ekvation (Fröberg et al, 2021):

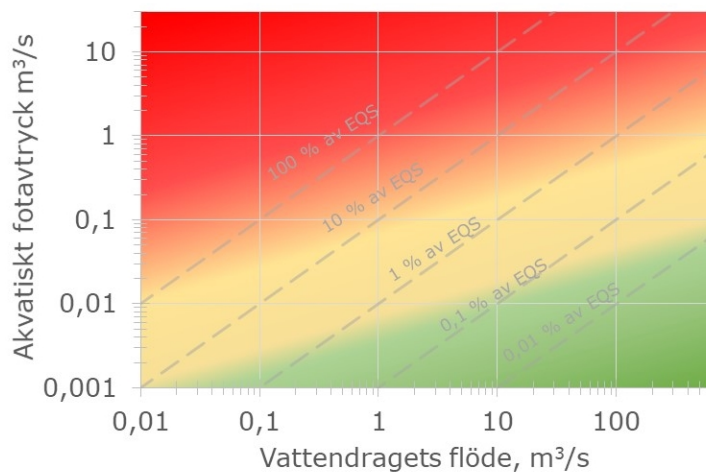
$$\text{Akvatiskt fotavtryck} = 0,032 \times M_{\text{förorening}}/C_{\text{norm}}$$

$M_{\text{förorening}}$ är den totala belastningen (enhet $kg/år$). Denna erhålls genom att beräkna (eller mäta) föroreningsflöden ($mg/m^2/år$) och mängd som sprids ($g/år$) från respektive spridningsväg med hjälp av ekvationerna ovan och summera dessa. Denna summa ligger sedan till grund för beräkning av ett akvatiskt fotavtryck.

C_{norm} är koncentrationskriteriet ($\mu g/l$), oftast effektbaserat koncentrationskriterium för vatten (EQS, Environmental Quality Standard; se [RUF3 3A:5](#)). Se vidare i Fröberg et al (2021) för hur olika typer av effektkriterier (exempelvis sådana som uttrycks för biotillgänglig koncentration) kan tillämpas vid beräkning av akvatiskt fotavtryck.

Den beräknade (eller uppmätta) belastningen från samtliga spridningsvägar av relevans/betydelse summeras och jämförs mot acceptabelt fotavtryck för just det ämnet och den typen av recipient, se bedömningsmatris i figur 4.

I mycket små projekt kan det till och med initialt vara tillräckligt att utgå från den uppskattade totala mängden förorening på platsen och jämföra denna mot en uppskattning av vad som skulle kunna vara ett acceptabelt akvatiskt fotavtryck för den aktuella recipienten. Om acceptabelt fotavtryck inte överskrids behövs då oftast ingen ytterligare utredning.



Figur 4: Indikation på belastningens storlek, omräknat som akvatiskt fotavtryck i relation till ytvattenrecipientens storlek. Grön färg indikerar låg belastning, röd färg hög belastning. 100%-linjen motsvarar riskkvot 1 (från Fröberg et al, 2021).

Akvatiska fotavtryck är inte alltid möjliga att beräkna. Det gäller till exempel om det saknas effektbaserat kriterium uttryckt som en föroreningskoncentration i vatten. För biomagnifierbara ämnen kan det dessutom vara lämpligare att istället för effektbaserat kriterium avseende halter i vatten utgå från bakgrundshalter i vatten, om sådana är kända. Här avses i första hand uppströms uppmätta vattenhalter av ämnet (se vidare i Fröberg et al, 2021). För den här typen av ämnen är det dock ofta lämpligast att lägga fokus på andra typer av metoder, såsom att jämföra föroreningsflödet från sedimentobjektet med flöden från referenslokaler, påverkansområdets utbredning, och att rent generellt inta en restriktiv hållning till spridning av den här typen av substanser.

6.3 Ämnets inneboende egenskaper

Vid bedömning av belastning behöver även beaktas att vissa föroreningar har så pass farliga inneboende egenskaper att spridningen bör hållas på en miniminivå. Detta gäller särskilt för de föroreningar där dagens nivåer (lokalt eller mera generellt i miljön) redan överskrider effektnivåerna. Fröberg et al (2021) lyfter fram följande ämnen utifrån perspektivet att effektnivåerna generellt överskrider, vilket innebär att även ett litet tillskott riskerar att leda till oproportionerligt stora konsekvenser:

- Kvicksilver och kvicksilverföreningar
- TBT
- Dioxiner och dioxinlika PCB
- PFAS
- PBDE

- Kadmium och kadmiumföreningar
- PAH

Fokus för utredningen kan i detta fall ligga på att verifiera med mätningar huruvida dessa föreningar verkligen sprids och om spridningen från sedimentet till relevant matris kan anses vara statistiskt signifikant.

6.4 Riskkvoter för påverkansområdet och relevant matris

Avseende jämförelsen med effektbaserade koncentrationskriterier behöver man utöver föroreningskoncentration i vatten också beakta vilka föroreningskoncentrationer som kan uppstå i biota och sedimenten nedströms. Genom att analysera (eller uppskatta) föroreningskoncentrationer i skyddsobjektens kontaktmedier och dividera med effektbaserade koncentrationskriterier för dessa matriser erhålls så kallade riskkvoter. Riskkvoter över ett kan normalt inte accepteras men frågan utreds vidare i effektanalysen (RUF 3A:5). Hänsyn kan tas till graden av överskridande, biotillgänglighet, osäkerheter i effektbedömningen i övrigt samt vilken andel som kan härledas till det förorenade sedimentobjektet. I komplext förorenade miljöer bör även hänsyn tas till risken för samverkans effekter.

6.5 Jämförelse mot föroreningsflöden från referenslokaler

För att få en uppfattning om hur stort *relativt* bidrag de förorenade sedimenten står för vad gäller förorenings spridning och upptag i biota kan exempelvis halterna i sedimentlevande organismer både inom det förorenade sedimentområdet och på referenslokaler med liknande förhållanden (till exempel samma kornstorlek) analyseras eller beräknas.

6.6 Risk för undervattensskred

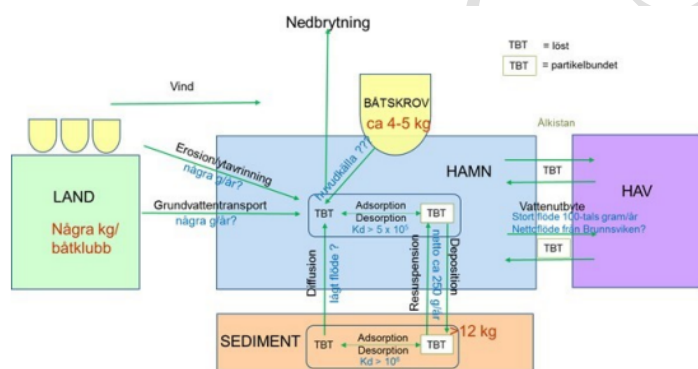
Undervattensskred kan sprida stora mängder föroreningar men för att bedöma risken behöver hänsyn även tas till sannolikheten för att ett skred överhuvudtaget ska ske under den närmsta 100 årsperioden. Sannolikheten kan uppskattas utifrån en femgradig skala. Även mängden som sprids i det fall ett skred skulle ske kan uppskattas på en motsvarande skala. Huruvida en mängd ska anses vara ”stor” eller liten beror på bland annat ämnets farlighet. Risken uppskattas utifrån sannolikheten multiplicerat med konsekvensen. Vilken risknivå som kan accepteras behöver bestämmas på förhand.

6.7 Massbalans och revidering av konceptuell modell

Exponeringsanalysen för ett förorenat sedimentområde bör avslutningsvis ligga till grund för en översyn och eventuell revidering av den konceptuella modellen. Med beräknade och/eller uppmätta halter och mängder som sprids kan även en massbalans tas fram. Denna massbalans och den reviderade konceptuella modellen kan användas för att illustrera vad som är betydelsefulla respektive ganska obetydliga föroreningsflöden och ligga till grund för att identifiera eventuellt fortsatt behov av utredning av spridningen och/eller koncentrationer i kontaktmedierna, för att reducera antalet frågetecken till ett minimum. Det kanske till exempel visar sig att en betydande

andel av föroreningarna i påverkansområdet går att härleda till andra typer av källor än vad som från början antogs. Eller att det inte går att förklara vissa observerade föroreningsnivåer vilket indikerar ett behov av källspårning och fördjupad utredning av risk för återkontamination. Hur stor andel av påträffade föroreningar som kan härledas till naturlig bakgrund eller långväga atmosfärstransport kan då också visa sig behöva utredas vidare, inte minst för att kunna bedöma effektiviteten hos olika åtgärder.

Frågetecken som dyker upp i massbalansberäkningen kan ibland härledas till områdesindelningen (avgränsning av det förorenade sedimentobjektet respektive objektets påverkansområde, se **RUFS 3A:3**). Hur långt spridningen sker varierar nämligen och det kan efter utredning visa sig att en del resuspenderade partiklar deponeras nära och en del längre bort, beroende på partikelstorlek. Ibland bör då flera delområden definieras. Massbalansberäkningar kan sedan göras för hur mycket som transporteras mellan dessa områden och hur mycket som deponeras i sedimenten i respektive område.



Figur... Exempel på massbalans för ett kombinerat förorenat mark- och sedimentobjekt.

Kommentar [ASW18]: INFO: Preliminär figurskiss. Ersätts förmodligen med liknande figurer som i bilaga till rapport RUFS 3A:3 (fiktiva fallstudier)

7 Referenser

- Beckingham, B., & Ghosh, U. (2017). Differential bioavailability of polychlorinated biphenyls associated with environmental particles: Microplastic in comparison to wood, coal and biochar. *Environmental Pollution*, 220, 150–158.
- Bridges, TS, Ells, S, Hayes, D, Mount, D, Nadeau, SC, Palermo, MR, Patmont, C, Schroeder, P. 2008. The Four Rs of Environmental Dredging: Resuspension, Release, Residual, and Risk. US Army Corps of Engineers. Engineer Research and Development center. January 2008. <https://semsub.epa.gov/work/01/287028.pdf>
- Dahlberg, A-K, Apler A, Frogner-Kockum P, Göransson G, Snowball I, Wiberg K, et al. 2021. Dispersal of persistent organic pollutants from fibercontaminated sediments: biotic and abiotic pathways. *J Soils Sediments*, 21: 1852-1865.
- Eek, E, Cornelissen G, Breedveld GD. 2010. Field measurement of diffusional mass transfer of HOCs at the sediment-water interface. *Environmental Science and Technology*, 44:6752-6759.
- Erten, MB, Gilbert, RB, El Mohtar, CS, Reible, DD. 2011. Development of a Laboratory Procedure to Evaluate the Consolidation Potential of Soft Contaminated Sediments. *Geotech Test J*, 34 (5). GTJ103689.
- EU (2018). Technical Guidance for Deriving Environmental Quality Standards, Guidance Document No. 27, Updated version 2018
- European Commission (2010) TECHNICAL GUIDELINES FOR THE IDENTIFICATION OF MIXING ZONES pursuant to Art. 4(4) of the Directive 2008/105/EC.
- Förlin L, Larsson Å, Parkkonen J, Ericson Y, Ek C, Faxneld S, Danielsson S, Nyberg E, Olsson J, Franzén F. 2017. Faktablad från Integrerad kustfiskövervakning 2017:3 Kvädöfjärden (Egentliga Östersjön)1988-2016. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser. Öregrund 2017.
- Germano JD, Rhoads, DC, Valente RM, Carey DA & Solan M. 2011. The use of Sediment Profile Imaging (SPI) for environmental impact assessments and monitoring studies: Lessons learned from the past four decades. *Oceanography and Marine Biology: An Annual Review*, 2011, 49, 235–298
- Havs- och vattenmyndigheten, 2018a. Muddring och hantering av muddermassor. Vägledning och kunskapsunderlag för tillämpningen av 11 och 15 kap. miljöbalken. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:19.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2018b. Modelleringsverktyg för metaller och miljögifter i akvatisk miljö. Resultat från en inventering. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:32
- Haeckel M, Boudreau BP, Wallman K. 2007. Bubble-induced porewater irrigation: A 3-D model for porewater mixing. *Geochim Cosmochim Acta* 71: 5135-5154.

Kommentar [ASW19]: INFO: referenslistan är inte komplett, kommer att korrigeras före publicering.

- Hedman, J., 2006. Fate of contaminants in Baltic Sea sediment ecosystems: experimental studies on the effects of macrofaunal bioturbation. Licentiate thesis, Department of Systems Ecology, Stockholm University. ISSN 1401-4106.
- Johnson BD, Boudreau BP, Gardiner BS, Maass R. 2002. Mechanical response of sediments to bubble growth. *Marine Geology*, 187: 347-363.
- Kidd, K. A., Burkhard, L. P., Babut, M., Borgå, K., Muir, D. C. G., Perceval, O., Ruedel, H., Woodburn, K. & Embry, M. R. (2019). Practical advice for selecting and determining Trophic Magnification Factors for application under the European Union Water Framework Directive. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 15 (2): 266-277.
- Lehoux A, Isidorova A, collin F, Koestel J, Snowball I, Dahlberg A-K. 2021. Extreme gas production in anthropogenic fibrous sediments: an overlooked biogenic source of greenhouse gas emissions. *Science of the Total Environment*, 781: 146772.
- Lehoux A. P., Sahlée E., Josefsson S., Sopher D., Falise J., 2022, Monitoring methane emissions from contaminated fibrous sediments with drones” poster, NORDROCS conference.
- Lu XX, Hong Y, Reible DD. Assessing bioavailability of hydrophobic organic compounds and metals in sediments using freely available porewater concentrations. Kapitel 7 i Reible, DD (ed), *Processes, Assessment and Remediation of Contaminated Sediments*. Springer science media, New York 2014.
- Länsstyrelsen Västernorrland och Golder Associates, 2016, Metodik för riskklassning av fiberhaltiga sediment.
- Löfroth H, O'Reagan M, Snowball I, Holmén M, Kopf A, Göransson G, Hedfors J, Apler A, Frogner-Kockum P. 2021. Challenges in slope stability assessment of contaminated fibrous sediments along the northern Baltic coast of Sweden. *Engineering Geology*, 106190.
- Moksnes P-O, Eriander L, Hansen J, Albertsson J, Andersson M, Bergström U, Carlström J, Egardt J, Fredriksson R, Granhag L, Lindgren F, Nordberg K, Wendt I, Wikström S, Ytreberg E. 2019. Fritidsbåtars påverkan på grunda kustekosystem i Sverige. Havsmiljöinstitutets Rapport nr 2019:3.
- Mustajärvi, L, Eek E, Cornelissen G, Eriksson-Wiklund A-K, Undeman E, Sobek A. 2017. In situ benthic flow-through chambers to determine sediment-to-water fluxes of legacy hydrophobic organic contaminants. *Env Poll*, 231: 854-862.
- Naturvårdsverket, 2006. Riskbedömning av förorenade sediment – ekotoxikologiska metoder som underlag för beslut. Naturvårdsverkets rapport 5596. Kunskapsprogrammet Hållbar sanering. September 2006.
- Naturvårdsverket, 2009. Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. Rapport 5977. Naturvårdsverket, december 2009.
- Naturvårdsverket, 2009b. Kurs i statistisk dataanalys och tolkning av resultat. Tillämpningar inom förorenad mark. Naturvårdsverket rapport 5897, april 2009.

- Nordbäck J, Tiberg C, Lindström Å. 2004. Karaktärisering av kisaska. Kiskaskeförorenade områden i Sverige. Statens geotekniska institut, Linköping.
- Palermo, MR, Schroeder, PR, Estes, TJ, Francingues, NR. 2008. Technical Guidelines for Environmental Dredging of Contaminated Sediments. US Army Corps of Engineers. Engineer Research and Development Center. September 2008. <https://semspub.epa.gov/work/HQ/174468.pdf>
- Rakovic, J. 2017. Long-term trends in bottom water chemistry of Swedish lakes. Department of Aquatic Sciences and Assessment Master's thesis • 30 hec Soil and Water Management - Master's programme Uppsala 2017.
- Reible, 2014. 2014. Sediment and contaminant processes. Kapitel 2 i Reible, DD (ed), Processes, Assessment and Remediation of Contaminated Sediments. Springer science media, New York 2014.
- Schiedek D, Sundelin B, Readman JW, Macdonald RW. 2007. Review: Interactions between climate change and contaminants. Marine Pollution Bulletin 54 (2007) 1845–1856.
- Shi W., Zhao X., Han Y., Che Z., Chai X., Liu G. 2016. Ocean acidification increases cadmium accumulation in marine bivalves: A potential threat to seafood safety. Sci. Rep. 2016;6:20197. doi: 10.1038/srep20197.
- Snowball, I., Apler, A., Dahlberg, A.-K., Frogner-Kockum, P., Göransson, G., Hedfors, J., Holmén, M, Josefsson, S, Kiilsgaard, R, Kopf A, Löfroth H, Nylander P, O'Reagan M, Paul, C, Wiberg, K, Zillén, L. 2020. TREASURE – Targeting Emerging Contaminated Sediments Along the Uplifting Northern Baltic Coast of Sweden for Remediation: En sammanfattning av ett fyraårigt forskningsprojekt om fiberbankar inom forskningsprogrammet TUFFO. Statens Geotekniska Institut, Linköping.
- SWEDAC, 2000. Validering av kemiska analysmetoder. SWEDAC 2000-10-23. ISSN 1400-6138. https://www.swedac.se/wp-content/uploads/2016/06/SWEDAC-DOC-00_32.pdf
- US EPA. 2012. Guidelines for using passive samplers to monitor organic contaminants at Superfund sediment sites. Sediment assessment and monitoring sheet (SAMS) #3.
- US EPA. 2017. Laboratory, field, and analytical procedures for using passive sampling in the evaluation of contaminated sediments: User's manual. Document no. EPA-600-R-16-357, February, 2017.
- USEPA, 2020. Standard operating procedure. Pore Water Sampling. LSASD Field Branch Chief. Region 4 U.S. Environmental Protection Agency Laboratory Services and Applied Science Division Athens, Georgia. LSASDPROC-513-R4. https://www.epa.gov/sites/default/files/2017-07/documents/pore_water_sampling513_af.r3.pdf
- USEPA, 2016. Best Management Practices For Piling Removal and Placement in Washington State. EPA Region 10. February 18, 2016. <https://www.nws.usace.army.mil/Portals/27/docs/regulatory/Forms/EPA%20BMPs%20for%20Piling%20Removal%202-18-16.pdf>

Voparil, Mayer. 2004. Commercially Available Chemicals That Mimic a Deposit Feeder's (*Arenicola marina*) Digestive Solubilization of Lipids. *Environmental Science and Technology*,

Yuan Q, Valsaraj KT, Reible DD, Willson CS. 2012. A laboratory study of sediment and contaminant release during gas ebullition. *J Air & Waste Managem Assoc*, 57 (9): 1103-1111.

REMISS

Bilagor

REMISS

BILAGA 1. Spridnings- och omvandlingsprocesser för föroreningar i akvatisk miljö

Kommentar [ASW20]: Remissfråga: Synpunkter på beskrivningarna i bilagan? Något som bör förtydligas/läggas till/strykas?

1.1 Inledning

Denna bilaga beskriver olika processer av betydelse för spridning och omvandling av föroreningar i sediment.

Många föroreningar binder till partiklar som sedan sedimenterar i områden där ackumulationsförhållanden råder. De nytilförda föroreningarna hamnar i ytskiktet (översta decimetern) och kan tas upp i bottenlevande fauna och flora, oftast genom upptag av föroreningar lösta i porvattnet eller partikulärt bundet. Från de bottenlevande organismerna kan föroreningarna spridas vidare i näringsväven. Sedimentation av nytt material gör att föroreningarna gradvis överlagras. Även överlagrade sedimentföroreningar kan dock spridas. En viss spridning av föroreningar i ytliga sediment kan förväntas till följd av diffusionsprocesser. Föroreningarna kan spridas över ett större område till följd av störningar som leder till omblandning av sedimenten och uppgrumling av sedimentpartiklar. Sådana störningar kan orsakas av naturliga händelser eller mänsklig verksamhet. Naturliga händelser kan vara vågor, strömmar och bioturbation av bottengrävande organismer. Förhöjda vattenflöden, som vårflöden, ökar rörelseenergin i många vattendrag vilket kan resultera i en ökad spridning av föroreningar som finns lagrade i sedimenten. Mänskliga verksamheter som fysiskt stör sedimenten kan vara muddring, fartygstrafik, fritidsbåtstrafik och bottenrätning vilket också resulterar i en spridning av sediment och tillhörande föroreningar. Ras och undervattensskred kan också leda till att stora mängder sediment plötsligt förflyttas och leder till spridning av partiklar och eventuella föroreningar.

Många faktorer påverkar vart sedimentföroreningar tar vägen och situationen kan ändras på kort och lång sikt. I ett längre tidsperspektiv kan extremhändelser inträffa, såsom ett hundraårsflöde, vilket kan påverka bottnar som annars är ackumulationsbottnar. En sådan händelse leder då till att stora mängder föroreningar som funnits i sedimenten åter sprids. Flödesförändringar kan orsaka erosion och därmed blottlägga äldre sediment. Sådana resuspensionsförhållanden kan vara svåra att förutspå i det långa tidsperspektivet. På grund av klimatförändringar sker dock extremhändelser med ett allt tätare intervall. En annan process som misstänks ha stor betydelse för organiskt rika sediment och som kan tänkas öka i framtiden med högre temperatur är gasavgång.

En central fråga vid riskbedömning av förorenade sediment är om sedimenten kan fungera som en betydande källa till föroreningar. För att kunna svara på den frågan är det viktigt att identifiera potentiella spridningsvägar från sedimentet. Men också om det föreligger översedimentation med renare sediment och huruvida föroreningarna kan brytas ner med tiden. Och för att kunna bedöma risk för återkontamination efter en eventuell åtgärd, men också som stöd för mer fördjupad utredning av föroreningssituationen (föroreningens utbredning i tre dimensioner) är det viktigt att

ha en god överblick över hur föroreningarna har spridits – och kanske fortfarande sprids – till sedimenten.

Bilagan inleds med korta beskrivningar av spridningsvägar *till* sedimenten, förutsättningar för översedimentation samt nedbrytning och omvandling av föroreningar. Därefter fokuseras på spridningsprocesser *från* förorenade sediment och här har vi delat in de naturliga spridningsprocesserna i de som huvudsakligen avser *lösta* föroreningar (diffusion, advektion kopplat till grundvattenflöde, biodiffusion), de som huvudsakligen avser spridning av förorenade *partiklar* (resuspension, bottentransport, skred) respektive föroreningsspridning vid *gasavgång*.

Upptag av föroreningar i bottenlevande biota är en förutsättning både för uppkomsten av effekter (beskrivs närmre i RUF 3A:5) och föroreningsspridning från sediment till *näringsväven*. Därför beskrivs även faktorer av betydelse för föroreningars *biotillgänglighet* i sediment och vatten samt *bioackumulering* och *biomagnifikation*.

Slutligen beskrivs hur *storskaliga processer* såsom klimatförändringar och landhöjning kan inverka på spridnings- och omvandlingsprocesser av sedimentföroreningar på sikt, liksom hur olika *mänskliga aktiviteter* inverkar på spridningsförutsättningarna.

1.2 Föroreningsspridning till vattenmiljön och sedimentet

1.2.1 Föroreningarnas ursprung

Förorenade sedimentområden har ofta uppstått i lugnvattenområden nära eller på större avstånd från en landbaserad punktkälla och det är i huvudsak sådana sedimentobjekt som hittills har registrerats i EBH-stödet. Oavsett om detta markobjekt har åtgärdats eller inte bör spridningsvägarna för föroreningarna hamna i sedimenten identifieras. Det är också angeläget att ta reda på om dessa spridningsvägar fortfarande är aktuella. För till exempel TBT-förorenade sediment i småbåtshamnar som fortfarande är aktiva är det angeläget att utreda om det fortsatt förekommer spridning i samband med aktiviteter i hamnen eller på uppställningsytor.

Sediment kan helt eller delvis påverkas även av andra föroreningskällor i anslutning till recipienten eller i samma avrinningsområde. Det kan till exempel handla om andra förorenade områden men även helt andra pågående verksamheter, tätorter och så vidare. De högsta föroreningshalterna förekommer främst på finfraktionen (på grund av den relativt stora ytan). Sådana små partiklar har en tendens att kunna hållas kvar i suspension ganska länge och därför hinna spridas långt före de åter avsätts. Källan till de föroreningar som påträffas i sediment kan därför finnas långt uppströms.

Berggrunden kan i vissa områden i Sverige innehålla förhöjda halter av exempelvis koppar, uran, arsenik lågt och detta kan återspeglas även som förhöjda halter i sediment. I områden med sulfidjordar är pH så pass lågt att metaller lätt lakas ut och därför på naturlig väg kan leda till förhöjda halter i sedimenten.

Storskalig diffus tillförsel av föroreningar kopplat till långväga atmosfärstransport kan för vissa ämnen, såsom kvicksilver och dioxiner, ge ett betydande bidrag till de föroreningskoncentrationer som påträffas i akvatiska miljöer, se även RUF 3A:6 om bakgrundshalter.

Förorenade sedimentområden kan också ha uppstått på grund av en kombination av lokal verksamhet och naturlig förekomst eller långväga atmosfärstransport av föroreningar. Kviksilver som har deponerats på land (till följd av långväga atmosfärstransport) kan i samband med mänskliga aktiviteter, såsom skogsbruk och infrastrukturprojekt, leda till ytterligare tillskott till ytvatten på grund av förändrade grundvattennivåer. Vid brytning av sulfidmalm, dikning och schaktning i områden med sulfidjordar kan spridningen av naturligt förekommande metaller öka markant.

1.2.2 Spridningsvägar till vattenmiljön och sedimentet

Föroreningar kan ha spridits till vattenrecipienten från en förorenande (ofta markbaserad) verksamhet både med luft och vatten, direkt via ledningar (som eventuellt finns kvar) och indirekt. Vattnet har en hög mobilitet och kan föra med sig både lösta och partikelbundna föroreningar. Höga halter av föroreningar i sediment har ofta transporterats dit med partiklar som sakta sjunker till botten. Nedan beskrivs kortfattat några tänkbara spridningsvägar som skulle kunna ligga bakom uppkomsten av förorenade sedimentområden. Ordningen utgår inte från de potentiellt mest betydelsefulla spridningsvägarna. Vad som är mest betydelsefullt i ett enskilt fall är i hög grad platsspecifikt. Hur långt föroreningarna sprids innan de sedimenterar beror till exempel också på recipientens egenskaper men kan också variera över året på grund av till exempel språngskikt³⁷. I älvmyningar ändras t.ex. också saliniteten vilket i sin tur kan leda till att densiteten hos partiklarna ökar. I deltaområden kan de grövsta fraktionerna sedimentera redan i flodmynningen medan finare fraktioner kan transporteras långt ut från deltaområdet och vidare ut på djupare vatten innan de sedimenterar. Spridning av förorenade partiklar från en och samma källa kan således landa (sedimentera) på olika platser.

Grundvatten

Ämnen med hög löslighet i vatten kan spridas effektivt via förorenat grundvatten till ytvatten. Det är också grundvattenspridning som är inräknat som spridningsväg till ytvatten i riktvärdesmodellen för förorenad mark och således även i de generella riktvärdena. I vilken utsträckning grundvattenspridning ligger bakom föroreningar som påträffas i sediment kan dock antas variera. I grundvatten förväntas främst vattenlösliga ämnen förekomma och dessa binder inte i lika hög utsträckning till partiklar. Metaller och vissa organiska ämnen såsom PCP (pentaklorfenol) kan dock ändra förekomstform (och därmed löslighet och tendens att binda till partiklar) om de vattenkemiska förhållandena (till exempel pH, syresättning, salinitet) ändras när

³⁷ Genom att vatten i ytan respektive vid botten håller olika temperatur eller salthalt som en följd av densitetsskillnader och bristfällig omrörning under särskilt sommar och vintar bildas så kallade språngskikt ("termoklin" om avseende temperatur, "haloklin" om avseende salthalt). Sådana skillnader i densitet mellan yt- och bottenvatten påverkar cirkulationsmönstren och därmed även hur föroreningar rör sig i vattnet. Om föroreningar sprids från sedimenten till ovanliggande vatten kan bottenvattnet ha betydligt högre halter föroreningar än ytvattnet. Det kan också dröja innan föroreningar som hamnat i ytvattnet sjunker till botten och därför hinna spridas längre sträckor. Språngskikten brukar lösas upp under höst- och våromrörningar.

grundvattnet når ytvattnet. Även PFAS har en tendens att både kunna spridas till och via grundvatten samt binda till partiklar och därför påträffas i sediment.

Dagvatten, jorderosion, ytavrinning och översvämning

Föroreningar från mark, hårdgjorda ytor och konstruktioner kan spridas, löst eller partikelbundet, med dagvatten i samband med till exempel regn. Vilka ämnen som påträffas i anslutning till en viss verksamhet beror på vad som har hanterats (se vidare i [Branschlista sediment](#)). I anslutning till äldre pappersbruk påträffas exempelvis ofta kvicksilver och dioxiner men ofta även bekämpningsmedel och metaller (REF). Stadstypiska föroreningar i dagvatten är till exempel metaller (koppar, zink) och PAH (REF SMED), från uppställningsplatser för fritidsbåtar kan båtbottnfärger spridas (TBT, koppar och zink exempelvis) (Bengtsson & Wernersson, 2012). Dagvattentillförseln till akvatiska miljöer kan för PFAS i akvatiska miljöer stå för betydande bidrag (Kim & Kannan, 2007). I anslutning till gruvverksamhet (avfallsupplag) påträffas ofta höga metallhalter i sediment. Översvämningar och jordskred kan också leda till att förorenade partiklar sprids från land till vattenmiljöer och som sedan sedimenteras.

Luftspridning och deposition

Föroreningar som sprids via luft kan tillföras vattenmiljön direkt genom deposition (våt och torr) på vattenytan eller indirekt efter deposition på omgivande marker. Föroreningar som sprids långväga via luft är oftast semivolatila, det vill säga avdunstar lätt i högre temperaturer men kondenserar vid lägre. Ett exempel är kvicksilver som i elementär form (Hg(0)) kan avdunsta från vatten- och markytor och därefter spridas via luften och sedan deponeras (på land och vattenytor). Partikelbundna luftföroreningar sprids inte lika långväga men avståndet beror på bland annat vindriktningen och partikelstorlek. Den här spridningsvägen kan ha haft stor betydelse.

Direktutsläpp, utfyllnader, dumpning och olyckor

Direktutsläpp (framför allt historiska men till viss del även nutida) av föroreningar via avlopps- eller kylvattenledningar till vattenmiljön är troligen vanligt förekommande skäl till att föroreningar idag hittas i sediment. Det kan handla både om kontinuerliga utsläpp och tillfälliga bräddningar. Utanför pappersbruk och massfabriker påträffas exempelvis ofta förorenade fiberbankar och fiberrika sediment. Det är också vanligt att förorenade massor från exempelvis varvsindustri använts för utfyllnad av strandbankar och kisaska från exempelvis förbränningsanläggningar.

Det kan även ha förekommit dumpning av avfall, tunnor, ammunition med mera. Olyckor, såsom cisternhaverier eller fartygssänkningar kan också ligga bakom att föroreningar påträffas på botten. Lokaliseringen av dumpade tunnor och annat material kan idag ha påverkats av exempelvis bottentråkning.

Dammanläggningar

Sedimentföroreningar påträffas främst i lugnvattenmiljöer, som i de flesta fall är naturliga men det kan också handla om dammanläggningar. Dämmen kan således ses som indirekta skäl till uppkomsten av förorenade sedimentområden, även om de verkliga föroreningskällorna ligger högre upp i systemet.

1.3 Översedimentation och sediment som föroreningsränka

Partikelbundna föroreningar sedimenterar främst i lugnvattenområden. Vid ostörda bottenar med regelbunden sedimentation (ackumulationsbottenar) och där föroreningstillförseln har upphört kan det förorenade sedimentet långsamt överlagras med renare partiklar. Föroreningarna täcks då över på naturlig väg och blir alltmer otillgängliga för fortsatt spridning eller upptag i organismer.

Hur lång tid det tar innan sedimentföroreningar på naturlig väg har täckts över så pass mycket att de inte längre är tillgängliga i någon större utsträckning beror på de platsspecifika förhållandena, som i sin tur inverkar på bland annat sedimentackumulationshastigheten. Givet att sedimenten inte störs och nytillförseln av föroreningar har upphört eller kraftigt minskat går det att utifrån sedimentackumulationshastigheten prediktera hur lång tid det kommer att ta innan det förorenade skiktet har täckts över med nya sediment av en viss tjocklek.

Notera dock att sedimentackumulationshastigheten kan ändras över tid om förutsättningarna ändras, exempelvis kopplat till klimatförändringar eller en förändrad markanvändning.

Vid förorenade sedimentområden kopplade till historiska verksamheter kan förutsättningarna också ha ändrats när föroreningstillskottet upphört eftersom partikeltillskottet kan ha varit större under den förorenande perioden. I oligotrofa miljöer är avsättningen efter att verksamheten upphört ofta relativt liten. Det förorenade skiktet förekommer då yt nära under lång tid. Spridning från sedimenten genom till exempel resuspension kan också leda till att föroreningarna finns kvar i cirkulation i miljön under lång tid. Även om den primära källan till föroreningarna eliminerats kan det således ta lång tid innan föroreningshalterna i nybildade sediment sjunker märkbart. I vissa recipienter förekommer dessutom främst transportbottenar det vill säga någon permanent eller ens relativt långvarig ackumulation (översedimentation) sker aldrig.

Där översedimentation sker, är sedimenttillväxten en faktor som ändå på relativt kort tid (något eller några decennier) kan leda till minskad föroreningsspridning. Om inga förändringar av sedimentationsförhållandena är aktuella eller kan förutses på sikt och utsläppen till sedimenten har upphört eller minskar, reduceras spridningsrisken från sedimenten vanligen över tiden och man säger att sedimenten fungerar som en sänka. När termen sänka används för ett sediment avses således vanligen funktionen, dvs att föroreningar bundna till partiklar sedimenterar på platsen och stannar kvar. I en å skulle detta kunna vara en fördämning eller ett parti som är bredare och djupare, i havet skulle det kunna vara en djuphåla eller ett deltaområde där en flod möter öppen sjö. Det är alltså ett område med lägre rörelseenergi i vattnet, oftast kopplat till ett djupare område.

Översedimentation innebär på sikt minskade risker och är en grundförutsättning för att överväga ”övervakad naturlig självrening” av förorenade sedimentområden. Fysiska störningar till följd av både mänskliga aktiviteter (såsom muddring, propellerrörelser, ankring) och naturliga förlopp (stormar) samt storskaliga förändringar såsom klimatförändringen kan dock leda till att även översedimenterade föroreningsskikt störs och föroreningar förr eller senare åter frigörs och sprids, se vidare nedan.

1.4 Nedbrytning och omvandling av föroreningar i akvatisk miljö

Organiska föroreningar kan på sikt brytas ned, vilket normalt minskar riskerna med ämnet och därför kan bidra till återhämtningen av ett förorenat sedimentområde över tid. Hur snabbt ett ämne kan brytas ner i den yttre miljön är ämnesberoende (se bilaga 2) men också beroende av de kemisk-fysikaliska förhållandena på platsen såsom syreförhållandena, temperatur, pH och solljus. För att en mikrobiell nedbrytning ska kunna ske behövs dessutom normalt en näringskälla. Även kvaliteten hos det organiska materialet har visat sig vara mycket betydelsefullt.

Nedbrytningshastigheten uttrycks ofta som en halveringstid, det vill säga hur lång tid det tar innan hälften av den ursprungliga mängden av ämnet har brutits ner. Förutsättningarna för nedbrytning är ofta sämre i sediment än i vattenfas på grund av sämre tillgång till syre och ljus och det faktum att det är bundet. Ett ämne som i ett bionedbrytbarhetstest i vattenprover har visats vara ”lätt bionedbrytbart” kommer därför inte nödvändigtvis att brytas ner lika lätt i sediment.

Fotolysprocesser kan också främst tänkas ske på grunda områden i vattenkolumnen men motverkas om vattnet är grumligt.

Även oorganiska ämnen kan omvandlas. Metaller kan till exempel förekomma i olika former och i vissa fall är övergången från en form till en annan i princip irreversibel, såsom då CrVI ändrar oxidationstal till CrIII (REF), en process som dessutom går relativt fort. Radioaktiva ämnens sönderfall är också en irreversibel process men halveringstiden varierar i hög grad mellan olika isotoper.

Under gynnsamma förhållanden kan exempelvis tennorganiska föreningar, lågmolekylära petroleumkolväten och vissa PAH:er brytas ner på några års sikt. Återhämtningen motverkas dock om miljön tillförs föroreningarna i högre takt än vad de bryts ner.

Föroreningar som har en lång halveringstid ($t_{1/2} > 180$ dagar i sediment)³⁸ i den yttre miljön betecknas däremot som ”mycket stabila” (”mycket persistenta”). För så pass stabila ämnen är översedimentation (se ovan) av större betydelse för återhämtningen än biologiska och kemiska omvandlingsprocesser. Hit hör flera halogenerade organiska föroreningar såsom PCB, dioxiner och PBDE. Även vissa radionuklider såsom ²³⁸U hör till de ämnen som betraktas som mycket stabila i detta sammanhang.

PFAS är en mycket stor ämnesgrupp och egenskaperna skiljer sig åt, även om PFAS till viss del har gemensamma egenskaper. Bindningen mellan kol och fluor är extremt stark och PFAS är mycket motståndskraftiga mot nedbrytning, en del PFAS bryts inte ner alls medan andra bryts ner väldigt långsamt. Exempelvis anses perfluorerade alkylsubstanser vara persistenta medan polyfluorerade alkylsubstanser kan omvandlas i naturen genom abiotiska och biologiska processer. Vid nedbrytningen kan persistenta perfluoralkylsyror (exempelvis PFOS och PFOA) bildas. PFAS som har potentialen att omvandlas till stabila PFAS kallas prekursorer. I naturen kan prekursorer omvandlas till såväl perfluorerade sulfon- som karboxylsyror. Det här är viktiga aspekter att beakta vid den kemiska analysen, se vidare i kapitel 4.

³⁸ Ett av kriterierna för att ett ämne enligt REACH ska klassificeras som mycket persistent.

Ofta kan inte heller högre organismer såsom fisk och människor metabolisera eller exkrettera ämnet. Stabila organiska ämnen kan då lagras in i olika typer av vävnader beroende på ämnets egenskaper i övrigt (framför allt lösligheten); vanligen fettdepåer men även i till exempel blod eller skelett eller hjärnan.

I vissa fall kan organiska ämnen ändå till slut helt brytas ner, och kvar återstår då i princip koldioxid och vatten. Oftast sker dock processen i flera steg och därför handlar det snarare om en omvandling. Nedbrytningsprodukterna kan få andra fysikaliska och kemiska men även toxikologiska egenskaper än ursprungsämnena. Löslighet och adsorptionsförmåga kan förändras. Omvandlingsprodukterna som bildas kan vara toxiska, ibland mer toxiska och oftast mycket mer mobila (spridas lättare) än ursprungsämnet. Det kan till exempel ha att göra med att både storleken på molekylerna och dess funktionella grupper/polaritet ändras under inverkan av till exempel bakterier.

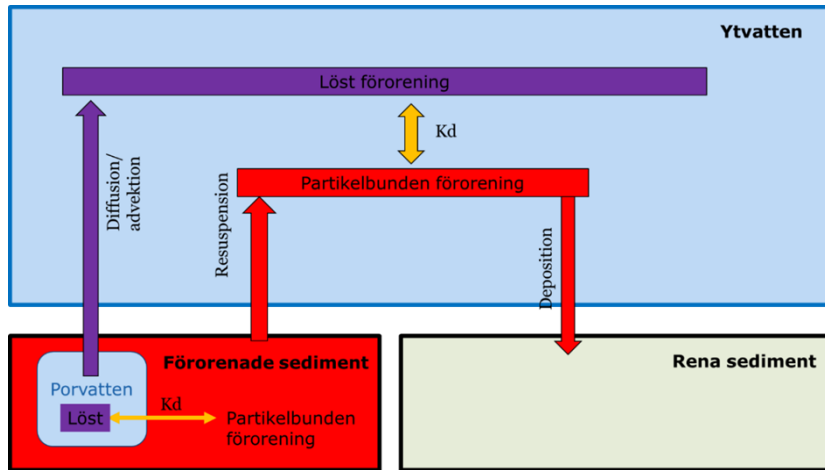
Vissa metaller, såsom kvicksilver och bly, kan dessutom alkyleras, det vill säga övergå till organisk form. Då ökar istället riskerna till följd av omvandlingen. Ett välkänt exempel är den kvicksilvermetylering som kan ske i sediment, vilket möjliggör att kvicksilvret lagras in i näringsväven och dessutom kan passera blod-hjärnbarriären, med toxiska effekter som följd. Kvicksilvermetylering gynnas av kraftigt reducerande miljöer (hög TOC). Det är därför inte tillräckligt att enbart analysera totalhalt kvicksilver i sediment om riskerna ska kunna bedömas (se även Skyllberg et al...).

1.5 Förorenings-spridning från sedimenten i löst form

Figur 3 illustrerar de huvudsakliga spridningsvägarna för sedimentföroreningar i löst form. Övergång från partikelbunden form till löst form för vidare spridning med ytvatten kan ske:

- I porerna i sedimenten (porvatten)
- Från resuspenderade partiklar i vattenmassan.
- I kontakten mellan sediment och vattnet ovanför (bottenvatten)

Diffusion (slumpmässig rörelse av molekyler från utrymme med högre koncentration till ett utrymme med lägre koncentration) är en process som kan ha stor betydelse för spridning av lösta föroreningar från ytliga sediment till ovanliggande vattenmassa, framförallt när de förorenade sedimenten (föroreningskällan) har en stor areell utbredning och i synnerligen i områden med bioturbation. Advektion (föroreningarna transporteras med ett vattenflöde) kan bidra till förorenings-spridning från porvattnet, om det finns ett uppåtriktat grundvattenflöde genom botten ut i vattenmassan. Även resuspenderade partiklar bidrar till att föroreningar sprids vidare i löst form. De lösta föroreningarna kan sedan åter adsorbera till partiklar och hamna i sediment igen, se avsnitt 2.5. Fördelning mellan fast och löst fas kan beskrivas med en jämviktskonstant (K_d), se vidare i kapitel 4.



Figur 3. Spridning i löst fas (lila). Föroreningar i porvatten kan diffundera alternativt spridas med ett advektivt vattenflöde till ytvattnet. Övergång till löst fas kan också ske från partiklar som resuspenderats till ytan.

1.5.1 Diffusion

Diffusionen av lösta föroreningar från porvatten till vattenmassan drivs av koncentrationsgradienten mellan porvatten och ytvatten. Då en koncentrationsgradient uppstår mellan porvattenkoncentrationen och koncentrationen av ett visst ämne i vattenkolumnen ovan sediment-vattenbarriären kan föroreningar lämna porvattnet och diffundera upp genom sedimentet. När föroreningar passerat genom sediment-vattenbarriären innebär det att koncentrationen i porvattnet minskar. Då lämnar ytterligare molekyler (föroreningar) partiklarnas ytor och en ny jämvikt finns mellan porvatten och omgivande partikelytor. Därmed fylls det på med föroreningar i porvattnet. Det är däremot inte fallet i vattenkolumnen där föroreningskoncentrationen som kommer upp genom sediment-vattenbarriären snabbt blandas ut. Diffusionen leder således till en kontinuerligt svag transport av föroreningar från porvattnet till bottenvattnet. Kemisk diffusion kommer således att sprida föroreningar i relativt långsam takt men fortsätter tills koncentrationsskillnaderna är utjämnade.

FIG

Hur hårt föroreningarna binder till sedimentpartiklar påverkar hur lätt de löser sig i porvattnet och därmed tillgängligheten och spridningen av föroreningar via diffusion till ovanliggande vattenmassa. De ämnen som ackumulerar i sediment är i allmänhet ämnen som har liten benägenhet att vara i vattenfas, ofta genom att de binder starkt till organiskt material och/eller till mineralpartiklar. En mindre andel av sedimentföroreningarna kommer dock alltid att kunna spridas i löst form.

Syreförhållanden och partiklarnas innehåll av organiskt material är här av stor betydelse. Metaller binder exempelvis effektivt till järn- och manganoxider i syrerika miljöer (REF). Organiskt

material binder ofta både metaller och organiska föroreningar till sig vilket minskar lösligheten och därmed diffusionen för dessa. Organiskt material som avsätts på botten av sjöar och hav kan dock brytas ner vid närvaro av syre, under inverkan av aeroba bakterier. Då kan föroreningar frigöras.

Om syrehalten minskar och anaeroba förhållanden uppstår löser järn- och manganoxider upp sig och det organiska materialet i sedimentet som tidigare har brutits ned av aeroba bakterier kan fortsatt brytas ned anaerobt (REF). Metallerna som varit bundna som järn- och manganoxider och både metaller och organiska föroreningar som har varit adsorberade till det organiska materialet kan då frigöras till porvattnet. Från porvattnet kan lösta metaller och organiska föroreningar sedan diffundera ut till vattenmassan.

När syrenivåerna är obefintliga, vilket brukar ske en bit under sedimentytan (någon mm-cm beroende på organisk halt), bildas dock även svavelväte. När metaller reagerar med svavelväte faller sulfidmineral ut vilket minskar metallernas förmåga att sprida sig i löst form. Metaller som kan bilda sulfider eller sulfidkomplex är t.ex. tvåvärt laddade metalljoner som Cd, Cu, Ni, Pb och Zn.

1.5.2 Advektion

Om det finns ett uppåtriktat grundvattenflöde genom botten ut i vattenmassan kan föroreningar lösta i porvattnet transporteras med detta vattenflöde, en process som kallas advektion, se även avsnitt 5.1. för beräkning av advektivt föroreningsflux.

Även bildning av gas kan leda till förorenings-spridning genom advektion (se även avsnitt 2.6.). Om det är en liten grundvattentransport genom sedimentlagret (och det inte heller förekommer någon gasbildning) är advektionen däremot obetydlig.

Om det ligger förorenat sediment i inströmningsområden till grundvatten, det vill säga i områden där vatten från sjön, vattendraget eller kusten strömmar in och bildar grundvatten, kan föroreningar i sedimenten följa med grundvattenbildningen och orsaka föroreningspåverkan från sediment till grundvatten. Denna spridningsväg aktualiseras särskilt i områden som till exempel dagvattendammar/fördröjningsdammar där en stor del av ytvattnet övergår till att bli grundvatten.

1.5.3 Biodiffusion

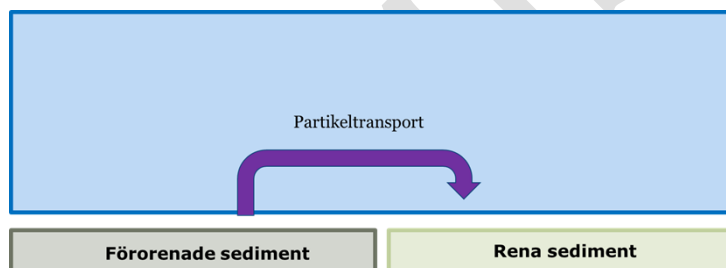
Om det förekommer bottenlevande djur i sedimenten kan de förstärka diffusionen genom att organismerna rör omkring. Vissa arter kan även bilda gångar genom vilka vatten pumpas, som ett led i födo- och syreupptaget. Bioturbation leder därför till en förstärkning av både diffusions- och advektionsprocesser och kallas även biodiffusion.

I naturliga sediment uppskattas biodiffusionen kunna vara tio gånger mer intensiv än den fysikaliska. I anoxiska sediment är biodiffusionen obetydlig men invasiva arter eller ändrade fysikalisk-kemiska bottenförhållanden kan ändra på bioturbationsmönstret. Om det finns ett rikt

bottenliv i sedimenten brukar det synas genom att sedimentet utgörs av en i stort sett homogen lera utan laminerade skikt eller strukturer.

1.6 Förorenings-spridning från sedimenten i partikelbunden form

Sedimentföroreningar kan spridas genom masstransport, det vill säga genom att den förorenade matrisen – sedimenten – rör på sig och föroreningarna följer med, se figur X. Spridningen med partiklar leder till att föroreningarna transporteras upp i vattenmassan och sedan deponeras igen. Depositionen kan antingen ske på samma plats, eller på en ny plats på kortare eller längre avstånd från den ursprungliga platsen, beroende på vattenmassans rörelser och storleken på de suspenderade partiklarna. Detta leder alltså till att succesivt allt större områden förorenas. Den masstransport av hela eller delar av själva den förorenade matrisen som blir följden, innebär att ett förorenat sedimentområde kan flytta på sig och breda ut sig över allt större områden, på ett helt annat sätt än vad som normalt sker på land. Förorenade skikt som är överlagrade med renare sediment kan på det här sättet också blottläggas och föroreningar återigen komma i omlopp.



Figur 4. Partikeltransport gör att partikelbundna föroreningar kan spridas över allt större områden.

När partiklar kommer upp i vattenmassan kan det bidra till att halterna av lösta ämnen i vattnet ökar eftersom en ny jämvikt mellan adsorberade föroreningar och omgivande vatten uppstår. Resuspensionsprocesser kan således även leda till en ökad spridning av lösta föroreningar.

Resuspension uppstår i samband med fysisk störning, t ex genom att vågor eller strömmar skapar tillräckligt höga vattenflöden (vid grunda bottnar) för att sätta sedimenten i rörelse och därigenom orsaka erosion eller genom antropogen inverkan som tex. muddring, ankring eller olika typer av anläggningsarbeten i vattnet. Det kan alltså finnas flera orsaker till att sediment resuspenderas och därmed riskerar att spridas. Kännedom om bottenförhållandena och utbredningen av erosionsbottnar, transportbottnar och ackumulationsbottnar är till exempel viktig för att förstå var resuspension sker. Det finns inga skarpa gränser mellan de tre olika typerna av bottnar men på transportbottnar sker resuspension mer eller mindre frekvent, vilket gör att föroreningarna fortsätter att cirkulera och spridas i den akvatiska miljön. Halterna eller mängden föroreningar i sedimenten vid en transportbotten minskar därför ofta långsamt (nära källan). I djuphål är sedimenten inte lika utsatta för störningar och det är ofta här ackumulationsbottnar påträffas.

Sedimenttransporten kan uppskattas utifrån analys av suspenderat material (se avsnitt 8.3.) eller med hjälp av sedimentfällor (avsnitt 8.2.3.).

1.6.1 Partikelbunden spridning på grund av strömmar och vågor

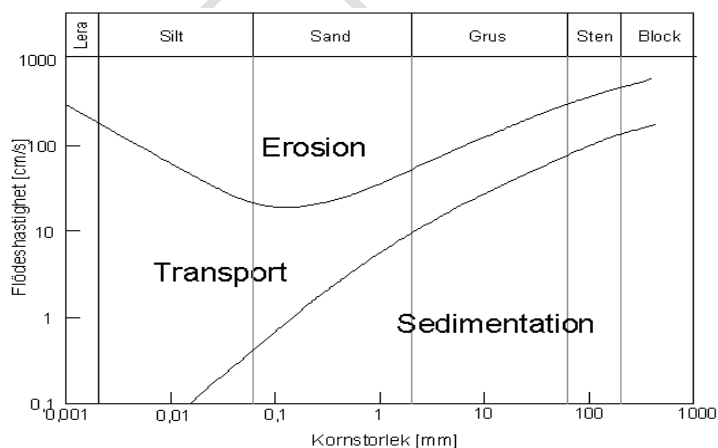
Resuspension

Resuspension sker naturligt i samband med höga vattenflöden nära botten på grund av strömmar i vattnet. Resuspension på grund av strömmar och vågor förstås fysikaliskt som att resuspension sker när skjuvkraften i vattnets rörelser överskrider de krafter som håller samman partiklarna i sedimenten. Hur stora krafter, och därmed flödes hastigheter, som krävs för erosion varierar med kornstorleken. Partiklar med kornstorlek på ca 0,1 mm (finsand) har lättast att erodera. Att mindre partikelstorlekar (framförallt lera) inte eroderar lika lätt, beror på att kohesionskrafterna mellan små partiklar håller samman partiklarna.

Resuspenderade partiklar sedimenterar igen då vattnet är tillräckligt lugnt.

Sedimentackumulationshastigheten för partiklar i suspension är proportionell mot partiklarnas radie i kvadrat (Stokes lag). Stora partiklar faller således snabbare till botten än mindre och de kräver större vattenrörelser (mer rörelseenergi) för att stanna kvar i suspension.

Sambandet mellan kornstorlek, vattnets flödes hastighet nära botten (ofta lägre än i ytan på grund av friktion) och partiklarnas benägenhet att resuspenderas, transporteras eller deponeras beskrivs av Hjulströms diagram (Figur 5).



Figur 5. Hjulströms diagram kan användas för att få en uppfattning om risken för erosion och var sedimentation kan ske.

Resuspension kan ske antingen kontinuerligt, eller mer oregelbundet och inträffa i samband med mer eller mindre extrema händelser i form av t ex stormar eller hög vattenföring i samband med

tex vårflöden. Starka strömmar kan uppstå på grunda bottenar i samband med exempelvis snösmältning, höga vårflöden eller kraftiga regn. Höga vattenflöden kan även uppstå på grund av stora vågor, till exempel vid kraftiga oväder och pålandsvind. Vind-våg-inducerad resuspension styrs bland annat av våglängden. I en sjö eller i ett vattendragssystem är vattenföringen i vattendraget sannolikt en viktig faktor som styr resuspensionen, medan våginducerad resuspension är det som normalt har störst betydelse i en havsvik. I kapitel 3 ges förslag på enkla beräkningar som kan göras för att uppskatta massflödet på grund av ström- respektive vind-våginducerad resuspension.

Starka stormar eller mycket höga flöden kan göra att stora mängder sediment resuspenderas och därmed att stora mängder föroreningar kan spridas under kort tid. Klimatförändringarna innebär att den här typen av extremhändelser antas öka och kan leda till både mer frekventa och kraftigare stormar och regnoväder. Resuspension kan komma att ske även från områden som i dagsläget betraktas som ackumulationsbottenar.

Bottentransport av grövre fraktioner

Omfattande partikelspridning kan ske från erosionsbottenar. Partiklarna är dock ofta grövre och föroreningsinnehållet normalt lägre på grund av ett mindre yt-volym-förhållande och lägre organisk halt i sedimentet. Kisaska, som i sig innehåller höga halter av tungmetaller och halvmetaller (exempelvis arsenik, kobolt, kadmium, bly, zink och koppar), kan dock ofta påträffas i utfyllnader och i strandnära sediment (Nordbäck et al, 2004). Eftersom materialet utgörs av större kornstorlekar (sand/finsand), sker partikeltransporten främst längs botten genom att kornen hoppar (saltation), ibland (om rätt form) kan de även rulla fram (eng. *creep*). Föroreningarna i kisaska kan på detta sätt spridas från det strandnära området ut till ett större område.

1.6.2 Undervattensskred

Sedimentföroreningar kan vara deponerade på sluttningar som är skredbenägna. Risk för undervattensskred behöver då tas i beaktande vid bedömning av spridningsrisker. Ett undervattensskred sprider momentant en stor mängd föroreningar men är sällsynta händelser jämfört med till exempel erosion och ras.

Skred och ras kan orsakas av landhöjning eller på grund av erosionen i samband med extrema väder vilket kan skapa instabila strandbrinkar längs floder och branter längs kusterna. Undervattensskred drivs av en obalans mellan pådrivande och mothållande krafter. De pådrivande krafterna utgörs exempelvis av sedimentets tyngd, portryck, belastning och erosion av släntfot, medan de mothållande krafterna utgörs av materialets friktion och kohesion och inte minst vattenmassans tyngd. När de pådrivande krafterna överstiger de mothållande krafterna ger slänten vika och massorna glider ut. Spridning av skred/rasmassor till en ny plats innebär samtidigt resuspension till följd av att stora massor sätts i rörelse.

Göransson et al (2021) använde sig av probabilistiska metoder för att bedöma och utvärdera spridningsrisker vid fiberbankar och där risken för undervattensskred ingick.

Stabilitetsbedömningar för sediment baseras på en kombination av metoder, såsom hydroakustik för att undersöka stratigrafien, in situ mätningar av geotekniska egenskaper (exempelvis CPT, Cone

Penetration Tool) och bestämning av exempelvis densitet, partikelfördelning etcetera. För fiberbankar kan särskilda metoder behöva användas, se Löfroth et al (2021). De fiberbankar som studerats inom projektet TREASURE visade sig vara relativt stabila i relation till släntstabilitet, förmodligen på grund av den låga bulkdensiteten. Däremot identifierades en risk för att de underliggande naturliga sedimenten som fiberbanken vilar på skulle kunna ge vika på grund av ökat porvattentryck (Snowball et al, 2020).

FIG?

1.7 Föroreningsspridning kopplat till gasavgång

I sediment rika på organiskt material bildas ofta gasbubblor som en följd av mikroorganismers nedbrytning av materialet. Gasbildning i sediment har särskilt uppmärksammats i fiberbankar och på ytan ses ofta spår av gasavgång i form av kratrar ("pock marks"). Förutom att det är ett problem i sig att växthusgaser såsom metangas och koldioxid kan spridas från fiberbankar innebär gasbildningen att även andra föroreningar kan spridas till omgivande vattenmassa och/eller atmosfären.

1.7.1 Spridning av växthusgaser

Hur pass effektivt det organiska materialet bryts ner och vilken gas som bildas beror bland annat på tillgång till syre, temperatur och tryck samt typ av organiskt material och tillgång till näringsämnen. I aerob miljö bildas koldioxid när organiskt material bryts ner men vid stora mängder organiskt material kan nedbrytningen i sig leda till att syret förbrukas och syrefattig eller anaerob miljö uppstår.

Gasen som bildas i fiberbankar och djuphålor består ofta till stor del av metan (CH_4), kopplat till att nedbrytningen är en del av bakteriers och arkéers³⁹ metanogenes (en slags anaerob respirationsprocess), som i anoxiska sediment är det sista steget i nedbrytningen av biomassa. Gasen som bildas i fiberbankar består dock också av koldioxid (CO_2) som också kan bildas under exempelvis metanogenesen. Lehoux et al (2021) har genom laboratorieförsök på insamlad fiberbanksmaterial kunnat konstatera att fibersediment kan utgöra en betydelsefull källa till växthusgaser och att gasen som bildades till största delen bestod av metan (ca 60%) och koldioxid (ca 20%) men att även andra gaser förekommer, såsom lustgas (N_2O) och divätesulfid (H_2S).

Metangas som hamnar i vattnet kan lösas upp och sedan oxideras till koldioxid. Fiberbankar ligger dock ofta på grunda bottenar vilket innebär att metangasen inte hinner lösas upp i vattnet i lika hög grad utan bubblorna hinner nå vattenytan. Metangasen, en mycket potent växthusgas, kan

³⁹ I fiberbankar påträffas främst arkéer (skiljer sig från bakterier bland annat genom att de har ett annorlunda uppbyggt cellmembran).

därför frigörs till atmosfären och förhöjda halter har kunnat uppmätas i luft med hjälp av metansensorer kopplade på drönare (Lehoux et al, 2022).

Det är många faktorer som styr hur mycket metangas och andra växthusgaser som frisläpps till atmosfären. Trycket och temperaturen inverkar men även sådana faktorer som fysiska störningar i samband med vågor eller fartygstrafik. Laboratorieresultat från studier på insamlad fiberbanksmaterial kan ge en uppfattning om potentialen men extrapoleringen av resultaten i kvantitativa termer blir osäker. Mängden metangas som sprids från vattenmiljön till atmosfären bör därför istället undersökas direkt på plats med till exempel en sensor.

1.7.2 Gasmedierad spridning av metaller och POPs

Gasmedierad förorenings-spridning bedöms kunna vara betydelsefull för fiberbankar och ingår som en aspekt att beakta vid riskklassificeringen av fiberrika sediment (Länsstyrelsen Västernorrland & Golder Associates, 2016).

Gasbubblorna kan föra med sig volatila organiska föroreningar (se även avsnitt 5.1.6. för beräkning av massflödet⁴⁰ kopplat till spridning i gasfas). Eftersom de flesta ämnen som binder till partiklar och sedan sedimenterar inte är särskilt flyktiga bedöms dock denna spridningsväg i de flesta fall som relativt obetydlig (Reible, 2014). Bildningen av bubblor leder dock också till fysisk störning av sedimentets struktur vilket i sin tur kan bidra till både partikelbunden spridning (resuspension) och spridning i löst form. Gasbubblor som bildas i sediment har formen av frukostflingor (Johnson et al, 2002) och på väg upp genom sedimentet skapar den översta spetsen på gasbubblan ”revor” (se även Boudreau et al (2014)). Härigenom kan utbytet mellan porvatten och ovanliggande vatten (diffusionen) öka⁴¹. Volatila ämnen i porvattnet kan också frisättas i högre grad (Yuan et al, 2007). Mängden förorening som frisätts beror av bland annat gasvolymen. Gasbubblor kan också transportera förorenade sedimentpartiklar till sedimentytan (Klein, 2006).

Hastigheten med vilken bubblan färdas genom sediment varierar kraftigt beroende på sedimentets viskositet; i en studie av Algar et al (2011) varierade till exempel gasbubblornas hastighet mellan 0,02-47 cm/s.

Forskning har kunnat påvisa ett ökat massflöde av POPs såsom PCBer från förorenade fiberbankar till ovanliggande vattenkolumn i de fall då gasbildningen är tydlig (ref Treasure-artikel?). För sediment med ett högt organiskt innehåll, såsom fiberbankar utanför pappersbruk, är det därför lämpligt att i problembeskrivningen och den konceptuella modellen även ha med åtminstone en kvalitativ uppskattning av hur pass betydelsefull den gasmedierade spridningen skulle kunna vara. Om denna spridningsväg kan tänkas vara betydande är det lämpligt att mäta fluxen, se vidare i avsnitt 8.6.

Vissa föroreningar, såsom POPs och kvicksilver är dessutom semivolatila (halvflyktiga) och global spridning via luft av vissa POPs och kvicksilver till följd av att de kan avdunsta på varmare breddgrader och sedan kondensera i kallare miljöer är väl belagd. Forskning pågår för att

⁴⁰ även kallat flux (enhet mg/m²/år)

⁴¹ I ett flertal studier på kustnära sediment sågs en ökning av diffusionen med 2-3 gånger (Haeckel et al, 2007).

undersöka huruvida kvicksilver eller POPs i fiberbankar kan följa med de gasbubblor som bildas och på så sätt utgöra en källa till omgivningsluften. En för syftet särskilt anpassad provtagare utvecklas också, se även avsnitt 8.6.1.

1.8 Upptag i biota – föroreningarnas biotillgänglighet och spridning vidare i näringsväven

1.8.1 Biotillgänglighet

För att ett ämne ska kunna ge effekt och/eller lagras in i en organism och sedan spridas vidare i näringsväven behöver det först och främst vara biologiskt tillgängligt och exempelvis kunna passera via gälar, tarm, hud och vidare genom cellväggar.

Begreppet "biotillgänglig koncentration" kan användas på lite olika sätt i olika sammanhang men definieras här som *den koncentration som är tillgänglig för biologiskt upptag och därför kan ge upphov till en effekt⁴² på organismen*. Biotillgänglig föroreningskoncentration i sediment brukar ofta likställas med porvattenhalter. På motsvarande sätt likställs ofta löst⁴³ föroreningskoncentration av metaller i ytvatten med biotillgänglig koncentration. Att ett ämne är löst i vatten är en förutsättning för att det ska kunna vara biotillgängligt via gäluptag. Löst fraktion bör dock snarare betraktas som den *tillgängliga* andelen, men allt är inte nödvändigtvis biotillgängligt. Metaller har olika förekomstformer (speciering) kan till exempel ha en stor inverkan på deras biotillgänglighet och toxicitet (se RUF 3A:5).

Den biotillgängliga andelen i ytvatten har för metaller funnits variera med en rad vattenkemiska variabler, där de viktigaste är vattnets pH, hårdhet (eller kalciumkoncentration) och löst organiskt kol (DOC). I Havs- och vattenmyndighetens vägledning om statusklassificering (Havs- och vattenmyndigheten, 2016) ges utförligare vägledning om hur biotillgänglig metallkoncentration i vatten med kännedom om vattenkemiska parametrar kan beräknas med förenklade modellverktyg, så kallade BLM-modeller (Biotic Ligan Model). I sediment är även andra variabler av stor betydelse, exempelvis sedimentets innehåll av järnoxider, sulfider och organiskt material.

För ämnen som binder till organiskt material (de flesta ämnen som påträffas i förorenade sediment) är en generell tumregel att ju högre organisk kolhalt i sedimentet, desto lägre andel av föroreningarna påträffas i porvattnet. Föroreningar kan samtidigt binda till DOC i porvattnet vilket därmed kan påverka diffusionsprocesser och biologiskt upptag. För organiska ämnen är sedimentets innehåll av organiskt material av stor betydelse. I praktiken kan dock det organiska materialets kvalitet inverka på hur pass hårt föroreningarna binder. Även exempelvis ämnets molekylvikt och polaritet kan avgöra om ämnet kan tas upp av organismen och passera cellmembranen.

⁴² Effekt har här en vid betydelse och omfattar både toxisk effekt (som till exempelvis kan uppstå till följd av att ämnet binder till en cellreceptor) och annan effekt såsom att ämnet inlagras i organismens vävnader, metaboliseras eller tas upp och sedan exkretteras.

⁴³ En vanlig operativ definition är att provet har filtrerats genom 0,45 µm.

Bottenlevande organismer kan ta upp föroreningar även på annat sätt än via gälarna. Flera bottenlevande evertrebrater är så kallade "deposit feeders", det vill säga äter sedimentpartiklar. Vissa bottenlevande evertrebrater kan även livnära sig genom att äta sedimentpartiklar. Det förekommer således även ett visst oralt upptag av föroreningar som är bundna till sedimentpartiklarna under förutsättning att föroreningarna frigörs från partiklarna och kan passera tarmväggen och komma in i blodet. Detta till trots bedöms dock fritt löst porvattenkoncentration under *statiska* förhållanden kunna ge en uppfattning om storleksordningen på den biotillgängliga koncentrationen, även om den faktiska upptagsvägen är en annan såsom oralt intag av partiklar (Lu et al, 2014).

Om sedimenten störs kan dock även ytterligare fraktioner bli biotillgängliga. Hong et al (2011) fann till exempel att vid resuspension kan oxidation av sulfider frigöra tidigare bundna föroreningar. Även andra upptagsvägar kan aktualiseras. Akvatiska växter (alger, kärlväxter, flytbladsväxter) tar upp föroreningar genom poröppningar hos blad och via rötterna. I synnerhet groddjur och vattensalamandrar kan ta upp föroreningar via huden.

1.8.2 Spridning vidare i näringsväven

Persistenta ämnen kan lagras in i allt högre halter i exempelvis predatorfisk, vilket innebär risker för fiskätande fåglar och däggdjur, människor vid konsumtion av sådan fisk men även för fisken i sig. Här skiljer man mellan biokoncentration, bioackumulation och biomagnifikation.

Biokoncentration är den process, där en kemisk substans absorberas av en organism från omgivande miljö men bara genom respiratoriska (lunga, gälar) och dermala ytor (hud), inte via födan (Arnot & Gobas, 2006). En förutsättning för att halterna i organismen blir högre än omgivande medium är att ämnet är biotillgängligt (se föregående avsnitt) men även att omvandlingshastighet (bildning av metaboliter inne i organismen) och eliminering (exkretion via t.ex. fekalier eller vid respiratoriskt utbyte) från organismen är långsammare än upptaget. Även tillväxt hos en organism kan leda till att motverka haltökning. Ämnets inneboende egenskaper och förekomstform är viktiga i sammanhanget.

Bioackumulation är den process, där en kemisk substans absorberas av en organism, oavsett exponeringsväg, dvs genom födan och omgivande medier (vatten, sediment, luft) (Arnot & Gobas, 2006). Bioackumulation omfattar således både biokoncentrationsprocesser och det upptag som sker via födan. Hos djur ackumuleras persistenta organiska ämnen ofta i fettrika vävnader. Vissa ämnen och ämnesgrupper kan även ackumuleras i andra typer av vävnader.

Om organismer som har ackumulerat toxiska ämnen konsumeras av en annan organism kan denna i sin tur lagra upp ämnet i högre halter än i dess föda. Att halten ökar på nästa steg i näringskedjan (*trofinivå*) har att göra med att en stor del av den biomassa som tas upp via födan förbränns i samband med energiproduktion. För fettlösliga ämnen påverkas tarmupptag hos däggdjur och fisk av födans fettinnehåll. De fettlösliga föroreningarna följer med fett och i samband med att fett i födan förbränns blir de persistenta (ej metaboliserbara) föroreningarna kvar och lagras i sin tur in i predatorns fettdepåer. Ju högre trofinivå desto högre halter. En ökning av koncentration på en trofinivå i jämförelse med föregående till följd av upptaget via födan brukar kallas *biomagnifikation*. Arter som befinner sig högst upp i näringsväven, till exempel rovfåglar, säl men

också människan (vid konsumtion av t.ex. strömming och vildfångad lax) kan till slut exponeras för kraftigt förhöjda halter via födan, genom att det för varje trofinivå sker en anrikning av ämnet. Även den längre livslängden kan bidra till att stabila ämnen med tiden hinner lagras upp i betydligt högre halter i toppredatorer än i deras bytesdjur.

1.9 Storskaliga processers inverkan på spridningsförutsättningarna

Klimatförändringar men även den pågående landhöjningen kan på olika sätt påverka föroreningsspredning både till och från sediment. Nedan redovisas några tänkbara förändringar översiktligt, för ytterligare fördjupning hänvisas till kunskapssammanställningar av relevans⁴⁴. Osäkerheterna i klimatmodeller är visserligen stora och det är svårt att förutspå vilket klimat som kommer att råda på sikt men vi kan förvänta oss bland annat förändrade nederbörds mängder och en ökning av meteorologiska extremhändelser såsom mer frekventa kraftiga regn och vindar, högre vågor, översvämningar, värmeböljor och torka. Fysikalisk-kemiska förändringar kan även påverka bland annat förorenings mobilitet, nedbrytning och biologiskt upptag.

Vilka konsekvenser dessa storskaliga processer kan få på spridningsförutsättningarna behöver bedömas plats-specifikt. Genom att utgå från ett "realistiskt värsta falls-scenario" för respektive klimatrelaterad variabel kan man uppskatta inverkan av ett ändrat klimat på riskerna i ett relativt långt tidsperspektiv.

1.9.1 Relativa havsnivån och vattenståndsförändringar

Havsnivån påverkas av klimatförändringar och kan höjas som en konsekvens av bland annat ismältning och värmeutvidgning. Havsnivån kan också påverkas i motsatt riktning till följd av postglacial landhöjning, särskilt i norra Sverige. Lokalt och över tid påverkas den relativa havsnivån även av strömmar, tidvatten, stormar och sättningar. En förändring av den relativa havsyttenivån kan sannolikt få stora konsekvenser, åtminstone på vissa platser.

En höjning av havsyttenivån i södra Sverige leder exempelvis till att sedimenten successivt kommer att ligga på allt större djup och stranden förskjuts. Som en följd av översvämning av markytor kan en ökande mängd partiklar och eventuellt därtill bundna föroreningar spridas hamna i vattenmiljön.

I takt med att vattendjupet påverkas kan nya grundområden uppstå medan de nuvarande kan ändra karaktär. Detta kan ha en inverkan på vilka skyddsobjekt som aktualiseras men

⁴⁴ exempelvis Schiedek et al. 2007 angående effekter i den marina miljön av kombinationen föroreningar och ett förändrat klimat.

habitatförändringen kan i sig också leda till stress och därpå följande minskad tolerans mot föroreningar.⁴⁵

Framtida stigande havsnivåer kan komma att motverkas av landhöjningen i norr. Längs Norrlandskusten är landhöjningen stor, närmare 1 cm/år, vilket motsvarar en sänkning av den relativa havsnivån med en meter på 100 år. Vid landhöjning kan ackumulationsbotten övergå till att bli erosionsbotten, särskilt i redan grunda områden. Vissa sediment kan komma att blottläggas och syresättas och ytterligare skyddsobjekt kan då tillkomma, såsom vadande fåglar. Landhöjningen kan också inducera undervattensskred och ras.

Kraftiga och ihållande regn kan leda till ökad föroreningsspridning till vattenmiljön i form av ökad avrinning och erosion, men även översvämningar, varvid vattnet kan föra med sig partikelbundna föroreningar som kan avsättas på omgivande mark. Ihållande värmeböljor utan nederbörd kan leda till lägre vattenstånd i sjöar och vattendrag. Sediment kan till och med torrläggas. Då kan människor och terrestra organismer exponeras i högre grad. Sedimentföroreningarna kan därmed också exponeras för luft och vid extrem torka kan damning tillkomma som spridningsväg.

1.9.2 Nederbörd och vind – påverkade flöden, strömmar och vågor

Ökad nederbörd och skyfall med efterföljande ökade flöden i vattendrag och deltaområden kan öka föroreningsspridning i vattenkolumnen men också sedimenttransporten. Sedimentföroreningar kan i samband med översvämningar spridas till omgivande marker, exempelvis jordbruks- och skogsmark.

I riskbedömningen behöver man ta höjd för spridningsförutsättningar i samband med 100-årsflöden. Förändrat klimat innebär dock att det som tidigare var ett 100-årsflöde nu kan förväntas ske med kortare återkomsttider.

Kraftigare och mer frekventa stormar leder till mer våginducerad resuspension och sedimenttransport, vilket, till skillnad från höga flöden, sannolikt får störst genomslag i sediment i havsmiljö.

Sedimentföroreningar är ofta deponerade på sluttningar som är skredbenägna. Skred och ras kan orsakas av erosionen i samband med extrema väder som kan skapa instabila strandbrinkar längs floder och branter längs kusterna.

Stranderosion och skred på land förväntas öka som en följd av till exempel ökad nederbörd och ytavrinning, vilket i sin tur innebär att stora mängder partikulärt material, och eventuellt därtill bundna markföroreningar, kan hamna i vattnet och sedan sedimentera i lugnvattenområden. Kraftiga regn efter längre period med torka ("first flush") kan ge upphov till föroreningstoppar dvs ytterligare (kortvarig men intensiv) belastning på akvatiska system som en följd av ytavrinningen.

⁴⁵ Grundområden är viktiga för reproduktionen hos exempelvis fisk.

Markföroreningar kan också mobiliseras vid högre grundvattennivåer. Ökad förorenings-spridning från mark via damm, till följd av torra och starka vindar, kan också förväntas.

1.9.3 Fysikalisk-kemiska ändringar i vattenmiljöer

DOC

De senaste decennierna har ökande DOC-halter (och därtill kopplad brunifiering) av inlands-vatten observerats på norra halvklotet. Både klimatförändringar (kopplat till exempelvis ökad primärproduktion) och minskande surt nedfall misstänks ligga bakom (Pagano et al, 2014). Minskade bottenvattenhalter av syre över tid har observerats i svenska sjöar (se nedan) och är sannolikt den bakomliggande orsaken till även en långsiktig ökning av organiskt kol, ammonium och fosfor i bottenvattnet (Rakovic, 2017). Koncentrationen organiskt material kan i sig ha en betydande inverkan på framför allt metallers tillgänglighet i vattenfasen. Ju högre DOC-koncentration, desto lägre biotillgänglighet av exempelvis koppar, zink och nickel för gälandande organismer (se även avsnitt 2.9.1.).

Temperatur och syresättning

Medeltemperaturen förväntas öka framöver men ökningen blir olika stor beroende på var man befinner sig på jordklotet. Störst ökning förväntas nära polerna. Även ihållande perioder med höga temperaturer förväntas öka. Vid högre temperatur minskar andelen löst syre i vattnet. Temperaturskiktningen kan också påverkas, vilket i sin tur inverkar på cirkulationsmönster och därmed spridning (och omblandning) av föroreningar i vattenkolumnen.

Ökad temperatur kan stimulera levande organismers metabolism och gynnar normalt mikrobiella nedbrytningsprocesser. Höjd temperatur kan leda till en ökad biologisk konsumtion av syre på botten, vilket i sin tur kan inverka på redoxförhållanden (och därmed mobiliteten hos vissa metaller), nedbrytning och gasbildning. En högre temperatur ökar också upptaget av föroreningar hos högre organismer, kopplat till att syrenivåer går ner (andningsfrekvens ökar) och metabolismen blir mer aktiv.

Ämnesegenskaper hos föroreningarna kan ändras (till exempel ökad löslighet) med högre temperatur, vilket i sin tur kan påverka deras spridningsmönster. Ökad medeltemperatur kan leda till att vissa föroreningar avdunstar från ytor i högre grad framöver.

Indirekta effekter av ökad temperatur och sänkta syrgasnivåer är att invasiva arter såsom *Marezzellaria*⁴⁶ kan gynnas (Hedman, 2006). *Marezzellaria* är mindre känslig för syrebrist, höga temperaturer och även föroreningar. Den är dessutom en effektiv bioturberare och kan påverka spridningen av sedimentföroreningar genom att gräva djupare än vad havsborstmaskar normalt gör. Förstärkt bioturbation i sediment kopplat till en ökad förekomst av *Marezzellaria* tros till exempel ligga bakom en observerad ökning av miljögiftshalter i fisk fångad vid en av referenslokalerna i det nationella övervakningsprogrammet (Förlin et al, 2017).

⁴⁶ Invasiv ringmaskart som upptäcktes första gången i Östersjön i mitten av 80-talet.

Havsförurning

Förurning av haven uppstår som en följd av att mer koldioxid löser sig i havsvattnet och bildar kolsyra. pH i havet har sänkts med 0,1 pH enheter (från i snitt 8,2 till 8,1) de senaste 200 åren, vilket motsvarar en 30 procentig ökning av surheten (koncentrationen vätejoner). En sänkning av pH kan inverka negativt på bland annat snäckdjurs möjligheter att bilda skal men också leda till att till exempel metaller lättare mobiliseras och att vissa metaller lättare passerar gälar.

Havsförurning misstänks bland annat kunna ge ökad ackumulering av tungmetaller i musslor och fisk (Shi et al, 2016).

1.10 Mänskliga aktiviteter inverkan på förorenings spridning från sediment

1.10.1 Fartygstrafik

Båttrafik och vattenscooterkörning kan ge betydande fysisk störning av sediment och därmed innebära att föroreningar resuspenderas. Sedimenten kan resuspenderas till följd av bland annat propellerrörelser och ankring. Vattenrörelsen ger också upphov till vågbildning. Hur pass stor förorenings spridning som kan förväntas beror bland annat på frekvensen och hur pass djupgående fartygen är, om propellerdrift förekommer och med vilken hastighet fartygen framförs. Grunda kustområden är extra utsatta (Moksnes et al, 2019). Fartygstrafik i områden med fiberbankar (som ofta ligger i grunda områden) innebär också en särskilt stor risk för förorenings spridning genom att stora mängder gas och fibrer kan frigöras redan vid en lätt fysisk störning. Fartygstrafik i skredriskområden utgör också en särskilt stor risk för att stora mängder föroreningar sprids i samband med skred. I kapitel 3 ges förslag på hur mängden förorening som sprids i samband med fartygstrafik kan beräknas.

Ytterligare en aspekt på fartygstrafik är att hamnar och farleder kan innebära framtida behov av muddringar för att bibehålla vattendjupet, se nästa avsnitt.

1.10.2 Muddring

Muddringar av sediment görs ofta för att underhålla en farled eller av andra skäl bibehålla ett visst vattendjup. Muddring är också en vanlig saneringsåtgärd av sediment. Oavsett syfte räknas muddring av bottensediment som en vattenverksamhet och Havs- och vattenmyndigheten har tagit fram en särskild vägledning om muddring och hantering av muddermassor, och den omfattar exempelvis vilka tekniker som finns och vilka skyddsåtgärder som kan vidtas (Havs- och vattenmyndigheten, 2018).

Muddring innebär risk för förorenings spridning till följd av resuspension, vilket i sin tur innebär risk för att föroreningar frigörs (övergår till löst form i vattenkolumnen) och/eller att förorenade partiklar sprids över en större yta (Bridges et al, 2008). Efter muddringen kan den yta som blir

kvar också vara förorenad, antingen som en följd av att ett förorenat skikt har frilagts (även kallad ostörd residual, eng. *undisturbed residual*), att uppgrumlat muddar åter avsätts eller härröra från spill i samband med muddringsaktiviteten (även kallad skapad residual; eng. *generated residual*) och beror bland annat på typ av utrustning som har använts (Palermo et al, 2008; Palermo & Hays, 2014). Erosionen av residualen och som kan följa efter muddringen kan också leda till förorenings-spridning. Föroreningar kan också spridas på grund av översvämning från pråmen eller som en följd av fartygsrörelserna.

Föroreningskoncentrationen i det översta skiktet efter en muddring kan uppskattas till genomsnittskoncentrationen för det skikt som muddras bort; denna kommer i sin tur att bero av föroreningar som lämnats kvar under föregående muddring (Palermo & Hays, 2014). För mer detaljerad vägledning om hur residualkoncentrationen och mängd föroreningar som sprids genom resuspension vid olika typer av muddringstekniker kan beräknas och tillgängliga modelleringsprogram, se kapitel 7 i Palermo et al (2008). I samma dokument finns också förslag på olika tester som kan användas, exempelvis DRET (Dredging Elutriate Test) för att uppskatta spridning av lösta föroreningar till vattenkolumnen och fluxkammartest för att mäta spridning av flyktiga ämnen till luften.

1.10.3 Bottentrålning

Bottentrålning kan leda till omfattande resuspension och förorenings-spridning särskilt på bottnar med finare sediment (Bradshaw et al, 2012). Bottentrålning kan förändra topografi och sedimentstruktur genom bildning av fåror från trålborden. Trålinducerad resuspension kan också bidra till en reduktion av halten organiskt material. Det leder i sin tur att föroreningar och näringsämnen blir mer tillgängliga. Vid trålning i områden med till exempel dumpade oljefat (med föroreningar) kan spridningseffekten också bli stor.

1.10.4 Anläggningsarbeten

Olika typer av anläggningsarbeten kan orsaka spridning av föroreningar från sediment. Det kan handla om olika typer av infrastrukturell byggnation i vattenmiljön, till exempel hamnar, bryggor, broar eller andra typer av anläggningar såsom havsbaserade vindkraftverk. Det kan även handla om annan typ av infrastruktur, såsom etablerandet av farleder eller nedläggning av kablar eller ledningar. Påverkan kan ske antingen direkt i samband med anläggningsfasen (kopplat till exempelvis grävning, muddring, pålning, utfyllnader och tryckbankar, förankringar av fasta föremål och sprängningar) eller i ett senare skede (driftsfasen) genom exempelvis förändrade strömningsförhållanden i recipienten eller blottlagda förorenade sediment, se tabell 5 i denna rapport.

Bilaga 2. Ämnesegenskaper av relevans för att bedöma spridning och omvandling

Kommentar [ASW21]: Remissfråga: Synpunkter på beskrivningarna i bilagan? Något som bör förtydligas/läggas till/strykas?

I denna bilaga beskrivs ämnesegenskaper och parametrar som är viktiga att känna till för att kunna bedöma riskerna för spridningen (löst-partikulärt respektive upptag i biota). För respektive ämne är det lämpligt att, så långt det är känt, känna till värdet på ett antal parametrar av relevans, se tabell B.2.1. I bilaga 3 finns också förslag på mall att fylla i för respektive ämne. Sådana ämnesblad kan med fördel biläggas riskbedömningsrapporten. De ämnesspecifika egenskaperna kan variera beroende på omgivningsförhållanden såsom temperatur, pH, syresättning, löst organiskt kol (DOC), salinitet och så vidare.

Tabell 4. Parametrar som beskriver ämnets inneboende egenskaper, såsom dess tendens att fördelas mellan olika matriser i miljön, att omvandlas/brytas ner, dess spridning och inlagring i näringsväven. Vad de olika parametrarna avser beskrivs närmre i texten.

Fördelning mellan matriser	Omvandling och nedbrytning	Inlagring i näringsväven
Vattenlöslighet	$T_{1/2}$ vid hydrolysis	BCF
Ångtryck	$T_{1/2}$ vid fotolys	BAF och BSAF
Henrys lags konstant	$T_{1/2}$ vid aerob bionedbrytning	BMF
$K_{ow}/\log K_{ow}$	$T_{1/2}$ vid anaerob bionedbrytning	TMF
K_{oc}	$T_{1/2}$ för sediment	
K_d		
$K_{susp-vatten}$		
$K_{sed-vatten}$		
K_{OA}		
Diffusionskoefficient, D		

1.11 Parametrar relaterade till nedbrytning

För att kunna bedöma förutsättningarna för nedbrytning behövs information om ämnets halveringstid, vilket kan ha undersökts med hjälp av olika metoder, se kapitel 4. Sådana tester har ofta gjorts för de ämnen som till exempel har REACH-registrerats. Om det aktuella ämnet inte har testats eller om testdata inte är tillgängliga är det ofta möjligt att få en uppfattning om nedbrytbarheten hos en molekyl genom att använda olika modelleringsprogram, så kallad QSAR⁴⁷.

1.11.1 Metoder för att undersöka biologisk nedbrytbarhet

För många ämnen är biologisk nedbrytning med hjälp av mikroorganismer i jord eller sediment en betydelsefull process. Det finns flera olika standarder för att undersöka biologisk nedbrytbarhet

⁴⁷ QSAR (Quantitative Structure Activity Relationships). Exempel på fritt tillgänglig programvara för att uppskatta ett ämnets nedbrytbarhet är det av USEPA framtagna "Episuite".

hos en enskild substans och metoderna som används varierar avseende testförhållandena, vilket kan inverka på resultatet. Det är därför lämpligt att kontrollera vilken metod som har använts och tänka på att förhållandena i sedimentet kan avvika från de som rådde i testet om man använder dessa uppgifter i en beräkning ("fate-modellering") av hur lång tid det kan tänkas ta innan koncentrationen av ämnet har minskat till ofarliga halter.

OECD test no 301 beskriver exempelvis testmetodik för att under syrerika förhållanden (aerob miljö) avgöra om ett ämne är "lätt bionedbrytbart" och testet pågår normalt i 28 dagar. Den specifika metod som används kan dock variera, exempelvis "DOC Die-Away", "CO₂ Evolution (Modified Sturm Test)", "MITI (I) (Ministry of International Trade and Industry, Japan)" osv. Ett ämne får kallas "lätt bionedbrytbart" om det i ett sådant test påvisas en 70% nedbrytning av DOC alternativt 60% ThOD (Theoretical Oxygen Demand) eller ThCO₂ produktion för respirometriska metoder. Dessutom krävs att det här ska uppnås inom ett 10-dagars intervall under de 28 dagarna.

1.11.2 Metoder för att undersöka abiotisk nedbrytbarhet

Föreningar kan också brytas ner på abiotisk väg, vanligen genom hydrolys eller fotolys.

Hydrolys är en kemisk reaktion där en molekyl spjälkas av en vattenmolekyl. Vid denna reaktion adderas en hydroxidgrupp (OH⁻) till nedbrytningsprodukten som blir mer vattenlöslig eftersom hydroxiden är negativt laddad. Hydrolys kan ske spontant i närvaro av vatten, men även påskyndas av enzymer i celler. En vanlig metod för att undersöka ämnets förmåga att hydrolyseras är OECD 111 där hydrolys vid olika pH undersöks. Persistenta ämnen är motståndskraftiga för hydrolys på grund av exempelvis starka bindningar i molekylerna.

Fotolys avser den process där ett ämne bryts ner av fotoner. Ju kortare våglängd, desto högre energinivå hos fotonerna; fotoner hos UV-ljus innehåller således högre energinivåer än solljus. Testförhållandena kan påverka resultaten. Var uppmärksam på om fotolysdata i litteraturen avser vatten eller luft, då förhållandena är helt olika. Det är också viktigt att i möjligaste mån redovisa våglängdsområde och intensitet hos ljuset, koncentration hos lösningen (molar), temperatur med mera. Resultaten uttrycks ofta som en halveringstid (minuter, dagar, veckor, månader etc.) men ibland också som fotolys hastighetskonstant (eng photolysis rate constant) med enheten sek⁻¹ avseende en viss koncentration (molar).

1.12 Parametrar relaterade till ämnets fördelning mellan matriser

Ämnets tendens att fördelas mellan olika matriser, såsom vatten-sediment eller vatten-luft, påverkar bland annat spridningsvägarna. Hur ämnen fördelar sig mellan olika matriser beror i sin tur på ämnens fysikalisk-kemiska egenskaper såsom löslighet i vatten och flyktighet. En vanlig upptagsväg in i organismer är via gälarna, av föreningar som är lösta i porvattnet. För

bottenlevande djur som selektivt äter fint organiskt material är födotaget viktigt för sedimentbundna/adsorberade föroreningar. Även för så kallade "scrapers" som snäckor som skrapar av biofilm av alger, organiskt material, mm, från stenar, makrofyter, mm är födotaget viktigt.

Ämnets fugacitet, det vill säga tendens att fly från den matris det befinner sig i, styr hur ett ämne fördelas. Hydrofoba ämnen har exempelvis en tendens att lagras in i organismers fettvävnader, eftersom de "flyr vattnet" på grund av deras opolära egenskaper. Fugaciteten är i sin tur även beroende av koncentrationen av ämnet i de olika matriserna, utöver ämnets fysikalisk-kemiska egenskaper. Fördelningen mellan matriser kan ofta uppskattas genom jämviktsberäkningar baserade på bland annat fördelningskoefficienter.

Nedan beskrivs några viktiga egenskaper och parametrar som är viktiga att känna till vid till exempel beräkning av mängder som kan spridas.

1.12.1 Vattenlöslighet

Hur lätt ämnet löses i vatten är en viktig egenskap att känna till då det bland annat påverkar ämnets spridning och biotillgänglighet. Det är exempelvis den lösliga andelen som kan passera från por- eller bottenvatten via gälar in i en organism. Vattenlösligheten uttrycks exempelvis med enheten mg/l och varierar med bland annat temperaturen. Det kontrollera därför vid vilken temperatur värdet på ämnets vattenlöslighet avser.

1.12.2 Volatilitet

Ämnets volatilitet (flyktighet) kan behöva beaktas för att kunna räkna på spridning. Flyktigheten påverkas av bland annat temperaturen och semivolatila (halvflyktiga) ämnen kan till exempel avdunsta från ytor i områden med höga temperaturer och sedan kondensera och deponeras i områden med lägre temperaturer. Atmosfärsdeposition efter långväga lufttransport är en viktig källa till exempelvis dioxiner och kvicksilver i både den terrestra och akvatiska miljön. Gasbildning i sediment kan också medverka till att volatila och semivolatila föroreningar sprids.

Volatiliteten varierar även med trycket. På stora vattendjup är trycket högt varför det är viktigt att kontrollera vid vilket tryck värdet har uppmätts innan det används i beräkningar.

Det finns olika mått på volatilitet och de kan anges med olika enheter. *Ångtrycket* speglar ämnets strävan att fly ifrån vätskefas eller fast fas till gasfas. Ett ämnets ångtryck uttrycks med enheten atm ($1 \text{ atm} = 1,013 \cdot 10^5 \text{ Pa}$) och avser det tryck då ämnets avdunstning är i jämvikt vid en given temperatur.

Vanligt är annars att *Henrys lags konstant* för ämnet används. Enligt Henrys lag är koncentrationen av löst gas i vätska proportionell mot gasens partialtryck (det tryck som orsakas av en enskild gas) i gasfasen ovanför vätskan. Henrys lags konstant är olika stor för olika gaser och uttrycks ofta i enheten $\text{Pa} \cdot \text{m}^3/\text{mol}$ ($1 \text{ Pa} = 9,9 \cdot 10^{-6} \text{ atm}$). Ju högre värde på Henrys lags

konstant desto högre flyktighet (volatilitet) dvs tendens att avgå till gasfas. Henrys lags konstant kan för icke polära organiska föroreningar uppskattas utifrån nedanstående formel (Reible, 2014):

$$H \approx \frac{P_v * M_w}{R * T * S}$$

P_v =ämnets ångtryck

M_w =ämnets molekylvikt

R =: gaskonstanten (1 atm *24,5 l/298 K/mol)

T =temperatur (enhet Kelvin)

S =ämnets löslighet

1.12.3 Fördelningskoefficienter

Kow (enhetslös), dvs fördelningskoefficienten mellan oktanol och vatten är ett mått på ämnets tendens att "fly vatten" (ämnets hydrofobicitet). Värdet på Kow styrs av bland annat ämnets struktur och storlek men påverkas även av temperaturen. Det är en flitigt använd parameter och som bland annat brukar användas för att uppskatta hur stor andel av ämnet som kan lagras in i organismers fettvävnader och hur mycket som binder till organiskt kol, se nedan. Det anges normalt bara för organiska ämnen, ej metaller. Oftast används det logaritmerade värdet, dvs. log Kow (ibland används beteckningen logP). Om log Kow är exempelvis 7 så är koncentrationen av ämnet i oktanolfasen 10 000 000 gånger högre än i vattenfasen i en oktanolvattenblandning. Ju högre värde desto mera hydrofob är ämnet. Om log Kow är negativt är ämnet snarare hydrofilt, dvs det är högre andel som förekommer i vattnet än i oktanolfasen. De flesta ämnen med $\log Kow \geq 3$ har en tendens att binda till partiklar (eftersom de flyr vattnet) och återfinns därför i sediment.

Koc (enhet l/kg), fördelningskoefficient mellan organiskt kol och vatten, används för att exempelvis utifrån sedimentets innehåll av organiskt kol uppskatta hur mycket av ett organiskt ämne som binder till (den organiska fraktionen hos) sediment men också för att beakta biotillgängligheten hos ämnet i sedimentet (andelen som förekommer i porvattnet).

Koc brukar mätas på jord-vattenprover men även studier på sediment förekommer. Koc kan även uppskattas utifrån Kow, enligt ekvationen nedan och där a är regressionskoefficienten och b skärningspunkten (interceptet):

$$\log KOC = a \log KOW + b$$

Värdet på a och b beror av ämnet. Det finns även en del modeller som kan beräkna Koc utifrån molekylstrukturen.

K_d (enhet l/kg) används i detta sammanhang ofta för att uttrycka fördelningen av föroreningen mellan sedimentet (bundet till partikelytor) och sedimentets porvatten eller överliggande vatten (bottenvattnet).

K_d kan för organiska föroreningar uppskattas enligt följande ekvation, där f_{OC} står för fraktionen organiskt kol i sedimentet:

$$K_d = f_{OC} \cdot K_{OC}$$

K_d är visserligen ämnesspecifik men varierar för olika sediment beroende på bland annat innehållet av organiskt kol. I bilaga I till Miljöstyrelsen (2015) finns en bilaga med K_d värden för ett stort antal ämnen, uttryckta för en organisk kolhalt på 1% (dvs $f_{OC}=0,01$). Om kolhalten avviker från 1% bör K_d värdet räknas om, genom att K_d värdet i tabellen multipliceras med procent (ej fraktion) organiskt kol. Om TOC i det aktuella provet t ex är 5% så multipliceras K_d värdet (som avser 1% TOC) med 5.

För metaller och polära organiska ämnen såsom TBT och PFAS behöver K_d utgå från mätningar. K_d kan då beräknas enligt följande:

$$K_d = C_{sed} \cdot C_{PV}$$

Där C_{sed} här står för den icke minerogena, adsorberade föroreningskoncentrationen i sediment ($mg\ kg^{-1}$ av torrvikten), vilket motsvarar den extraherade föroreningshalten, och C_{PV} är den lösta föroreningskoncentrationen i porvattnet ($mg\ L^{-1}$).

En del beräkningsmodeller utgår istället från den snarlika koefficienten $K_{susp-vatten}$ (fördelningskoefficient mellan suspenderat material och vatten; enhet m^3/m^3). K_d -värdet varierar bland annat beroende på koncentrationen av partiklar (eller egentligen koncentrationen av tillgängliga adsorptionssites) i vattnet. Man kan därför inte förvänta sig samma K_d -värde för fördelningen mellan sediment och porvatten som mellan suspenderade partiklar i ytvattnet och löst fas i vattenmassan.

K_{O4} , fördelningskoefficient mellan oktanol och luft, har visat sig användbart för att exempelvis, tillsammans med K_{ow} uppskatta ett ämnes tendens att biomagnifieras i lungandande organismer, dvs terrestra näringsvävar men även marina däggdjur, sjöfågel mm.

K_{AW} avser istället kvoten mellan koncentrationen av ämnet i luft respektive vatten. K_{AW} kan användas för att uppskatta Henrys lags konstant för ett ämne.

Olika ämnen diffunderar olika snabbt, vilket beskrivs med ämnesspecifika **diffusionskoefficienter**, D (uttryckta i enheten $cm^2\ s^{-1}$). I litteraturen anges diffusionskoefficienter för specifika joner och dessa är framtagna experimentellt. Miljöstyrelsen (2015) har med en tabell med värden på diffusionskoefficienter i en bilaga till vägledningen.

Förhållandena då diffusionskoefficienter bestäms, exempelvis temperatur och tryck, kan dock inverka på resultatet. Om diffusionskoefficienter som bestäms vid laboratorieexperiment i rena lösningar, och ofta vid högre koncentrationer än i miljö, används i beräkningar av diffusion genom sediment bör man vara medveten om att resultaten kan bli relativt osäkra. I naturliga system

transporteras metallerna dessutom oftast komplexbundna eller sannolikt i varierande omfattning bundna till organiska eller oorganiska joner eller komplex. Diffusionskoefficienter för dessa till stora delar okända komplex är svåra att beräkna.

1.13 Parametrar relaterade till ämnets inlagring i näringsvävar

De flesta ämnen som kan lagras i sediment kan även, om de är biotillgängliga, tas upp och lagras i levande organismer (biota), i högre halter än i omgivande medium (biokoncentreras). För att ämnet ska kunna lagras in i en organism krävs dock bland annat att det kan tas upp (är biotillgängligt) men inte heller vare sig bryts ner inuti organismen (metaboliseras) eller exkretas igen. Vissa föroreningar, exempelvis PFAS och dioxiner, är så pass stabila att de lagras upp även i högre organismer med mer utvecklade metaboliska system, såsom fisk. De kan då föras vidare i näringsväven, dvs tas upp av predatorer via födan (från bytesdjur). Om farliga ämnen lagras in i fiskvävnader, skaldjur eller alger och som vi människor äter kan föroreningarna utgöra en indirekt risk för vår hälsa. Halterna i toppredatorer kan till slut nå väldigt höga halter (såsom i havsörn som livnär sig på bland annat fisk), ett fenomen som kallas biomagnifikation. Andra föroreningar, såsom PAH, lagras främst in i organismer med mindre välutvecklad metabolisk förmåga, såsom kräftdjur och blötdjur, medan de bryts ner eller exkretas från högre organismer. Halterna blir då som högst i lägre organismer, ett fenomen som kallas biominifikation.

Man kan i laboratorieförsök mäta ett ämnes förmåga att biokoncentreras, bioackumuleras och biomagnifieras, och kan då fastställa ämnets BCF (biokoncentrationsfaktor, dvs. kvoten mellan föroreningskoncentration i organismen och vattnet), BSAF (biota-sediment-ackumulationsfaktorer, dvs kvoten mellan föroreningskoncentration i organismen och sedimentet) och BMF (biomagnifikationsfaktor, dvs kvoten mellan halt i predatorn och dess bytesdjur). Baserat på BMF för flera organismer kan man även räkna fram ett TMF-värde (trofisk magnifikationsfaktor) utifrån lutningen på regressionslinjen. SGI har för avsikt att publicera en rapport om sekundärförgiftning (Pettersson & Wernersson, 202X) och vi hänvisar till den rapporten för utförligare beskrivning av de olika begreppen, hur man kan avgöra vilka ämnen som tenderar att kunna bioackumuleras, formler och tumregler samt metodik för att mäta eller uppskatta värden på BCF, BSAF, BMF och TMF.

1.13.1 BCF

Biokoncentration undersöks genom att mäta halter i organismen respektive omgivande vatten under kontrollerade former på laboratorium. Temperatur och vattenkoncentration hålls t.ex. konstant. Hur biokoncentration ska undersökas inom ramen för kemikalieriskbedömningar beskrivs i OECD no. 305 (OECD, 2012).

I början av exponeringen ökar normalt halterna snabbt för att efter en viss tid plana ut. Man antar då att jämvikt mellan upptag, omvandling och exkretion har ställt in sig och fortgår normalt så

länge koncentrationen i omgivande medium hålls konstant. Hur upptaget ser ut i det enskilda fallet varierar och beror av ämnets fettlöslighet. Även val av testkoncentration kan ha en inverkan.

När sedan exponeringen upphör genom att testorganismerna förflyttas till rent omgivande medium kan även elimineringen av ämnet studeras. Halten i organismen minskar normalt snabbt i början men kurvan planar sedan gradvis ut. Även här ser det olika ut för olika ämnen. För mycket stabila ämnen kan det ta lång tid innan ämnet har eliminerats.

Biokoncentrationsfaktorn, BCF (eng. *Bioconcentration Factor*), beräknas som kvoten mellan halt i testorganismen (ofta med enheten $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvikt) och halt i vattnet (ofta i enheten $\mu\text{g}/\text{l}$) vid jämvikt:

$$BCF = \frac{\text{halt i pelagisk organism}}{\text{halt i vatten}}$$

Enheter blir l/kg ($=\text{ml}/\text{g}$). Ju högre BCF-värde, desto större tendens har ämnet att ackumuleras i organismer till följd av upptag från vatten. Hur det ser ut i verkligheten (om motsvarande mätningar görs i fält) kan dock variera. Vid beräkning av BCF görs exempelvis med ovanstående definition ingen korrektion för organismens tillväxt eller lipidinnehåll. I den akvatiska miljön är det inte heller säkert att jämvikt råder mellan organism och vatten⁴⁸. Halter i vattnet kan variera över tid, liksom temperaturen (som i sin tur kan påverka organismens metabolism, dvs halter av ämnet i organismen). Vidare behöver halten i organismen inte enbart bero av halt i vattnet, organismen kan även ta upp ämnet via den föda som konsumeras.

1.13.2 BAF och BSAF

Bioackumulation hos sedimentlevande organismer kan undersökas genom att mäta halter i organismen respektive sediment under kontrollerade former på laboratorium. OECD no. 315 (OECD, 2008) beskriver exempelvis hur man gör ett bioackumulationstest på sedimentlevande oligochaeter (fäbörstmaskar). En bioackumulationsfaktor, BAF (eng. *Bioaccumulation Factor*) beräknas som kvoten mellan halt i organismen (enheten g/kg) och halt i sediment (enheten g/kg):

$$BAF = \frac{\text{halt i organism (g/kg)}}{\text{halt i sediment (g/kg)}}$$

Halt i organismen respektive sediment kan uttryckas antingen för våtvikt eller torrsvikt.

Torrsviktsbasis är dock att föredra för att minska inverkan av vävnadens respektive sedimentets vattenhalt på det slutliga värdet (Hoffman et al., 2003).

⁴⁸ OECD no. 305 anger flera alternativa sätt att beräkna BCF. BCF enligt ekvationen ovan kan även betecknas BCF_{SS} det vill säga BCF vid jämvikt (*steady state*), då koncentrationen i omgivande medium hålls konstant och BCF inte ändras under en längre tid. Om man normaliserar uppmätt halt i organismen till 5% lipidinnehåll får man istället BCF_{SSL} . Istället för koncentrationskvoten kan man även utgå från kvoten mellan upptagshastighet (*uptake rate constant*, k_1) och elimineringshastighet (*deuration rate constant*, k_2). BCF_k (kinetisk BCF) beräknas då som k_1/k_2 . BCF_k ger i normalfallet samma värde som BCF_{SS} men kan avvika om det exempelvis var oklar jämvikt. Även här kan en BCF_{KL} (lipidnormaliserad kinetisk BCF) beräknas. OECD no. 305 beskriver slutligen hur man kan korrigera för både tillväxten (*growth*, g) och 5 % lipidvikt hos organismen och beräkna BCF_{kgL} .

Vid beräkning av BAF görs med ovanstående definition dock ingen korrektion för organismens lipidinnehåll eller sedimentets innehåll av organiskt material. För organiska ämnen i sediment är det ofta viktiga faktorer att ta hänsyn till. Ett alternativ är därför att först normalisera halt i organism mot lipidvikten och halt i sediment mot organiskt kol. Kvoten kallas då istället, enligt OECD no. 315 (OECD, 2008) för BSAF (eng. *Biota-Sediment Accumulation Factor*):

$$BSAF = \frac{\text{halt i organism (g/kg lipid)}}{\text{halt i sediment } \left(\frac{\text{g}}{\text{kg org kol}}\right)}$$

BAF och BSAF-värden kan användas för att uppskatta halter i sedimentlevande organismer utifrån föroreningshalter i sediment. Ett antagande är dock att jämvikt råder, vilket inte alltid är fallet i den faktiska miljön⁴⁹.

I OECD no. 315 testas fåborstmaskar. Fåborstmaskar är endobentiska djur, det vill säga de gräver ner sig i sedimentet, och förtär sedimentpartiklar under sedimentytan. De kan därför exponeras för sedimentföroreningar både genom direktkontakt, oralt då de sväljer förorenade partiklar, porvattnet och ovanliggande bottenvatten.

BSAF-värden i litteraturen kan ibland även avse förhållandet mellan halter i fisk och sediment, uppmätta i fält. Här behöver man vara medveten om att fisken då både kan ha direktexponerats för sedimenten och tagit upp föroreningar via födan (sedimentlevande evertebrater). BSAF kan variera i hög grad mellan olika platser, kopplat till variation i biotillgänglighet, i sin tur relaterat till varierande kvalitet och ursprung hos det organiska materialet (för organiska ämnen). Notera också att BAF och BSAF kan ha definierats och beräknats på något olika sätt i laboratorie- respektive fältstudier.

Observera att BAF-värden i litteraturen ofta avser förhållandet mellan koncentration i organism och koncentration i vatten. Det är då också vanligt att modellering har använts för att beräkna BAF och i EU (2018) nämns Epi Suite 4.11 programmet BCFBAF. Värdet avser då dock en lipidhalt på 10,7 %. BAF kan också variera beroende på vattenkoncentrationen. Detta gäller i synnerhet metaller⁵⁰. Det är därför viktigt att kontrollera hur ett BSAF och BAF har tagits fram – vilka matriser som avses, vilken organism som har undersökts, om det bygger på laboratorie- eller fältdata eller modellering och så vidare.

1.13.3 BMF

Förhållandet mellan halt i en organism och dess föda uttrycks som en biomagnifikationsfaktor, BMF:

⁴⁹ OECD no. 315 anger ett alternativt sätt att beräkna BAF. BAF enligt ekvationen ovan kan även betecknas BAF_{SS} det vill säga BAF vid jämvikt (*steady state*). Istället för koncentrationskvoten kan man även utgå från kvoten mellan upptagshastighet (*sediment uptake rate constant*, k_1) och elimineringshastighet (*elimination rate constant*, k_e). BAF_k (kinetisk BAF) beräknas då som k_1/k_e .

⁵⁰ Vid låga koncentrationer ackumuleras essentiella (livsnödvändiga) metaller i högre grad. Organismer med förmåga att internreglera metallkoncentrationen kan vid höga koncentrationer begränsa upptaget. Det mest rättvisande värdet kan då väljas utifrån en regressionsanalys.

$$BMF = \frac{\text{halt i predator}}{\text{halt i föda}}$$

Hur man på laboratoriet kan mäta BMF för akvatiska organismer framgår av bland annat OECD no. 305 (OECD, 2012). Det test som beskrivs har utvecklats för att upptag via vattnet ska undvikas och testresultaten är tänkta att användas vid kemikalieriskbedömning.

Här bör särskilt noteras att begreppet biomagnifikation och BMF visserligen ofta används även i samband med fältstudier men där betydelsen av olika exponeringsvägar egentligen är okänd. I fält kan upptag även ske via vatten, i synnerhet hos gälalandande djur. Att det är högre halter i en predator än i ett bytesdjur behöver därmed inte /bara/ vara relaterat till upptag via födan. Livslängden, fettinnehållet och tillväxthastigheten spelar också in. Ju längre en organism lever, desto högre halter hinner lagras upp och predatorer tenderar att leva längre än bytesdjur. Organismer på lägre trofinivåer tenderar att växa snabbare, varför man kan få en "utspädningsseffekt". Även fettinnehållet kan skilja sig och därmed förklara skillnader i halt (uttryckt på våtviktbasis) mellan bytesdjur och predator.

Kvoten mellan uppmätt halt i predator och dess bytesdjur kan i praktiken variera för ett och samma ämne även beroende på exempelvis vilka organismer eller vävnader som undersökts⁵¹. Det är viktigt att vara medveten om denna variation när man använder sig av BMF-värden baserade på fältdata. De speglar visserligen faktiska förhållanden (åtminstone vid tidpunkten för provtagningen), men om man använder sig av dessa BMF-värden för att bedöma risker på en helt annan plats med andra förutsättningar och för andra arter bör man vara medveten om osäkerheterna i bedömningen.

Mackay et al., (2018) föreslår att BMF baserad på både våtvikts- och lipidviktsbasis räknas fram. Vad som blir mest rättvisande beror på bland annat ämnets fettlöslighet. Lipid-normalisering är ofta att föredra för ämnen där $\log K_{ow} \leq 5$ medan det för ämnen med högre hydrofobicitet kan vara lämpligare att utgå från våtviktsnormaliserade värden.

1.13.4 TMF

Ett med BMF närbesläktat begrepp är TMF, trofisk magnifikationsfaktor. TMF definieras som dietnormaliserad *genomsnittlig* ökning (eller minskning) av koncentrationen för varje trofinivå.

TMF utgår från regressionsanalys av medelvärden för haltökningen per trofinivå, se figur 4.3⁵². Det behövs därför koncentrationsdata från flera trofinivåer. TMF kan beräknas från lutningen hos regressionslinjen:

⁵¹ Bignert & Helander (2015) uppmätte t.ex. 460 respektive 110 gånger högre DDE-halter i havsörnsägg respektive sillgrisslägg (ägg från två olika predatorer) än i fiskmuskel från strömming (bytesdjur för båda) fångad vid Landsort. För HCB var haltökningen generellt lägre i predatorerna i jämförelse med bytesdjuren men här var det tvärtom högre haltförhöjning i sillgrisslans (31 gånger) än i havsörnens ägg (17 gånger). För PCB var förhållandet 400 respektive 17 gånger för havsörn respektive sillgrissla dvs åter ökade halterna som mest hos havsörnsäggen och haltökningen var betydligt högre än i sillgrisslans ägg.

⁵² Notera den logaritmerade skalan på y-axeln – koncentrationen ökar ofta exponentiellt, se även Borgå et al., (2011).

$$\log TMF = \frac{\Delta \log \text{konc i organism}}{\Delta \text{trofinivå}}$$

eller:

$$\log TMF = \frac{\log(\text{konc i organism på trofinivå } x) - \log(\text{konc i organism på trofinivå } 1)}{x - 1}$$

Till skillnad från ett enskilt BMF baseras således ett TMF-värde på flera olika undersökningar och anger en genomsnittlig haltökning per trofinivå. Kidd et al. (2019) har presenterat ett förslag på beslutsträd för hur man, beroende på vilket underlag man har, kan välja eller bestämma TMF vid tillämpning i vattenförvaltningssammanhang men kan ge stöd även vid bestämning av TMF inför beräkningar av risker med förorenade sediment.

1.13.5 Ämnets identitet

Med ett ämnets identitet avses bland annat dess namn (både trivialnamn och kemiskt namn) men även olika typer av identifieringsnummer, kemisk klass, molekylformel och struktur.

Namn och nummer

Ett och samma ämne kan ha olika namn och det som vanligen används behöver inte nödvändigtvis följa någon särskild systematik och kallas då *trivialnamn*. Detta kommer sig av att många ämnen beskrevs innan man egentligen hade någon kännedom om den kemiska strukturen men det kan även handla om handelsnamn. Exempel på trivialnamn är bikarbonat, kalk, salpeter, Aroclor (PCBer) och teflon. Läkemedel kan ha både generiska namn ("non-proprietary names"; det namn som den aktiva substansen har fått i samband med att läkemedlet godkändes) och handelsnamn som är olika för olika företag som tillverkar och säljer läkemedlet.

IUPAC, International Union of Pure and Applied Chemistry, är en internationell oberoende standardiseringsorganisation som tar fram namngivningsregler (nomenklatur) för kemiska föreningar. Både atomslag och funktionella grupper ska framgå av ämnets *IUPAC-namn*, exempelvis "etylmetanoat", "dikväveoxid". Ett och samma ämne kan ha flera IUPAC-namn men det är inte möjligt att olika ämnen får samma namn.

IUPAC-namnet för diclofenac är exempelvis 2-[(2,6-dichlorophenyl)amino]phenyl}acetic acid men det finns många handelsnamn på produkter som innehåller diclofenac eller dess natriumsalt, exempelvis Voltaren.

Ange i ämnesbladet både vanligt namn (trivialnamn) och IUPAC-namn (kemiskt namn). Eventuella synonymer som du känner till kan också läggas till.

Chemical Abstracts Service (CAS) är en avdelning av The American Chemical Society. **CAS-nummer** är unika numeriska identifierare för kemiska föreningar och blandningar och idag finns nästan 200 miljoner registrerade CAS nummer.

EG-nummer används för kemiska ämnen på marknaden inom EU. Ett EG-nummer är uppbyggt av sju siffror (xxx-xxx-x) och startar alltid på 2 eller 3 (Einecs), 4 (Elincs) eller 5 (No-Longer Polymers)⁵³. Det finns fler numreringsystem, men i de flesta fall är CAS eller EG-nummer tillräckligt för att tydligt identifiera ämnet.

CAS nummer för ca 500 000 ämnen kan sökas fram via "Common Chemistry":

<https://commonchemistry.cas.org/>

Både CAS och EG-nummer kan också erhållas genom att söka på namnet i exempelvis ECHAS (European Chemicals Agency) databas:

<https://echa.europa.eu/sv/search-for-chemicals>

För vissa ämnesgrupper, såsom nonylfenoler, är det extra noga att kontrollera nummer innan en kemisk analys beställs t.ex. eller analysdata utvärderas. För rak nonylfenol (4-n-nonylfenol) är exempelvis CAS-numret 104-40-5 men för grenad 4-nonylfenol är det 84852-15-3. Den tekniska blandningen består främst av para-substituerade nonylfenoler, och teoretiskt finns över 200 isomerer men bara 4-nonylfenoler bedöms vara toxikologiskt relevanta.

Kemisk klass

Ibland kan det vara motiverat att nämna kemisk klass utifrån ämnets struktur, användningsområde eller fysikaliska egenskaper (såsom kolväten, pesticid respektive VOC). Det kan exempelvis vara bra att förtydliga att ämnet är en pyretroid insekticid, en syntetisk steorid eller ett polycykliskt aromatiskt kolväte (PAH).

Molekylformel och molekylmassa

En molekylformel (summaformel) anger antalet atomer av varje slag, exempelvis HCl och CO₂. Atommassan (atomvikten) kan sedan användas för att beräkna molekylmassan (molekylvikten). Atommassan anges i enheten u (unit). En mol av en substans med atom- eller molekylmassan 1 u väger 1 gram. Molekylmassan uttrycks ofta i enheten g/mol.

Molekylmassan är viktig att känna till för att exempelvis bedöma organiska ämnens biotillgänglighet. Vid tillräckligt hög molekylmassa kan ett ämne, oavsett dess fettlöslighet, inte ta sig igenom cellmembran.

⁵³ EG-nummer avser de nummer ämnet har på Einecs eller Elincs-listan, vilket är två europeiska förteckningar över ämnen som fanns på marknaden 1971-1981 (Einecs; European Inventory of Existing Commercial chemical Substances) respektive förhandsanmälda, nya ämnen (Elincs; European List of Notified Chemical Substances). Det kan också handla om NLP-nummer (No-longer Polymers List, en europeisk förteckning över ämnen som fanns på marknaden 1981-1993 och som då betraktades som polymerer, men som inte längre betraktas som det). De ämnen som saknade EG-nummer vid registreringen av kemiska ämnen inom Reach, tilldelades List-nummer. List-nummer börjar alltid med siffran 6, 7, 8 eller 9. De är inte officiella identifierare men återfinns i Kemikalieinspektionens PRIO-databas, som stöd vid ämnessökningar.

Molekylstruktur och SMILES

Molekylstrukturen, eller strukturformeln, visar hur atomerna är bundna till varandra. När det saknas information om ett ämne kan det i många fall gå att uppskatta ämnets egenskaper (såsom toxicitet och nedbrytbarhet) utifrån dess struktur med hjälp av modeller (ofta kallade Q/SAR; Quantitative Structure Activity Relationship). Ett exempel på ett sådant modelleringsverktyg är EPI Suite™, framtaget av USEPA⁵⁴. För att kunna göra detta underlättar det att uttrycka strukturen utifrån SMILES (Simplified Molecular Input Line Entry System), dvs i form av textsträngar av ASCII tecken. Diklormetan skrivs exempelvis som C(Cl)Cl.

1.14 Underlag om föroreningarnas egenskaper

Underlag om enskilda ämnens egenskaper tas exempelvis fram inom ramen för europeisk kemikalielagstiftning, såsom REACH⁵⁵ och biocidförordningen⁵⁶. För de flesta ämnen som ingår i direktivet om prioriterade ämnen finns många av de nödvändiga uppgifterna att hämta i de ämnesrapporter (även kallade EQS dossiers) som har tagits fram på EU-nivå och som är tillgängliga på EU-kommissionens webbsida, circabc⁵⁷.

Faktablad som beskriver hur de generella riktvärdena för mark har tagits fram innehåller mycket information om olika ämnens egenskaper, liksom enskilda länders underlagsrapporter vid framtagande av nationella bedömningsgrunder för sediment, se exempelvis rapporter från Nederländerna, Norge och Kanada.

Kemikalieinspektionen och Naturvårdsverket har tagit fram kunskapsöversikter för många olika typer av miljögifter, se exempelvis Naturvårdsverkets rapport 5736 om oavsiktligt bildade ämnen (Naturvårdsverket, 2007).

Det finns flera referensverk (såsom Mackay et al 2007) och databaser där man kan söka ut ämnesspecifika uppgifter, exempelvis

- PubChem⁵⁸,
- ECHAs databas för registrerade ämnen⁵⁹,
- OECDs eChemPortal⁶⁰

Det finns även beräkningsprogram såsom The Estimation Program Interface (EPI) Suite™ från amerikanska naturvårdsverket (USEPA) och som kan användas för att uppskatta ett ämnes

⁵⁴ [EPI Suite™-Estimation Program Interface | US EPA](#)

⁵⁵ Europaparlamentets och rådets förordning (EG) nr 1907/2006 av den 18 december 2006 om registrering, utvärdering, godkännande och begränsning av kemikalier (Reach), inrättande av en europeisk kemikaliemyndighet, ändring av direktiv 1999/45/EG och upphävande av rådets förordning (EEG) nr 793/93 och kommissionens förordning (EG) nr 1488/94 samt rådets direktiv 76/769/EEG och kommissionens direktiv 91/155/EEG, 93/67/EEG, 93/105/EG och 2000/21/EG

⁵⁶ Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 528/2012 av den 22 maj 2012 om tillhandahållande på marknaden och användning av biocidprodukter

⁵⁷ [circabc.europa.eu](#), se t.ex. EQS-dossier 2006: [CIRCABC - Substance EQS Data Sheets \(europa.eu\)](#) och EQS-dossier 2012: [CIRCABC - EQS dossiers \(europa.eu\)](#)

⁵⁸ <https://pubchem.ncbi.nlm.nih.gov/>

⁵⁹ <https://echa.europa.eu/sv/information-on-chemicals/registered-substances>

⁶⁰ <https://www.echemportal.org/echemportal/>

egenskaper (löslighet, nedbrytbarhet, toxicitet och så vidare) utifrån dess struktur. I de flesta fall är det fullt tillräckligt att kunna ange ämnets identitet.

REMISS

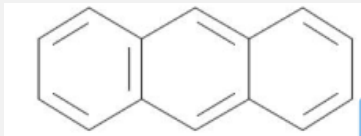
Bilaga 3. Mall för ämnesdatablad att bifoga riskbedömningen

Kommentar [ASW22]: Remissfråga: Synpunkter på vad som bör ingå? Bör mallen snarare vara blank?

Nedan ges exempel på ämnesblad, ifyllt avseende ämnet antracen med bl.a. de uppgifter som finns redovisade i den substansdossier som togs fram inför revideringen av direktivet om prioriterade ämnen. Vissa kompletteringar har också gjorts.

Bladet kan användas som mall för att ta fram egna ämnesblad för de föreningar som är aktuella på det förorenade området.

Observera att det i ämnesbladet är viktigt att inte bara redovisa tillgängliga värden (inklusive enhet) eller spanner utan även förtydliga om värdet kommer från ett laborieförsök, fältstudier eller om värdet bygger på beräkning. Ange vilken metod och, för biologiska tester, vilken art som har undersökts eller, om värdet har uppskattats, vilken ekvation som har använts.

ÄMNETS IDENTITET	
Namn och eventuella synonymer	Antracen
Kemiskt namn (IUPAC)	Antracen
CAS- nummer	120-12-7
EG- nummer	204-371-1
Kemisk klass	Polycykliska aromatiska kolväten (PAH)
Molekylformel	C ₁₄ H ₁₀
Molekylmassa (g/mol)	178,2
Molekylstruktur	
SMILES	c1ccc2cc3ccccc3cc2c1

PARAMETRAR RELATERADE TILL FÖRDELNING MELLAN MATRISER

Referenser och ev kommentarer

Vattenlöslighet (mg/l)	0,047	Mackay et al, 1992 i EC, 2008a
Ångtryck (Pa)	9,4*10 ⁻⁴	Mackay et al, 1992 i EC, 2008a
Henrys lags konstant (Pa m³/mol)	4,3	Mackay et al, 1992 i EC, 2008a
K_{AW}	?	
K_{ow}	4,68	Mackay et al, 1992 i EC, 2008a
K_{oc}	Log K _{oc} = 4,47 K _{oc} : 29512	Karickhoff et al 1979; beräknats från K _{ow}
K_{sed-vatten}	739	Beräknats från K _{oc} ; enligt EC, 2011
K_{susp-vatten}	?	
KOA	?	
KAW	?	
Diffusionskoefficient (cm²/s)	6,8E-6	Miljöstyrelsen, 2015

PARAMETRAR RELATERADE TILL ÄMNETS TENDENS ATT OMVANDLAS ELLER BRYTAS NER (HALVERINGSTIDER)		Referenser och ev kommentarer
Biologisk nedbrytbarhet		
Hydrolys		
Fotolys i vatten		

ÄMNETS TENDENS ATT SPRIDAS OCH LAGRAS IN I NÄRINGSVÄVEN		Referenser och ev kommentarer
BCF		
BAF		
BSAF		

ÄMNETS TOXICITET OCH VERKNINGSMEKANISM/AOP (ADVERSE OUTCOME PATHWAY)		Referenser och ev kommentarer
Kända verkningsmekanismer		
NOEC_{SEDIMENT_SÖTVATTEN}		
NOEC_{SEDIMENT_MARINT}		
Antimikrobiella egenskaper		
Ämnets toxicitet för fåglar och däggdjur: NOAEL		
Ämnets toxicitet för människa: TDI		

ÄMNETS FÖREKOMST		Referenser och ev kommentarer
Bakgrundshalt i sediment		

ÄMNETS REGLERING OCH KLASSIFICERING		Referenser och ev kommentarer
PBT		
PMT		
CMR		
Hormonstörande		
Stockholmskonventionen (POP)		
Tillståndsämnade REACH		
Kandidatämne REACH		
H-fras (400, 410-413)		
Prioriterade ämne, vattendirektivet		
Särskilda förorenande ämnen (SFÄ), vattendirektivet		
Farliga ämnen, havsmiljödirektivet		
HELCOM		
OSPAR		
M.fl...		

REMISS



**STATENS
GEOTEKNISKA
INSTITUT**

Statens geotekniska institut

581 93 Linköping

www.sgi.se

E post: sgi@sgi.se

Växel: 013-20 18 00