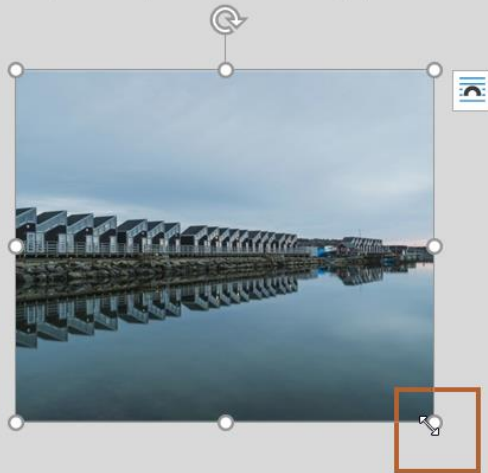


Högerklicka här och välj "Ändra bild" för att infoga en bild.

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 #

Riskbedömning av förorenade sedimentområden

REMISSVERSION

Linköping Datum

SGI Vägledning: #
Beställning: Namn
Diariernr: 3.1.2.-2503-0338
Uppdragsnr: 10082
Totalt antal sidor 220

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

Hänvisa till detta dokument på följande sätt:

SGI Datum, Riskbedömning av förorenade sedimentområden, REMISSVERSION, SGI Vägledning #, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping.

Foto på omslag: Fotografens namn, Organisation

Förord

Föroreningar kan medföra risker för människors hälsa och vår miljö. I Sverige har vi miljökvalitetsmål som anger inriktningen för miljöarbetet och fokuserar på att minska dessa risker. Det finns ett stort antal förorenade sedimentområden i landet. Utredningar av vilka risker dessa områden kan innebära för människors hälsa eller miljön, och hur man vid behov kan minska riskerna genom efterbehandling, är en viktig del av miljömålsarbetet.

Statens geotekniska institut (SGI) har det nationella ansvaret för forskning, teknik-utveckling och kunskapsuppbyggnad inom förorenade områden. Syftet är att SGI ska medverka till att höja kunskapsnivån och öka saneringstakten så att miljökvalitetsmålen nås. Som ett led i detta ingår att förmedla kunskap och ge stöd till branschen.

Regeringen tilldelade i juli 2019 Naturvårdsverket, SGI, Sveriges geologiska undersökning (SGU), Havs- och vattenmyndigheten samt länsstyrelserna ett regeringsuppdrag om förbättrad kunskap för hantering av förorenade sediment, RUFS. Den här vägledningen är en av flera rapporter som följer av detta regeringsuppdrag och regeringsuppdraget SESAM (Sedimentsamverkan mellan myndigheter). Vägledningen kompletterar bland annat Naturvårdsverkets rapport 5977, *Riskbedömning av förorenade områden* (Naturvårdsverket, 2009) samt vägledning på Naturvårdsverkets webb.

Vägledningen lyfter frågeställningar att besvara och ger förslag på metoder för att identifiera kritiska skyddsobjekt och exponeringsvägar, bedöma spridning och belastning samt risk för effekter på akvatiska organismer, sekundärförgiftning av predatorer samt direkta och indirekta risker för människors hälsa. Vägledningen riktar sig till de som beställer, utför eller granskar riskbedömningar av förorenade sedimentområden.

I arbetet med vägledningen har en bred extern förankring eftersträfvats, varför arbetet har genomförts tillsammans med bland annat Naturvårdsverket och SGU. Utredare vid dessa myndigheter har löpande bidragit i arbetet med att färdigställa denna vägledning. Synpunkter på innehållet har inhämtats genom ett remissförfarande till bland annat samtliga länsstyrelser och flera berörda centrala myndigheter. SGI står för det slutliga innehållet och slutsatserna i vägledningen.

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

REMISSVERSION

Innehållsförteckning

Innehållsförteckning.....	5
Sammanfattning.....	9
Summary	11
1 Inledning	12
1.1 Bakgrund	12
1.2 Riskbedömningsmetodik för förorenade områden	13
1.3 Övergripande åtgärds mål.....	14
1.4 Problembeskrivning.....	15
1.5 Konceptuell modell.....	17
1.6 Exponerings- och effektanalys samt riskkaraktärisering	20
1.7 Osäkerheter och identifiering av undersökningsbehov.....	21
1.8 Syfte med vägledningen	21
1.9 Målgrupper	21
1.10 Läsanvisning	22
1.11 Avgränsningar	23
1.12 Terminologi.....	23
2 Frågeställningar, utgångspunkter och övergripande strategi.....	24
2.1 Frågeställningar att utreda	24
2.2 Naturvårdsverkets utgångspunkter tillämpade på förorenade sedimentområden	25
2.3 Beaktande av miljö kvalitetsnormer för vattenmiljön	31
2.4 Områdes- och omgivningsbeskrivning	34
2.5 Stegvis angreppssätt och flera bevislinjer behövs	40
2.6 Jämförelse med referenslokaler bör göras tidigt.....	42
2.7 Avgränsning av sedimentobjekt och påverkansområde	45
2.8 Potentiella skyddsobjekt identifieras.....	48
2.9 Bedömningsgrunder	50
2.10 Framtids- och händelsescenarier.....	53
3 Föroreningarnas inneboende egenskaper	56
3.1 Spridning	56
3.2 Omvandling.....	59

3.3	Biokoncentration och bioackumulation	61
3.4	Toxicitet	69
3.5	Faroegenskaper enligt CLP-förordningen	74
3.6	Särskilt farliga ämnen.....	75
3.7	Underlag.....	77
3.8	Identifiering av kritiskt skyddsobjekt utifrån ämnesegenskaper - exempel	79
4	Undersökningsmetoder.....	84
4.1	Hydrologiska, vattenkemiska och geokemiska förhållanden	84
4.2	Provtagning av sediment	89
4.3	Provtagning av vatten	93
4.4	Provtagning av biota	96
4.5	Kemisk analys av föroreningar i sediment, vatten och biota	102
4.6	Biotillgänglighet.....	110
4.7	Metoder för att mäta effekter på organismer	111
4.8	Kvalitetsgranskning av underlag	115
5	Spridning, exponering och belastning	118
5.1	Källor och föroreningsspridning till sedimenten	118
5.2	Förutsättningar för nedbrytning	123
5.3	Översedimentation.....	124
5.4	Föroreningsspridning från sedimentet.....	125
5.5	Beräkning av föroreningsflux	131
5.6	Identifiering av betydelsefulla exponeringsvägar.....	133
5.7	Påverkan av syresättning på metallers mobilitet i sediment.....	130
5.8	Beräkning och bedömning av belastning	143
5.9	Massbalansberäkningar.....	151
6	Effekter på akvatiska organismer.....	152
6.1	Frågeställningar.....	153
6.2	Övergripande åtgärds mål för akvatiska ekosystemet	153
6.3	Mjukbottenlevande evertrebrater	155
6.4	Övriga akvatiska organismer	166
6.5	Djur som vistas i området	173

6.6	Framtida risker	173
7	Sekundärförgiftning av predatorer	175
7.1	Frågeställningar	175
7.2	Övergripande åtgärds mål kopplade till sekundärförgiftning	175
7.3	Hänsyn till effektoobservationer och jämförelse med referenslokaler för att ta ställning till om utredning behövs	176
7.4	Bedömningsgrunder för skydd mot sekundärförgiftning	177
7.5	Förslag på arbetsgång	179
7.6	Samlad utvärdering och utredning av orsak-verkan	188
7.7	Miljö kvalitetsnormer	192
7.8	Framtida förändringar	192
8	Risk för människors hälsa	194
8.1	Frågeställningar	194
8.2	Övergripande åtgärds mål kopplade till hälsorisker	195
8.3	Jämförelse med referenslokaler	196
8.4	Bedömningsgrunder för skydd av människors hälsa	196
8.5	Förslag på arbetsgång	197
8.6	Samlad utvärdering och jämförelse med tolerabelt intag	202
8.7	Saluföring av fisk och hinder för dricksvattenproduktion	202
9	Referenser	203
9.1	Rapporter och vetenskaplig litteratur som citeras i huvudtext och bilagor	203
9.2	Lagstiftning och domar	213
9.3	Standarder och metodbeskrivningar	214

BILAGOR till rapporten

1. Frågelista
2. Ekosystemtjänster
3. Triadmetodik
4. Bedömningsgrunder
5. Tidshorisonter
6. Klimatförändring
7. Ämnesmall
8. Spridningsprocesser och fluxberäkningar samt mätmetoder
9. Främmande material
10. Ämnets identitet
11. Partiell uppslutning
12. Potentiellt biotillgänglig koncentration
13. Bottenfauna
14. In vivo tester
15. Biomarkörer
16. In vitro tester
17. Dosberäkningar human hälsa

Sammanfattning

Syftet med den här vägledningen är att ge stöd vid riskbedömning av förorenade sedimentområden, för att i sin tur kunna ta ställning till behov av åtgärdsutredning. Vägledningen lyfter frågeställningar och ger förslag på undersökningsmetoder och strategier för att bedöma både direkta och indirekta miljö- och hälsorisker med toxiska sedimentföroreningar. I nedanstående ruta ges exempel på aspekter att utreda.

Miljö- och hälsorisker med förorenade sedimentområden bör bedömas i ett kort såväl som långt tidsperspektiv, inklusive konsekvenser av ett förändrat klimat och landhöjningen samt omfatta en bedömning av om det plötsligt skulle kunna uppstå situationer med potentiellt omfattande konsekvenser, exempelvis undervattensskred.

Ämnesegenskaper av betydelse för att bedöma risk för spridning, omvandling och inlagring samt toxiska effekter beskrivs översiktligt. Med kännedom om föroreningarnas inneboende egenskaper och förutsättningarna på platsen kan spridningsrisker och kritiska skyddsobjekt, såsom sedimentlevande evertetrater och fiskätande fåglar, identifieras.

I vägledningen ges övergripande beskrivningar av olika typer av undersökningsmetoder, inklusive provtagning av sediment, vatten och biota, metoder för att mäta potentiellt bio-tillgänglig koncentration och effekter på levande organismer (exempelvis biomarkörer) och odlade celler (in vitro tester).

Spridningsförutsättningarna, i både nuläget och framtiden, behöver utredas separat och omfatta spridning till och från sedimentet samt förutsättningar för översedimentation. Vägledningen ger förslag på hur man kan uppskatta föroreningsflöden och belastningen på andra områden och matriser inklusive näringsväven.

För sediment saknas generella riktvärden, men det finns ett stort antal effektbaserade bedömningsgrunder för sediment, vatten och biota, som kan användas för att ta ställning till om det föreligger risk för negativa effekter och om det behövs ytterligare undersökningar. Vägledningen ger förslag på typ av bedömningsgrunder som kan användas, beroende på vilka risker det är som ska bedömas. I vägledningen presenteras också förslag på arbetsgång i form av flödesscheman och beslutsmatriser för utredning av risk för:

- effekter på akvatiska ekosystem
- sekundärförgiftning av organismer på högre trofinivåer
- effekter på människors hälsa.

Exempel på aspekter att utreda vid riskbedömning av förorenade sedimentområden

Spridning och belastning

- Samtliga potentiellt betydelsefulla spridningsvägar behöver beaktas. Detta avser både löst och partikelbunden form, till omgivande vatten och till sedimentområden nedströms samt till näringsväven. Även framtida potentiellt betydelsefulla spridningsvägar behöver identifieras.
- Undersök i synnerhet om det förekommer spridning av särskilt farliga ämnen, vilka generellt förekommer i höga halter i vattenmiljön. Exempelvis kvicksilver, PBDE, dioxiner, TBT, PFAS, PAH och kadmium. För dessa är det extra angeläget att minimera föroreningsspridningen till omgivningen.
- Utred om belastningen (de mängder som sprids över tid) kan innebära att koncentrationerna i vattnet eller i sediment vid ackumulationsbottnar nedströms höjs.
- Utred om de mängder som sprids, eller kan komma att spridas, till näringsväven från det förorenade sedimentområdet kan leda till förhöjda bakgrundshalter i bytesdjur som konsumeras av fåglar och däggdjur.
- Bedöm förutsättningar för översedimentation och nedbrytning av föroreningarna.
- Bedöm storleken på belastningen (mängd som sprids) i ett övergripande perspektiv, exempelvis genom beräkning av akvatiskt fotavtryck, fluxjämförelser och utbredning hos påverkansområdet.

Akvatiska ekosystem

- Utred om föroreningarna ger, eller riskerar att ge, negativa effekter på det akvatiska ekosystemet och dess motståndskraft. Bedöm riskerna för både vatten- och sedimentlevande organismer (populationer och samhällen), påverkan på produktion av biomassa och på biodiversiteten.
- Uppskatta risken för betande boskap, vilda djur, husdjur och sjöfågel som dricker och/eller vadar/badar i området.
- Om skyddad natur påverkas, eller kan komma att påverkas, utred om föroreningarna äventyrar syftet med skyddet. Om det förekommer, eller kan antas ha förekommit, fridlysta arter inom påverkansområdet, ta höjd för att skyddet avser populationen av den enskilda arten och för vissa arter även enskilda individer.
- Bedöm förutsättningarna för återhämtning av föroreningsskadade ekosystem och återetablering av eventuellt tidigare förekommande arter.

Sekundärförgiftning

- Om det förekommer sedimentföroreningar som kan lagras i biologiska vävnader, utred risken för biomagnifikation och sekundärförgiftning av fiskätande fåglar och däggdjur som använder området som födosökslokal.
- Om skyddad natur påverkas, eller kan komma att påverkas, utred om föroreningarna äventyrar syftet med skyddet. Om det förekommer, eller kan antas ha förekommit, fridlysta arter inom påverkansområdet, ta höjd för att skyddet avser populationen av den enskilda arten och för vissa arter även enskilda individer.
- Bedöm förutsättningarna för återhämtning av föroreningsskadade ekosystem och återetablering av eventuellt tidigare förekommande arter.

Människors hälsa

- Utred på vilket sätt människor kan exponeras, direkt och indirekt för föroreningarna, i nuläget och i framtiden.
- Om det förekommer sedimentföroreningar som kan lagras i biologiska vävnader, utred risken för att ätliga delar av fisk eller skaldjur innehåller förhöjda halter föroreningar.
- Ta höjd för ändrad mark- och vattenanvändning. Om området omfattas av en detaljplan ska gällande planbestämmelser vara utgångspunkt, snarare än enbart dagens områdesanvändning. Utred dock hälsorisker kopplat till fiske, bad och användning av vattnet som dricksvatten, även om det i dagsläget inte är aktuellt eller finns planer på fiske eller dricksvattenframställning eller badplatser.
- Beakta den sammanlagda exponeringen, även från andra källor än de förorenade

Summary

Summary text

REMISSVERSION

1 Inledning

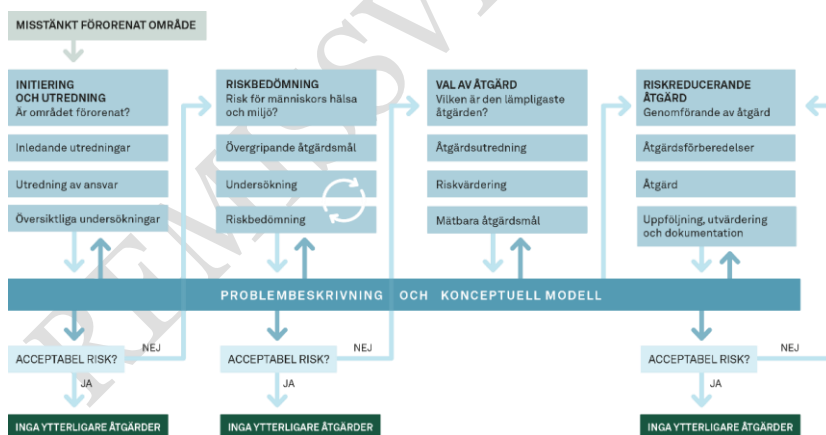
1.1 Bakgrund

Avhjälpanprocessen för förorenade områden är samma oavsett om det är jord, sediment eller någon annan matris som är förorenad. Att bedöma riskerna är en central del av utredningen.

Huvudsyftet med riskbedömningen av ett förorenat område är att kunna ta ställning till om det förorenade området innebär hälso- eller miljörisker, idag eller på sikt, och för att avgöra om det behövs en åtgärdsutredning.

Många föroreningar binder till partiklar, som i vattenmiljöer med tiden sjunker till botten. På så sätt uppstår förorenade sediment. Om halterna är tillräckligt höga kan sedimentföroreningar skada organismer som lever i eller nära botten. Föroreningarna kan också tas upp av bottenlevande organismer och föras vidare i näringsväven. Det kan påverka rovdjur och även människor. Om sedimentföroreningarna sprids, till omgivningen eller vattnet, kan det leda till negativa effekter någon annanstans eller att det blir svårare att nyttja vattnet.

Om ett område är så förorenat att det utgör en oacceptabel risk för människors hälsa eller miljön, behöver ansvariga vidta åtgärder. Åtgärder kan behövas både för att hantera akuta risker och för att minska långsiktiga effekter. Att bedöma riskerna är därför en central del av utredningen av ett förorenat område, se **figur 1**.



Figur 1. Avhjälpanprocessen vid förorenade områden, oavsett om det är jord, sediment eller någon annan matris som är förorenad.

Kommenterad [AW1]: REMISSFRÅGA: Flera avsnitt inleds med blå sammanfattande rutor där de viktigaste slutsatserna eller medskicken ska framgå.

Ge gärna synpunkter på dessa. Är det viktigaste med? Kan de läsas fristående? Är de till hjälp?

Tanken är att de sedan ska ligga till grund för sammanfattande text på webben,

1.2 Riskbedömningsmetodik för förorenade områden

Utredningar av förorenade områden börjar ofta med inventering och riskklassning. Riskklassningen är en översiktlig form av riskbedömning, utifrån spridningsrisker, föroreningarnas farlighet och föroreningsnivåer, känslighet och skyddsvärde. Syftet är att prioritera vilka objekt som ska utredas vidare.

Riskbedömningen av förorenade områden beaktar samma övergripande aspekter som vid riskklassning vid inventering av förorenade områden.

Övergripande åtgärds mål behöver också formuleras och det görs på ett tidigt stadium. Riskbedömningen utgår från de övergripande åtgärds målen och riskbedömningsmetodiken omfattar problembeskrivning med konceptuell modell, exponerings- och effektanalys samt riskkaraktärisering.

Utredningsarbetet är ofta iterativt. Problembeskrivning, konceptuell modell och de övergripande åtgärds målen kan behöva justeras i takt med att ytterligare information blir tillgänglig.

Utredningar av förorenade områden (inklusive sediment) börjar ofta med en inventering, inklusive riskklassning. Förorenade sedimentområden kan också ha identifierats i samband med undersökande övervakning och statusklassificering inom vattenförvaltningen (**SGI 2024a**) eller i samband med andra utredningar.

En riskklassning är en översiktlig form av riskbedömning som görs i samband med inventering enligt MIFO (Metod för Inventering av Förorenade Områden). Vid inventeringen riskklassas ett potentiellt förorenat område utifrån en fyrgradig skala. Riskklassningen är ett hjälpmedel som är tänkt att ligga till grund för prioriteringar och beslut om eventuella vidare undersökningar. Vid riskklassningen beaktas bland annat spridningsrisker, föroreningarnas farlighet och föroreningsnivåer, känslighet och skyddsvärde. Det är dock en övergripande bedömning som görs på ett förhållandevis litet underlag, med syfte att kunna prioritera vilka områden eller objekt som ska utredas vidare.

Riskbedömningen av förorenade områden beaktar samma övergripande aspekter (spridning, farlighet, föroreningsnivå, känslighet och skyddsvärde) som vid riskklassning, men för att få en bättre uppfattning om riskerna med det förorenade området behövs oftast ytterligare utredningar och mer ingående bedömningar. Först formuleras dock övergripande åtgärds mål, vilka ligger till grund för den fortsatta riskbedömningen.

Riskbedömningsmetodiken för förorenade områden – oavsett om det är jord, sediment eller någon annan matris som är förorenad – omfattar flera moment: problembeskrivning med konceptuell modell, exponeringsanalys, effektanalys och riskkaraktärisering (**Naturvårdsverket, 2009a**).

De olika momenten hänger tätt samman och arbetet utförs ofta iterativt. Problembeskrivning och konceptuell modell ligger till grund för den fortsatta utredningsarbetet, inklusive formulering av övergripande åtgärds mål. I takt med att ny information tillkommer under projektets gång utvecklas problembeskrivningen och den konceptuella modellen. Exempelvis kan de hälso- och miljörisker som har identifierats i riskkaraktäriseringen sammanfattas i problembeskrivningen och användas vid kommunikation om det förorenade objektet. Det kan också bli aktuellt att justera de övergripande åtgärds målen. De övergripande åtgärds målen och den konceptuella modellen utgör viktigt stöd, både vid riskkaraktäriseringen och den fortsatta utredningen av lämpliga åtgärder samt mätbara åtgärds mål.

1.3 Övergripande åtgärds mål

Övergripande åtgärds mål anger vilket skydd som eftersträvas och hur ett område ska kunna användas i framtiden.

Övergripande åtgärds mål formuleras tidigt i processen och beaktar bland annat:

- Miljörättsliga bestämmelser
- Hållbarhetsmål
- Svenska miljökvalitetsmål

För vattenmiljön finns särskilda bestämmelser och mål att beakta (se **SGI 2025/26**).

De övergripande åtgärds målen ligger till grund för riskbedömningen och ses över i takt med att utredningsarbetet fortskrider.

Det är lämpligt att redan från början, innan man gör en bedömning av riskerna, veta syftet med en eventuell åtgärd. Det underlättar både inför planering av fortsatta undersökningar och vid utvärdering av underlaget. Tidigt i utredningsprocessen av ett förorenat område formuleras därför övergripande åtgärds mål. De anger vilket skydd som eftersträvas och hur ett område ska kunna användas i framtiden. Vid bedömningen av riskerna och huruvida de kan accepteras är de övergripande åtgärds målen vägledande.

I Naturvårdsverkets rapport 5978 (**Naturvårdsverket 2009c**) delas de övergripande åtgärds målen in i olika kategorier utifrån det specifika syftet med en åtgärd, exempelvis riskreduktion, minskad exponering eller skydd av naturresurser. Även för förorenade sediment kan dessa kategorier vara av relevans. En åtgärd kan exempelvis avse att skydda eller minska risken för påverkan på vatten- och sedimentlevande organismer, reducera förorenings spridning från sediment till omgivning, minska indirekt exponering av predatorer för föroreningar eller möjliggöra yrkesfiske.

De övergripande åtgärds målen behöver bland annat beakta miljörättsliga bestämmelser och miljömål samt förhållandena på den aktuella platsen. För vattenmiljön finns särskilda mål och bestämmelser, såsom miljö kvalitetsnormer för vatten, att beakta, se **SGI (2025/26)**.

I takt med att utredningsarbetet fortskrider kan det bli aktuellt att justera de övergripande åtgärds målen. De övergripande åtgärds målen ligger också till grund för de mätbara åtgärds målen, som fastställs i ett senare skede, se **figur 1**.

Det är lämpligt att dela upp målen i sådana som avser att skydda miljön (akvatiska och terrestra ekosystem samt boskap och vilda djur), människors hälsa (via olika kontaktmedier och exponeringsvägar, såsom fisk och skaldjur, dricksvatten respektive i samband med bad) och belastningen på andra områden.

De övergripande åtgärds målen bör formuleras som ett önskat tillstånd, även efter en eventuell åtgärd. Åtgärder kan i sig innebära att risker för hälsa eller miljö uppstår. I samband med muddring av förorenade sediment kan till exempel föroreningar spridas, det bottenlevande samhället slås ut och kol som inlagrats åter frigöras, åtminstone under en kortare period. Genom att formulera det övergripande åtgärds målet som vad som på sikt eftertraktas (exempelvis "ett friskt ekosystem") istället för vad sedimentföroreningarna inte får innebära ("ett stort ekosystem") ökar möjligheterna att slutresultatet efter en åtgärd blir det önskade – inte bara en ren, utan även en levande och funktionell miljö.

Kommenterad [AW2]: INFORMATION: kommande publikation

Det är viktigt att alla identifierade skyddsobjekt omfattas av de övergripande åtgärdsmålen och ofta kan det vara lämpligt att börja med att formulera ett mål per skyddsobjekt. För att få en hanterbar omfattning mål kan flera som hör ihop slås samman. Exempelvis kan skydd av sediment- och vattenlevande organismer uttryckas som ett mål som ska skydda det akvatiska ekosystemet. För att ytterligare begränsa antalet övergripande mål till en hanterbar nivå kan önskat nyttjande ofta också vävas in i ett mål avseende relevant skyddsobjekt. Skydd av människors hälsa vid konsumtion av fisk och skaldjur kan exempelvis uttryckas genom samma mål som avser möjliggörande av fiske, då gränsvärden för saluföring av vildfångad fisk ofta ligger högre än hälsoriskbaserade värden. Predatorfisk kan också ofta skyddas om en nivå väljs där fiskätande fåglar och däggdjur skyddas. Att endast ha två mål, ett som avser skydd av miljön och ett som avser skydd av människors hälsa, är dock en alltför grov indelning. Ett viktigt syfte med att etablera övergripande åtgärds mål är att de ska fungera vägledande genom riskbedömningsprocessen. De utgör exempelvis en viktig grund vid val av bedömningsgrunder, som i det här sammanhanget ofta avser ett specifikt skyddsobjekt.

Varje övergripande åtgärds mål bör kompletteras med en beskrivning av målet. Målbekrivningen behöver omfatta åtminstone en precisering av vad som ska uppnås genom en eventuell åtgärd men gärna också ett förtydligande av när målet kan anses vara uppfyllt. Preciserings av vad syftet med en eventuell åtgärd är utgör en viktig grund för det fortsatta utredningsarbetet och vid tolkning av resultat inom riskbedömningen. De kan också underlätta vid senare etablerande av mätbara åtgärds mål och vid uppföljning av dessa. Det underlättar att ha tänkt igenom vilka undersökningar som kommer att behövas och hur dessa kan utvärderas. Det viktiga i det här skedet är emellertid att senare missförstånd ska kunna undvikas angående vad som egentligen bör uppnås.

1.4 Problembeskrivning

Problembeskrivningen utgör startskottet för riskbedömningen.

Syftet med problembeskrivningen är att få en första uppfattning om riskerna och att beskriva vilka avgränsningar som görs, i tid och rum. Den används också vid kommunikation om det förorenade objektet

En problembeskrivning av ett förorenat sedimentområde omfattar följande:

- Avgränsning av riskbedömningen i tid och rum inklusive övergripande åtgärds mål
- Föroreningskällor och föroreningskällornas egenskaper
- Spridningsvägar till och från sediment samt förutsättningar för översedimentation
- Exponeringsvägar, skyddsobjekt och miljökvalitetsnormer
- Framtids- och händelsescenarier, inklusive inverkan av storskaliga processer.
- Konceptuell modell för att tydliggöra och sammanfatta potentiella föroreningskällor, spridningsvägar och risk för påverkan på skyddsobjekt.
- Identifierade kunskapsluckor och osäkerheter samt behov av ytterligare undersökningar.

En problembeskrivning¹, det vill säga en beskrivning av föroreningsproblematiken i området, behöver tas fram tidigt och ligger till grund för den fortsatta utredningen. Problembeskrivningen ses över löpande genom hela avhjälpandeprocessen, se **figur 1**.

Föroreningskällor, föroreningens utbredning i sedimentet, föroreningarnas egenskaper, transport- och exponeringsvägar samt vilka skyddsobjekt² (exempelvis människor, vattenlevande organismer) som kan exponeras i dag och på lång sikt beskrivs översiktligt.

Problembeskrivningen är i huvudsak kvalitativ (beskrivande). Den behöver inte följa en fast struktur eller spegla ordningen på punkterna i rutan ovan, men den bör inledas med en redogörelse för avgränsningen hos riskbedömningen och vilka övergripande åtgärdsområden som har satts.

Syftet med problembeskrivningen i ett tidigt skede är att få en första uppfattning om riskerna och att beskriva vilka avgränsningar som görs i riskbedömningen, i tid och rum (**Naturvårdsverket, 2009a**).

Vid avgränsning av riskbedömningen och när förutsättningarna identifieras tar man bland annat hänsyn till föroreningens utbredning, föroreningskällor, mark- och områdesanvändning samt omgivningspåverkan. En tidig diskussion mellan utföraren och tillsynsmyndigheten om riskbedömningens avgränsningar och omfattningar är ofta fördelaktigt.

Framtidsscenarier, osäkerheter och kunskapsluckor och behov av fortsatta undersökningar bör också framgå. Möjliga framtida nyttjanden av området definieras så att krav på nivåer för skydd av miljö och hälsa blir relevanta. Risker på lång sikt kan inte bedömas i detalj, men tänkbara men inte orimliga framtids- och händelsescenarier av relevans behöver beskrivas. Osäkerheter och hur man har hanterat dem behöver också framgå. Om det än så länge inte finns något etablerat sätt att bedöma en viss risk bör kunskapsluckorna ändå lyftas fram. Kännedom om osäkerheter är värdefull information även i samband med en eventuell åtgärdsutredning och där det kommer att behövas ytterligare bedömning av risker, avseende olika åtgärdsalternativ.

¹ Ibland även kallad problemformulering.

² Ibland används också termen "receptor". Här har vi dock valt att genomgående använda uttrycket skyddsobjekt, för att undvika förväxling med exempelvis cellmembrans receptorer.

1.5 Konceptuell modell

I arbetet med att ta fram en konceptuell modell utförs nedanstående steg:

- Definition av syfte och avgränsningar för modellen
- Identifiering av:
 - kända och möjliga källor och föroreningar
 - kända och potentiellt förorenade medier
 - möjliga spridningsvägar
 - skyddsobjekt och exponeringsvägar
 - möjliga framtidsscenarier

Den konceptuella modellen kan utformas på olika sätt, exempelvis tabell, karta eller skiss med boxar och pilar. Modellen ska inte vara mer komplex än vad frågeställningarna kräver och kan justeras allt eftersom mer information tillkommer.

Det förorenade området bör ses som en helhet och föroreningar i alla relevanta matriser och spridningsvägar illustreras.

En övergripande modell kan behöva kompletteras med ytterligare modeller med fokus på till exempel hur föroreningar sprids i en näringsväv eller utifrån olika tänkbara framtidsscenarier.

I den konceptuella modellen sammanfattas bland annat potentiella föroreningskällor, hur föroreningsspridning kan ske och risk för påverkan på skyddsobjekt såsom människors hälsa, miljö och naturresurser. Den konceptuella modellen förtydligar vilka transportvägar som är relevanta och ger möjlighet att identifiera kunskapsluckor och osäkerheter. På det sättet ger den också en hjälp i att planera relevanta utredningar och undersökningar. För kommunikation mellan projektdeltagare och andra, såsom experter, tillsynsmyndigheter och intressenter kan en konceptuell modell fungera som ett viktigt verktyg.

Genom att beskriva hela riskbilden översiktligt kan man identifiera vilka utredningar som behövs. Problembeskrivningen och den konceptuella modellen ska kunna användas som ett stöd för att identifiera osäkerheter, kunskapsluckor och därmed behov av kompletterande undersökningar och utredningar. Problembeskrivningen med konceptuell modell kan användas vid kommunikation om det förorenade objektet.

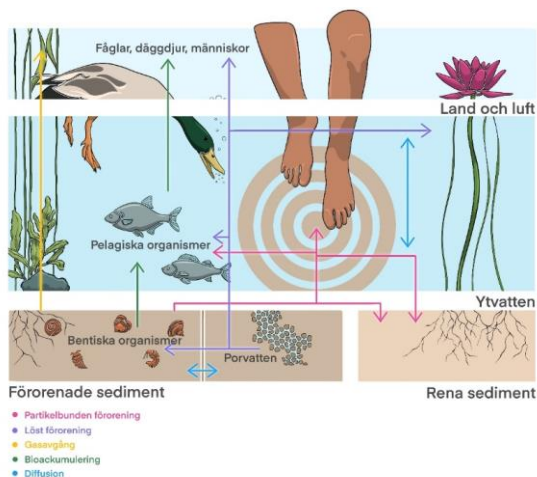
Hur konceptuella modeller generellt kan tas fram för förorenade områden finns beskrivet i **Naturvårdsverket (2009a)**, **SS-EN ISO 21365:2020** samt på SGF:s Undersökningsportalen³.

Den konceptuella modellen kan exempelvis utformas som en tabell, en schematisk karta eller skiss med boxar och pilar för att illustrera tänkbara spridnings- och exponeringsvägar, eller en kombination av dessa.

Modellen ska inte vara mer komplex än vad frågeställningarna kräver. Ofta kan en övergripande konceptuell modell (spridningsbild och generella skyddsobjekt) användas som utgångspunkt för arbetet.

³ <https://fororenadeomraden.se/index.php/undersokningar>: Undersökningar

För förorenade sedimentobjekt är det angeläget att beakta spridning både till och från sedimenten. I **figur 2** ges exempel på en konceptuell modell i figurform som illustrerar olika potentiella spridningsvägar för föroreningar från sedimenten.



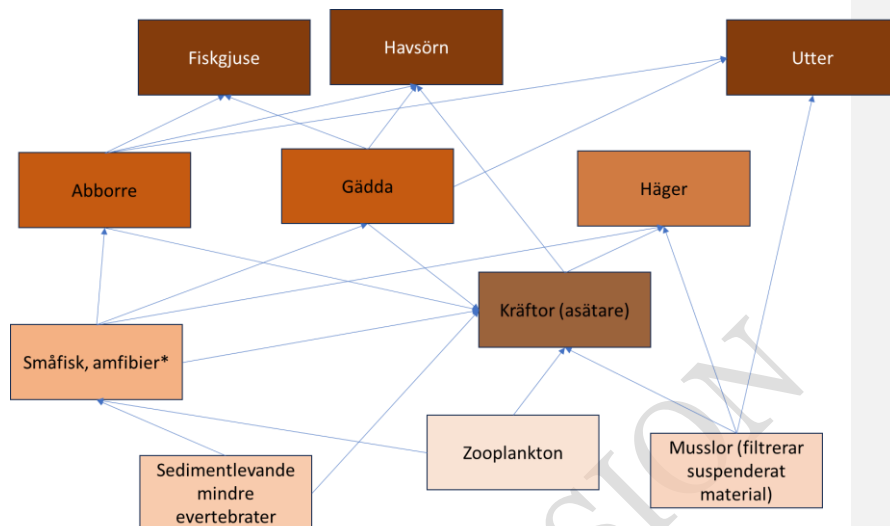
Figur 2. Exempel på övergripande konceptuell modell för förorenat sediment. Illustration Thereze Ladekrans, SGI.

Vid upprättande av en konceptuell modell bör det förorenade området ses som en helhet och alla relevanta matriser beaktas, inte bara sediment utan även förekomst av föroreningar i exempelvis mark och grundvatten och spridning till ytvatten eller luft. Denna förståelse för den aktuella platsen är av stor betydelse för att i ett senare skede kunna utreda olika åtgärdsalternativ. Förändringar som kan tänkas ske i området behöver också identifieras och flera modeller kan behöva tas fram som täcker in olika scenarier.

Under projektets gång kan modellen behöva justeras och förfinas utifrån den information som tillkommer. Den övergripande konceptuella modellen kan också behöva kompletteras med mer fokuserade och detaljerade modeller.

Den konceptuella modellen ska till exempel kunna ge stöd vid utredning av risk för sekundärförgiftning av predatorer som lever i eller hämtar sin föda från den vattenmiljö som påverkas av de förorenade sedimenten. Den konceptuella modellen behöver då illustrera till exempel hur sediment- och vattenlevande organismer i den akvatiska miljön med det förorenade sedimentet exponeras, direkt och indirekt. Men även hur till exempel fiskätande fåglar exponeras när de söker föda i området.

En övergripande konceptuell modell för området kan därför i ett senare skede behöva kompletteras med exempelvis en modell som även illustrerar inlagring av föroreningar på olika trofinivåer, se **figur 3**. Ofta är det tillräckligt, eller kanske bara möjligt (särskilt för lägre trofinivåer), att slå ihop flera arter på samma trofinivå till en och samma box, exempelvis "småfisk". Ibland är det dock nödvändigt att illustrera på artnivå och till och med skilja mellan olika levnadsstadier för en och samma art.



Figur 3. Exempel på konceptuell modell som illustrerar föroreningsspridning i en akvatisk näringsväv. Färgskalan hos boxarna illustrerar ungefärlig trofinivå/föroreningshalt. Modellen är inte mer komplex än vad som är nödvändigt. I exemplet har primärproducenterna utesluts, då fokus ligger på överföring av föroreningar från sedimentlevande evertebrater in i näringsväven. *) avser akvatiska levnadsstadier.

En enkel illustration med boxar och pilar kan dock behöva kompletteras med tabeller över arter och deras trofinivåer för att underlätta vid dosberäkningar. En art kan till exempel ta bytesdjur från flera olika trofinivåer och därmed hamnar på till exempel trofinivå 3,5 snarare än 3 eller 4. För icke-stationära arter bör uppskattningar av andelen bytesdjur som hämtas lokalt respektive under födosök på andra platser, inklusive terrester miljö, framgå.

Den konceptuella modellen behöver också kunna användas för att ge stöd vid val av referenslokaler, inte bara för sediment utan även för biota. Därför behöver landanvändning, utsläpp från urbana miljöer, atmosfärsdeposition, transport av sediment, organismernas migrationsmönster och födosöksområden med mera framgå.

Människor kan utsättas för samma föroreningar från många olika källor och upptagsvägar. Även sådan fisk och skaldjur som kommer från annat håll kan innehålla höga halter föroreningar. Liksom andra livsmedel och luft både utomhus och inomhus. Problembeskrivningen och den konceptuella modellen bör därför, för de identifierade föroreningarna, redogöra för vilket bidrag andra källor till samma ämne står för.

Vid formulering av syfte och avgränsningar för modellen bör hänsyn tas till rumsliga såväl som tidsmässiga aspekter. Det är sedan viktigt att de olika parterna i projektet enas i vad modellen, och därmed projektet, syftar till och hur avgränsningarna gjorts.

1.6 Exponerings- och effektanalys samt riskkaraktärisering

Exponerings- och effektanalysen vid riskbedömning av förorenade sediment behöver omfatta följande:

- Identifiering av potentiella spridningsvägar, till och från sedimenten.
- Bedömning av förutsättningar för översedimentation och nedbrytning av föroreningarna.
- Identifiering av kritiska skyddsobjekt och exponeringsvägar utifrån föroreningarnas inneboende egenskaper, organismernas levnadssätt och förutsättningar på platsen.
- Bedömning av om föroreningarna äventyrar miljökvalitetsnormer.
- Avgränsning av de förorenade sedimenten i tre dimensioner.
- Bedömning av biotillgängligheten hos föroreningarna på den aktuella platsen.
- Bedömningen av betydelsen hos respektive spridningsväg samt belastningen på omgivningen och näringsväven.
- Bedömning av risk för negativa effekter på akvatiska organismer.
- Bedömning av risk för bioackumulation och biomagnifikation samt lokal risk för sekundärförgiftning av predatorer.
- Bedömning av risk för människors hälsa vid direkt och indirekt exponering.

Exponerings- och effektanalysen samt riskkaraktärisering är centrala moment i riskbedömningen och huvudsakligt fokus för den här vägledningen.

Frågeställningar som aktualiseras i exponeringsanalysen är bland annat hur föroreningar sprids, till och från sedimenten, de förorenade sedimentens utbredning i tre dimensioner, betydelsen av olika spridningsvägar från sedimentet samt vilka mängder det handlar om. Kritiska skyddsobjekt och exponeringsvägar identifieras utifrån föroreningarnas egenskaper, organismernas levnadssätt och förutsättningar på platsen. Halter som kan uppstå i skyddsobjektens kontaktmedier, det vill säga den förorenad matris som organismen kommer i kontakt med (exempelvis vatten och sediment men även bytesdjur), beräknas eller analyseras. Man bedömer också om föroreningarna kan brytas ner eller omvandlas alternativt överlagras med renare sediment.

Att bedöma föroreningarnas biotillgänglighet och om de kan ansamlas i organismer är av relevans både för exponerings- och effektanalys, eftersom det är avgörande både för uppkomsten av toxiska effekter och av att föroreningar tas upp och sprids vidare i näringsväven.

I effektanalysen bedöms risk för negativa effekter på akvatiska organismer, predatorer och människors hälsa. Initialt jämförs oftast uppmätta halter med olika typer av redan etablerade effektbaserade bedömningsgrunder, annars med uppskattade effektnivåer. För sediment krävs dock ofta ytterligare utredning av risker för respektive skyddsobjekt, ibland med andra analysmetoder än kemiska. I effektanalysen kan därför även bland annat laboratorietester av toxicitet och fältundersökningar av biologiska effekter ingå, som komplement till kemisk analys.

Riskkaraktäriseringen är en avslutande del i riskbedömningen. I riskkaraktäriseringen vägs olika typer av data samman för att bedöma hur sannolikt det är att föroreningarna redan orsakar, eller på sikt kan orsaka, negativa effekter.

Man bedömer också osäkerheter. Att det föreligger risker med förorenade sedimentområden, särskilt på sikt, är svårt att komma ifrån. Om möjligt kvantifieras de negativa hälso- och miljöeffekterna och uttrycks exempelvis som riskkvoter eller avvikelser

från referenslokal. Det är i det här sammanhanget dock viktigare att beskriva risken och osäkerheterna kvalitativt (som "stora" eller "små") än att försöka ge kvantitativa uppskattningar som inte är väl underbyggda och där osäkerheterna inte framgår. Det förorenade områdets utbredning och risk för föroreningsspridning behöver samtidigt också beaktas, liksom storleken på belastningen i ett större perspektiv, och huruvida det förorenade sedimentområdet innebär att miljökvalitetsnormer äventyras.

Orsakssamband behöver också utredas. De resultat som bekräftar eller förkastar sambanden (beviskedjor) bidrar till den slutliga bedömningen av risk för negativa effekter på de respektive skyddsobjekten. Slutsatserna stärks och osäkerheterna minskar om flera oberoende undersökningar eller beräkningar pekar åt samma håll.

Slutligen bedöms om det finns behov av en åtgärdsutredning och riskvärdering. Observera dock att till exempel små eller obefintliga påvisbara effekter på något eller några skyddsobjekt inte kan väga upp för observerade effekter på något annat skyddsobjekt eller en stor spridning. I den här vägledningen har vi valt att i slutet av **kapitel 5, 6, 7 och 8** ge förslag på hur risker avseende spridning och belastning, effekter på akvatiska organismer, risk för sekundärförgiftning respektive risk för människors hälsa kan bedömas samlat, men var för sig.

1.7 Osäkerheter och identifiering av undersökningsbehov

Kunskapsluckor och osäkerheter behöver bedömas löpande genom hela riskbedömningsprocessen.

Osäkerheter kan vara relaterade till underlaget, bedömningsgrunder, framtidsprognoser med mera.

Begreppet "risk" definieras traditionellt som kombinationen av sannolikhet och konsekvens. Sannolikhet och således indirekt även osäkerhet är således en ofrånkomlig del av riskbegreppet. Riskbedömning av förorenade sedimentområden är en analys av befintliga och framtida negativa effekter från föroreningar, där både risker och de osäkerheter som omger dem bedöms.

Osäkerheter finns i alla delar av riskbedömningsprocessen och behöver bedömas löpande. Osäkerheterna kan vara relaterade till exempelvis underlaget (otillräckligt eller kanske inte representativt), de bedömningsgrunder som används och prognoser som görs.

Frågelistan i **bilaga 1** och de övergripande åtgärds målen för det aktuella objektet är en lämplig utgångspunkt för att kontrollera att alla aspekter är med, var osäkerheterna finns, om frågorna går att besvara samt för att planera för fortsatta undersökningar och utredningar och som lämpar sig i det enskilda fallet.

1.8 Syfte med vägledningen

Syftet med den här vägledningen är att ge stöd vid riskbedömning av förorenade sedimentområden.

1.9 Målgrupper

Huvudsakliga målgrupper för vägledningen är de som beställer, utför eller granskar riskbedömningar av förorenade områden. Vägledningen vänder sig därför främst till ansvariga (problemägare) och utförare (konsulter) samt tillsynsmyndigheter (länsstyrelser, kommuner, Försvarsinspektören för hälsa och miljö).

1.10 Läsanvisning

Den här rapporten kompletterar den riskbedömningsmetodik för förorenade områden som presenteras i Naturvårdsverkets rapport 5977, *Riskbedömning av förorenade områden* (**Naturvårdsverket, 2009a**), med tillhörande och delvis uppdaterad vägledning på Naturvårdsverkets webb, men även rapporten om strategi för riskbedömning av sediment (**Sternbeck et al, 2008**).

I **kapitel 2** beskrivs översiktligt

- vilka frågeställningar som behöver belysas
- viktiga utgångspunkter
- vilka avgränsningar av det förorenade sedimentområdet som behöver göras
- övergripande strategi
- vilken typ av bedömningsgrunder som kan användas
- tidshorisonter och aspekter att beakta i framtids- och händelsescenarier.

Här ges också stödfrågor för att

- identifiera potentiella skyddsobjekt
- beakta helhetsperspektivet vid framtagande av områdes- och omgivningsbeskrivningar
- avgränsa sedimentobjektet
- bedöma om föroreningarna äventyrar miljökvalitetsnormer
- bedöma inverkan av klimatförändringen.

De efterföljande kapitlen ger mer detaljerad och teknisk vägledning vid riskbedömning av förorenade sedimentområden. För att kunna bedöma spridningsrisker och risk för effekter behövs bland annat goda kunskaper om föroreningarnas inneboende egenskaper (se **kapitel 3**). Här förtydligas också bland annat vad som menas med särskilt farliga ämnen. I slutet av kapitlet ges några exempel på hur kritiska skyddsobjekt kan identifieras utifrån ämnesegenskaper.

I **kapitel 4** beskrivs översiktligt flera av de undersökningar som kan behöva göras, av sediment, vatten och biota (organismer), inklusive analys av vävnader, toxicitetstester och bottenfaunaundersökningar. Kapitlet tar upp aspekter att beakta vid val av referenslokaler.

Kapitel 5 är fokuserad på spridning, exponering, biotillgänglighet och belastning. Med utgångspunkt från identifierade skyddsobjekt presenteras sedan i **kapitel 6, 7 och 8** förslag på strategier för att bedöma risk för effekter på akvatiska organismer, sekundärförgiftning av predatorer respektive människors hälsa.

I bilagorna ges fördjupad information, kopplat till de olika momenten.

Observera att vägledningen endast kan ge ett övergripande stöd vid riskbedömning av förorenade sediment. Det behövs ofta flera olika typer av kompetenser och specialistkunskaper. Utförligare beskrivningar av olika metoder kan därför behöva inhämtas från facklitteratur. Kvicksilver- och PFAS-förorenade sediment liksom fiberbankar och fiberrika sediment utgör specialfall som kan kräva specialanpassade angreppssätt. För fibersediment, se även till exempel amerikansk vägledning för identifiering, bedömning och efterbehandling av träavfall (**Washington State Department of Ecology, 2013**), metod för riskklassning motsvarande MIFO fas 2 för

fiberbankar och fiberhaltiga sediment (**Länsstyrelsen Västernorrland & Golder Associates, 2016**), samt SGFs åtgärdsportal.⁴

1.11 Avgränsningar

Fokus ligger på risk för effekter från toxiska föroreningar i sediment *in situ*.

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.

Effekter som kan uppstå i samband med dumpning eller deponering av förorenade sediment som har muddrats och därefter flyttas till annan plats avhandlas inte i rapporten. För vägledning och regelverk kring vattenverksamhet och avfallshantering, liksom mer generella bestämmelser och vägledningar för åtgärdsarbetet med förorenade områden, se exempelvis Havs- och vattenmyndighetens, Naturvårdsverkets och SGIs webbsidor samt **Havs- och vattenmyndigheten (2018a)**, **Naturvårdsverket (1999a, 2009a-d, 2024)** och **SGI (2022)**. Ytterligare information finns dessutom på www.renasediment.se.

1.12 Terminologi

De flesta termer som används i denna rapport förklaras första gången de används. Många beskrivs också på kunskapsplattformen www.renasediment.se. För begrepp som används inom vattenförvaltning rekommenderas även vattenmyndigheternas ordlista⁵.

⁴ Fibersediment – Åtgärdsportalen

⁵ <https://www.vattenmyndigheterna.se/om-vattenmyndigheterna/ordlista.html>

2 Frågeställningar, utgångspunkter och övergripande strategi

Utredningar av förorenade sedimentområden kräver delvis andra angreppssätt än utredningar av förorenad mark. Naturvårdsverkets utgångspunkter för avhjälpande av förorenade områden behöver till viss del anpassas till att föroreningarna i det här fallet redan befinner sig i recipienten. Skyddsobjekten skiljer sig åt och indirekta exponeringsvägar är också viktiga att bedöma. Helhetsperspektivet är extra viktigt i områdes- och omgivningsbeskrivningen. Det saknas generella riktvärden, men finns samtidigt miljökvalitetsnormer att ta hänsyn till och effektbaserade bedömningsgrunder för olika matriser att utgå ifrån, åtminstone inledningsvis.

2.1 Frågeställningar att utreda

Ett flertal frågeställningar behöver belysas vid riskbedömning av förorenade sediment:

- föroreningsspridning och belastning på omgivningen
- effekter på akvatiska ekosystem
- risk för sekundärförgiftning av organismer på högre trofinivåer
- risk för effekter på människors hälsa.

Både nuläge och framtida risker behöver belysas.

Utredningarna bör utgå från de övergripande åtgärds målen.

Riskbedömningen behöver alltid omfatta en bedömning av om sedimentföroreningarna innebär att det akvatiska ekosystemet, det vill säga sediment- eller vattenlevande organismer, störs. Även indirekt påverkan på till exempel fiskätande fåglar och däggdjur eller boskap som vadar i området behöver bedömas, liksom risk för negativa effekter på människors hälsa. Både nuläge och framtida risker behöver belysas.

Utredningarna ska leda fram till ett beslut om en åtgärdsutredning av det förorenade sedimentområdet behövs. Därför bör syftet med en eventuell åtgärd övervägas redan innan utredningen och framgå av de övergripande åtgärds målen.

Frågeställningar som behöver belysas inom ramen för exponerings- och effektanalysen vid riskbedömning av ett förorenat sedimentområde och som beskrivs i denna rapport sammanfattas i **bilaga 1**. Tabellen i bilagan kan användas som en checklista för att säkerställa att viktiga aspekter har beaktats. Listan är dock inte komplett och i det enskilda fallet kan ytterligare frågeställningar behöva belysas. Om de förorenade sedimenten förekommer i eller påverkar vattenförekomster behöver till exempel också utredas om föroreningen bidrar till att god status inte kan nås (**se avsnitt 2.3**).

Kommenterad [AW3]: REMISSFRÅGA: Här önskar vi synpunkter på strukturen hos hela kapitlet. Vilken ordning på avsnitten är lämplig? Är det några delar som bör flyttas till andra delar av dokumentet? Bör några rubriknivåer ändras?

Kommenterad [AW4]: REMISSFRÅGA: saknas några frågeställningar (se även tabell i bilagan)? Är det några frågeställningar som känns mindre relevanta eller blir för svåra att besvara och inte täcks in av vägledningen?

2.2 Naturvårdsverkets utgångspunkter tillämpade på förorenade sedimentområden

Miljö- och hälsorisker bör bedömas i ett kort såväl som långt tidsperspektiv, inklusive konsekvenser av ett förändrat klimat och landhöjningen samt om det plötsligt skulle kunna uppstå situationer med potentiellt omfattande konsekvenser.

Hänsyn behöver tas till både vatten- och områdesanvändning, i nuläget och på sikt. Om området omfattas av en detaljplan ska gällande planbestämmelser vara utgångspunkt, snarare än enbart dagens områdesanvändning. Begreppen känslig respektive mindre känslig markanvändning (KM och MKM) aktualiseras inte vid riskbedömning av förorenade sedimentområden. Inte heller finns det några generella riktvärden för sediment som kan användas vid utredning av risker med förorenade sedimentområden.

Negativ inverkan på ekosystemtjänster som vattenmiljön tillhandahåller behöver belysas. Hälsorisker kopplat till fiske eller användning av vattnet som dricksvatten bör normalt utredas, även då det i dagsläget inte är aktuellt eller finns planer på fiske eller dricksvattenframställning.

Spridningsförutsättningarna, i både nuläget och framtiden, behöver utredas separat och omfatta spridning till och från sedimentet samt förutsättningar för översedimentation. Belastningen på andra områden och matriser behöver bedömas.

Den sammanlagda föroreningsexponeringen får inte skada människor eller den biologiska mångfalden. Exponeringen från det förorenade sedimentområdet får inte inteckna hela det tolerabla intaget.

I miljöriskbedömningen behöver utredas om negativa effekter har uppstått eller kan uppstå på sikt, inklusive ekosystemets motståndskraft vid framtida förändringar. Om det akvatiska ekosystemet är skadat behöver förutsättningar för återhämtning utredas.

Kommenterad [AW5]: REMISSFRÅGA: synpunkter på några ställningstaganden som görs? Upplevs de vara i linje med sedan tidigare etablerade utgångspunkter? Kan detta avsnitt med fördel flyttas över till bilaga?

2.2.1 Naturvårdsverkets utgångspunkter för avhjälpande av förorenade områden

Som stöd vid utredningar av förorenade områden har Naturvårdsverket på sin webb etablerat ett antal [utgångspunkter för avhjälpande av förorenade områden](#). Dessa utgångspunkter (se sammanfattning i rutan nedan) genomsyrar utredningsmetodiken för förorenade områden och återspeglar den praxis som finns inom området idag.

Utgångspunkterna är vägledande för vilka risker som ska bedömas och vilken belastning på miljön och människors hälsa som kan accepteras. De utgör också grunden för de generella riktvärdena för mark.

Naturvårdsverkets utgångspunkter för de huvudsakliga skyddsobjekten

- Förorenade områden bör ej, varken ensamt eller tillsammans med annan exponering, leda till risker för människors hälsa.
- Yt- och grundvatten bör skyddas så att:
 - kvaliteten är god och inte försämras,
 - inga risker för skador på ekosystemen uppstår och särskilt skyddsvärda arter värnas,
 - bakgrundshalterna inte ökar.
- Markmiljön bör skyddas så att ekosystemets funktioner kan upprätthållas i den omfattning som behövs för den planerade markanvändningen.

Naturvårdsverkets utgångspunkter för hur risker bör bedömas

- Miljö- och hälsorisker bör bedömas i ett kort såväl som långt tidsperspektiv
- Lika skyddsnivåer bör eftersträvas inom ett område som i stort sett har samma typ av markanvändning.
- Riskbedömning och utformning av åtgärd bör ta hänsyn till de konsekvenser som kan förväntas av ett förändrat klimat.

Naturvårdsverkets utgångspunkter är avsedda att kunna användas oavsett vilken matris som är förorenad. Att miljö- och hälsorisker behöver bedömas i både kort och långt tidsperspektiv och att hänsyn behöver tas till konsekvenser av ett förändrat klimat är till exempel allmäntgilt. Andra är uttryckta främst för mark, men paralleller kan ändå dras till förorenade vattenmiljöer. Nedan utvecklar vi några av utgångspunkterna för att även kunna tillämpa dem vid riskbedömning av förorenade sedimentområden. Dessa resonemang och ställningstaganden har varit viktiga utgångspunkter även för den här vägledningen.

2.2.2 Riskbedömningen behöver vara framåtsyftande och beakta klimatförändringen

Miljö- och hälsorisker bör bedömas i ett kort såväl som långt tidsperspektiv. Med långt tidsperspektiv avses i dessa sammanhang oftast storleksordningen 100-tals till 1 000 år (**Naturvårdsverket, 2009a**).

Vilka tidshorisonter som är lämpliga eller möjliga vid riskbedömning av förorenade sedimentområden varierar dock beroende på vad det är som ska bedömas, vad som är känt i det specifika fallet och vilka undersökningsmetoder som finns tillgängliga.

Vi kan med god säkerhet förutse att landhöjningen kommer att fortsätta under mycket lång tid framöver (hundratals till tusen år).

Naturvårdsverket lyfter specifikt att riskbedömningen bör ta hänsyn till de konsekvenser som kan förväntas av ett förändrat klimat. Klimatmodellernas prognoser sträcker sig ofta några decennier framåt.

Hur ett specifikt område kan tänkas nyttjas i framtiden är däremot normalt bara överblickbart i ett tidsperspektiv kortare än 100 år.

I den akvatiska miljön behöver miljökvalitetsnormer beaktas. De är ofta uttryckta som en status och ett årtal då normen ska vara uppfylld. Då handlar det om betydligt kortare tidsperspektiv, ofta en sexårsperiod, se **SGI (2025/26)**.

Ibland är riskerna överhängande och åtgärdsbehovet därför akut. Det är viktigt att tydliggöra om det plötsligt skulle kunna uppstå situationer, såsom skred eller dammbrott, med potentiellt omfattande konsekvenser.

2.2.3 Skydd av ekosystemtjänster och planerad användning av området

Långsiktighet är huvudskälet till att markfunktion och markmiljön som ekosystemtjänst alltid bör beaktas. På motsvarande sätt är vattenmiljöns ekosystemtjänster viktiga att värna, i princip oavsett hur området används idag. Naturvårdsverket lyfter till exempel specifikt att vatten är en viktig resurs för samhällets utveckling och behövs för ekosystemens funktion, energiproduktion, gröna näringar och industri och hushåll.

Vatten är en av våra viktigaste naturtillgångar och vårt viktigaste livsmedel. Av riskbedömningen behöver det framgå vilka ekosystemtjänster som eventuellt uteblir, helt eller delvis, på grund av sedimentföroreningarna, se även **bilaga 2**.

För sediment är det sällan aktuellt att ta höjd för någon "sedimentanvändning" motsvarande det som ovan avses med "markanvändning", men däremot vattenanvändning eller användningen av området i stort, såsom ett hamnområde eller farled. Vattnet kan exempelvis nyttjas som dricksvatten för människor eller djur eller för bevattning. Det kanske bedrivs eller ska kunna bedrivas fritids- eller yrkesfiske eller fiskodling. Det kan finnas badplatser och andra områden viktiga för friluftslivet.

Markmiljöns ekosystem behöver skyddas i den omfattning som behövs för den planerade – inte bara nuvarande – markanvändningen. På motsvarande sätt behöver riskbedömningen av ett förorenat sedimentområde beakta både nuläge och den planerade användningen av vattnet och området i stort.

Förutsättningarna för området kan förändras på olika sätt, till exempel genom förändrad användning av området. Under alla omständigheter behöver riskbedömningen utgå från de planer som redan finns och det de anger ska vara möjligt. Riskbedömningen ska inte inskränkas till det faktiska nyttjandet i dagsläget.⁶ Om området omfattas av en detaljplan ska gällande planbestämmelser vara utgångspunkt snarare än enbart dagens områdesanvändning.

Av miljöbalkens första kapitel följer att mark- och vattenområden ska kunna användas så att en långsiktigt god hushållning tryggas. Några ekosystemtjänster och därmed förknippad vatten- och områdesanvändning är därför särskilt viktiga att värna, i princip oavsett hur området används idag. Hälsorisker kopplat till fiske och användning av vattnet som dricksvatten behöver normalt utredas, även då det i dagsläget inte är aktuellt med eller finns planer på vare sig dricksvattenproduktion, fritids- eller yrkesfiske i området.

Vid riskbedömning av förorenade sedimentområden är det dock inte aktuellt att dela in dessa i känslig (MKM) respektive mindre känslig områdesanvändning (MKM).

2.2.4 Spridning och belastning

Föroreningsspridning bidrar till att den allmänna nivån av föroreningar i miljön ökar. Naturvårdsverket betonar att spridningen från förorenade områden inte bör bidra till att halterna över ett större område avviker från nära naturlig bakgrundshalt eller från nära noll för icke-naturligt förekommande ämnen.

De generella riktvärdena för mark baseras vidare på en sammanvägning av flera olika typer av risker, såsom effekter på marklevande organismer, direkta och indirekta hälsorisker samt risker kopplat till spridning från mark till yt- och grundvatten. Föroreningsspridning till vattenmiljön har således räknats in vid beräkningen av generella riktvärden för mark. Det antas i dessa beräkningar att mottagande vattenrecipient är en liten bäck (**Naturvårdsverket, 2009b**).

Vid förorenade sediment befinner sig föroreningarna redan i vattenmiljön, men det förorenade sedimentområdet kan också fungera som en föroreningskälla. Spridningsförutsättningarna i vattenmiljöer skiljer sig markant från markmiljön, men också mellan olika vattenrecipienter. Snittflödet i en liten bäck är till exempel flera tiopotenser lägre än snittflödet i en större älv. Sedimentföroreningar kan också överlagras

⁶ **Mark- och miljööverdomstolens dom den 18 maj 2016 i mål nr M 5107-15.** Domen gäller om hur riskbedömningen av förorenade områden ska göras gällande vistelsetid. Mark- och miljööverdomstolen fann att riskbedömningen ska göras utifrån ett såväl kortsiktigt som långsiktigt perspektiv och att riskbedömningen ska utgå från den markanvändning som gällande plan medger.

naturligt på ett annat sätt än vad som är fallet vid förorenad mark. Det kan dock på sikt uppstå situationer som innebär att översedimenterade föroreningar åter sprids.

Det är således inte möjligt att etablera några generella riktvärden för förorenade sediment där spridningen räknas in. Även av **Naturvårdsverket (2009b)** framgår att riktvärden ofta inte är lämpade för att beakta spridningsrisker när förhållandena är komplexa.

Föroreningsspridningen till och från sediment samt förutsättningar för översedimentation behöver i stället bedömas separat. Hänsyn behöver tas till ett stort antal faktorer som styr var sediment avsätts, var erosion eller transport sker, vilka ämnen som binds till sedimentet och vilka skyddsobjekt som kan exponeras. Dessa processer kan påverkas i framtiden, exempelvis av ett ändrat klimat.

Utöver att olika tänkbara spridningsvägar behöver identifieras, behöver även belastning (mängden som sprids över tid) bedömas (se även **Fröberg et al, 2021**). Det gäller även för förorenade sediment och det är viktigt att inte enbart beakta vilka vattenkoncentrationer som uppstår när föroreningar i sedimenten sprids. Belastningen på andra områden (sekundära recipienter) och på näringsväven (upptag i biota) behöver uppskattas och bedömas.

2.2.5 Direkt, indirekt och sammanlagd exponering

Naturvårdsverket lyfter behovet av att vid riskbedömning av förorenade områden beakta den sammanlagda exponeringen via alla exponeringsvägar. I linje med miljömålet Giftfri miljö får den sammanlagda exponeringen för kemiska ämnen inte skada människor eller den biologiska mångfalden. Om det finns en hög bakgrundsbelastning av ett eller flera ämnen så ska detta därför beaktas i riskbedömningen för aktuella skyddsobjekt.

Människor kan dessutom exponeras för samma ämnen från flera olika typer av källor (inom- och utomhusluft, mat, vatten, konsumentprodukter med mera), utöver den exponering som till exempel boende kan utsättas för från ett enskilt förorenat område. Exponeringen från det förorenade sedimentområdet får inte inteckna hela det tolerabla intaget.

Föroreningar kan spridas långväga i vatten och sediment är ofta komplext förorenade, det vill säga många föroreningar förekommer ofta samtidigt. Det finns en utbredd bakgrundsbelastning av många ämnen kopplat till storskalig diffus föroreningsspridning, se även **SGI (2024b)**.

För människor är den indirekta exponeringen, via till exempel fisk och skaldjur, ofta mer betydelsefull än direktexponering för det förorenade sedimentet, se **figur 4**. Biomagnifikation och risk för toppredatorer är för flera ämnen också av större ekologisk betydelse i vattenmiljöer än på land. Detta gäller särskilt i marina miljöer, på grund av generellt längre näringskedjor (plankton → småfisk → rovfisk → marina däggdjur/fåglar), lägre metabolisk nedbrytningshastighet och generellt högre lipidnivåer hos predatorer, såsom sälar och rovfisk. Vattenlevande organismer exponeras dessutom ofta via fler exponeringsvägar (oralt, via gälar och hud) än terrestra organismer.



Figur 4. Spridningsvägar och både direkt och indirekt exponering för föroreningarna behöver beaktas vid riskbedömning av förorenade sediment. Illustration: Thereze Ladekrans, SGI.

2.2.6 Vattenmiljöns skyddsvärde

Enligt Naturvårdsverkets utgångspunkter bör yt- och grundvatten skyddas så att kvaliteten är god och inte försämras, inga risker för skador på ekosystemen uppstår, särskilt skyddsvärda arter värnas samt att bakgrundshalterna inte ökar.

Vid förorenade sedimentområden har vattenmiljön redan påverkats, om än i olika hög grad. Det är inte ett motiv till att bortse från detta skydd. Strävan bör i stället vara att vattnet inte längre ska vara förorenat. Fokus för riskbedömningen av förorenade sedimentområden behöver ligga på huruvida negativa effekter har uppstått eller kan uppstå på sikt.

Bibehållen funktion hos ekosystemet ska inte nödvändigtvis ses som utebliven påverkan. Naturvårdsverket lyfter till exempel att särskilt skyddsvärda och känsliga arter i vatten och sediment bör värnas på artnivå. Strukturella aspekter, det vill säga biologisk mångfald och genetisk variation, är centrala i sammanhanget.

Om ekosystemet är skadat, strukturellt eller funktionellt, behöver riskbedömningen utreda förutsättningar (ur föroreningssynpunkt) för återhämtning. Hur det oskadade tillståndet såg ut och vilka arter som fanns tidigare inom ett visst specifikt område, liksom vilka faktorer som har bidragit till deras försvinnande är ibland okänt. Notera också att avsaknaden av vissa arter även kan bero på helt andra faktorer. Hinnkräftor, groplöja och de flesta groddjur förekommer till exempel främst i vatten som är fria från fiskar.

Effekterna kan vara irreversibla. Vissa arter kanske helt har försvunnit. Förutsättningarna i övrigt kanske inte heller möjliggör återetablering av tidigare förekommande arter. Det är dock viktigt att förhållandena ur föroreningssynpunkt ändå tillåter en potentiell återkolonisation.

Sammantaget innebär detta att det är viktigt att undersöka föroreningarnas biotillgänglighet, om sedimenten är giftiga och om det är sannolikt att föroreningar har påverkat den biologiska mångfalden negativt. Förutsättningar för nedbrytning av föroreningarna och långsiktig överlagring av de förorenade sedimenten behöver också utredas.

Riskbedömningen av ett förorenat område behöver även omfatta en bedömning av om föroreningen riskerar att äventyra beslutade miljö kvalitetsnormer för vatten. Naturvårdsverket betonar dock att skyddet omfattar också vatten som inte utgörs av vattenförekomster och att bedömningen behöver omfatta även föroreningar som inte regleras inom vattenförvaltningen.



Vatten – en livsviktig resurs. Foto: johner.se/Mårten Dalfors

2.3 Beaktande av miljö kvalitetsnormer för vattenmiljön

Riskbedömningen behöver omfatta en bedömning av om föroreningen äventyrar beslutade miljö kvalitetsnormer för vatten. Det innebär bland annat att bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25 inte får överskridas på för vattenförekomsten representativa övervakningsstationer.

Sediment från ackumulationsbottnar anses i normalfallet representativa. Gemensam utgångspunkt vid både riskbedömning av förorenade sedimentområden och statusklassificering är bland annat att akvatiska organismer behöver skyddas mot negativ påverkan på kort eller lång sikt.

De utredningar som kan förväntas vid riskbedömning av förorenade sedimentområden är inte begränsade till att bedöma om föroreningarna äventyrar normerna. Riskbedömning av ett förorenat sedimentområde kan behöva beakta förekomst av fler ämnen och djupare sedimentlager än vad som ingår i vattenförvaltningens bedömningsunderlag.

För vattenmiljöer som inte utgörs av vattenförekomster beslutas inga normer. Riskbedömningen utförs på liknande sätt oavsett om det förorenade sedimentområdet befinner sig i en vattenförekomst eller inte, men behöver omfatta en bedömning av om det förorenade sedimentområdet riskerar att inverka negativt på vattenförekomster nedströms.

Spridning av prioriterade ämnen bör också ges särskild uppmärksamhet, liksom av allmänt förekommande ämnen för vilket det redan är sämre än god status.

Miljö kvalitetsnormer för fisk- och musselvatten samt för havsmiljön behöver också beaktas.

Kommenterad [AW6]: REMISSFRÅGA: Underlättar avsnittet i situationer där man även har miljö kvalitetsnormer att förhålla sig till i detta sammanhang?

Av Naturvårdsverkets utgångspunkter framgår att allt vatten är skyddsvärt. Vattenmiljön omfattas av delvis andra regelverk och miljö- och hållbarhetsmål än markmiljön (SGI, 2025/26). Miljö kvalitetsnormer för vatten är juridiskt bindande och utredningen av ett förorenat område behöver även omfatta en bedömning av om föroreningen riskerar att äventyra beslutade miljö kvalitetsnormer för vatten. Den här typen av aspekter är viktiga att väga in i beslut av om det är lämpligt att gå vidare med åtgärdsutredning.

2.3.1 Stora likheter men också skillnader mellan riskbedömning och statusklassificering

För att avgöra om det förorenade sedimentområdet äventyrar möjligheten att följa beslutade miljö kvalitetsnormer behöver beaktas att gränsvärdena i HVMFS 2019:25 inte får överskridas på för vattenförekomsten representativa övervakningsstationer.⁷

Vad som menas med representativitet i vattenförvaltningssammanhang framgår av **Havs- och vattenmyndigheten (2016a)** och för vatten och sediment kan konstateras att *"det är viktigt att man utifrån aktuella data kan bedöma om de akvatiska organismerna i vattenförekomsten riskerar att påverkas negativt – på populationsnivå och på kort eller lång sikt – till följd av de koncentrationer som förekommer"*.

Vidare framkommer av samma vägledning att sedimentprover tagna från ackumulationsbottnar normalt⁸ är att betrakta som representativa för vattenförekomsten. Det är således i huvudsak samma syfte och upplägg – riskbedömningen av ett förorenat sedimentområde har också fokus på att bedöma om negativa effekter förekommer och det är i huvudsak ackumulationsbottnar som ska undersökas (se **kapitel 4**). Om

⁷ Se definitionen av övervakningsstation i HVMFS 2019:25: "Övervakningsstation: ett geografiskt läge som är representativt för en ytvattenförekomst. Information från en övervakningsstation kan bestå av data från en enskild provtagningsplats eller flera provtagningsplatser."

⁸ Av vägledningen framgår också några undantag. Sedimenten på en dumpningsplats kan till exempel inte anses representera förhållandena i vattenförekomsten.

sedimentobjektet till exempel utgör ett så pass begränsat område att det inte finns någon indikation om risk för påverkan på sedimentlevande populationer, och inte heller förekommer någon förorenings-spridning (till vattnet, nedströms eller biota) av betydelse betraktas sedimentobjektet inte nödvändigtvis som en betydande påverkanskälla i vattenförvaltningssammanhang. Trenden är också viktig att beakta. Om det till följd av översedimentation med renare sediment är sannolikt att god status kommer att kunna nås i tid till måläret är det inte heller nödvändigtvis så att miljö kvalitetsnormerna för vatten äventyras.

Det finns dock några viktiga skillnader. Inom vattenförvaltningen ska ett stort antal vattenförekomster klassificeras, regelbundet. Klassificeringen ska baseras på övervakningsdata och utgå från bedömningsgrunder för ett urval av ämnen, som framgår av **bilaga 2, 5 och 6 till HVMFS 2019:25**. Inom den nationella övervakningen av sediment tas prov endast på de översta centimetrarna. Alla bedömningsgrunder i **HVMFS 2019:25** är inte heller effektbaserade. Vid riskbedömningen av ett enskilt förorenat sedimentområde kan mer omfattande undersökningar förväntas – även djupare sedimentlager kan behöva inkluderas, men även andra parametrar och bedömningsgrunder än de som ingår i **HVMFS 2019:25**.

Observera också att alla vattenmiljöer inte utgörs av eller ingår i någon vattenförekomst (vilket är ett juridiskt-administrativt begrepp). Arbetet med förorenade sedimentområden är inte begränsat till sådana områden som utgörs av, ligger i eller påverkar vattenförekomster.

För "övrigt vatten", det vill säga vattenmiljöer som inte utgör eller är del av en vattenförekomst, fastställs inga normer. Eftersom övrigt vatten ofta är sammankopplat med vattenförekomster behöver riskbedömningen ändå omfatta en bedömning av om förorenings-spridningen äventyrar miljö kvalitetsnormer i till exempel nedströms liggande vattenförekomster.

2.3.2 Tidsramar

Miljö kvalitetsnormerna för vatten uttrycker inte bara vilken status som ska nås utan även till när. 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 nås inom överskådlig tid.

I vissa fall har undantag i form av sänkt kvalitetskrav eller förlängd tidsfrist införts.⁹ Möjliga åtgärder kan ändå behöva vidtas. Riskbedömningen behöver därför även vid sänkt kvalitetskrav eller förlängd tidsfrist omfatta en bedömning av om sedimenten inom det förorenade området på ett betydande sätt bidrar till att god status inte kan nås, i tid.

Även om exempelvis sänkt kvalitetskrav har beslutats avseende halter i biota behöver riskbedömningen omfatta en utredning av om föroreningar sprids från sedimentet in i organismer från sedimenten i det förorenade området.

Om det i stället har beslutats om förlängd tidsfrist avseende ämnen som uppmätts i för höga halter i någon eller flera matriser behöver utredas om förorenings-spridningen från sedimenten motverkar att koncentrationerna i vatten, biota eller sediment på för vattenförekomsten representativa geografiska lägen minskar över tid.

⁹ I de flesta fall hade det behövt vara god status redan 2015. För andra ämnen gäller att god status ska nås till 2027. Vattenmyndigheten kan under vissa omständigheter besluta om undantag från att klara kraven, i form av sänkt kvalitetskrav (att god status inte behöver nås, men att föroreningskoncentrationen inte bör öka) eller förlängd tidsfrist (att kvalitetskravet ska nås, men vid en senare tidpunkt än vad som normalt gäller).

2.3.3 Allmänt förekommande ämnen

Vissa ämnen förekommer i så pass höga halter att bedömningsgrunden för ämnet överskrider i ett stort antal eller till och med alla vattenförekomster. Detta beror i många fall på en storskalig diffus spridning av ämnena via luft eller i vatten över större geografiska områden. För sediment gäller detta till exempel TBT och för biota gäller det i synnerhet kvicksilver och PBDE (den kemiska statusen avseende kvicksilver och PBDE är därför sämre än god i hela Sverige), men även dioxiner och PFOS (perfluoroktansulfonsyra). Även bedömningsgrunder för polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och kadmium överskrider frekvent. Det är dock först då det förekommer lokalt förhöjda halter (det vill säga halter överskrider rådande bakgrundshalter) som det handlar om ett förorenat område och det blir aktuellt att genomföra en riskbedömning inom ramen för en avhjälpandeprocess (se **Naturvårdsverket 2009a** och **SGI 2024b**).

Ytterligare höjning av koncentrationen av ämnen som lett till att vattenförekomstens status är sämre än god står i strid mot försämringsförbudet inom vattenförvaltningen. Därför är det viktigt att risk för spridning av den här typen av föroreningar uppmärksammas och begränsas. För till exempel kvicksilver, PBDE, PFOS och dioxiner är föroreningsupptag i bottenlevande organismer en extra angelägen spridningsväg att undersöka. För TBT är det snarare spridning till omgivningen som behöver begränsas, utöver att säkerställa att det förorenade sedimentområdet i sig inte ger upphov till negativa effekter.

2.3.4 Bedömning av om föroreningarna äventyrar miljökvalitetsnormer

Observera att det även finns andra typer av miljökvalitetsnormer av relevans för vattenmiljön (se även **SGI 2025/26**). Vid riskbedömning av TBT-förorenade sediment är till exempel tröskelvärdet för imposex viktigt att beakta. Stödfrågorna i rutan nedan är till hjälp för att bedöma om sedimentföroreningarna äventyrar beslutade miljökvalitetsnormer – för vatten, för fisk- eller musselvatten respektive för havsmiljön.

Observera dock att det är vattenmyndigheten som slutligen avgör om normerna äventyras och vilka påverkanskällor (inklusive förorenade sedimentområden) som ska betraktas som betydande och därmed kan komma att behöva åtgärdas så att normerna kan uppfyllas. Vattenmyndigheten behöver se till helheten och beakta att det även finns flera andra föroreningskällor till samma vattenförekomst.

Aktuell vattenförekomstindelning och statusklassificering samt beslutade miljökvalitetsnormer (inklusive eventuella undantag) finns att söka ut i [VISS](#).

Kommenterad [AW7]: REMISSFRÅGA: I vissa avsnitt ingår stödfrågor, även dessa kan komma att ligga till grund för sammanfattande text på webben. Ger de stöd vid de bedömningar som avses? Saknas några frågor?

Stödfrågor för att avgöra om sedimentföroreningarna äventyrar beslutade miljökvalitetsnormer

Miljökvalitetsnormer för vatten.

- Förekommer de förorenade sedimenten i en (del av en) vattenförekomst och/eller kan de spridas till en eller flera vattenförekomster?
- Förekommer toxiska föroreningar för vilka det finns bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25? [se **bilaga 2, 5 och 6 till HVMFS 2019:25**]. Kan i så fall dessa sedimentföroreningar spridas till för vattenförekomsten representativa geografiska lägen i så pass hög grad att det bidrar till att gränsvärdena överskrids? Föreligger någon indikation om risk för påverkan på sedimentlevande populationer?
- Riskerar ackumulerande prioriterade ämnen att spridas från sedimenten? [se **bilaga 6 till HVMFS 2019:25**] Hur ser i så fall trenden i sediment och biota ut på för vattenförekomsten representativa geografiska lägen?
- Påverkas en vattenförekomst som är identifierad som dricksvattenförekomst, direkt eller indirekt av sedimenten? Finns i så fall särskilda kvalitetskrav för dricksvattenförekomster? [se **bilaga 2 till HVMFS 2019:25**]
- Föreligger risk för att föroreningar kan spridas till en eller flera grundvattenförekomster?

Miljökvalitetsnormer för fiskvatten eller musselvatten.

- Förekommer sedimenten i eller påverkar sedimenten något fisk- eller musselvatten? [kan sökas fram i VISS och framgår av **Naturvårdsverkets författningssamling NFS 2002:6** respektive **Länsstyrelsen i Västra Götalands föreskrifter 14 FS 2007:554**]
- Skulle sedimentföroreningen i så fall kunna bidra till att någon eller några rikt- eller gränsvärden överskrids? [se **Förordning (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten**]

Miljökvalitetsnormer för havsmiljön.

- Förekommer sedimenten i marin miljö och/eller kan de påverka den marina miljön? Kan föroreningarna i så fall bidra till att god miljöstatus inte kan nås i havsmiljön, genom att de till exempel ger upphov till imposex hos snäckdjur eller reproduktionsstörningar hos vitmärta? [Se **bilaga 2 och 3 till HVMFS 2019:18**]

2.4 Områdes- och omgivningsbeskrivning

Helhetsperspektivet är extra viktigt vid riskbedömning av förorenade sedimentområden. Områdes- och omgivningsbeskrivningen i riskbedömningsrapporten bör omfatta en beskrivning av bland annat

- Recipientens karaktär, inklusive karaktären hos ekosystemet, såsom näringsstatus och uppehållstid samt det bottenlevande samhället och organismernas levnadssätt.
- Utbredningen hos de förorenade sedimenten
- Avrinningsområdet och markanvändning
- Användningen av vattnet och vattenmiljön i stort

Kommenterad [AW8]: REMISSFRÅGA: Tanken är att detta avsnitt ska kunna läsas fristående, men helst inte upplevas som överlappande med andra avsnitt eller andra rapporter. Flagga gärna för om det är något som med fördel kan strykas, flyttas eller ersättas med hänvisning.

Vid riskbedömning av förorenade sedimentområden är helhetsperspektivet extra viktigt. Utredningen av det förorenade sedimentområdet bör därför inledas med att skaffa sig kunskaper om det förorenade området och miljön runt omkring, inklusive recipientens karaktär, nuvarande och planlagd områdesanvändning, förekomst av skyddad natur samt berörda vattenförekomster (se **avsnitt 2.3**).

Det är fördelaktigt att tidigt upprätta ett GIS där information succesivt samlas in. Olika typer av markanvändning, farleder, varv/hamnbasängar, kablar, ankringsplatser, bad- och båtbryggor och andra konstruktioner av relevans, områden med ankringsförbud eller restriktioner för fartygstrafik samt områden som kommer att muddras etcetera kan markeras på kartor över området. Även vattenskyddsområden och administrativa indelningar, exempelvis vilka vattenförekomster (inklusive fisk- och musselvatten samt dricksvattenförekomster) som kan beröras samt eventuella riksintressen eller naturskyddsområden bör framgå.

Många gånger kan den information som har samlats in i samband med inventerings- och prioriteringsarbetet (se **SGI 2024a**) användas som grund.

Stödfrågor vid framtagande av områdes- och omgivningsbeskrivningar

- I vilken typ av recipient är de förorenade sedimenten lokaliserade? Formen och karaktären på recipienten? Näringsstatus? Flödes hastighet, omsättningstid, skiktningar? Vilken typ av recipient/er mynnar den förorenade recipienten ut i?
- Naturtyper och biotoper i vattenmiljön? Förekommer skyddade områden? Lekområden för fisk?
- Om sedimenten är förorenade med bioackumulerbara ämnen:
 - Används området som födosökslokal av rovfågel eller däggdjur? Hur stora är deras födosöksområden? Vistelsestid inom området? Vilka bytesdjur tar de, inom området och på andra lokaler?
 - Förekommer akvatiska djur högt upp i näringsväven (inklusive asätare) såsom predatorfisk, amfibier, kräddjur och kräfter? Migrationsmönster och levnadssätt inklusive direktexponering för sediment. Bytesdjurens trofinivåer? Varierar de över livstiden?
- Avrinningsområdets utbredning och naturtyper på land, landskapet, topografin och jordarter?
- Nuvarande respektive planlagd användning av mark och vattenmiljö samt dess naturresurser (vatten, fisk)? Dricksvattentäkter? Badvatten? Fritidsfiske? Aktiviteter eller anläggningsarbeten som sannolikt kommer att genomföras inom det förorenade sedimentområdet (objektet)? Underhållsmuddring? Fartygstrafik? Konstruktionsarbeten?
- Förekommer de förorenade sedimenten i eller uppströms en eller flera vattenförekomster? Kan förorenings spridning bidra till att god miljöstatus i havsmiljön inte nås? (se separata stödfrågor i **avsnitt 2.3.4**).

2.4.1 Recipientens karaktär

Risker med förorenade sediment kan variera beroende på om recipienten (och den eller de nedströms recipienter som den förorenade recipienten eventuellt mynnar ut i) är ett vattendrag, sjö, kust eller utsjö, men även flödes hastigheten, storleken på sjön och dess näringsstatus (oligotrof eller eutrof)¹⁰, salinitetsintervall hos kust och havsmiljöer och så vidare.

¹⁰ Oligotrofa sjöar är näringsfattiga. De har ofta klart vatten, låg produktion av växtplankton och ofta högt syrenehåll även på djupet och är vanliga i av människan opåverkade fjäll- och skogsområden. Eutrofa sjöar

Formen på recipienten är viktig att notera, då det ökar förståelsen av spridningsförhållandena och tänkbar utbredning av föroreningen. Avsnörda vikar kan till exempel antas utgöra lugnvattenområden där förorenade partiklar kan sedimentera. I och nedströms dammar kan förorenade sediment också ansamlas, om än i vissa fall endast tillfälligt.

Flödes hastigheter, temperatur- och salinitetsskiktningar (termoklin respektive haloklin) inverkar på riskerna. Är det ett relativt stillastående vatten eller uppehållstiden är lång, ses ofta ett högre biologiskt upptag av föroreningar från sedimentet lokalt. Perioder med höga flöden och uppgrumling innebär å andra sidan att ackumulerande ämnen, som ofta även binder till partiklar, kan spridas till andra områden och därmed öka belastningen på andra, nedströms liggande ekosystem.

Naturtyper och biotoper (exempelvis ålgräsängar) är viktiga att känna till, liksom om det förekommer någon skyddad natur och i så fall utifrån vilket skyddsbehov, exempelvis fågelskyddsområden eller för att skydda specifika hotade arter. Lekområden för fisk, fredningsområden och bottenar särskilt lämpliga för till exempel kräftor eller vadarfåglar bör framgå.

Många ackumulerande föroreningar kan spridas till näringsväven, med risk för sekundärförgiftning, det vill säga indirekt förgiftning hos predatorer på grund av höga föroreningshalter i födan. Bioackumulerande ämnen kan även lagras in i relativt höga halter även i fisk och skaldjur som konsumeras av oss människor.

Om sedimenten är förorenade med bioackumulerande ämnen behöver karaktären hos ekosystemet (både den fysiska miljön och näringsvävens struktur) och bottenlevande samhället beskrivas relativt ingående. Interaktion med den terrestra miljön behöver också utredas. Det behöver framgå om vattenrecipienten används som födosökslokal av rovfåglar och däggdjur, liksom deras bevarandestatus (hotbild).

Kunskap behövs om vilka fisk- och skaldjursarter som förekommer inom området, inklusive vilka storleksintervall som fångas och vävnader som normalt konsumeras av oss människor.

2.4.2 Avrinningsområdet och markanvändning

Avrinningsområdets utbredning samt landskap och topografi, naturtyper (exempelvis barrskog), jordarter (exempelvis morän, lermark) samt markanvändningen (exempelvis industrimark, odlingsmark, bostäder, vågar, friluftsområden, betesmarker) inom avrinningsområdet är relevant, se även **figur 5**. Det kan bland annat inverka på erosionsförhållanden och vattenkemin.

är i stället näringsrika. Vattnet är ofta grumligare, växtplanktonproduktionen hög och det föreligger risk för syrebrist på botten. Återfinns ofta i områden med tydlig mänsklig näringspåverkan, exempelvis jordbruksområden eller nedströms reningsverk. Naturligt eutrofa sjöar, med hög biologisk produktion och i god ekologisk kondition, återfinns dock också.



Figur 5. Recipientens karaktär, mark- och vattenanvändning inverkar på riskerna. Illustration Thereze Ladekrans, SGI.

2.4.3 Användning av vattnet och vattenmiljön

Hur vattenmiljön används i stort har betydelse för identifieringen av spridningsvägar och exponering av tänkbara skyddsobjekt, i nuläget och på sikt. Pågående eller planlagt nyttjande av vattnet som dricksvatten (åt människa eller djur), befintliga och tänkbara badplatser liksom var fritids- eller yrkesfiske förekommer eller kan antas förekomma är exempelvis av stor vikt att känna till vid bedömning av hälsorisker.

För att få en uppfattning om hur ett visst vattenområde kan tänkas nyttjas kan olika planer konsulteras.

Kommuner reglerar användningen av mark- och vattenområden genom detaljplaner.¹¹ Vattenområden nära land kan således ingå i en juridiskt bindande detaljplan och därmed vara planerade för viss typ av användning. Även kommunernas översiktsplaner kan ge ledning i hur ett område kan komma att användas. En översiktsplan är dock inte juridiskt bindande. Översikts- och detaljplaner kan också komma att revideras. Det är till exempel vanligt att industrimark ändras till bostadsändamål. Om sådana ändringar är sannolika bör sådana scenarier också ingå i riskbedömningen.

Havsplaner¹², som beslutas av Havs- och vattenmyndigheten, syftar till att i större skala identifiera olika områdens långsiktiga användning, exempelvis anläggande av vindkraftsparker. Sjöfartsbestämmelser med farleder och ankringsområden, styr också hur vattenmiljön får användas.

2.4.3.1 Användning av vattnet som dricksvatten eller för bevattning

Det behöver utredas om det finns något vattenskyddsområde som skulle kunna påverkas av föroreningarna. Vattenskyddsområden avser att skydda grund- och ytvattentillgångar

¹¹ <https://www.boverket.se/sv/samhallsplanering/sa-planeras-sverige/>

¹² <https://www.havochvatten.se/planering-forvaltning-och-samverkan/havsplanering.html>

som utnyttjas eller kan antas komma att utnyttjas som vattentäkter och områdena kan sökas fram med hjälp av till exempel kartverktygen [Skyddad natur](#).

Även specifika vattentäkter bör framgå av riskbedömningen. Uttagspunkter för råvatten är sekretessbelagda, men det behöver ändå framgå om det någonstans i anslutning till eller nedströms det förorenade sedimentområdet förekommer eller finns planer på att använda ytvattnet som råvatten för produktion av dricksvatten eller om det är en reservvattentäkt. I [VM Vattenkartan - WebbGIS](#) kan man till exempel söka fram både yt- och grundvattenförekomster som används för dricksvattenuttag större än 10 kubikmeter per dag i snitt eller som förser fler än 50 personer med dricksvatten.

Om det i nuläget inte förekommer vare sig uttag eller vattenskyddsområden, görs en översiktlig bedömning av om det ändå skulle kunna aktualiseras i ett längre framtidsperspektiv. Regionala och kommunala vattenförsörjningsplaner bör konsulteras.

Det är också viktigt att redogöra för om det förekommer brunnar eller andra små dricksvattenanläggningar för privat bruk och som kan påverkas av föroreningarna. Uppgifter om brunnar som har registrerats i [Databasen brunnar](#) kan sökas fram via [SGUs Kartvisare](#).

Vattnet kan också användas för till exempel bevattning av odlingar, golfbanor, parker, virkesupplag och idrottsplatser. Uppgifter om detta lämnas av Länsstyrelsen¹³.

Notera även om det finns anledning att misstänka att vattnet används, eventuellt efter enklare eller ingen rening, som dricksvatten inom djurhållning, inklusive exempelvis höns i hobbyfattning, eller för bevattning av till exempel egenodlade grönsaker, frukt och bär på koloniområden eller i villaträdgårdar.

2.4.3.2 *Friluftsliv, fritidsfiske och bad*

Det behöver utredas om det någonstans i anslutning till eller nedströms det förorenade sedimentområdet förekommer offentliga badplatser eller privata badbryggor. Ungefärlig besöksfrekvens, vattendjup med mera är av relevans för bedömningen av risk för att människor exponeras för de förorenade sedimenten. Information om var det finns lite större badplatser framgår av bland annat [Badplatser och badvatten - Havs- och vattenmyndigheten](#).

Om det i nuläget inte förekommer några badplatser och inte heller finns några konkreta planer, görs en översiktlig bedömning av sannolikheten att det förekommer bad i området eller annat friluftsliv som innebär risk för människor att exponeras för föroreningarna.

Det är också viktigt att känna till om annan typ av friluftsliv, inklusive fritidsfiske, förekommer i området. Fiskevårdsområden och vilka fiskarter som förekommer kan sökas fram via bland annat [Hem - Fiskekartan.se](#). Om det har utfärdats en avrådan från fiske eller liknande, på grund av föroreningarna, bör detta också redovisas.

¹³ Vid större volymer krävs tillstånd från mark- och miljödomstolen, annars en anmälan till Länsstyrelsen.



Friluftslivet kan påverka och påverkas av förorenade sediment. Foto: johner.se/Plattform

2.4.3.3 Fartygstrafik, muddring och anläggningsarbeten

Det behövs kunskap om sådana aktiviteter som kan inverka på spridningsförutsättningarna i området, till exempel var det förekommer fartygstrafik och fartygsförankring, fritidsbåtar och vattenskoterkörning. Om det förekommer fartygstrafik bör utredas av vilken typ (frekvens, hur pass djupgående, hastigheter, om propellerdrift förekommer). Fartygstrafik, marinor med mera framgår av till exempel [MarineTraffic: Global Ship Tracking Intelligence](#) | [AIS Marine Traffic](#).

Det är också viktigt att ta reda på om det sannolikt kommer att förekomma underhållsmuddring av farled eller hamn. Planerade eller sannolika anläggningsarbeten, såsom konstruktion av bryggor eller broar, behöver beaktas. Sådana aktiviteter kan påverka havs- och sjöbottnar fysiskt, frigöra föroreningar från sedimenten, även från djupare skikt samt ändra de hydrologiska och sedimentologiska förhållandena. Efter en muddring kan djupare, potentiellt mer kontaminerade sediment friläggas.

De risker som kan uppstå till följd av en inom ramen för planen fullt tänkbar användning av området (och därmed potentiellt kommande behov av att exempelvis muddra i sediment) behöver utredas. Behov av underhållsmuddring kan oftast förutspås utifrån dagens användning av området (exempelvis hamnverksamheter och farleder). Om de förorenade sedimenten ligger i ett exploateringsområde med möjlighet att göra undantag från strandskyddet kan det ofta på goda grunder antas att anläggningsarbeten kan aktualiseras.

En förändring av i vilken omfattning vatten är reglerade (utrivning av dammar eller ändrade tillåtna regleringsnivåer i vattendomar exempelvis) kan innebära framtida förändringar av vattennivåer och flöden.

2.5 Stegvis angreppssätt och flera bevislinjer behövs

Enkla metoder och konservativa antaganden kan användas för att utifrån ett begränsat underlag ta ställning till vilka frågor och osäkerheter som behöver utredas vidare.

Vilket underlag som behövs beror bland annat på hur höga halterna är, föroreningarnas fördelning på djupet, geografisk utbredning hos det förorenade sedimentområdet, föroreningarnas egenskaper och hur området används.

Det behövs oftast flera bevislinjer. Riktad kemisk analys av sediment och jämförelse med effektbaserade bedömningsgrunder är till exempel ofta inte tillräckligt för att bedöma risk för effekter.

Vid komplext förorenade sediment kan in vitro toxicitetstester ge kompletterande information om förekomst av ytterligare föroreningar med verkningsmekanismer av relevans för människa och ekosystem. Potentiellt biotillgänglig koncentration i sedimentet kan behöva analyseras, liksom halter i andra matriser. Undersökning av effekter hos levande organismer (bottenfaunainventering, in vivo tester och biomarkörer) kan också behövas.

Resultaten (bevislinjerna) vägs samman, för att bedöma om oacceptabel påverkan föreligger och i hur hög grad problematiken kan härledas till sedimenten. Ju mer komplexa system som undersöks, desto mer relevant, men samtidigt också mer komplicerat att utvärdera.

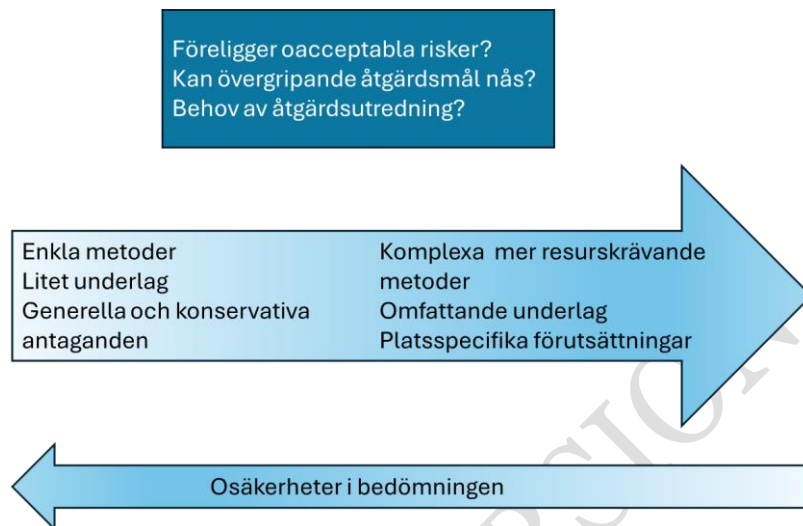
Riskerna för respektive skyddsobjekt behöver bedömas separat. Det är tillräckligt att befintligt underlag visar att föroreningarna kan antas leda till oacceptabel påverkan på något skyddsobjekt, alternativt innebär oacceptabel föroreningsspridning och belastning på omgivningen, för att det ska vara motiverat att överväga en åtgärdsutredning.

2.5.1 Stegvis process

Riskbedömning av förorenade sedimentområden är en systematisk process för att bedöma om föroreningar i sedimenten orsakar – eller kan komma att orsaka – negativa effekter på människors hälsa eller miljön.

I Naturvårdsverkets vägledning om riskbedömning av förorenade områden presenteras en stegvis riskbedömningsprocess (se till exempel fig 3.1. i **Naturvårdsverket, 2009a**). I det första steget (förenklad riskbedömning) används enkla metoder för att utredningsinsatserna ska hållas på en miniminivå. En förenklad riskbedömning av mark innebär i de flesta fall i praktiken att representativa halter jämförs med generella riktvärden.

Samma riskbedömningsprocess, det vill säga att först göra enkla utredningar och därefter, om det behövs, fördjupade utredningar, kan tillämpas på sediment. För sediment finns dock inga generella riktvärden. Vi använder i den här vägledningen inte heller begreppen förenklad eller fördjupad riskbedömning eftersom det kan vara svårt att dra en skarp gräns däremellan. Det är dock ofta resurseffektivt att börja med enkla metoder, generella antaganden och konservativa bedömningar, exempelvis stödfrågor och jämförelser med generella bedömningsgrunder. Mer resurskrävande, komplicerade och precisa (platspecifika) utredningar görs avseende de aspekter som behöver utredas vidare, det vill säga för att kunna avgöra om de övergripande åtgärdsmålen nås och där osäkerheterna är stora, se **figur 6**.



Figur 6. En stegvis riskbedömningsprocess föreslås. Enkla metoder, begränsat underlag och konservativa antaganden ger en första bedömning. Osäkerheter i det enskilda fallet styr vad som behöver utredas med högre precision eller mer avancerade metoder.

2.5.2 Flera bevislinjer

Det behövs normalt flera bevislinjer i riskbedömning av förorenade sedimentområden. Vilket eller vilka undersökningar och angreppssätt som lämpar sig i det enskilda fallet beror bland annat på

- befintligt kunskapsunderlag (vad som har utretts hittills) och vilka osäkerheter som råder
- hur höga halterna är och hur föroreningarna är fördelade på djupet, inklusive om översedimentation med renare sediment kan konstateras
- geografisk utbredning och volym förorenade sediment (totala förorenade mängder)
- komplexiteten och spridningsförutsättningarna, exempelvis antal källor, spridnings- och exponeringsvägar och typ av recipient
- föroreningarnas egenskaper och vilka skyddsobjekt som är mest kritiska (exempelvis om föroreningarna är stabila eller kan biomagnifieras)
- känslighet och skyddsvärde, exempelvis förekomst av skyddad natur, hotade arter och råvattenuttag.

Riktad kemisk analys av sediment och jämförelse med effektbaserade bedömningsgrunder är ofta inte tillräckligt för att bedöma risk för effekter. Vid komplext förorenade sediment kan *in vitro* tester¹⁴ ge kompletterande information om förekomst av ytterligare föroreningar med verkningsmekanismer av relevans för människa och ekosystem. Potentiellt biotillgänglig¹⁵ koncentration i sedimentet kan behöva analyseras.

¹⁴ *In vitro*="på glas" (latin), det vill säga används för undersökningar som görs utanför kroppen hos en levande organism. Det kan till exempel handla om att odlade celler används i tester av toxicitet.

¹⁵ Genom att mäta potentiellt biotillgänglig koncentration (på engelska bioaccessibility) kan man få en konservativ uppskattning av den biotillgängliga (bioavailable) koncentrationen (realistiskt värsta fall-scenarie). Uppskattningen blir inte lika konservativ som när man utgår från totalt uppmätt koncentration.

Biotillgängligheten styr både risk för effekter och bioackumulation (föroreningsspridning till näringsväven).

För att beakta biotillgänglighet och risk för samverkans effekter kan sedimentens toxicitet för sedimentlevande organismer undersökas med hjälp av in vivo tester och bottenfaunaundersökningar. Biomarkörer hos fältinsamlad biota kan ge en uppfattning om negativ påverkan på organismer i fält.

Ju mer komplexa system som undersöks, desto mer relevant, men samtidigt också mer komplicerat att utvärdera. Resultaten (bevislinjerna) vägs samman i en anpassad triad-metodik (förklaras i **bilaga 3**), för att bedöma om oacceptabel påverkan föreligger och i hur hög grad problematiken kan härledas till sedimenten.

Det är tillräckligt att föroreningarna leder till oacceptabel påverkan på något skyddsobjekt, alternativt innebär oacceptabel föroreningsspridning och belastning på omgivningen, för att det ska vara motiverat att överväga en åtgärdsutredning.

2.5.3 Strategierna syftar till att reducera osäkerheter och resurser

I den här vägledningen presenteras förslag på stegvisa strategier för utredning av spridningsrisker (**kapitel 5**) och om de förorenade sedimenten innebär risk för effekter på akvatiska organismer (**kapitel 6**), via näringsväven (**kapitel 7**) eller människors hälsa (**kapitel 8**). Strategierna är utformade för att hålla nere sannolikheten att riskbedömningen leder till felaktiga slutsatser om det föreligger en risk eller ej, men även för att utredningsinsatsen ska kunna vara så kostnadseffektiv som möjligt.

Det är bara om det föreligger fortsatta osäkerheter, som det behövs ytterligare utredning av riskerna. Man ska komma ihåg att riskbedömningen i det här sammanhanget syftar till att avgöra om det behövs en åtgärdsutredning. Ibland kan man ganska enkelt konstatera att det förorenade sedimentobjektet innebär en uppenbar risk för oacceptabla effekter, idag och i framtiden. Om befintligt underlag redan visar att risk föreligger till följd av sedimentföroreningarna behövs oftast ingen ytterligare utredning av risken, men däremot av åtgärder.

Kunskapsunderlaget är trots det i princip alltid förknippat med osäkerheter – i data, modeller och antaganden. Dessa behöver identifieras, värderas och vägas in i slutsatser och rekommendationer.

Strategierna i denna vägledning strävar efter att så långt det är möjligt även undvika onödiga tester på eller provtagning av levande organismer, i synnerhet ryggradsdjur.

2.6 Jämförelse med referenslokaler bör göras tidigt

Uppmätta halter och effekter in vitro jämförs i ett tidigt skede med motsvarande analyser vid referenslokaler, som representerar lokalt rådande bakgrundshalter.

Vid tydligt förhöjda halter (eller effekter) behöver risk för föroreningsspridning och effekter på potentiella skyddsobjekt utredas.

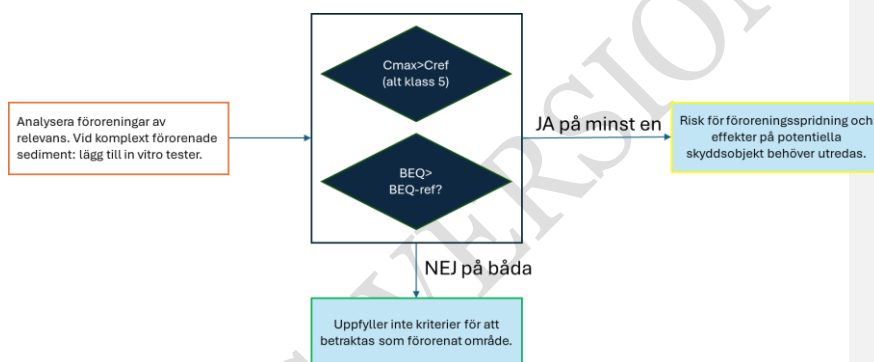
Innan jämförelsen mot uppmätta halter vid referenslokalen räknas genomsnittshalten från respektive provtagningspunkt och nivå fram. Det högsta av dessa värden jämförs med motsvarande genomsnittshalter uppmätta på referenslokalen eller referenslokalerna.

Uppströms liggande lokaler, som påverkas av andra källor, bör inte betraktas som referenslokaler, då de inte representerar lokalt rådande bakgrundshalter. De kan dock ge en uppfattning om föroreningstillskottet från den aktuella verksamheten.

2.6.1 Avvikelse från referenslokaler ligger till grund för beslut om fortsatt utredning

För sediment saknas generella riktvärden att jämföra med i ett tidigt skede. Jämförelser med rådande bakgrundshalter ger dock värdefull information. Ett överskridande av de rådande bakgrundshalterna utgör också grunden för beslut om att gå vidare med riskbedömning av ett förorenat område (Naturvårdsverket, 2009a).

Jämförelser med rådande bakgrundshalter i sediment görs för att ta ställning till om riskerna behöver utredas vidare, se **figur 7**. Helst jämförs med lokalt rådande bakgrundshalter, baserade på undersökningar vid referenslokaler (se även **SGI, 2024b**). Om sådana data saknas, kan uppmätta halter jämföras mot tillståndsbaserade bedömningsgrunder, i det här fallet lämpligen övre gräns mellan klass 4 och 5. Att jämföra med referenslokaler är dock att föredra, eftersom tillståndsbaserade bedömningsgrunder bara kan ge en grov uppskattning av hur höga de rådande bakgrundshalterna är i det aktuella området och vad som menas med en hög halt.



Figur 7. Maximalt uppmätta halter inom området (Cmax) behöver jämföras med rådande bakgrundshalter för att ta ställning till om det behövs någon utredning av förorenings spridning och effekter på potentiella skyddsobjekt. I första hand jämförs med uppmätta halter vid referenslokaler (Cref), annars kan tillståndsbaserade bedömningsgrunder användas som jämförelse (klassgränsen mellan klass 4 och 5) användas. Vid komplext förorenade sediment används även in vitro tester av relevans och responsen jämförs med motsvarande respons vid referenslokalerna. Vid tydligt förhöjda halter (eller effekter) behöver risk för förorenings spridning och effekter på potentiella skyddsobjekt utredas. BEQ= bioanalytisk ekvivalent.

Det här steget har normalt redan gjorts i samband med inventeringen (verifiering) (**SGI, 2024a**). Vid komplext förorenade sediment är det dock motiverat att även analysera samlingsparametrar och effekter med hjälp av in vitro tester, både inom det förorenade området och vid referenslokalerna.

Jämförelserna ger en första uppfattning om vilka föroreningar – och verkningsmekanismer – som kan vara problematiska. Olika grad av avvikelse från referenslokaler kan också användas som grund vid avgränsningen av det förorenade sedimentområdet (objektet).

Vad som kan anses vara en tydligt förhöjd halt beror bland annat på vilket ämne det handlar om, eftersom förorenings fördelning i miljön varierar. Det finns också en del osäkerheter förknippat med provtagning och analyser. Om till exempel analysosäkerheten är 50% och uppmätt halt vid referenslokalen är 4 µg/kg, blir det orimligt att anse att ett sediment med 6 µg/kg uppvisar en tydligt förhöjd halt. Områdets utbredning kan i sig också behöva beaktas – vid ett relativt stort påverkat område kan det vara motiverat att även beakta relativt sett lägre avvikelser än om det är ett mindre område som är

förorenat. Observera också att de uppmätta halterna kan behöva TOC-normaliseras innan jämförelsen.¹⁶

Samtliga sedimentprov från ackumulationsbottnar kan anses representera det förorenade objektet, eftersom förorenade partiklar från ett relativt stort geografiskt område har sedimenterat på samma plats. Provet representerar därför inte bara just den punkt som provtagits. För varje provtagningspunkt och nivå bör dock minst två, helst tre eller fler replikat tas och analyseras separat.

I det tidiga skedet ska inte bara ytliga sediment provtas och analyseras. Även djupare liggande skikt hos det förorenade objektet är av relevans. Däremot kan det vara tillräckligt att analysera ytliga sediment på referenslokalerna. Det gäller dock under förutsättning att belastningen på referenslokalerna inte har varierat nämnvärt under tid.

För att sedan ta ställning till om effekter på akvatiska organismer eller risk för sekundärförgiftning behöver bedömas är det tillräckligt att analysera ytliga sedimentskikt. Vad som då menas med ytliga sediment varierar dock (se **kapitel 6 och 7**). För att ta ställning till behov att utreda hälsorisker, behöver dels de skikt som människor kan exponeras för vid direktkontakt analyseras, dels de skikt som är tillgängliga för upptag i näringsväven (se **kapitel 8**).

Innan jämförelsen mot uppmätta halter vid referenslokalen räknas genomsnittshalten från respektive provtagningspunkt och djupnivå fram. Det högsta av dessa värden jämförs med motsvarande genomsnittshalter uppmätta på referenslokalen eller referenslokalerna. Vid jämförelser i det här skedet är det således ofta lämpligt att utgå från maximalt uppmätt halt i samtliga ytliga sedimentskikt inom det förorenade sedimentområdet, inte medelvärdet för uppmätta halter från alla provtagningspunkter och djup.

2.6.2 Val av referenslokaler för sediment

Stödfrågor vid val av referenslokaler för sediment

- Utgörs referenslokalen av ackumulationsbotten?
- Är den tänkta referenslokalen påverkad av endast naturliga källor och storskalig diffus spridning?
- Har sedimenten vid referenslokalen liknande egenskaper (avseende organiskt kol, partikelstorlek, syreförhållanden m.m.) som vid de påverkade lokalerna?
- Kan det finnas fler lokaler som uppfyller kraven för att kunna utses till referenslokaler?

Referenslokalerna bör väljas så att de i huvudsak bara är påverkade av naturliga källor och storskalig diffus förorenings-spridning. De bör om möjligt väljas i närområdet, men det är viktigt att de inte har påverkats av den föroreningskälla som ska bedömas. De bör varken vara påverkade av föroreningar som sprids från det förorenade sedimentobjektet idag eller som spridits dit tidigare eller från den eller de påverkanskällor som från första början orsakade sedimentföroreningen. En referenslokal bör inte heller vara tydligt påverkad av andra verksamheter.

Samtidigt bör referenslokalen uppvisa liknande förhållanden i övrigt, eftersom sedimentens karaktär kan ha en inverkan både på till exempel uppmätta halter och

¹⁶ Att uppmätta halter TOC-normaliseras i det här fallet beror dels på att uppmätta halter ofta är högre i sediment med högre TOC-halter, dels för att biotillgängligheten samtidigt oftast är lägre.

biotillgängligheten hos föroreningarna. Referenslokaler ska alltid placeras på ackumulationsbottnar.

Det kan vara svårt att hitta lämpliga referenslokaler och helst bör därför mer än en referenslokal undersökas. Som ett komplement kan sedan tidigare uppmätta halter i lämpliga referensområden eftersökas i det nationella datavärdskapet för miljögifter. Det finns till exempel ett antal fasta provtagningslokaler av sediment inom det nationella övervakningsprogrammet Kust och hav.

Det är dock inte alltid möjligt att provta sediment, inom det förorenade området och vid referenslokaler, med samma organisk kolhalt, partikelstorlek, syreförhållanden med mera. Om avvikelser är betydande går det ofta att dra säkra slutsatser ändå, men annars bör för de flesta ämnen uppmätta halter normaliseras avseende organisk kolhalt före jämförelsen.

För fiberbankar är det inte möjligt att etablera referenslokaler som i övrigt har liknande sedimentkaraktär. Fibererna är i sig en förorening, och det skulle därför bli missvisande att jämföra med en annan (kanske i övrigt "renare") fiberbank. Jämförelser behöver istället utgå från lokalt opåverkade sediment där bottenförhållandena liknar de under fiberbanken, det vill säga representera förhållandena innan fibrerna släpptes ut.

Observera att uppströms uppmätta halter provtagna nedströms en eller flera andra verksamheter, inte representerar rådande bakgrundshalter. De ger dock värdefull information om vilket påslag som kommer eller har kommit från den förorenande verksamheten som utreds. Informationen är värdefull vid bedömning av belastning (se **kapitel 5**). Återigen bör dock noteras att det är på ackumulationsbottnar som proverna behöver tas.

Principerna vid val av referenslokaler och utvärdering är liknande då in vitro tester görs på sedimenten.

2.7 Avgränsning av sedimentobjekt och påverkansområde

Sedimentobjektet, det vill säga det förorenade sedimentområdet, för vilket åtgärder övervägs, behöver avgränsas – geografiskt och på djupet.

Utbredningen hos påverkansområdet, det vill säga området med något förhöjda föroreningshalter i jämförelse med rådande bakgrund, behöver också utredas. Föroreningarna inom påverkansområdet kan härröra både från den ursprungliga förorenande verksamheten och föroreningsspridning från sedimentobjektet.

2.7.1.1 *Sedimentobjektet behöver beskrivas i tre dimensioner*

I vattenmiljöer är föroreningssituationen ofta mer komplex och svårare att avgränsa än på land.

Det förorenade sedimentområdet, för vilket åtgärder övervägs, behöver avgränsas. Framöver i denna rapport kommer detta område även att kallas "sedimentobjektet".

Kraftigt förorenade sediment kan exempelvis förekomma intill den förorenande verksamheten (ofta ett objekt på land) och i lugnvattenområden, såsom ackumulationsbottnar nedströms. Med kraftigt förorenade sediment menas här sediment som har tydligt förhöjda föroreningshalter i jämförelse med exempelvis referenslokaler

och som kan behöva åtgärdas. Förekomst av till exempel olja i fri fas visar också på en hög föroreningsgrad.

I vissa fall är sedimentobjektet väldigt utbrett geografiskt och utgör en stor del av eller hela vattenrecipienten. I andra fall kan det utgöra en mindre del, exempelvis en havsvik eller bottenarna innanför och i anslutning till båtbyggor vid en småbåtshamn.

Ofta har föroreningstillskottet till den akvatiska miljön varit betydligt större historiskt. I ostörda miljöer kan de högsta halterna därför vara översedimenterade. Sedimentobjektet behöver därför även beskrivas i djupled. Man får då en uppfattning om avvikelserna mot förindustriell tid och föroreningsnivåer före den aktuella verksamheten startade. Man kan också uppskatta tidstrender, vilka i sig ger en indikation om framtida risker, inklusive risk för återkontamination.

Spridningsrisker och effekten på ekosystemet beror också i hög grad på om föroreningen ligger koncentrerad i ytliga sediment eller längre ned. Risken för fysisk störning på grund av naturliga processer och biologiskt upptag är normalt som högst i ytsedimenten. Med ytsediment avses här de översta decimetrarna hos sedimentet. Bottenlevande fisk påträffas oftast i de översta centimetrarna, men bottenlevande evertetrater i de översta tre decimetrarna. Invasiva arter såsom havsborstmasken *Marenzelleria neglecta* kan dock förekomma ända ner till 40 cm djup (Artdatabanken¹⁷).

2.7.1.2 Påverkansområdets utbredning

I anslutning till sedimentobjektet förekommer ofta ett område med något förhöjda föroreningshalter i jämförelse med rådande bakgrund. Ett sådant område, här kallat "påverkansområdet", kan vara relativt stort och föroreningarna kan härröra både från den ursprungliga förorenande verksamheten och föroreningsspridning från sedimentobjektet. Även om fysiska åtgärder av sedimenten inom påverkansområdet kanske inte övervägs, behöver dess utbredning undersökas inom ramen för riskbedömningen.

När det potentiella påverkansområdet definieras är det viktigt att inte begränsa det för mycket innan man har en tillräckligt klar bild av föroreningssituationen och underlag. Stora arealer med påverkade ytliga sediment indikerar att föroreningar sprids i hög grad, från det förorenade sedimentområdet eller från den ursprungliga källan. För bioackumulerande ämnen är det särskilt viktigt att få grepp om hur utbrett påverkansområdet är, för att sedan kunna beräkna den sammanlagda mängden som kan tas upp av bottenlevande organismer och den dos predatorer exponeras för via bytesdjur.

Vid stora områden, då förhållandena är mycket varierande (och därmed kanske också vilken typ av åtgärder som går att vidta) kan det vara lämpligt att dela in sedimentobjektet i olika delområden utifrån varierande /potentiell/ föroreningsgrad.

¹⁷ SLU Artdatabanken (2024). *Artfakta: Marenzelleria neglecta*. <https://artfakta.se/taxa/247778> [2024-11-21]

2.7.1.3 Geografisk avgränsning av sedimentobjekt och påverkansområde

Stödfrågor vid avgränsning av området som ska utredas

- Var påträffas sannolikt kraftigt förorenade sediment, i jämförelse med referenslokaler? Är halterna så pass höga att fysiska åtgärder bör utredas?
- Inom hur stort område kan det förekomma sediment med något förhöjda halter i jämförelse med referenslokaler?
- Kan det förekomma kraftigt förorenade sediment även vid exempelvis lugnvattenområden nedströms?
- Vilka vattenförekomster kan påverkas?

I det inledande skedet kan den geografiska avgränsningen av sedimentobjektet respektive påverkansområdet behöva utgå från ett fåtal prov, kartmaterial med mera. Uppenbara spridningsvägar från land (diken, rör mm) och olika föroreningskällors lokalisering, strömriktning med mera ger viktiga ledtrådar. I takt med att ytterligare prover tas och analyseras samt annan information tillkommer kan avgränsningen behöva justeras. Lokalspecifika förutsättningar styr sedan vilka områdesavgränsningar som bör göras.

Topografiska och hydrologiska kartor kan med fördel användas för att illustrera var det förorenade objektet befinner sig geografiskt. Spridningsvägar och källor bör ritas in på en sådan karta. För de undersökningar som redan har gjorts (av sediment och eventuellt andra matriser) bör provtagningslokaler markeras och analysdata redovisas i tabellform.

Kvoten mellan uppmätt halt hos de förorenade sedimenten respektive referenslokaler kan användas som stöd vid avgränsning av sedimentobjektet respektive påverkansområdet. Jämförelser kan i ett tidigt skede (då det saknas data från referenslokaler) också göras mot exempelvis tillståndsbaserade bedömningsgrunder (se **SGI, 2024b**).

För att kartlägga sedimenten inom sedimentobjektet respektive påverkansområdet kan provtagningslokaler slumpas ut inom ett på förhand bestämt provtagningsnät ("unaligned grid"). Antalet prover som behövs beror bland annat på hur halterna varierar och hur stort område som kan tänkas vara påverkat, men även hur stor avvikelse man vill kunna upptäcka. Vid osäkerheter är det ofta mer kostnadseffektivt att ta fler prover som sparas för eventuell analys än att senare behöva ta ytterligare prover.

Det är ofta inte någon skarp gräns utan en gradvis övergång från kraftigt förorenade sediment till sediment med allt lägre halter. För att kunna få en uppfattning om hur föroreningshalterna avtar, kan en eller flera gradienter ut från källtermen (ofta ett markbaserat objekt) vara lämpliga. Gradientstudier kan ibland också användas för att kunna härleda troliga källor.

Särskild uppmärksamhet behövs för att även identifiera och undersöka fler tänkbara föroreningstoppar ("hot spots") nedströms, helt eller delvis skapade till följd av spridning från sedimentobjektet alternativt den ursprungliga källan. Det kan exempelvis förekomma masstransport och efterföljande ackumulation längre nedströms eller till havs. Lugnvattenområden, till exempel sjöar nedströms i ett vattendragssystem, kan ofta identifieras med hjälp av till exempel batymetriska kartor och kännedom om strömförhållanden.



Utbredningen hos det förorenade sedimentområdet behöver utredas och avgränsas. Fotograf: Ann-Sofie Wernersson, SGI.

2.8 Identifiering av potentiella skyddsobjekt

Stödfrågor vid identifiering av potentiella skyddsobjekt:

- Vilka vattenlevande respektive sedimentlevande organismer kan förväntas förekomma på den aktuella platsen? Är de känsliga för den typen av föroreningar det handlar om?
- Var förekommer reproduktionslokaler för exempelvis fisk?
- Förekommer några hotade vatten- eller sedimentlevande arter? Kan de tänkas ha förekommit tidigare men försvunnit, åtminstone delvis på grund av föroreningarna?
- Kan föroreningarna bioackumuleras? Använder rovfåglar eller däggdjur området för födosök? Är någon eller några av dem hotade?
- Förekommer sjöfågel i området?
- Förekommer boskapsskötsel i anslutning till vattenmiljön? Används vattnet som dricksvatten inom djurhållning? Förekommer andra vilda djur eller husdjur som skulle kunna tänkas vada/bada eller dricka vatten i området?
- Förekommer fiske? Kan föroreningarna ackumuleras i fisk och förekommer det fiske?
- Används det identifierade området redan idag för bevattning eller framställning av dricksvatten? Ingår det i ett vattenskyddsområde eller berörs någon enskild eller samfällig vattenanläggning? Bad?

Vilka organismer som kan exponeras för och riskera att påverkas negativt av sedimentföroreningarna, direkt eller indirekt, är viktig kunskap för att kunna bedöma vilka effekter som kan uppstå. Det styr inte minst vilka matriser som behöver undersökas

Kommenterad [AW9]: REMISSFRÅGA: förslag på ytterligare stödfrågor i detta avsnitt?

och val av bedömningsgrunder att jämföra med. Därför behöver potentiella skyddsobjekt identifieras tidigt. Även vilka naturresurser som kan påverkas behöver identifieras, exempelvis vattnet som dricksvattentäkt, fisk av intresse för fritids- och yrkesfiske. Att dessa resurser inte idag nyttjas utesluter inte att de behöver skyddas. Frånvaron av en grupp organismer innebär på motsvarande sätt inte nödvändigtvis att dessa inte behöver skyddas, eftersom frånvaron av dessa arter kan vara en konsekvens av just höga föroreningshalter.

Potentiella skyddsobjekt kan identifieras baserat på översiktlig kunskap om recipientens karaktär, områdesanvändningen och spridningsförhållandena samt kunskaper om föroreningarnas egenskaper och olika organismers levnadssätt, se stödfrågor i rutan ovan. Vid förorenade sediment är akvatiska (botten- och vattenlevande) organismer oftast relevanta potentiella skyddsobjekt. Om sedimenten är förorenade med bioackumulerande och i synnerhet biomagnifierande föroreningar kan även risk för både sekundärförgiftning av fåglar och däggdjur samt hälsorisker hos människor kopplat till intag av fisk och skaldjur behöva utredas vidare. Människor kan exponeras för föroreningarna även via vatten och uppgrumlat sediment i samband med bad, via dricks- och bevattningsvatten för privat bruk.

Med mer detaljerad kunskap om föroreningarnas egenskaper och verkningsmekanismer (se **kapitel 3**) samt organismernas levnadssätt blir det tydligare vilka skyddsobjekt och exponeringsvägar som är mest kritiska (se **avsnitt 5.6**). Beroende på verkningsmekanismen hos ämnet är till exempel vissa ämnesgrupper främst problematiska för högre stående organismer, såsom däggdjur, fiskar och fåglar.

Den terrestra miljön påverkas oftast inte direkt av förorenade sediment men det finns undantag vid grundområden, kopplat till exempelvis landhöjning, översvämningar, perioder med torka, spridning via grundvatten eller områden med landlevande djur och vadande fåglar som har direktkontakt med sedimentet och ovanliggande vatten. Om det förekommer, eller på sikt kan förekomma, boskapsskötsel och boskapen då har tillgång till strandkanten bör även boskap ingå som tänkbart skyddsobjekt. Likaså behöver det bedömas om vilda djur eller sjöfågel kan exponeras för sedimenten i samband med att de söker sig till vatten för att dricka eller röra sig i vattnet. I de fall sediment, exempelvis till följd av landhöjning eller översvämning sprids kan föroreningarna komma att ackumuleras i växtlighet på land.

Om det förekommer fridlysta eller hotade arter i området kan särskild hänsyn behövas.¹⁸ Rent generellt gäller att om det är svårt att i ett tidigt skede avgöra relevansen av ett skyddsobjekt är det bättre att ha med det än att utesluta. Justeringar kan göras senare om det framkommer att påverkan på ett skyddsobjekt är osannolik eller försumbar.

¹⁸ En art är visserligen oftast fridlyst av andra skäl än att den hotas av miljögifter. Det finns dock exempel på arter som försvunnit eller riskerat att försvinna på grund av miljögifter. Känsligheten för miljögifter och enskilda ämnen är för fridlysta arter ofta okänd. Toxicitetstester har för de flesta ämnen bara utförts på ett litet antal arter och normalt bara på "standardtestorganismer". Miljögifter i kombination med andra stressfaktorer och en potentiellt utarmad genetisk variation innebär dock i sig ett motiv att inkludera hotade arter bland de potentiella skyddsobjekten.

2.9 Bedömningsgrunder

För att kunna bedöma risk för effekter är det oftast nödvändigt att analysera skyddsobjektens kontaktmedier – sediment för sedimentlevande organismer, vatten för pelagiska och bytesorganismers vävnader för predatorer samt fisk och skaldjur och dricksvatten för skydd av människors hälsa. Uppmätta halter kan sedan jämföras mot effektbaserade bedömningsgrunder.

Effektbaserade bedömningsgrunder baseras på uppgifter om förorenings toxicitet och kan användas för att få en uppfattning om risk för negativa effekter. De effektbaserade bedömningsgrunderna kan dock avse olika skyddsobjekt och skyddsnivåer (låg eller hög risk).

Effektbaserade bedömningsgrunder kan vara behäftade med stora osäkerheter, särskilt om de avser en annan matris (sediment, vatten, biota) än skyddsobjektets kontaktmedium, exempelvis bedömningsgrunder uttryckta som en sedimentkoncentration avseende skydd av fiskätande fåglar.

Även bedömningsgrunder som avser skydd av sedimentlevande organismer, men baseras på tester på vattenlevande organismer och omräkning av föroreningskoncentration i vatten till sediment är förknippade med stora osäkerheter.

Risk för effekter på olika skyddsobjekt, såsom sedimentlevande evertetrater eller fiskätande fåglar och däggdjur, bör bedömas separat.

Tillståndsbaserade bedömningsgrunder är exempel på bedömningsgrunder som inte är effektbaserade. De kan inte användas för att bedöma risk för effekter, men däremot ge en uppfattning om det är motiverat att gå vidare med undersökningar.

2.9.1 Bedömningsgrunder för olika matriser och syften

Det finns olika typer av nationellt och internationellt etablerade bedömningsgrunder¹⁹ för utvärdering av uppmätta föroreningshalter i sediment, vatten eller biota såsom fisk. I **tabell 1** ges en översikt över ett urval. I **bilaga 4** ges övergripande beskrivningar av dessa. För mer information om hur ett enskilt värde har tagits fram, vilket faktiskt underlag det bygger på och därmed vilka osäkerheter det är förknippat med behöver man dock konsultera underlagsdokument om just det värdet.

De flesta bedömningsgrunder i **tabell 1** är effektbaserade. Effektbaserade bedömningsgrunder baseras på toxicitetsdata och kan användas för att få en uppfattning om vid vilka halter det föreligger risk för negativa effekter – här även kallat ämnets effektnivåer. De bedömningsgrunder som har etablerats för dricksvatten eller för statusklassificering av vattenförekomster inom vattenförvaltningen är till exempel oftast effektbaserade, men det finns undantag.

För säkrast bedömning analyseras skyddsobjektens kontaktmedier – sediment för sedimentlevande organismer, vatten för pelagiska, bytesorganismers vävnader för predatorer samt fisk och skaldjur och dricksvatten för skydd av människors hälsa, se vidare i **kapitel 6–8**. Därför har tabellen med bedömningsgrunder även för andra matriser än sediment.

Tabell 1. Översikt över ett urval av bedömningsgrunder som kan aktualiseras vid riskbedömning av förorenade sediment, avseende matris respektive skyddsobjekt. Se **bilaga 4** för mer information.

¹⁹ Begreppen "bedömningsgrund", "gränsvärde" och "riktvärde" kan ha olika juridisk innebörd eftersom de har tagits fram i olika sammanhang. I denna vägledning används begreppet bedömningsgrund i vid betydelse. Här avses till exempel de kvalitetskrav för vattenmiljön som har införts i förordningar och föreskrifter, i form av till exempel gränsvärden och tröskelvärden, men även de tillståndsbaserade bedömningsgrunderna för sediment (se SGI 2024a). Skulle något av värdena i ett enskilt fall tillämpas som t.ex. ett mätbart åtgärds mål (dvs. koncentrationer som inte får överskridas efter genomförd behandling) kan man då välja att använda annat mer passande begrepp, såsom riktvärde.

Kommenterad [AW10]: INFORMATION TILL REMISSINSTANSER:

SGI har för avsikt att även publicera rapporter (faktablad) som beskriver hur några enskilda värden har tagits fram, för några utvalda ämnen och ämnesgrupper. Dessa kommer att publiceras löpande allt eftersom de blir klara. Mer information om detta framöver på renasediment.se

Bedömningsgrund/Matris och skyddsobjekt	Halt i sediment, ger uppfattning om hur hög halt i nationellt perspektiv	Halt i sediment, sedimentlevande organismer	Halt i sediment, sekundärförgiftning rovdjur	Halt i bytesdjur, sekundärförgiftning rovdjur	Halt i vävnad, toxiskt för egna organismen	Halt i fisk eller skaldjur, människors hälsa	Halt i fisk eller skaldjur, gräns för saluföring	Halt i vatten, pelagiska organismer	Halt i vatten, sekundärförgiftning	Halt i dricksvatten, människors hälsa
SE, Bedömningsgrunder och gränsvärden vid statusklassificering (bilaga 2, 5 och 6 till HVMFS 2019:25)		x		x		x		x	x	
EU, QS-värden (QSSed, QSpelag, QShh biota, QShh drinking water, QSec pois) i underlagsdokument till direktivet om prioriterade ämnen (EQS-dossiers).				x		x		x	x	
SE, Gränsvärden för bedömning av dricksvattenkvalitet (LIVSFS 2022:12)										x
EU, Gränsvärden för saluföring av livsmedel (EU 2023/915)							x			
CN, TEL och PEL-värden (CCME, 1999)		x								
NL, Environmental Risk Limits (ERL) (för sediment) (RIVM, 2015a,b)		x	x							
NO, Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota (Miljødirektoratet, 2020)		x						x		
Oregon, Sediment Screening Bioaccumulation Levels (SLV) (DEQ, 2007)			x	x						
CN, Tissue Residue Guidelines (TRG) (CCME, 1998)					x					
USA, Environmental Residue-Effects Database (ERED)					x					
SE, Tillståndsbaserade bedömningsgrunder för sediment (Josefsson, 2017; SGI 2024b)	x									

De tillståndsbaserade bedömningsgrunderna för sediment anger hur hög en halt kan anses vara, i ett nationellt perspektiv (se **Josefsson, 2017 och SGI, 2024b**). De baseras på uppmätta halter i sediment. Gränsvärden för saluföring av livsmedel, såsom vildfångad fisk och skaldjur, baseras även de på uppmätta halter, fast i fisk och skaldjur och på europeisk nivå.²⁰ Den här typen av bedömningsgrunder kan inte användas för att bedöma risk för effekter. De kan däremot vara användbara för andra typer av bedömningar, exempelvis om det är motiverat att gå vidare med undersökningar (se **avsnitt 2.6**) eller om det kan uppstå andra typer av konsekvenser (inskränkningar i saluföring av fisk, se **kapitel 8**).

Kommenterad [AW11]: Med förbehåll för att vi ännu inte har kontrollerat grunden för de nya PFAS-gränsvärdena i den nya förordningen.

Utöver bedömningsgrunder uttryckta som en föroreningskoncentration finns det även kriterier uttryckta som en dos. Tolerabelt dagligt intag (TDI) används till exempel ofta vid bedömning av hälsorisker.

2.9.2 Omräkning mellan matriser innebär osäkerheter

Vissa av bedömningsgrunderna i **tabell 1** avser effekter som kan uppstå till följd av exponering via ett annat kontaktmedium. Hit hör bedömningsgrunder uttryckta som en vatten- eller sedimentkoncentration, men som avser skydd av fiskätande fåglar. De bygger på omräkning av halter i en matris (levande organismer) till en annan (sediment).

Eftersom det ofta saknas testdata för sedimentlevande organismer baseras dessutom flertalet bedömningsgrunder uttryckta som en halt i sediment och avseende skydd av sedimentlevande organismer på en omräkning från en vattenkoncentration som anger en säker nivå för pelagiska organismer till en motsvarande halt i sediment. Här antas till exempel att känsligheten hos pelagiska och sedimentlevande organismer är ungefär samma, vilket inte alltid behöver vara fallet.

Den här typen av bedömningsgrunder är ofta behäftade med stora osäkerheter. Omräkningar mellan matriser utgår från att det råder jämvikt i miljön, men jämviktskonstanterna som används vid beräkningarna kan variera med olika förhållanden.

Det är teoretiskt möjligt att räkna om samtliga bedömningsgrunder för ett visst ämne till en motsvarande halt i sediment och sedan utgå från det lägsta av dessa. Om man tar höjd för alla osäkerheter och sedan väljer det lägsta av dessa erhålls dock ofta väldigt låga kriterier som inte längre är tillämpbara i det här sammanhanget.

Att bedöma riskerna för kritiska skyddsobjekt separat är att föredra. Det ger också högre transparens och tydlighet angående vad en eventuellt identifierad risk avser (vilket skyddsobjekt och vilken exponeringsväg) samt osäkerheterna förknippade med just den bedömningen.

I förslagen på strategier för hur risk för akvatiska organismer (**kapitel 6**), sekundärförgiftning (**kapitel 7**) respektive människors hälsa (**kapitel 8**) kan bedömas framgår vilken typ av bedömningsgrunder som är lämpliga att använda och på vilket sätt.

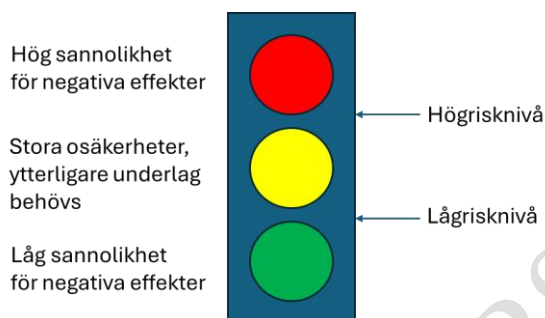
2.9.3 Olika risk- och skyddsnivåer

De effektbaserade bedömningsgrunderna skiljer sig åt vad gäller den risknivå de avser. De bedömningsgrunder som används vid statusklassificering inom vattenförvaltningen (se **bilaga 2, 5 och 6 till HVMFS 2019:25**) uttrycker i de flesta fall en lågrisknivå, det vill säga om värdet inte överskrider är det liten sannolikhet för negativa effekter. Bedömningsgrunder som avser att skydda vatten- eller sedimentlevande organismer tas

²⁰ Se KOMMISSIONENS FÖRORDNING (EU) 2023/915 av den 25 april 2023 om gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel och om upphävande av förordning (EG) nr 1881/2006.

till exempel fram med en metodik som ska ta höjd för att det kan förekomma variation i känslighet mellan arter och åtminstone 95 % av alla arter ska skyddas.

För att bedöma risk för effekter på sedimentlevande evertetrater (rygggradslösa djur) har vi i den här vägledningen valt att även hänvisa till bedömningsgrunder som kan anses utgöra högrisknivåer²¹. Högrisknivån anger en föroreningskoncentration över vilken det är hög sannolikhet för att effekter kan uppstå, se **figur 8**. Den typen av bedömningsgrunder har till exempel etablerats i Kanada (PEL; Probable Effect Level).



Figur 8. För bedömning av risk för effekter på sedimentlevande evertetrater används i den här vägledningen låg- respektive högrisknivåer i ett trafikljussystem. Notera att lågrisknivån bara uttrycker en nivå under vilken det är liten sannolikhet för effekter på sedimentlevande evertetrater. Spridningsrisker och belastning på omgivningen, liksom risk för effekter på andra skyddsobjekt, behöver också bedömas.

För skydd av organismer som exponeras främst via vattnet finns också två olika nivåer etablerade – en avser skydd mot kroniska effekter och är uttryckt som ett årsmedelvärde (AA-EQS) och en avser skydd mot akuttoxiska effekter (MAC) och är uttryckt som en maximalt uppmätt halt. Båda uttrycker dock en nivå som med hög sannolikhet ska skydda organismerna (lågrisknivåer). SLV-värden för skydd mot sekundärförgiftning av fåglar har också flera olika skyddsnivåer beroende på om det rör sig om hotade arter eller inte.

2.10 Framtids- och händelsescenarier

Framtida risker behöver bedömas utifrån prognoser och realistiska värsta fall-scenarier avseende användning och faktorer av betydelse för spridning, exponering och effekter. Dessa framtidsprognoser och händelsescenarier redovisas i problembeskrivningen.

Resultatet av riskbedömningen avseende nyttjandet av vattnet som dricksvatten, för bad och fiske redovisas lämpligen på tre olika nivåer, utifrån känt nutida, känt framtida eller planerat respektive potentiellt framtida nyttjande.

Framtidsscenarierna behöver beakta att förändringar kan både förstärka och motverka varandra.

Även klimatförändringens inverkan på riskerna behöver beaktas.

²¹ Det föreligger alltid en del osäkerheter, både hos mätdata och hos bedömningsgrunderna. Om högrisknivån tydligt överskrider är det dock oftast tillräckligt motiv för att gå vidare med åtgärdsutredning. I annat fall bör även andra undersökningar göras.

2.10.1 Prognoser och värsta fall-scenarier

Riskbedömningen behöver vara framåtsyftande. I **bilaga 5** ges exempel på lämpliga tidshorisonter vid riskbedömning av förorenade sedimentområden.

Då förutsättningarna kan ändras på sikt saknas möjligheterna att idag direkt mäta värdet på viktiga parametrar som (tänkbart) styr utfallet. Riskerna behöver i stället uppskattas på olika sätt. I dessa sammanhang brukar man ofta utgå från olika scenarier eller modeller där värdet på parametrar har skattats.

Prognoser kan exempelvis utgå från spridningsförhållanden vid 100-årsflöden, modellering eller trender observerade hos sedimentkärnor från ackumulationsbottnar. Ytliga sedimentkoncentrationer i framtiden kan uppskattas genom extrapolering utifrån observerad koncentrationstrend och uppskattad framtida sedimentackumulationshastighet. Beräknade framtida koncentrationer i ytsediment kan därefter jämföras mot effektbaserade bedömningsgrunder. Vid tillkommande aktiviteter i ett område kan schablonuppskattningar baserade på tidigare erfarenheter användas.

Även mindre troliga men ändå fullt möjliga framtidsscenarier, även kallat realistiska värsta fall-scenarier (på engelska *realistic worst case scenarios*) behöver ingå i utredningen av vilka spridningsvägar som är av betydelse, vilka skyddsobjekt som kan exponeras och vilka effekter som kan uppstå.

Värsta fall-scenarierna behöver omfatta även episodiska eller plötsliga händelser med potentiellt stora konsekvenser. För sediment kan nämnas fiberbankar, som ofta är starkt förorenade. Fibrerna är också lätta och halvt flytande. Vid en kraftig fysisk störning kan de förorenade fibrerna i fiberbanken snabbt spridas över ett större område. Därmed försvåras eller omöjliggörs åtgärdsarbetet framöver. Dammar kan också innehålla höga halter föroreningar i botten sedimenten. Vid exempelvis ett plötsligt dammbrott kan därför potentiellt stora mängder föroreningar spridas.

Osäkerheterna behöver beskrivas och kan, om det är möjligt och lämpligt, även uttryckas i kvantitativa termer (sannolikheten att en viss händelse kan inträffa till exempel).

2.10.2 Slutlig bedömning behöver beakta hur faktorer kan samspela

I den slutliga bedömningen är det viktigt att ta höjd för att flera faktorer kan samspela, det vill säga både motverka och förstärka varandra.

Den relativa havsnivån beräknas exempelvis främst stiga i södra Sverige, som en följd av klimatiförändringen, medan havsnivåhöjningar i norra Sverige motverkas av landhöjningen. Längs Norrlandskusten är landhöjningen stor, närmare 1 cm/år, vilket motsvarar en sänkning av den relativa havsnivån med en meter på 100 år.

En (åter)kolonisering av sedimentlevande grävande organismer i framtiden, inklusive från främmande arter som kan gräva djupare ner i sedimenten kan ge upphov till ökad bioturbation och därmed syresättning, vilket är positivt för andra mer känsliga arter och nedbrytningen av många föroreningar men det kan också öka spridningsrisken. Förbättrad syresättning kan medföra att metaller som idag är hårt bundna i sedimenten kan mobiliseras och bli mer lättillgängliga.

Nedbrytning och överlagring av sedimentföroreningar med renare sediment är för det mesta positivt ur risksynpunkt. Föroreningar kan också binda allt hårdare till partiklarna. Omvandlingsprodukterna kan dock vara mer giftiga än ursprungsämnet. Föroreningarnas bindning till partiklar inverkar på möjligheter till nedbrytning.

2.10.3 Klimatförändringens inverkan på riskerna

Stödfrågor vid bedömning av inverkan av klimatförändringen

- Hur påverkas föroreningsspridningen till och från sedimenten vid kraftigare och mer ihållande nederbörd?
- Vilket flöde kan tänkas motsvara det nya '100-årsflödet' på den aktuella platsen?
- 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 ytaavrinning, översvämningar eller kraftigare vind, förändrade flöden etcetera?
- Hur påverkas biotillgängligheten och omvandlingsprocesser hos föroreningarna av framtida förändrade fysikalisk-kemiska förhållanden (såsom pH, syresättning, temperatur)?

Inverkan av klimatförändringen på riskerna med sedimentföroreningarna behöver bedömas, se stödfrågor i rutan ovan. Klimatförändringen förväntas till exempel generellt innebära att både nederbörden och perioder med höga flöden ökar (se **bilaga 6**). Grunda områden kan i vissa delar av landet samtidigt periodvis torka ut. Vattentemperaturen ökar, isläggningen minskar och skiktningen sommartid ökar. Syresättningen av vattnet minskar, haven försuras och algbloomningar blir vanligare.

3 Föroreningarnas inneboende egenskaper

Kommenterad [AW12]: REMISSFRÅGA: ge gärna förslag på delar som hellre bör ligga i bilaga.

Kunskaper om ämnets inneboende egenskaper används för att identifiera kritiska skyddsobjekt och exponeringsvägar samt kontaktmedier och bedömningsgrunder av relevans.

Flera ämnesparametrar är av betydelse för fördelning mellan olika matriser, omvandling och bioackumulation:

Fördelning mellan matriser	Omvandling	Bioackumulation
Vattenlöslighet K_{ow} K_{oc} K_d ($K_{sed-vatten}$, $K_{susp-vatten}$) Henrys lags konstant K_{OA} Diffusionskoefficient, D	$T_{1/2}$ vid hydrolys (i vatten) $T_{1/2}$ vid fotolys (i vatten) $T_{1/2}$ i vatten och sediment vid aerob mikrobiell nedbrytning $T_{1/2}$ i vatten och sediment vid anaerob mikrobiell nedbrytning	BCF BAF BMF- och TMF-värden BSAF $T_{1/2}$ i organismer (metabolisering och exkretion)

Det behövs även kännedom om ämnets verkningsmekanismer och effektbaserade bedömningsgrunder – alternativt (om sådana saknas) resultat från toxicitetstester. För bioackumulerande ämnen tillkommer TDI, LOAEL och NOAEL-värden i den mån dessa är kända.

Ämnets farokod enligt CLP-klassificeringen ger indikationer om riskerna, liksom uppgifter om några föroreningar uppfyller kriterier för att betraktas som

- lätt bionedbrytbara
- bioackumulerbara
- PBT eller vPvB

Ämnets inneboende egenskaper är viktiga att känna till för att kunna bedöma riskerna. Detta kapitel, med tillhörande bilagor, beskriver ämnesparametrar av relevans för ämnets

- fördelning mellan olika matriser
- potential att omvandlas i miljön
- potential att lagras in i organismer
- toxicitet.

Observera att värdet på en och samma parameter ofta varierar med omgivningsförhållandena, exempelvis temperatur, pH och tillgång till syre. Vid användning av uppgifter om ämnet är det därför viktigt att känna till vilken metod som har använts. I **bilaga 7** finns förslag på mall att fylla i för respektive ämne. Sådana ämnesblad kan med fördel biläggas riskbedömningsrapporten.

3.1 Spridning

Ämnets tendens att fördelas mellan olika matriser, såsom vatten-sediment eller vatten-luft, påverkar bland annat spridningsvägarna.

3.1.1 Vattenlöslighet

Hur lätt ämnet löses i vatten påverkar bland annat ämnets mobilitet och biotillgänglighet. Det är exempelvis den lösta andelen som kan passera från por- eller bottenvatten via gälar in i en organism.

SI-enheten är kg/m³, men vattenlösligheten uttrycks vanligen med exempelvis enheten mg/l. Vattenlösligheten varierar med bland annat temperaturen. **OECD-metod nr 105 (OECD, 1995a)** beskriver två olika metoder som kan användas för att mäta vattenlöslighet vid rumstemperatur.

3.1.2 Fugacitet och fördelningskoefficienter

Ämnets fugacitet, det vill säga tendens att fly från den matris det befinner sig i, styr hur ett ämne fördelas. Vilken koncentration som på sikt kan uppstå i en viss matris brukar ofta uppskattas genom jämviktsberäkningar och ämnets fördelningskoefficienter.

3.1.2.1 Fördelning mellan oktanol och vatten

Kow, dvs fördelningskoefficienten mellan oktanol och vatten, är ett mått på ämnets tendens att "fly vatten" (ämnets hydrofobicitet)²².

Kow styrs av bland annat ämnets struktur och storlek, men påverkas även av temperaturen. Kow används bland annat för att uppskatta hur stor andel av ämnet som kan lagras in i organismers fettvävnader och hur mycket som binder till organiskt kol.

Kow 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.²³

De flesta ämnen med Kow ≥ log 3 har en tendens att binda till partiklar (eftersom de flyr vattnet) och återfinns därför ofta i sediment.

OECD nr 107 (OECD, 1995b) beskriver en metod för att mäta Kow med den så kallade skakflaskmetoden. Eftersom Kow beräknas utifrån kvoten mellan två koncentrationer är storheten enhetslös.

3.1.2.2 Fördelning mellan organiskt kol och vatten

Adsorptionskoefficienten normaliserat till innehållet av organiskt kol, Koc (enhet l/kg), används för att 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, 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. För polära ämnen har pH en stor inverkan på Koc-värdet.

²² Ibland pratar man tvärtom om ämnets tendens att lösas i fett (lipofilicitet).

²³ Om log Kow är negativt är ämnet snarare hydrofilt, dvs det är högre andel som förekommer i vattnet än i oktanolfasen.

OECD-metod nr 121 beskriver hur K_{oc} kan undersökas, på jord och slam (**OECD, 2001**).

3.1.2.3 Fördelning mellan sediment och vatten

Fördelningskoefficienten, K_d (enhet l/kg), avser fördelning mellan en fast fas och en löst fas, ofta jord respektive vatten, men i det här sammanhanget kan K_d även avse fördelningen av föroreningen mellan sedimentet (bundet till partikelytor) och sedimentets porvatten eller överliggande vatten (bottenvattnet), det vill säga K_{sed-vatten}.

OECD-metod nr 106 (OECD, 2000) kan användas för att undersöka adsorption-desorption hos ett enskilt ämne.

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

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

K_d är således ämnesspecifik, men varierar även för olika sediment beroende på bland annat sedimentens innehåll av organiskt kol.

I bilaga I till **Miljödirektoratet (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. Även andra parametrar än organisk kolhalt kan då inverka, såsom partikelstorlek/lerinnehåll, textur, och i vissa fall pH, innehåll av järn- och aluminiumoxider med mera. 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).

Observera att en del beräkningsmodeller utgår från den snarlika koefficienten K_{susp-vatten} (fördelningskoefficient mellan suspenderat material och vatten; enhet m³/m³). 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.

3.1.2.4 Fördelning mellan luft och vatten

Ämnets volatilitet (flyktighet), det vill säga tendens att avgå till gasfas, påverkas av bland annat temperatur och tryck. 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 ämnes ångtryck avser det tryck då ämnets avdunstning är i jämvikt med vätskan vid en given temperatur. OECD-metod nr 104 beskriver hur ångtryck kan mätas (**OECD, 2006**).

Vanligt är annars att Henrys lags konstant för ämnet används i spridningsberäkningar. 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. Ju högre värde på Henrys lags konstant desto högre volatilitet.

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

3.1.2.5 Fördelning mellan oktanol och luft

K_{OA} , 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, det vill säga terrestra näringsvävar men även marina däggdjur, sjöfågel etcetera.

Det finns såvitt vi känner till ännu ingen internationellt etablerad standardmetod för att mäta denna fördelningskoefficient och än så länge relativt lite data. K_{OA} kan istället uppskattas med hjälp av olika typer av modelleringsverktyg, exempelvis utifrån ämnets K_{oc} och Henrys lags konstant (se till exempel **Fu et al, 2016**).

3.1.3 Diffusionskoefficienten – hur snabbt ämnet diffunderar

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

Förhållandena då diffusionskoefficienter bestämts, exempelvis temperatur och tryck, kan inverka på resultatet. Om diffusionskoefficienter som bestämts vid laboratorieexperiment i rena lösningar, och ofta vid högre koncentrationer än i miljön, 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.

3.2 Omvandling

De flesta organiska föreningar kan på sikt brytas ned och bilda nedbrytningsprodukter (även kallat metaboliter om nedbrytningen sker på biologisk väg). Ofta sker nedbrytning av föreningar i flera steg och begreppet omvandling är då mer rättvisande.

De ämnen som bildas får oftast andra fysikaliska, kemiska och 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. Både storleken på molekylen och dess funktionella grupper/polaritet ändras.

I vissa fall kan omvandlingsprodukterna vara mer stabila än ursprungsämnet. Omvandlingsprocesserna går då snabbt i början, men stannar sedan av.

Vid fullständig nedbrytning, även kallat mineralisering, kvarstår bara koldioxid och vatten (under anaeroba förhållanden bildas även metan).

Omvandlingshastigheter uttrycks ofta som en halveringstid, $T_{1/2}$. Halveringstiden för ämnet säger efter hur lång tid hälften av den ursprungliga mängden har omvandlats, under de förhållanden som råder i testet.

Vissa organiska ämnen bryts knappt ner alls under naturliga förhållanden. De betraktas då som persistenta. Hit hör till exempel många halogenerade organiska ämnen, såsom

PFAS (fluorerade), dioxiner (klorerade) och PBDEer (bromerade). Ofta kan inte heller högre organismer såsom fisk och människor metabolisera eller exkrettera sådana ämnen i någon större utsträckning. De kan då i stället lagras (bioackumuleras) 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 hjärna.

3.2.1 Mikrobiell nedbrytning i sediment (aeroba och anaeroba förhållanden)

OECD metod 308 (OECD, 2025a) beskriver hur man i laboratoriemiljö kan undersöka hur organiska ämnen omvandlas i vatten-sedimentsystem under både aeroba och anaeroba förhållanden.

Metoden gör det möjligt att mäta både hur snabbt ämnet omvandlas i vatten- respektive sedimentfas och hur mycket som mineraliseras. Man kan också följa hur ursprungsämnet och dess omvandlingsprodukter fördelar sig mellan vatten och sediment, vid inkubering i mörker.

Testet körs på minst två olika typer av sediment, vid konstant temperatur (mellan 10 och 30 °C, oftast 20 °C) och pågår max 100 dagar. Förutom halveringstid bestäms om möjligt DT50, DT75 och DT90 (tid det tar innan 50, 75 respektive 90 procent av ämnet har brutits ner).

3.2.2 Test av lätt bionedbrytbarhet (i vatten och under aeroba förhållanden)

Inom kemikalielagstiftningen har det tagits fram kriterier för att ett ämne ska få kallas biologiskt lättnedbrytbart. Kriterierna avser att tillämpas på testresultat där bionedbrytbarheten har testats med någon av de metoder som beskrivs i **OECD guideline 301 (OECD, 1992)**:

- >70 % nedbrytning av DOC (Dissolved Organic Carbon)
- >60 % ThOD (Theoretical Oxygen Demand)

Om ett ämne inte klarar dessa kriterier inom ett 10 dagars intervall och under de 28 dagar som testet pågår anses ämnet inte som lätt bionedbrytbart.

Observera att den biologiska nedbrytbarheten i det här sammanhanget testas under syrerika förhållanden (aerob miljö) i vatten.

De fem metoder som beskrivs varierar något, vilket kan inverka på resultatet. Det är därför lämpligt att kontrollera vilken metod som har använts.²⁴

3.2.3 Abiotisk nedbrytbarhet (i vatten)

Organiska ämnen kan brytas ner abiotiskt, exempelvis genom hydrolys²⁵ eller fotolys²⁶. Varken hydrolys eller fotolys kan antas vara betydelsefulla processer för nedbrytning av föroreningar som binder till sedimentet eftersom den energirika delen av ljuset inte når så långt ner genom vattenkolumnen.

²⁴ De olika metoderna är "DOC Die-Away", "CO₂ Evolution (Modified Sturm Test)", "MITI (I) (Ministry of International Trade and Industry, Japan)", "Closed Bottle", "Modified OECD Screening", "Manometric Respirometry". I MITI-metoden ska temperaturen till exempel hållas vid 25 °C, i övriga metoder 22 ± 2 °C.

²⁵ 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.

²⁶ Fotolys avser den process där ett ämne bryts ner av fotoner. Ju kortare våglängd, desto högre energinivå hos fotonerna; fotoner hos UV-ljus innehåller högre energinivåer än synligt ljus.

Om föroreningarna däremot sprids i löst fas till överliggande ytvatten kan betydelsen hos dessa nedbrytningsprocesser öka.

En vanlig metod för att undersöka ämnets förmåga att hydrolyseras är **OECD-metod nr 111 (OECD, 2025b)**, där hydrolys i vattenlösning med olika pH undersöks. Persistenta ämnen är motståndskraftiga för hydrolys på grund av exempelvis starka bindningar i molekylen.

Var uppmärksam på om fotolysdata i litteraturen avser vatten eller luft, då förhållandena är helt olika. I möjligaste mån kontrolleras även våglängdsområde och intensitet hos ljuset, koncentration hos lösningen (molar), temperatur med mera. Fotolys i vatten testas ofta enligt OECD-metod 316 (**OECD, 2025c**). Resultaten uttrycks ofta som en halveringstid, men ibland också som en fotolys hastighetskonstant med enheten sek^{-1} avseende en viss koncentration (molar).

3.2.4 Kommentar angående PFAS

PFAS är en mycket stor ämnesgrupp och egenskaperna skiljer sig åt. 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 alkylsubstanter vara persistenta medan polyfluorerade alkylsubstanter 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. Flera PFAS-prekursorer kan till exempel omvandlas till PFOS, som i princip inte kan brytas ner under naturliga förhållanden.

3.2.5 Kommentar angående grundämnen

Även oorganiska ämnen kan omvandlas. Metaller kan till exempel förekomma i olika former, som en följd av till exempel ändrade redoxförhållanden. I vissa fall är övergången från en form till en annan i princip irreversibel, såsom då Cr^{VI} ändrar oxidationstal till Cr^{III} , en process som dessutom går relativt fort.

Radioaktiva ämnens sönderfall är också en irreversibel process men halveringstiden varierar i hög grad mellan olika isotoper. Vissa radionuklider såsom ^{238}U hör till de ämnen som betraktas som mycket stabila i detta sammanhang.

Vissa metaller, såsom kvicksilver och bly, kan alkyleras, det vill säga övergå till organisk form. 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. Processen är dock reversibel eftersom demetyleringsprocesser också förekommer.

3.3 Biokoncentration och bioackumulation

Flera ämnen som kan lagras i sediment kan även 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 att det inte bryts ner inuti organismen (metaboliseras) och inte heller exkretas från organismen.

Organismers förmåga att metabolisera olika typer av föroreningar varierar. 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, det vill säga tas upp av predatorer via födan (bytesdjur). Om farliga

ämnen lagras in i fiskvävnader, skaldjur eller alger som vi människor äter kan föroreningarna utgöra en indirekt risk för vår hälsa.

PFAS binder till proteiner och dioxiner till fett, varför de lätt lagras upp i kroppen. Sådana icke metaboliserbara ämnen som kan lagras in i vävnader utgör ett särskilt hot mot predatorer och oss människor eftersom exponering via födan kan bli betydande. Även kvicksilver i form av metylerat kvicksilver har en liknande problembild.

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 biominifikation²⁷.

Grundämnena kan inte brytas ner men här är den interna regleringen i organismen viktig. Den interna koncentrationen av essentiella metaller såsom koppar och zink kan regleras hos de flesta högre organismer såsom fisk. Vid för höga koncentrationer inne i organismen ökar exkretionen. Inlagring i vävnader och exponering via näringskedjan är därför sällan ett problem för essentiella metaller. Både växter och djur kan dock lagra in tungmetaller som liknar essentiella metaller eller andra mikronäringsämnen och därmed uppstår höga interna koncentrationer.

Man kan i laboratorieförsök mäta ett ämnes förmåga att biokoncentreras, bioackumuleras och biomagnifieras, och kan då fastställa ämnets BCF (biokoncentrationsfaktorn, dvs. kvoten mellan föroreningskoncentration i organismen och vattnet), BSAF (biota-sediment-ackumulationsfaktorer, dvs kvoten mellan föroreningskoncentration i organismen och sedimentet) och BMF (biomagnifikationsfaktorn, dvs kvoten mellan halt i predatorn och dess bytesdjur). Baserat på BMF för flera organismer kan man även räkna fram ett TMF-värde (trofisk magnifikationsfaktorn) utifrån lutningen på regressionslinjen. Processer och begrepp förklaras övergripande nedan, för utförligare beskrivningar, se SGIs rapport om sekundärförgiftning (Wernersson & Pettersson, 2023).

3.3.1 Biokoncentration och biokoncentrationsfaktor

I OECD no. 305 (OECD, 2012) definieras biokoncentration som ett ämnes koncentrationsökning i eller på en organism eller specifika vävnader hos organismen i jämförelse med koncentrationen hos ämnet i omgivande medium.²⁸

En förutsättning för att halterna i organismen blir högre än omgivande medium är att ämnet är biotillgängligt (kan ta sig in i organismen via gälar till exempel), men även att omvandlingshastighet (bildning av metaboliter inne i organismen) och eliminering (exkretion via till exempel fekalier eller vid respiratoriskt utbyte) från organismen är långsammare än upptaget. Även tillväxt hos en organism kan leda till att motverka haltökning.

Biokoncentrationen undersöks genom att mäta halter i organismen respektive omgivande vatten under kontrollerade former på laboratorium.

²⁷ PAH (polycykliska aromatiska kolväten) är exempel på ämnen som är relativt persistenta i miljön och som kan tas upp av organismer så länge de inte har för stor molekylvikt. PAH är dock bioackumulerbara främst i evertebrater (ryggradslösa djur). Däremot återfinns PAH sällan i höga halter i högre organismer såsom fisk eftersom dessa kan metabolisera PAH. Här pratar man i stället om en biominifikation eftersom PAH-halterna i predatorn snarare är lägre än i bytesdjuren. Biominifikation ska dock inte likställas med att föroreningen inte utgör någon risk för predatorn. Även om högre organismer kan metabolisera PAH kan exponeringen för PAH (direkt och indirekt) leda till toxiska effekter.

²⁸ I Arnot & Gobas (2006) finns en snarlik definition som förtydligare att det är en 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.

Biokoncentrationsfaktorn, BCF, beräknas som kvoten mellan halt i testorganismen (ofta med enheten µg/kg våtvikt) och halt i vattnet (ofta i enheten µg/l) vid jämvikt:

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

Enheden blir l/kg (=ml/g). Ju högre BCF-värde, desto större tendens har ämnet att ackumuleras i organismer till följd av upptag från vatten.

Vid beräkning av BCF görs 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 vatten. OECD 305 beskriver flera alternativa sätt att beräkna BCF, för att ta höjd för dessa aspekter.²⁹

I den metod som beskrivs hålls både temperaturen och koncentrationen i vattnet konstant. Halter i vattnet och temperaturen kan i verkligheten variera över tid. Temperaturen påverkar i sin tur organismens metabolism, det vill säga halter av ämnet i organismen. Vidare kan organismer även ta upp ämnet via den föda som konsumeras (se nedan). Att prediktera halter i till exempel fisk enbart utifrån halter i vattnet och BCF för ämnet innebär därför stora osäkerheter.³⁰

3.3.2 Bioackumulation och bioackumulationsfaktor

Bioackumulation är den process, där en kemisk substans absorberas av en organism, oavsett exponeringsväg, det vill säga genom födan och omgivande medier (vatten, sediment, luft) (Arnot & Gobas, 2006). Bioackumulation omfattar således både biokoncentrationsprocesser och det upptag som sker via födan. En förutsättning är att ämnet är biotillgängligt (kan ta sig in i organismen, via gälar, tarmen och så vidare) och att omvandlingshastighet och eliminering är långsammare än upptaget.

Stabila organiska ämnen, men även till exempel metylkvicksilver, kan hos djur lagras in i olika typer av vävnader beroende på ämnets egenskaper i övrigt (framför allt lösligheten); vanligen fettdepåer, men även i till exempel blod, lever eller hjärna.

Precis som biokoncentrationsprocesser kan bioackumulationen vara koncentrationsberoende, särskilt för till exempel essentiella metaller i fisk.³¹

Bioackumulation hos sedimentlevande vertebrater kan undersökas genom att mäta halter i organismen respektive sediment under kontrollerade former på laboratorium. OECD test no. 315 (**OECD, 2008**) beskriver exempelvis hur man gör ett bioackumulationstest på sedimentlevande oligochaeter (fåbörstmaskar).

Fåbörstmaskar är endobentiska djur, det vill säga de gräver ner sig i sedimentet, och förtär sedimentpartiklar under sedimentytan. De kan därför exponeras för föroreningar i porvattnet och ovanliggande bottenvatten men även partikelbundna föroreningar som tas upp via magtarmkanalen.

²⁹ 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. 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 (*depuration 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_{kL} .

³⁰ I riktvärdesmodellen för förorenad mark görs till exempel en sådan ansats, i en av flikarna till beräkningsprogrammet.

³¹ 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.

Bioackumulationsfaktorn, BAF, beräknas då 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. Torrsviktbasis är att föredra för att minska inverkan av vävnadens respektive sedimentets vattenhalt på det slutliga värdet (Hoffman et al., 2003).

Med ovanstående definition görs 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 i stället för Biota-sediment-ackumulationsfaktor, BSAF:

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

Ju högre BSAF-värde, desto större tendens har ämnet att ackumuleras i organismer till följd av upptag från sedimentet. BSAF > 1 indikerar att det är högre lipidnormaliserade halter i biota än TOC-normaliserade föroreningshalter i sedimentet, vilket tyder på att föroreningar har bioackumulerats.

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 miljön.³²

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 evertetrater). 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 BSAF kan ha definierats och beräknats på något olika sätt i laboratorie- respektive fältstudier.

Observera att BAF-värden som anges i litteraturen ofta kan avse förhållandet mellan halter i fisk och födan (men inte vattnet) alternativt ha beräknats från BCF (bara utgå från halter i vattnet). I EU (2018) nämns till exempel Epi Suite 4.11 programmet BCFBAF för beräkning av BAF. Värdet avser då en lipidhalt på 10,7 %. Det är därför viktigt att kontrollera hur BSAF och, kanske i synnerhet, BAF-värden som anges i litteraturen har tagits fram – vilken organism och vilka exponeringsvägar och matriser har undersökts, baseras det på laboratorie- eller fältdata eller modellering och så vidare.

3.3.3 Biomagnifikation

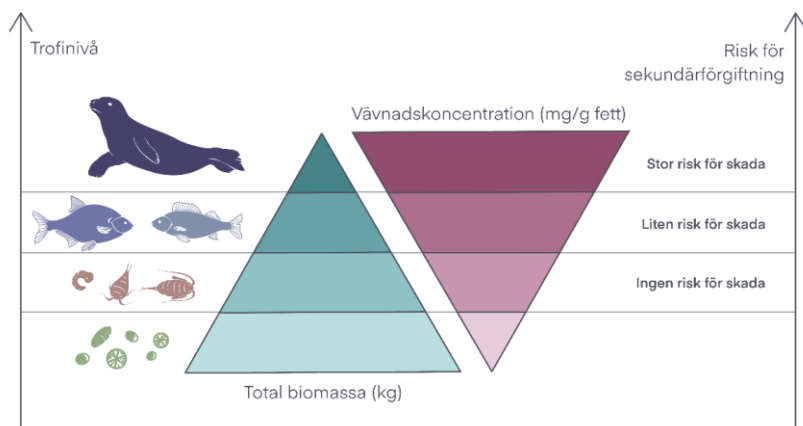
Om organismer som har ackumulerat toxiska ämnen konsumeras av en annan organism kan denna i sin tur lagra upp ämnet i ännu högre halter än i dess föda. Att halten ökar på nästa trofinivå (steg i näringskedjan) har att göra med att en stor del av den biomassa som tas upp via födan förbränns i samband med energiproduktion. I samband med att till exempel fett i födan förbränns blir fettlösliga persistenta (ej metaboliserbara) föroreningar kvar i organismen och lagras i sin tur in i dess fettdepåer. Ju högre trofinivå

³² 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 .

desto högre halter. I **figur 9** illustreras detta för en akvatisk näringskedja. Även en längre livslängd kan bidra till att stabila ämnen med tiden hinner lagras upp i betydligt högre halter i toppredatorer än i deras bytesdjur.

En ökning av koncentration på en trofinivå i jämförelse med föregående till följd av upptaget via födan brukar kallas biomagnifikation. Till skillnad från bioackumulation avser således biomagnifikation den koncentrationsökning som sker på nästa trofinivå till följd av födointaget. Ämnen som är kända för att kunna biomagnifieras är exempelvis metylkvicksilver, DDT, PCB, dioxin och PFOS.³³

Generellt gäller att ju högre halt som en organism utsätts för, desto större risk för toxiska effekter, i det här fallet kallat sekundärförgiftning. 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.



Figur 9. Schematisk illustration av den övergripande drivkraften bakom biomagnifikation, exemplifierad för en akvatisk näringskedja. Föroreningskoncentrationerna (höger triangel) ökar för varje trofinivå (vänster pil) eftersom föroreningen fördelas på mindre mängd biomassa (vänster triangel). Föroreningskoncentrationen i växtplankton (nedåtvända spetsen hos högra pyramiden) är relativt låg, men det krävs relativt stora mängder biomassa (basen hos vänstra pyramiden) som föda åt zooplankton. Föroreningskoncentrationen i zooplankton blir högre än i växtplankton då det sker en uppkoncentrering av ämnet när den totala massan som ämnet fördelas på minskar på grund av förbränning av biomassa. För varje trofinivå i näringskedjan sker en motsvarande anrikning av ämnet. Arter som befinner sig högst upp exponeras därmed för kraftigt förhöjda halter via födan och risk för sekundärförgiftning är som högst (höger pil).

³³ Storskaliga populationsnedgångar observerade i miljön har till exempel kunnat kopplas till sekundärförgiftning av diklordifenyltrikloretan, DDT (havsörn) och polyklorerade bifenyl, PCB (säl). Sedan förbudet mot DDT infördes på 1970-talet har äggskalstjocklek, häckningsframgång och populationsstorlek hos havsörn sakta återhämtat sig. Idag bedöms havsörnens produktion, avseende kullstorlek, vara god i egentliga Östersjön men inte i Bottenhavet (Havs- och vattenmyndigheten, 2018b). En koppling till förorenade fiberbankar och fiberrika sediment kan inte uteslutas. Det går inte heller att utesluta att till exempel uttern, en fridlyst art som idag bedöms vara "Nära hotad", kan påverkas av miljögifter såsom PCB, per- och polyfluorerade alkylsubstanter (PFAS) och polybromerade difenyletrar (PBDE), utöver annan påverkan, såsom förstörelse av utterns livsmiljöer (SLU Artdatabanken (2025). *Artfakta*: Lutra. <https://artfakta.se/taxa/1001650> [2025-09-18])

3.3.3.1 Biomagnifikationsfaktor

Förhållandet mellan halt i en organism och dess föda uttrycks som en biomagnifikationsfaktor, BMF (eng. *Biomagnification Factor*):

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

Ett BMF-värde över 1 indikerar således att ämnet kan biomagnifieras.

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

BMF kan även räknas fram baserat på data från fältstudier, det vill säga uppmätta halter i predator respektive dess bytesdjur. Betydelsen av olika exponeringsvägar kan då vara svårbedömd. I fält kan upptag även ske via vatten, i synnerhet hos gälandande djur. Att det är högre halter i en predator än i ett bytesdjur behöver därmed inte alltid bara vara relaterat till upptag via födan.

Organismens livslängd, tillväxthastighet och fettinnehåll spelar också in. Ju längre en organism lever, desto högre halter hinner lagras upp. Den längre livslängden hos de flesta predatorer i jämförelse med deras bytesdjur kan bidra till att persistenta ämnen med tiden hinner lagras upp i betydligt högre halter i toppredatorer. Organismer på lägre trofinivåer tenderar att växa snabbare, varför man kan få en utspädningseffekt.

Det är viktigt att vara medveten om denna variation när man använder sig av BMF-värden baserade på fältdata. De speglar faktiska förhållanden (åtminstone vid tidpunkten för provtagningen), men kanske inte är lämpliga att använda för att bedöma risker på en helt annan plats med andra förutsättningar och för andra arter. 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 undersökts.³⁴

Fettinnehållet kan också skilja sig åt 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 undersökts. 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.

³⁴ Bignert & Helander (2015) uppmätte till exempel 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.



Sillgrissla som lyfter från vattnet. Foto: Johner.se/Mårten Dalfors

Ett ämnes hydrofobicitet ökar generellt med ökande molekylstorlek, givet att strukturen i övrigt (funktionella grupper) är liknande. Större molekyler ($M_w > 700$ g/mol) har svårare att ta sig igenom cellmembran. Detta motverkar upptag av ämnen med riktigt höga K_{ow} -värden. Generellt ökar därför BCF och BAF med K_{ow} men för tillräckligt höga K_{ow} minskar de igen. Vad olika K_{ow} ungefär motsvarar i BCF och BMF framgår av **tabell 2**.

Tabell 2. Förhållande mellan K_{ow} och BCF (ECHA, 2016). En förutsättning är att ämnet inte lätt metaboliseras.

Log K_{ow}	BCF _{fisk}	BMF _{fisk}
<4,5	<2 000	1
4,5–<5	2 000–5 000	2
5–8	>5 000	10
>8–9	2 000–5 000	3
>9	<2 000	1

Ovan beskrivna förhållande mellan fettlöslighet/hydrofobicitet och potential för biokoncentration och bioackumulerbarhet gäller under förutsättning att ämnet inte lätt metaboliseras inuti organismen.

3.3.3.2 Trofisk magnifikationsfaktor

Ett med BMF närbesläktat begrepp är trofisk magnifikationsfaktor, TMF. Någon internationell laboratoriestandard för hur TMF-värden bör tas fram har såvitt vi känner

till inte etablerats. TMF kan dock definieras som dietnormaliserad *genomsnittlig* ökning (eller minskning) av koncentrationen för varje trofinivå.

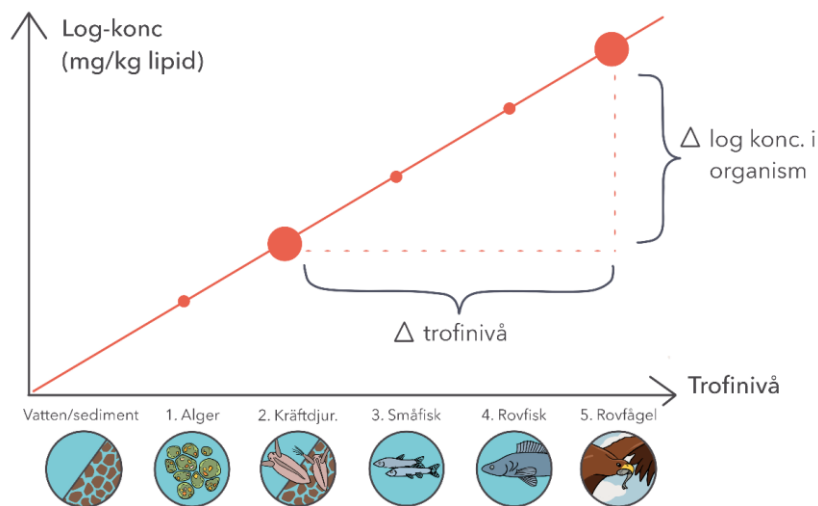
TMF utgår från regressionsanalys av medelvärden för haltökningen per trofinivå, se **figur 10**. Det behövs därför koncentrationsdata från flera trofinivåer.

TMF kan beräknas från lutningen hos regressionslinjen:

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

eller:

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



Figur 10. TMF baseras på en regressionsanalys, över minst två trofinivåer och där log TMF utgörs av lutningen hos regressionslinjen (modifierad från Burkhard et al., 2013). Notera den logaritmerade skalan på y-axeln – koncentrationen ökar ofta exponentiellt, se även Borgå et al., (2011).

Till skillnad från ett enkelt 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.

3.3.4 Bioackumulationskriterier

Om minst ett av följande kriterier uppfylls betraktas ämnet som bioackumulerande:

- BCF eller BAF ≥ 100

- BMF eller BSAF > 1 (BMF > 1 indikerar också att ämnet kan biomagnifieras)
- Om ovanstående värden saknas: $\log K_{ow} \geq 3$

Då behöver risk för sekundärförgiftning bedömas (se **kapitel 7**). I hälsoriskbedömningen behöver också exponering via fisk och skaldjur ingå (se **kapitel 8**).

Parametrar och kriterier ovan är inte relevanta eller kända för alla ämnen. Men det kan finnas annat som tyder på bioackumulation, såsom att ämnet påträffats i vävnader. Ämnets struktur kan också uppvisa strukturella varningssignaler, såsom specifika funktionella grupper som är förknippade med bioackumulation.

För vissa ämnen såsom metaller är det svårt både att experimentellt bestämma och att på ett enkelt sätt uppskatta BCF. För metaller ökar risken för bioackumulation generellt med om det kan bildas organometaller. För metaller beror därför risk för sekundärförgiftning i hög grad på vilken metall och förekomstform det är. Metylkviksilver, Me-Hg (CH_3Hg^+), tas till exempel lätt upp av organismer och kan på grund av sin fettlöslighet och persistens ackumuleras i vävnader, främst fettrika organ, inklusive hjärna. Metylkviksilver utgör den dominerande andelen kvicksilver som påträffas i fisk.

Exempel på sådana ämnen är:

- Kviksilver (metylkviksilver)
- dioxiner och dioxinlika ämnen (vissa kongener)
- PFAS
- PBDE
- HCB
- DDE
- PCB

3.4 Toxicitet

Vid riskbedömning av förorenade sediment används i möjligaste mån effektbaserade bedömningsgrunder för att uppskatta om en uppmätt koncentration innebär risk för negativa effekter.

Om effektbaserade bedömningsgrunder saknas – antingen helt eller avseende den typ av risk som behöver bedömas – kan effektnivåerna för ämnet uppskattas utifrån befintliga toxicitetstestdata. Detta avsnitt fokuserar därför på att kortfattat beskriva parametrar som speglar ett ämnes toxicitet, och vilka tester som ligger bakom.

Eftersom biotillgängligheten i sediment kan variera och förorenade sediment ofta innehåller många olika ämnen som kan samverka, kan det ofta vara nödvändigt att även direkt mäta effekterna på olika sätt, se **avsnitt 4.7**.

3.4.1 Metodik för att testa ämnets toxicitet för vatten- och sedimentlevande organismer

Toxicitetstester på enskilda ämnen utförs oftast inom ramen för kemikalielagstiftningen, som ställer krav på tillverkare och importörer att det ska finnas kunskaper om ett ämnes egenskaper innan det får släppas ut på marknaden.

Testerna utförs normalt enligt internationellt accepterade metodbeskrivningar, exempelvis OECD riktlinjer. Metodbeskrivningen specificerar testförhållanden, såsom temperatur, pH och ljus-mörkercykel etcetera. Förutsättningarna är oftast optimala för testorganismen, med syftet att testet ska avslöja effekter enbart kopplade till

exponeringen för den enskilda testsubstansen. Det innebär dock också att förhållandena i testet kan skilja sig avsevärt mot förhållandena i miljön.

Olika arter och levnadsstadier är olika känsliga och effekter kan uppstå efter kortare eller längre tid. Därför genomförs tester med arter från olika organismgrupper, exempelvis fisk, *Daphnia* (kräftdjur) och en mikroalg, och exponeringen kan pågå under kort eller lång tid i jämförelse med organismens livscykel. I normalfallet testas en art och ett ämne i taget, men ibland undersöks toxiciteten med hjälp av så kallade mikro- eller mesokosmer (flera arter exponeras samtidigt).

I korttidstester utsätts testorganismerna oftast för höga koncentrationer för att få information om ämnets akut-toxiska effekter, såsom dödlighet. I långtidstester utsätts de för relativt låga koncentrationer och det är i stället de kroniska effekterna, såsom tillväxt eller reproduktionsstörningar, som undersöks. Vid test på däggdjur eller fåglar undersöks ofta subletala (icke-dödliga) effekter på exempelvis funktion, reproduktion, utveckling, tillväxt eller livslängd.

Vid tester på sedimentlevande organismer tillsätts testsubstansen till antingen ett standardsediment eller ett naturligt (rent) sediment. Detta kallas för att sedimentet har "spikats" (från engelskans "spiking"). En fördel med spikning av rena sediment är att de resultat man får i testet kan härledas till just den substans som ska testas, vilket är viktigt vid miljöriskbedömningar av kemiska ämnen inom ramen för kemikalielagstiftningen. En nackdel är att olika sätt att tillsätta substansen och tiden man väntar innan testet kan ge olika resultat. Vissa föroreningar såsom PAH har till exempel en tendens att binda allt hårdare till partiklar med tiden (även kallat "sediment aging"). Sedimentets karaktär och sammansättning kan också inverka på hur pass biotillgänglig föroreningen är.

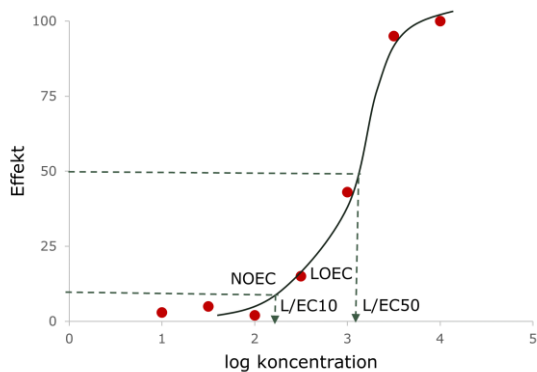
Ett mindre vanligt alternativ är att toxiciteten för sedimentlevande organismer testas utan närvaro av sediment, det vill säga bara i vattenfas. Resultaten uttrycks då som en föroreningskoncentration i vatten och ger därför främst en uppfattning om potentiella effekter vid exponering via por- eller bottenvatten men inte den andel som är partikelbunden.

Värt att notera är att bedömningsgrunder som avser skydd av sedimentlevande organismer i normalfallet enbart baseras på toxicitetsdata för sedimentlevande evertetrater. Bedömningsgrunderna skyddar därför inte nödvändigtvis bottenlevande fisk och groddjur som får i sig föroreningar via vattnet eller partiklar. PAH:er kan till exempel antas påverka även fisk och groddjur, och för vissa typer av föroreningar som PFOS och dioxiner, är bottenlevande fisk och groddjur förmodligen mycket känsligare än evertetrater.

3.4.2 PNEC-värden för miljöriskbedömningar

Resultaten från akuta toxicitetstester redovisas ofta som den koncentration eller dos som påverkar eller dödar hälften av testorganismerna, till exempel EC50 (Effect Concentration 50%), LC50 (Lethal Concentration 50%) eller LD50 (Lethal Dose 50%).

Tröskelvärden i resultaten från kroniska tester uttrycks som den högsta koncentration som i testet inte gav upphov till någon effekt (NOEC; No Observed Effect Concentration) alternativt den lägsta testkoncentration som gav upphov till en effekt (LOEC; Lowest Observed Effect Concentration). Efter kurvpasning kan även EC10 framräknas som den koncentration som påverkar 10% av testorganismerna, se **figur 11**.



Figur 11. Schematisk figur över resultatet från ett ekotoxikologiskt test beskrivet i en dos-respons kurva. Punkterna är den observerade effekten vid olika testade koncentrationer. Den heldragna linjen är en kurva som är anpassad till dessa.

Eftersom ett ämnes toxicitet skiljer sig åt mellan olika arter, exponeringstider med mera, används resultaten från flera enskilda toxicitetstester för att ta fram så kallade PNEC (Predicted No Effect Concentration). Det finns olika tillvägagångssätt för att beräkna PNEC-värden, den så kallade deterministiska metoden och den probabilistiska metoden. För sediment har man dessutom ofta behövt utgå från PNEC framtagna för att skydda vattenlevande organismer, efter omräkning till vad denna koncentration skulle motsvara i ett sediment, så kallade EqP-värden (Equilibrium Partitioning). De olika metoderna beskrivs översiktligt i **bilaga 4**.

PNEC-värden används vid miljörisksbedömningen inom kemikalielagstiftningen, men ligger också till grund för framtagandet av flertalet effektbaserade bedömningsgrunder, bland annat de som tas fram inom vattenförvaltningen, inklusive de underliggande kvalitetskriterierna (QS-värden);

- QSpelag (för skydd av pelagiska organismer)
- QSsediment (för skydd av sedimentlevande organismer)
- QSsecpois (för skydd av fiskätande fåglar och däggdjur)
- QSbiota-hh (för skydd av människors hälsa via vildfångad fisk och skaldjur).

Vid beräkning av ett övergripande EQS (Environmental Quality Standard) jämförs QSpelag med QSsecpois och QSbiota-hh omräknade till en vattenkoncentration (i den här vägledningen även kallade QSVatten-sec pois respektive QSVatten-via fisk-hh). EQS ansätts i normalfallet till det lägsta av dessa värden.

3.4.2.1 Om det saknas effektbaserade bedömningsgrunder

Om svenska eller internationellt etablerade bedömningsgrunder saknas kan det finnas förslag på bedömningsgrunder, exempelvis i den vetenskapliga litteraturen. Om det helt saknas effektbaserade bedömningsgrunder för det ämne som ska bedömas kan egna PNEC-värden beräknas, utifrån tillgängliga toxicitetstestdata och enligt den metodik som beskrivs i EU (2018).

Observera dock att det är PNEC eller QS-värden avseende skydd av pelagiska organismer (PNECvatten, QSpelag) uttryckt som ett årsmedelvärde (AA och inte MAC) som ska användas vid omräkning från vatten till sediment om det erhållna EqP-värdet är tänkt att

avse skydd (lågrisknivå) av bentiska organismer. Om man istället skulle utgå från vatten-EQS kan det ha styrts av till exempel QSsec pois (det vill säga avse halter som kan ge upphov till effekter i näringsväven) istället och då överskattas risken för bentiska organismer.

3.4.2.2 Låg- och högrisknivåer för sediment

I avsnitt **6.3.2** ges förslag på typ av bedömningsgrunder som kan betraktas som låg- respektive högrisknivåer (se även **avsnitt 2.9.3**) vid bedömning av risk för mjukbottenlevande evertetrater. Som lågrisknivå används till exempel QSsediment-värden, eftersom de ska ange en nivå (koncentration) under vilken det är liten sannolikhet för negativa effekter. Som högrisknivå används andra typer av bedömningsgrunder, främst så kallade PEL-värden (Probable Effect Level). Dessa anger en nivå som om den överskrids innebär hög sannolikhet för effekter. Även dessa beskrivs vidare i **bilaga 4**.

I den här vägledningen har vi valt att använda oss av till exempel PEL-värden som så kallade högrisknivåvärden. Dessa saknas dock för ett flertal ämnen. För att underlätta vid utvärderingen av uppmätta halter i sediment avseende risk för mjukbottenlevande evertetrater kan egna preliminära högrisknivåvärden uppskattas. Dessa kan antingen utgå från lågrisknivåvärdet för ämnet eller underlaget som användes för att ta fram det, se **bilaga 4** för förslag på metoder.

3.4.3 TDI-värden för hälsoriskbedömningar

Bedömningsgrunder avseende risk för människor, som exponeras för föroreningar via till exempel dricksvatten eller fisk och skaldjur, baseras på toxicitetstestdata för däggdjur. Bedömningsgrunder avseende risk för sekundärförgiftning av predatorer (såsom fiskätande däggdjur och fåglar) baseras på toxicitetsdata för däggdjur och fåglar.

Vid test på däggdjur och fåglar uttrycks resultaten från toxicitetstester på motsvarande sätt som ovan, fast avseende en dos i stället för koncentration, exempelvis ED50-värden (den dos som påverkar 50%), NOAEL (No Observed Adverse Effect Level) eller LOAEL (Lowest Observed Adverse Effect Level).

Vid humanriskbedömningar inom kemikalielagstiftning med mera utgår man ofta från tolerabelt eller acceptabelt intag, alternativt MRL (minimum risk level)³⁵ eller RfD (reference dose). Grunden för beräkningen av dessa är exempelvis NOAEL-värden från studier på däggdjur efter tillägg för en osäkerhetsfaktor – ofta 100. För vissa ämnen, såsom genotoxiska carcinogener, går det inte att ange en säker nedre gräns. Vanligt är att man då utgår från halter som beräknas ge upphov till högst ett extra cancerfall hos 10⁶ människor som exponerats under en 70-årsperiod (**European Communities, 2018**).

Notera att det tolerabla intaget kan skilja sig åt för olika känsliga grupper, såsom gravida och ammande, barn och kvinnor i fertil ålder. Det kan också uttryckas för olika tidsperioder, såsom tolerabelt dagligt intag (TDI) eller tolerabelt veckointag (TWI).

Det senaste beslutade värdet bör normalt väljas, och i första hand sådana som tagits fram inom ramen för europeiska riskbedömningsrapporter, annars till exempel av WHO (World Health organisation). Humantoxikologisk expertis bör involveras både vid beräkning och val av TDI, ADI eller RfD.

Inom vattenförvaltning har även QShh-värden tagits fram, som istället för tolerabel dos uttrycker en säker koncentration, hos fisk och skaldjur (QSbiota hh där hh står för human health). De bygger i de flesta fall på TDI-värden och antaganden om till exempel fiskintag

³⁵ Tas fram av amerikanska Agency for Toxic Substances and Disease Registry, ATSDR: [Minimal Risk Levels for Hazardous Substances | ATSDR](#)

och hur stor andel av ämnet som man får i sig via vildfångad fisk respektive andra källor. Motsvarande värden kan också räknas fram för dricksvatten (QS dw hh där dw står för drinking water).

3.4.4 Verkningsmekanism och AOP

Med verkningsmekanism (på engelska kallat Mode of Action, MoA) menas hur ett ämne påverkar biologiska processer på molekylär eller cellnivå, till exempel genom att binda till ett enzym, DNA eller blockera en receptor. Det är en förutsättning för att negativa effekter kan uppstå, på individ eller population.

Hela händelsekedjan, från molekylär påverkan till effekter på celler, vävnader och till slut negativa hälsoeffekter hos individer och populationer, brukar benämnas AOP (Adverse Outcome Pathway).

Kännedom om ett ämnes verkningsmekanism/er underlättar vid bland annat identifiering av känsliga organismer och därmed potentiella skyddsobjekt.

Dioxiner och vissa större PAH såsom benzo(a)pyren kan till exempel binda till Ah-receptorn (Aryl hydrocarbon receptor, AhR)³⁶, som framför allt är känd hos ryggradsdjur. AhR reglerar gener för avgiftnings-enzym, men också till exempel cellcykeln, immunfunktion, hormonbalans. AhR saknas hos evertetrater.³⁷ Dioxiner och dioxinlika ämnen kan därför främst påverka fisk, fåglar och däggdjur, inklusive oss människor, men inte kräftdjur eller växter (se **avsnitt 3.8**).

Dioxinerna metaboliseras inte (bryts inte ner inuti organismen). De toxiska effekterna uppstår genom att viktiga genuttryck störs när dioxiner binds till receptorn, vilket i sin tur kan leda till exempelvis påverkan på immunförsvar och cancer.

PAH kan i stället aktivera receptorn och i samband med avgiftningsprocesser (metabolisering av ämnet) uppstår toxiska effekter genom att reaktiva metaboliter kan binda till DNA. Då kan så kallade DNA-addukter bildas, mutationer som kan leda till cancer.

Små och mellanstora PAH såsom naftalen, antracen och fluoranten kan störa cellmembrans struktur och funktion genom att ämnena lätt löses i lipidlagret och påverkar bland annat nervimpulser och jonflöden (kallas även "non polar narcosis"), inklusive fotosyntesen.

Vissa PAH, exempelvis antracen, fluoranten och benzo(a)pyren (men inte exempelvis naftalen och krysen) uppvisar fototoxiska egenskaper, vilket yttrar sig som akuttoxiska effekter i form av frätskador och död vid samtidig exponering för solljus.³⁸ Vissa PAH kan dessutom brytas ner, varvid toxiska fotolysprodukter kan uppstå.

Bekämpningsmedel har utvecklats särskilt för att slå mot vissa organismgrupper. Herbicider är till exempel utvecklade för att få bort ogräs men kan därmed, beroende på den mer exakta verkningsmekanismen, också tänkas påverka annan typ av växtlighet negativt. Om ämnet slår mot fotosyntesen är det sannolikt att även andra växter (inklusive alger) hör till de mest känsliga skyddsobjekten.

³⁶ AhR kallas ibland även dioxinreceptorn, men det är lite missvisande, då den binder stora plana organiska molekyler, inklusive flera dioxiner, dioxinlika PCBer och PAHer.

³⁷ Evertetrater har AhR-liknande gener, men de saknar funktionella Ah-receptorer i toxikologisk mening.

³⁸ Fototoxicitet är synergieffekter som kan uppstå vid samtidig exponering för både PAH och UV-ljus, genom att singlet syre och fria radikaler (mycket reaktiva ämnen) kan bildas och ge upphov till frätskador och död. Att bara vissa PAH är fototoxiska och i olika hög grad beror på den bakomliggande mekanismen. Ämnet behöver både kunna absorbera UV (exciteras till högre energitillstånd) och föra över energin till syre. Singletsyre och fria radikaler är mycket kortlivade, vilket innebär att den här reaktionen behöver ske i direkt närhet till exempelvis cellmembran för att effekter ska uppstå. Det krävs således en *samtidig* exponering för både ämnet och UV och molekylen behöver därför kunna nå känsliga strukturer såsom cellmembran.

Kvicksilver (i synnerhet metylerad form och kvicksilverångor) är starkt neurotoxiskt, vilket i kombination med dess tendens att lagras in i fettvävnader, leder till att människor och predatorer (fiskätande fåglar och däggdjur) är extra utsatta.

Vissa biocider, läkemedel (antibiotika) och metaller (såsom silver och koppar) kan vara särskilt toxiska för bakterier och andra mikroorganismer såsom svampar.³⁹

Många gånger är ämnets verkningsmekanism okänd. Då kan resultat från toxicitetstester ge en indikation om vilken typ av taxa som är känsligast. Här får man dock även beakta hur många och vilka organismer som har testats och hur pass stor skillnad det är i känslighet. Vid osäkerhet (få data) eller obetydliga skillnader mellan olika taxa bör hellre flera tänkbara kritiska skyddsobjekt ingå i den fortsatta utredningen.

Vid val av metoder för att mäta negativa effekter, samt tolkning av resultaten, är det värdefullt att känna till både verkningsmekanismen hos de föroreningar som förekommer och AOP. Potentiella AOPer kopplat till en viss verkningsmekanism kan till exempel sökas fram via OECD-databasen [AOP knowledge base](#).

3.5 Färoegenskaper enligt CLP-förordningen

För att få en uppfattning om vilken typ av effekter ett farligt ämne kan orsaka i miljön kan dess klassificering enligt CLP-förordningen ([EG/1272/2008](#)) vara användbar.

Följande farokoder indikerar att ämnet kan skada vattenmiljöer, på kort eller lång sikt:

- H400: Mycket giftigt för vattenlevande organismer.
- H410: Mycket giftigt för vattenlevande organismer med långtidseffekter.
- H411: Giftigt för vattenlevande organismer med långtidseffekter.
- H412: Skadliga långtidseffekter för vattenlevande organismer.
- H413: Kan ge skadliga långtidseffekter för vattenlevande organismer.

Om människor direkt eller indirekt riskerar att utsättas för föroreningarna i sedimenten indikerar följande farokoder att ämnet kan skada människors hälsa, på kort eller lång sikt. Ämnena som är mutagena, cancerogena, reproduktionstoxiska eller uppvisar specifik organototoxicitet är viktiga att utreda vidare eftersom dessa kan orsaka skada redan vid mycket låga doser.

- H340: kan orsaka genetiska defekter
- H341: misstänks kunna orsaka genetiska defekter
- H350: kan orsaka cancer
- H351: misstänks kunna orsaka cancer
- H360: kan skada fertiliteten eller det ofödda barnet
- H361: misstänks kunna skada fertiliteten eller det ofödda barnet
- H362: kan skada spädbarn som ammas
- H370: orsakar organskador
- H371: kan orsaka organskador
- H372: orsakar organskador genom lång eller upprepad exponering
- H373: kan orsaka organskador genom lång eller upprepad exponering

³⁹ Av ECHAS databaser framgår exempelvis om ett ämne ingår bland de verksamma substanser som är registrerade som biocider enligt biocidförordningen och i det svenska bekämpningsmedelsregistret <https://apps.kemi.se/BkmRegistret/Kemi.Spider.Web.External/Aemne> finns information om ämnet ingår eller ingår i olika typer av biocidprodukter, såsom desinfektionsmedel eller konserveringsmedel, på den svenska marknaden.

Följande farokoder indikerar dessutom att ämnet är akut toxiskt för människor vid exponering för låga koncentrationer via förtäring. Denna exponeringsväg kan vara aktuell vid till exempel bad (förorenade partiklar eller vatten sväljs vid kallsupar), intag av föda (förtäring av fisk och skaldjur), eller dricksvatten (såsom orenat eller bristfälligt renat dricksvatten):

- H300: Dödligt vid förtäring
- H301: Giftigt vid förtäring
- H302: Skadligt vid förtäring

Motsvarande koder avseende akuttoxicitet vid hudkontakt, en exponeringsväg som kan vara aktuell i samband med till exempel bad, är H310-312. Farokoder avseende exponering via inandning (H330-332) skulle kunna vara av relevans vid till exempel omfattande gasmedierad spridning i anslutning till bostäder.

Farokoder avseende ögonskador (H318-319), frätskador och irritation av huden (H314-315), sensibilisering av luftvägar (H334) eller hud (H317) samt irritation i luftvägar (H335) och substanser som kan göra att man blir dåsig eller omtöcknad (H336) aktualiseras förmodligen inte så ofta i dessa sammanhang, möjligen om fri fas påträffas.

3.6 Särskilt farliga ämnen

Särskilt farliga egenskaper hos ett ämne i ett akvatiskt miljöperspektiv är exempelvis om ämnet är persistent och i synnerhet om ämnet även kan lagras i organismer (kan bioackumuleras) och är toxiskt i låga koncentrationer, så kallade PBT- eller vPvB-ämnen⁴⁰.

Riskerna med PBT- och vPvB-ämnen i sediment är svåra att förutsäga.

Vilka skyddsobjekt som är mest kritiska varierar men oftast är det organismer högre upp i näringsväven, såsom rovfåglar och marina däggdjur, som kan drabbas. Även vi människor riskerar att exponeras för så pass höga halter via fisk och skaldjur att negativa hälsoeffekter kan uppstå.

Om stabila ämnen sprids i näringsväven tar det generellt lång tid, flera decennier, för återhämtning. För kvicksilver, dioxiner och dioxinlika PCB:er ses exempelvis nedåtgående trender enbart i ett fåtal havsområden och nuvarande trender bedöms vara otillräckliga för att nå god miljöstatus inom överskådlig framtid (Havs- och vattenmyndigheten, 2018b). Någon nedåtgående trend i tillförseln av kadmium och kvicksilver via vattenvägar kan inte heller observeras.

Själva förekomsten av den här typen av ämnen i den yttre miljön ger därför anledning till oro. Alldeles oavsett om bedömningsgrunderna (redan) överskrids är det därför angeläget att utreda om den här typen av föroreningar förekommer i sedimenten, om de sprids eller kan komma att spridas från sedimenten och i så fall i vilka mängder samt om koncentrationen i omgivande biota eller andra sedimentområden därmed riskerar att öka.

Till ämnen med särskilt farliga miljöegenskaper räknas också ämnen som är cancerframkallande, mutagena eller som påverkar reproduktionen, så kallade CMR-ämnen. Även hormonstörande ämnen och sådana som uppvisar specifik organtoxicitet, antingen direkt eller efter upprepade eller långvarig exponering för mycket små mängder,

⁴⁰ PBT/vPvB-ämnen är persistenta (svårnedbrytbara), bioackumulerande (ansamlas i levande organismer) och toxiska (giftiga) alternativt mycket svårnedbrytbara och mycket bioackumulerande, då v står för engelskans very.

så kallade STOT-ämnena⁴¹ bör särskilt uppmärksammas. Människor och däggdjur kan då höra till de mest känsliga skyddsobjekten.

På grund av de miljö- och hälsorisker som är kopplade till ämnenas inneboende kemiska och fysikaliska egenskaper, lyfter **Naturvårdsverket (2009a)** att de särskilt bör uppmärksammas i riskbedömningar av förorenade områden.

Många ämnen med särskilt farliga miljöegenskaper är i dagsläget antingen förbjudna att användas eller så är användningen starkt begränsad. Den historiska användningen har dock ofta varit omfattande. Föroreningarna kan också ha bildats oavsiktligt. Förorenade områden som uppstått i anslutning till historiska verksamheter och aktiviteter kan därför idag utgöra betydelsefulla källor för den här typen av ämnen i vattenmiljön och de återfinns ofta i just sediment. Från det primärt förorenade sedimentområdet riskerar de att spridas vidare, till överliggande vatten och lagras upp (ackumuleras) i sediment på andra platser och i näringsväven.

För ämnen med särskilt farliga miljöegenskaper och som dessutom frekvent förekommer i halter som överskrider effektbaserade bedömningsgrunder bör ytterligare spridning helt upphöra. Hit hör exempelvis kvicksilver, PBDE, dioxiner, TBT, PFAS, PAH och kadmium.

När effektnivåer har passerats kan även små tillskott få oproportionerligt stora konsekvenser, detta eftersom känsligheten hos en population ofta är normalfördelad. En fördubblad koncentration nära gränsen för vad den känsligaste organismen tolererar kan plötsligt leda till en stor ökning av andelen organismer i populationen som förgiftas, se även bilaga 1.4. i **Fröberg et al, (2021)**.

3.6.1 PBT- och vPvB-kriterier enligt REACH

Många sedimentföroreningar är både persistenta och kan bioackumuleras. Den kombinationen av inneboende egenskaper riskerar att ge långtgående konsekvenser. Man pratar här om så kallade vPvB-ämnena. Persistenta, bioackumulerbara och toxiska ämnen kallas på motsvarande sätt för PBT-ämnena.

Av Annex XIII till **REACH-förordningen (EG/1907/2006)**⁴² framgår vilka kriterier som normalt används för att klassificera ett ämne som PBT eller vPvB, se **tabell 3**.

Tabell 3. PBT- och vPvB-kriterier enligt REACH-förordningen.

	PBT	vPvB
Persistens	Om något av det följande gäller: a) Halveringstiden för nedbrytning i havsvatten är längre än 60 dygn. b) Halveringstiden för nedbrytning i söt- eller brackvatten är längre än 40 dygn. c) Halveringstiden för nedbrytning i havssediment är längre än 180 dygn. d) Halveringstiden för nedbrytning i söt- eller brackvattenssediment är längre än 120 dygn. e) Halveringstiden för nedbrytning i jord är längre än 120 dygn.	Om något av det följande gäller: a) Halveringstiden för nedbrytning i havs-, söt- eller brackvatten är längre än 60 dygn. b) Halveringstiden för nedbrytning i havs-, söt- eller brackvattenssediment är längre än 180 dygn. c) Halveringstiden för nedbrytning i jord är längre än 180 dygn

⁴¹ Specific Target Organ Toxicity

⁴² 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

Bioackumulation	Om biokoncentrationsfaktorn i vattenlevande arter är högre än 2 000	Om biokoncentrationsfaktorn i vattenlevande arter är högre än 5 000
Toxicitet	Om något av det följande gäller: a) Nolleffektkoncentrationen (NOEC) eller EC10 vid långvarig exponering för marina organismer eller sötvattensorganismer är mindre än 0,01 mg/l. b) Ämnet uppfyller kriterierna för att klassificeras som cancerframkallande (kategori 1A eller 1B), könscellsmutagent (kategori 1A eller 1B) eller reproduktionstoxiskt (kategori 1A, 1B eller 2), enligt förordning (EG) nr 1272/2008. c) Det finns andra belägg för kronisk toxicitet, som identifieras genom att ämnet uppfyller kriterierna för att klassificeras som ämne med specifik organotoxicitet – upprepade exponering (STOT RE kategori 1 eller 2) enligt förordning (EG) nr 1272/2008.	

För mycket stabila ämnen är översedimentation av större betydelse för återhämtningen än biologiska och kemisk-fysikaliska omvandlingsprocesser. Hit hör flera halogenerade organiska föroreningar såsom PCB, dioxiner och PBDE.

Det bör uppmärksammas om någon eller av några av föroreningarna i sedimentet har egenskaper som uppfyller PBT- eller vPvB-kriterierna. Ämnet kan då betraktas som ett särskilt farligt ämne. Föroreningsspridning är då till exempel extra angeläget att förhindra.

3.6.2 PMT och vPvM-kriterier

På senare tid har även PMT (persistent, mobilt, toxiskt) och vPvM-egenskaper framförts som relevanta vid bland annat kemikalieriskbedömning. Det handlar då om substanser som, i likhet med PBT-ämnena, är både persistenta och toxiska i låga koncentrationer men också är mobila i miljön, vilket gör att det med tiden kan uppstå höga koncentrationer i vattenfas. Flera PFAS-ämnena hör till denna grupp, och de kan även påträffas i sediment och biota.

Ett ämne betraktas som mobilt om lägsta logK_{oc} som uppmäts i pH intervallet 4-9 är lägre än 4,0 (**Neumann & Schliebner (2019)**). Motsvarande kriterium för att ämnet ska betraktas som mycket mobilt är då lägsta logK_{oc} som uppmäts i pH intervallet 4-9 är lägre än 3,0.

3.7 Underlag

Vid riskbedömning av förorenade sediment blir det sällan aktuellt att undersöka egenskaper hos ett enskilt ämne (förorening). Istället inhämtas information om ämnet från litteraturen.

Underlag om enskilda ämnens egenskaper tas exempelvis fram inom ramen för europeisk kemikalielagstiftning, såsom **REACH** och **biocidförordningen**⁴³. För de flesta

⁴³ Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 528/2012 av den 22 maj 2012 om tillhandahållande på marknaden och användning av biocidprodukter

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, circabc⁴⁴.

Faktablad tillgängliga via Naturvårdsverkets webb 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 också tagit fram kunskapsöversikter för många olika typer av miljögifter, se exempelvis Naturvårdsverkets rapport 5736 om oavsiktligt bildade ämnen (**Naturvårdsverket, 2007**).

Det finns flera referensverk och databaser där man kan söka ut ämnesspecifika uppgifter, exempelvis

- [PubChem](#) (amerikanska naturvårdsverket, USEPA),
- ECHAs databas för registrerade ämnen⁴⁵ (den europeiska kemikaliemyndigheten)
- OECDs eChemPortal⁴⁶
- [CompTox Chemicals Dashboard](#) (amerikanska naturvårdsverket, USEPA).

Vid avsaknad av etablerade och tillämpbara effektbaserade bedömningsgrunder kan toxikologiska data hämtas från bland annat ECHAs databas för registrerade ämnen och ligga till grund för egna beräkningar av till exempel PNEC. De ingående studiernas tillförlitlighet kan dock behöva granskas först, särskilt om det ännu inte har gjorts av en oberoende part. Den så kallade CRED-metoden bör då användas i första hand (**Moermond et al, 2016**).

Om det saknas information kan ämnets struktur många gånger användas för att förutspå ämnets kemisk-fysikaliska egenskaper utifrån så kallade QSAR-modeller (Quantitative Structure Activity Relationships). Notera dock att tillförlitligheten hos prediktionerna som kan göras på det här sättet är helt beroende av tillgång till data för andra ämnen med liknande strukturer. För att kunna lita på resultaten behöver modellen vara vetenskapligt validerad och ämnet hamna inom modellens tillämpningsområde.

The Estimation Program Interface (EPI) SuiteTM från USEPA⁴⁷ och OECD QSAR Toolbox⁴⁸ är två exempel på gratis programvaror som kan användas för att prediktera ett ämnens egenskaper såsom löslighet, nedbrytbarhet men för vissa grupper även dess toxicitet. I de flesta fall är det fullt tillräckligt att ange ämnets identitet, exempelvis CAS

⁴⁴ Direktlänkar till mappar med alla EQS-dossiers på Circabc fungerar tyvärr inte. I den vanliga sökmotorn kan man dock testa att skriva till exempel "EQS dossier fluoranthene"; då kommer man direkt till dokumentet för just det ämnet. [Review of EQS for Fluoranthene](#). Observera dock att den nu gällande dossiern kan ha ersatts med nyare. Inför revideringen av vattendirektivet och dotterdirektivet om prioriterade ämnen har flera äldre dossiers setts över och nya kandidater tillkommit.

⁴⁵ <https://echa.europa.eu/>. Här kan man t.ex. söka på ämnesnamnet och få upp "Substance info card" och där klicka på "Brief profile" och sedan öppna fliken "Scientific properties" och få sammanfattande information om ämnet, såsom t.ex. resultat från toxicitetstester. Man kan få lite mer information genom att t.ex. klicka på "Registered substances fact sheets" under rubriken "Regulatory context"/REACH och sedan klicka på ikon till höger "view substance registered dossier".

⁴⁶ <https://www.echemportal.org/echemportal/>

⁴⁷ <https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/download-epi-suite-estimation-program-interface-v411> EPI står för Estimation Programs Interface. Det handlar således om flera olika modelleringsprogram. Ett av dessa är ECOSAR (Ecological Structure Activity Relationships), som kan användas för att prediktera toxicitet för akvatiska organismer. Det kan också laddas ner separat via <https://www.epa.gov/tsca-screening-tools/ecological-structure-activity-relationships-ecosar-predictive-model>

⁴⁸ <https://qsartoolbox.org/>

nr. Ibland kan det dock krävas att strukturen uttryckts med så kallad SMILES-nomenklatur (Simplified Molecular Input Line Entry System).

För nya relativt okända ämnen och där modellerade resultat blir osäkra kan uppgifter om rådande nationella bakgrundshalter ge ledtrådar om deras tendens till fördelning i miljön.

De toxikologiska data som finns i ECHAs databas utgörs främst av data för de standardtestorganismer som används, exempelvis hinnkräftor, grönalger, zebrafisk och råttor och andra gnagare. Toxikologiska data för akvatiska fåglar och däggdjur finns det däremot i begränsad omfattning eftersom dessa arter sällan ingår i laboratorietester inom kemikalielagstiftningen. Toxikologiskt relevanta data kan även ha publicerats i vetenskaplig litteratur eller rapporter. Sökning efter vetenskapliga artiklar kan göras via till exempel PubMed. NORMAN har också tagit fram en databas med uppgifter om enskilda ämnens ekotoxicitet.⁴⁹För att få en uppfattning om vilka koncentrationer som kan leda till förgiftning av fåglar och däggdjur kan det även finnas inrapporterat till datavärd (SGU) för vilda djur som inkommit till Naturhistoriska riksmuseet eller Statens veterinärmedicinska anstalt (SVA).

Uppgifter om ett ämnets verkningsmekanism kan till exempel sökas fram via PubChem och [CompTox Chemicals Dashboard](#).

3.8 Identifiering av kritiskt skyddsobjekt utifrån ämnesegenskaper - exempel

Kunskaper om ämnets egenskaper samt vilka organismgrupper som kan vara känsliga kan användas för att identifiera kritiska skyddsobjekt och exponeringsvägar, samt kontaktmedier och bedömningsgrunder av relevans.

I **tabell 4** ges exempel på hur tänkbara kritiska skyddsobjekt och exponeringsvägar för några vanliga sedimentföroreningar kan identifieras utifrån ämnets egenskaper.

Tabell 4. Exempel på tänkbara kritiska skyddsobjekt och exponeringsvägar för några vanliga sedimentföroreningar. Information om ämnesegenskaper (såsom löslighet, BCF, BAF, BMF) har i de flesta fall hämtats från EQS-dossiers för ämnet eller ämnesgruppen, alternativt PubChem.

Ämne	Löslighet (L)	Verkningsmekanism (V)	Exponeringsvägar (E)
	Persistens och metaboliserbarhet (P) Ackumulerbarhet, biomagnifikation (A)	Känsligaste organismer (K)	Potentiella kontaktmedier (M) Kritiska skyddsobjekt (S)
Dioxiner och furaner	L: Mycket hög fettlöslighet (log Kow: ca 6-8). Mycket låg vattenlöslighet (0,07 ng/l-0,4 µg/l). P: Flera kongener är mycket persistenta i miljön, även i organismer. A: Bioackumuleras; lipidnormaliserat (5%)	V: 17 av kongenerna binder starkt till Ah-receptorn. K: Ryggradsdjur (fisk, fåglar, däggdjur inklusive människor).	E: Oralt upptag (via födan). Bottenlevande evertbrater kan agera inkörsport till näringsväven (upptag av partiklar). M: Sediment, fisk och skaldjur, bytesdjur (fettrika organ). S: Ryggradsdjur, särskilt de som är högt upp i näringskedjan. Exempelvis predatorfisk (botten- och vattenlevande), fiskätande

⁴⁹ <https://www.norman-network.com/nds/susdat/>

Amne	Löslighet (L) Persistens och metaboliserbarhet (P) Ackumulerbarhet, biomagnifikation (A)	Verkningsmekanism (V) Känsligaste organismer (K)	Exponeringsvägar (E) Potentiella kontaktmedier (M) Kritiska skyddsobjekt (S)
	logBCF 3,9-5,4 och logBAF: 3,5-7 (ål). Vissa kongener biomagnifieras; BMF varierar för olika kongener och mellan arter (0,8-18).		fåglar och däggdjur, människor (via fisk och skaldjur).
naftalen	L: Fettlös (log Kow 3,3). Måttlig vattenlöslighet (31 mg/l). Flyktigt (T _{1/2} från vattenyta ca 7h). P: Biologiskt nedbrytbart under aeroba, men inte anaeroba förhållanden. Fotolyseras (vattenytan). A: Bioackumuleras i bland annat evertetrater, som har sämre förmåga att metabolisera ämnet. Lipidnormaliserat (5%) BCF som högst ca 500). Ingen biomagnifikation.	V: Stör cellmembran (non polar narcosis). Misstänkt cancerogent. K: Vattenlevande organismer (alger, evertetrater, fisk). Eventuellt även sedimentlevande organismer och människor. ⁵⁰	E: Exponering via gälar och cellmembran hos till exempel fisk, evertetrater och alger (por-, yt- och bottenvatten) eller oralt (dricksvatten, föda såsom bottenlevande evertetrater inklusive skaldjur). M: Sediment, vatten, skaldjur, bytesdjur (exempelvis evertetrater). S: Encelliga alger, evertetrater och fisk (botten- och vattenlevande), människor (vid konsumtion av skaldjur, via dricksvatten eller vid bad).
Fluoranten	L: Hög fettlös (log Kow 5,2). Låg vattenlöslighet (0,2 mg/l). P: Biologiskt nedbrytbart under aeroba men inte anaeroba förhållanden. A: Bioackumuleras i bland annat evertetrater, som har sämre förmåga att metabolisera ämnet (lipidnormaliserat (5%) BCF ⁵¹ 4800). Ingen biomagnifikation.	V: Stör cellmembran (non polar narcosis), Fototoxisk ⁵² . Mutagen. Leverpåverkan. K: Akvatiska organismer (fisk, evertetrater, alger och högre växter) och människor.	E: Exponering via gälar (por-, yt- och bottenvatten), oralt (föda såsom bottenlevande evertetrater inklusive skaldjur). M: Sediment, skaldjur, bytesdjur (exempelvis evertetrater) S: Fisk och evertetrater (botten- levande, men i grunda klara vatten också risk för fototoxicitet vid ytan), människor (vid konsumtion av skaldjur).
Benso(a)pyren	L: Mycket hög fettlös (log Kow 6,1). Mycket låg vattenlöslighet (1,5 µg/l). P: Låg biologisk nedbrytbarhet.	V: Bevisat cancerogent, mutagen och hormonstörande, fototoxiskt. Stör cellmembran (non polar narcosis).	E: Exponering via gälar (por-, yt- och bottenvatten), oralt (föda såsom bottenlevande evertetrater inklusive skaldjur). M: Sediment, skaldjur, bytesdjur (exempelvis evertetrater)

⁵⁰ Sedimenttoxiciteten är inte särskilt väl studerad. AA-EQS styrs av QSpelag, men ett omräknat QSbiota hh (risk via konsumtion av fisk och skaldjur) hamnar i samma storleksordning (EQS dossier för naftalen från 2011).

⁵¹ Högsta geometriska medelvärde och avser kräftdjur.

⁵² Akut toxisk vid samtidig exponering för solljus

Amne	Löslighet (L) Persistens och metaboliserbarhet (P) Ackumulerbarhet, biomagnifikation (A)	Verkningsmekanism (V) Känsligaste organismer (K)	Exponeringsvägar (E) Potentiella kontaktmedier (M) Kritiska skyddsobjekt (S)
	A: Bioackumuleras i bland annat evertebrater, som har sämre förmåga att metabolisera ämnet (lipidnormaliserat (5%) BCF ⁵³ 58 000). Ingen biomagnifikation.	K: människor och akvatiska organismer.	S: Fisk och evertebrater (bottenlevande, men i grunda klara vatten också risk för fototoxicitet vid ytan), människor (vid konsumtion av skaldjur).
TBT	L: Fettlös (log Kow 3-4). Vattenlösligheten är pH-beroende (0,75–31 mg/l vid pH 6,6–8,1). Koc varierar mycket. P: Biologiskt nedbrytbart under aeroba men mycket långsammare under anaeroba förhållanden. Kan fotolyseras. A: Bioackumuleras i bland annat evertebrater, särskilt blötdjur (BCF upp till 11 400), men TBTO även i fiskelever (BCF 52 000). Tycks inte biomagnifieras.	V: Hormonstörning i form av imposex hos blötdjur, såsom snäckor (ost- och västkust). Hos människor påverkan på immunförsvaret. K: Blötdjur är de mest känsliga organismerna.	E: Exponering via gälar (por-, yt- och bottenvatten) och föda (inklusive partiklar). M: Sediment, vatten. S: Akvatiska organismer, särskilt snäckor.
Koppar	L: Vattenlös (CuSO ₄ >300g/l) men binder även till organiskt material. P: grundämne, men kan ändra förekomstform (biotillgänglighet) beroende på pH, organiskt material och hårdhet. A: kan ackumuleras i till exempel evertebrater, men högre organismer kan reglera interna halter. Biomagnifieras inte.	V: Essentiell, men höga halter kan leda till cellskador (på till exempel gälar och nerver) (oxidativ stress). K: akvatiska organismer (evertebrater, alger, fisk).	E: Exponering via gälar och cellmembran hos till exempel fisk, evertebrater och alger (por-, yt- och bottenvatten) eller oralt (föda såsom bottenlevande evertebrater inklusive skaldjur). M: sediment, vatten. S: akvatiska organismer ⁵⁴ .
Kvicksilver och metylkvick silver	L: MetHg har mycket hög fettlöslighet och binder till organiskt material. Mycket låg	V: Neurotoxiskt.	E: Oralt upptag (via födan). Bottenlevande evertebrater kan agera inkörsport till

⁵³ Avser geometriskt medelvärde för blötdjur.

⁵⁴ Vi har här inte med människor, eftersom dricksvattenledningar kan antas dominera vad gäller kopparexponering

Amne	Löslighet (L) Persistens och metaboliserbarhet (P) Ackumulerbarhet, biomagnifikation (A)	Verkningsmekanism (V) Känsligaste organismer (K)	Exponeringsvägar (E) Potentiella kontaktmedier (M) Kritiska skyddsobjekt (S)
	<p>vattenlöslighet (Hg0: 20-30 ng/l).</p> <p>P: Grundämne, men kan ändra förekomstform (metyleras/demetyleras), beroende på platsspecifika förutsättningar (exempelvis tillgång till organiskt material). I fisk förekommer Hg i huvudsak som MetHg</p> <p>A: Bioackumuleras; och biomagnifieras men BCF och BAF varierar mycket (logBAF avseende vatten-biota i fält: 4,3-7,9)</p>	<p>K: Ryggradsdjur (fisk, fåglar, däggdjur inklusive människor).</p>	<p>näringsväven (upptag av partiklar).</p> <p>M: Sediment, vildfångad fisk och skaldjur, bytesdjur (fettrika organ).</p> <p>S: Ryggradsdjur, särskilt de som är högt upp i näringskedjan. Exempelvis predatorfisk (botten- och vattenlevande), fiskätande fåglar och däggdjur, människor (via fisk och skaldjur).</p>
PFOS	<p>L: Måttlig vattenlöslighet (12-370 mg/l i salt- respektive sötvatten). Binder till protein, men är inte lipofilt (fettlösligt) och därför saknas Kow. Kd för sediment: ca 10. Avdunstning från vattenyta försumbar, ackumuleras i gräns mellan vatten och luft.</p> <p>P: Extremt persistent i miljön, även i organismer.</p> <p>A: Bioackumuleras; BCF 2800; Biomagnifieras; BMF uppskattas till 5 (men osäkert värde).</p>	<p>V: hormonstörande (sköldkörteln), kan påverka fettmetabolismen, immunförsvar samt fosterutveckling.</p> <p>K: Ryggradsdjur (fisk, fåglar, däggdjur inklusive människor).</p>	<p>E: Oralt upptag (via vatten och födan). Bottenlevande evertrebrater kan agera inkörsport till näringsväven (upptag av partiklar).</p> <p>M: Vatten, vildfångad fisk och skaldjur, bytesdjur (proteinrika vävnader), sediment.</p> <p>S: Ryggradsdjur, särskilt de som är högt upp i näringskedjan. Exempelvis predatorfisk, fiskätande fåglar och däggdjur, människor (via dricksvatten och fisk och skaldjur).</p>
DDT	<p>L: mycket låg vattenlöslighet (enstaka µg/l), mycket hög fettlöslighet (log Kow >6).</p> <p>P: Mycket stabil i miljön.</p> <p>A: Bioackumuleras och särskilt DDE kan biomagnifieras.</p>	<p>V: Nervsystemspåverkan (natriumkanaler) i form av kramper och död (insekter, däggdjur), DDE (nedbrytningsprodukt) stör kalciummetabolism hos fåglar (leder till tunnare äggskal). Insekticid.</p> <p>K: Fåglar, däggdjur och evertrebrater.</p>	<p>E: Oralt upptag (via födan). Bottenlevande evertrebrater kan agera inkörsport till näringsväven (upptag av partiklar).</p> <p>M: Sediment, bytesdjur (fettrika organ).</p> <p>S: Ryggradsdjur, särskilt de som är högt upp i näringskedjan. Exempelvis predatorfisk (botten- och vattenlevande), fiskätande fåglar och däggdjur, människor (via fisk och skaldjur).</p>

Amne	Löslighet (L) Persistens och metaboliserbarhet (P) Ackumulerbarhet, biomagnifikation (A)	Verkningsmekanism (V) Känsligaste organismer (K)	Exponeringsvägar (E) Potentiella kontaktmedier (M) Kritiska skyddsobjekt (S)
Kadmium	<p>L: Vattenlöslig (...). Förekomstform påverkas av salinitet och hårdhet hos vattnet.</p> <p>P: grundämne, men kan komplexbindas beroende på salinitet och hårdhet hos vattnet.</p> <p>A: kan ackumuleras i till exempel evertebrater, växter och skelettet hos ryggradsdjur. Biomagnifieras inte.</p>	<p>V: njur- och skelettskador på ryggradsdjur, cancerframkallande, cellskador (oxidativ stress) inklusive på DNA.</p> <p>K: akvatiska organismer (evertebrater, alger, fisk) och människor.</p>	<p>E: Exponering via gälar (por-, yt- och bottenvatten) eller cellväggar (alger), oralt (föda såsom bottenlevande evertebrater inklusive skaldjur).</p> <p>M: sediment, vatten, skaldjur, bytesdjur.</p> <p>S: akvatiska organismer, människor eventuellt⁵⁵</p>

⁵⁵ Rökning och mat (grödor) kan antas dominera vad gäller kadmiumexponering hos människor.

4 Undersökningsmetoder

Sediment, vatten och organismer (biota) kan behöva provtas och analyseras, för att till exempel kunna bedöma föroreningsutbredning till omgivningen, avgränsa föroreningsutbredning geografiskt och vertikalt samt mäta halter i kontaktmediet för olika skyddsobjekt. Dessa bör ofta kompletteras med metoder som mäter effekter av toxiska ämnen, så kallade effektbaserade övervakningsmetoder, för att på ett tillförlitligt sätt utreda effekterna.

Bedömningar som baserats på resultat från kemiska analyser är beroende av provtagningens kvalitet, som i sin tur beror på när och var proverna tas och vilken variabilitet det finns i provtagningsmediet. Vid val av undersöknings- och analysmetod, upplägg av undersökningen (exempelvis var prover tas, inklusive på vilket vatten- eller sedimentdjup) och provtagningsutrustning är det viktigt att ha undersökningens syfte i åtanke. Hydrologiska, vattenkemiska och geologiska förhållanden är grundläggande att känna till i sammanhanget.

I detta kapitel ges översiktliga beskrivningar av undersökningsmetoder av relevans vid utredning av risker med förorenade sedimentområden. För utförligare beskrivningar, se bilagor och hänvisningar till metodbeskrivningar, såsom standarder, nationellt fastställda undersökningstyper och internationellt framtagna vägledning. Certifierad provtagare⁵⁶ och ackrediterat laboratorium bör om möjligt anlitas.

Provtagningsmetoder för att mäta föroreningsutbredning, exempelvis med hjälp av sedimentfällor och fluxmätare, beskrivs i **bilaga 8**.

4.1 Hydrologiska, vattenkemiska och geokemiska förhållanden

Exempel på hydrologisk, vattenkemisk och geologisk information som kan behövas vid riskbedömning av förorenade sediment

- Utbredning hos ackumulationsbotten, erosions- respektive transportbotten.
- Bottensubstrat och bottenens skrovlighet
- Vattendjup i olika delar av recipienten och hur vattenståndet varierar
- Sjöyta, vattendragsbredd och längd
- Flödet (m³/år), flödes hastighet (m/s), flödesriktning, variation i flödet, strömriktning och ström hastigheter, uppehållstid
- Språngskikt (termoklin respektive haloklin) och hur dessa varierar
- Vattenkemiska förhållanden såsom pH, DOC, Ca (hårdhet), salinitet
- Sedimentationshastighet
- Kornstorlek och innehåll organiskt material hos sedimenten inom det förorenade området
- Näringsstatus och typ av organiskt material
- Redoxförhållanden och eventuell förekomst av bioturbation
- Eventuell svavelväteförekomst
- Eventuell förekomst av främmande material såsom olja, cellulosafibrer, kisaska, färgflagor, däck- och plastpartiklar, sot eller dumpade tunnor eller ammunition.

Kommenterad [AW13]: REMISSFRÅGA: Ge gärna förslag på ordningen och vilka delar som eventuellt bättre passar som bilaga. Saknas några metoder (se även bilaga 8)? Behöver några beskrivas utförligare?

⁵⁶ Certifierad miljöprovtagare enligt Nordtest Envir 008 – Svenska Geotekniska Föreningen

4.1.1 Utbredning av ackumulations-, erosions och transportbotten

Sedimentprov som tas ut för efterföljande kemisk analys bör tas från ackumulationsbottnar. Föroreningshalter på transport- och erosionsbottnar kan variera kraftigt varför det kan vara problematiskt att bedöma om uppmätta halter kan anses höga och vilka risker de innebär.

Med ackumulationsbotten menas bottnar där finmaterial kontinuerligt deponeras. Transportbotten har en oregelbunden deposition och periodisk borttransport av sediment. Erosionsbotten är bottnar där ingen kontinuerlig deposition förekommer och grövre material dominerar, se även exempelvis Håkansson & Jansson (1983).

Ackumulationsbottnar består oftast av finmaterial som gyttjelera och lergyttja och har höga vattenhalter. De högsta föroreningshalterna påträffas oftast på just ackumulationsbottnar och de innehåller även naturligt hög halt organiskt material. Lägst föroreningshalter påträffas normalt på erosionsbottnar eftersom där hela tiden sker en borttransport. Transportbottnar kan periodvis fungera som ackumulationsbottnar men det ackumulerade materialet kan i samband med exempelvis en storm förflyttas mot djupare liggande ackumulationsbotten. Därför varierar föroreningshalterna mycket. Håkansson & Jansson (1983) har fastställt tumregler för samband mellan vattenhalt, glödningsförlust⁵⁷ och botten typ, se **tabell 5**.

Tabell 5. Tumregler för samband mellan vattenhalt, glödningsförlust och botten typ, Håkansson & Jansson (1983).

Botten typ	Vattenhalt (%)	Glödningsförlust (% torrsubstans)
Erosionsbotten	0-50	<4
Transportbotten	50-80	4-10
Ackumulationsbotten	75-99	>10

En översiktlig bedömning av hur det kan komma att se ut på längre sikt behöver också göras. Om en ackumulationsbotten övergår till att bli en erosionsbotten kommer även djupare lager att kunna störas.

4.1.2 Hydroakustiska undersökningar är en bra grund

Ju mer komplext eller större område det handlar om, desto mer nytta har man generellt av ett hydroakustiskt dataunderlag det vill säga kunskap om vattendjup, bottenens struktur och hårdhet genom undersökningar av batymetri (vattendjup), backscatter (yt-karta med bland annat sedimenthårdhet) och sedimentekolod (profil genom övre sedimentet).

Insamlingen av hydroakustiska data sker vanligen med instrument som sidoseende sonar ("side scan sonar"), enkel- och multistråleekolod och sedimentpenetrerande ekolod, se bild. En botten dynamisk karta konstruerad med hjälp av exempelvis en side scan sonar, som använder ljudvågor för att registrera olika botten typer, kan användas för att få en uppfattning om hur stort område som utgörs av hård botten respektive mjuk botten men även var ackumulations-, transport-, eller erosionsbotten påträffas. Finns inte sådant underlag tillgängligt kan sjökort med vattendjup användas för att få en uppfattning om bottenförhållandena.

⁵⁷ Kallas ofta även för LOI, Loss On Ignition

För detaljerad information om hur hydroakustik kan användas vid provplanering, se bland annat **Apler och Nyberg (2011)**, Apler m.fl. 2014, **Norrlin et al (2016, 2022)**, Larsson m.fl. 2021.



Insamling av hydroakustisk data. Foto Emma Karlsson, NIRAS.

4.1.3 Hydrologi och vattenkemi

De hydrologiska förhållandena (vattendjup, bottenlutning, flöde, flödes hastighet och flödesriktning, sjöyta, vattendragsbredd, längd etcetera) är viktigt underlag vid bedömning av spridningsriskerna.

Hydrologiskt underlag finns oftast att få tag i via SMHI. Tidsserier ger en uppfattning om säsongvariation.

4.1.3.1 Språngskikt

Temperaturen i olika delar av vattenmassan kan särskilt hos sjöar ha en inverkan på cirkulationen. Termokliner kan bildas under delar av året och minska cirkulationen (omrörning) vilket leder till icke fullständig omblandning. Föroreningskoncentrationer i vattnet är därför inte homogena i djupled. Även varierande salthalt (salinitet) kan ge upphov till språngskikt (halokliner) och inverka på vattenrörelserna och omblandningen i djupled. Om föroreningar frisläpps från sedimenten förorenas det vatten som befinner sig under språngskiktet i högre grad än det ovan.

Var termoklinen och/eller haloklinen befinner sig liksom hur skiktningen varierar över året eller olika delar av recipienten behöver därför undersökas. Fys-kem-mätningar såsom temperatur, salthalt, men även andra parametrar av relevans (se nedan), görs i profil genom vattenpelaren vid flera tillfällen per år för att fånga upp variationer.

Notera också om det kan misstänkas förekomma spridning från den ursprungliga källan på land och i så fall var denna tillförsel sker vertikalt (ovan eller under språngskiktet?).

4.1.3.2 Vattenkemi, näringsstatus och typtillhörighet

Siktdjup och vattenkemiska analysdata, såsom pH, DOC, Ca och salinitet i botten- respektive ytvattnet kan behövas i flera olika sammanhang, bland annat för att beakta metallers biotillgänglighet i vattnet. Helst bör lösta metaller, DOC, pH och Ca mätas parallellt på ett och samma vattenprov. Sådana parade data underlättar vid uppskattning av biotillgängliga koncentrationer (**Havs- och vattenmyndigheten, 2016a**).

Eventuell övergödningsproblematik är viktig att känna till då det kan påverka produktion av biomassa, men också syreförhållandena och mängden partiklar i vattnet. I övergödda vattenmiljöer är det ofta högre halt organiskt material, som kan binda de flesta organiska föroreningar, men också många metaller. Därmed kan deras biotillgänglighet minska. Övergödning kan även leda till en syrefattig miljö, som i sin tur har en inverkan på metallers mobilitet i sediment (se **avsnitt 5.4.5**). Syrefattiga miljöer innebär också att det bottenlevande samhället påverkas. I anoxiska miljöer, där det kanske även bildats svavelväte och ammoniak, påträffas sällan något högre liv. Sedimentprofilkamera (SPI) kan vara användbar för att studera till exempel syresättning och om det finns något bottenliv på mjukbottenar, se till exempel **Germano et al (2011)**.

Samtliga vattenförekomster i landet har tilldelats en typtillhörighet. Den framgår av bland annat **VISS** (Vatteninformation Sverige). Typtillhörigheten kan ge en uppfattning om ytterligare aspekter av relevans för riskbedömningen.⁵⁸

4.1.4 Sedimentackumulationshastighet och översedimentation

Stödfrågor för att bedöma förutsättningar för översedimentation med renare sediment

- Har det verifierats att området utgörs av en ackumulationsbotten och att inte heller de partiklar som sedimenterar är förorenade?
- Har översedimentation påvisats utifrån sedimentkärnor eller sedimentfällor?
- Har den spatiala utbredningen av sammanhängande översedimentation bedömts med hjälp av hydroakustiska metoder?
- Är sedimentackumulationshastigheten hög (>1 cm/år)?
- Föreligger någon framtida risk för fysisk störning av sedimenten eller att ackumulationsbotten övergår till att bli en erosions- eller transportbotten?

Omfattningen och hastigheten av den lokala depositionen av sediment (sedimentackumulationshastigheten) är viktig att känna till. I exempelvis en oligotrof miljö, där det var högst begränsat med partiklar i omlopp både före och efter den förorenande perioden, är översedimentationen med renare sediment normalt mycket begränsad, även efter lång tid. En miljö där de förorenade skikten är ytliga, är mer utsatt för ändrade flödesregimer på grund av klimatförändringar.

Initialt kan en grov uppskattning göras utifrån tillgängliga data. Senare kan undersökningar göras till exempel genom datering av sediment eller med sedimentfällor.

Akkumulationsbottenar domineras ofta av bioturberade leryggtjesediment. Om syrehalten däremot sjunkit under 2-3 mg O₂/l slås bottenfaunan mer eller mindre ut. Om sedimenten på en sådan ackumulationsbotten inte störts (naturligt eller av mänskliga aktiviteter) ses ofta att mörkare lager varvas med ljusare lager. De mörkare lagren hos sådana så kallade laminerade sediment har avsatts under sommaren och färgen kommer sig av den ofta högre halten organiskt material under den biologiskt produktiva delen av året. Ett varv representerar således ett års deposition och genom att räkna årsvarven hos laminerade sediment kan man få en uppfattning om när ett visst sedimentskikt har deponerats (se även **Sgi, 2024b** för beskrivning av fler metoder att datera sediment). Varvtjockleken ger också en indikation om sedimentackumulationshastigheten. Om varvtjockleken exempelvis i snitt är 1 cm så kan man även utgå från att

⁵⁸ Exempel på typningar: "grund sjö, med låg alkalinitet och låg humushalt" eller vattendrag med "litet tillrinningsområde, brant"

sedimentackumulationshastigheten är ca 1 cm/år. Notera dock att en viss kompaktion av djupare liggande sediment kan ha skett (vilket gör varven tunnare).

4.1.5 Sedimentets sammansättning och egenskaper

Det är av stor vikt att beskriva och dokumentera sedimentets sammansättning, såsom kornstorlek, organisk halt, syrgashalt och redoxpotential⁵⁹ samt om möjligt porositeten. Utifrån den typen av information kan slutsatser dras om exempelvis föroreningarnas biotillgänglighet, diffusionen och förutsättningar för nedbrytning.

4.1.5.1 Kornstorlek och organisk halt

I huvudsak kan sediment, utifrån det dominerande kornstorleksinslaget, delas in i grovkorniga (>0,6 mm) och finkorniga (<0,06 mm), se även **SGF (2016)**. Grovkorniga sediment har, i generella termer, en relativt stor effektiv⁶⁰ porositet, låg organisk halt och är oftast oxiskt till svagt reducerat. Finkorniga sediment har en låg porositet, en hög organisk halt och är oftast anoxiskt. Det går med enkla fälttekniker att avgöra ungefär vilken kornstorlekssammansättning som dominerar men proverna kan även lämnas in för analys, enligt exempelvis enligt SS 027123.

Om sedimentets karaktär skiljer sig åt i olika delar av en recipient kan det förklara var man påträffar högst halt föroreningar. Organiska (hydrofoba) ämnen har en tendens att binda till organiskt material och finkorniga partiklar innebär ett relativt stort ytvolymförhållande. En hög halt organiskt material kan av samma anledning samtidigt motverka gäluptaget av organiska föroreningar (och vissa metaller, exempelvis koppar) via porvatten (vattnet mellan sedimentpartiklarna i sedimenten) och därför minska biotillgängligheten. Vilken sorts organiskt material som förekommer i sedimentet är av stor betydelse för hur hårt bundet organiska ämnen såsom PAH är. Det organiska materialets ursprung och kvalitet (exempelvis C:n-kvoten) styr också i hur hög grad det kan brytas ner på biologisk väg (fungera som substrat åt bakteriers metagenes).

För att kunna bedöma risker med kvicksilver på sikt och koppla uppmätta halter i biota till kvicksilver i sediment kan även andra parametrar behöva analyseras, både på sediment och porvatten. Exempelvis näringsämnena N, P, C och S samt Fe samt koncentrationen neutrala Hg-sulfider. Observera att det vid porvattenanalys i det här fallet är viktigt att jobba i anaerob miljö, se vidare i Skyllberg et al (2006).

4.1.5.2 Geokemin och syreförhållanden

I samband med nedbrytning av organiskt material förbrukas syre. Syrgashalten kan i sin tur inverka på den biologiska nedbrytningen av organiska föroreningar. Nedbrytningen går oftast långsammare i anoxiska sediment. Metallers mobilitet och biotillgänglighet påverkas också. En lätt reducerad miljö kan mobilisera flera metaller (via diffusion) och metallerna kan då också bli mer biotillgängliga. I en kraftigt reducerad miljö kan dock höga halter svavelsulfider uppstå. Dessa kan i sin tur binda metaller relativt hårt och därmed minska deras mobilitet (diffusionsbenägenhet) och löslighet i porvatten (biotillgänglighet). Redoxförhållandena framgår ofta genom okulär besiktning av sedimentprovet (svart) och av den distinkta svavelvätelukten (ruttna ägg). Syrefria

⁵⁹ Med redoxpotential menas balansen mellan oxiderande och reducerande ämnen och den kan undersökas med hjälp av en särskild elektrod, som mäter spänningen, vilket ger ett Eh-värde. Eh-värdet används som indikation på syrgasförhållandena. Höga värden på Eh tyder på oxiderade (syresatta) förhållanden, medan negativa Eh-värden snarare tyder på starkt reducerande förhållanden inklusive sulfider.

⁶⁰ Total porositet i lera och grus kan vara ungefär den samma men kohesion och adhesion i porutrymmen gör att den effektiva porositeten är betydligt lägre i lera. Advektiv transport i sediment är direkt kopplad till specifik flux över effektiv porositet.

bottnar med svavelvätebildning kan exempelvis uppstå i djuphålor och vid förekomst av höga halter organiskt material.

Syreförhållandena styr vilken typ av högre biologiskt liv som kan förekomma på botten. Det omvända gäller också, det vill säga livet på botten påverkar syresättningen.

4.2 Provtagning av sediment

Provtagning och provhantering behöver följa etablerade standarder, såsom ISO 5667-X, och utföras av certifierad provtagare.

Om olika sedimentskikt ska analyseras bör provtagningsutrustning som inte medför störning av ytan i samband med provtagningen.

Provtagna sedimentkärnor behöver fotas och beskrivas, exempelvis noteras syn- och luktintryck, laminering, färg, jordart, tecken på bioturbation, inslag av växtlighet och skal, levande organismer, sotpartiklar, cellulosafibrer.

Vad som menas med ytliga sediment och vilka skikt som tas ut för efterföljande kemisk analys beror bland annat på syftet med undersökningen och sedimentackumulationshastigheten. Hänsyn kan också behöva tas till vilken mängd material som behövs.

För att bedöma risk för effekter och upptag i bottenfauna behöver ofta översta decimetern eller decimetrarna analyseras, beroende på levnadssättet hos organismerna på den aktuella platsen.

Djupare skikt kan behöva analyseras för att få en uppfattning om hur föroreningssituationen har varierat över tid, tidstrender och förindustriell bakgrundshalt.

4.2.1 Provtagningsutrustning

Metoder för provtagning av sediment, inklusive hur man planerar en studie, hanterar prover med mera specificeras i ISO-standard 5667-X (exempelvis **ISO 5667-12:2017** avseende sedimentprovtagning, **ISO 5667-15:2009** avseende provhantering, **ISO 5667-19: 2004** avseende provtagning av marina sediment). Beskrivningar av provtagningsutrustning för sediment och hur provtagning ska gå till finns även på Undersökningsportalen⁶¹, SGF:s webb⁶² och i SGF:s Fälthandbok (**SGF, 2013**). Se även undersökningstyper⁶³ publicerade på Havs- och vattenmyndighetens och Naturvårdsverkets webbsidor samt internationell vägledning för övervakning av ytvattenmiljöer framtagen inom exempelvis EU, ICES och de internationella konventionerna för Nordsjön (OSPAR) respektive Östersjön (HELCOM) (se exempelvis **European Communities, 2009; European Union, 2010, OSPAR, 2012**).

Nedan ges en översiktlig beskrivning av bland annat provtagningsutrustning och provhantering vid provtagning av bottensediment. Certifierad provtagare bör alltid anlitas, för provtagning och hantering av prover.

4.2.1.1 Rörprovtagare

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

⁶¹ <http://www.foroarenadomraden.se/index.php/provtagningsmetoder/sediment>

⁶² <https://www.foroarenadomraden.se/index.php/undersokningar>

⁶³ Undersökningstyper av relevans är exempelvis undersökningstyp basundersökning sediment (**Havs- och vattenmyndigheten, 2016d**) och Övervakningsmanualen för metaller och organiska föroreningar i sediment (https://www.naturvardsverket.se/globalassets/vagledning/miljoovervakning/handledning/undersokningstyper/overvakningsmanual_met_o_foroareningar_sediment_220706.pdf).

krävs vinsch och en mer anpassad provtagningsbåt. Ofta monteras två rör parallellt i en så kallad Geminiprovtagare, se bild nedan. Behövs prover från stora sedimentdjup, för att till exempel undersöka förindustriella bakgrundshalter, behövs extra långa rörprovtagare.



Geminiprovtagare. Foto Viktor Fagerström, SGU.

4.2.1.2 Lådprovtagare

Där det behövs större mängd prov är en lådprovtagare (box corer) lämpligare. Ytarean 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 nedan.



Handhållen lådprovtagare. Foto: Henrik Bengtsson, SGI.

Både med rör- och lådprovtagare kan relativt ostörda prover tas och det går därför att ta ut skikt från specifika sedimentdjup, beroende på frågeställning.

Har man tillgång till undervattenskamera för att filma provtagningen kan man få en uppfattning om i vilken mån de ytligaste skikten har störts i samband med provtagningen. Man kan dock även få en uppfattning om provet är ostört i ytan om vattnet över sedimentet i provtagaren är klart.

4.2.1.3 *Gripskopor*

Gripskopor 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 karaktärisera och kemiskt analysera sedimenten i yta respektive lite längre ner.

4.2.1.4 *Kannprovtagare*

Kannprovtagare (exempelvis ryssborr) kan 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, se bild nedan.



Ryssborr för provtagning av fiberbank från is. Foto Jenny Vestin, SGI.

4.2.2 Provtagningsdjup i sedimentet

Vad som menas med ytsediment varierar. Inom nationell miljöövervakning av ytsediment tas till exempel oftast prover från de översta centimetrarna. Det är i huvudsak denna typ av övervakningsdata som ligger till grund för statusklassificering av vattenförekomster.

För att bedöma risk för effekter på och upptag av föroreningar i sedimentlevande organismer bör dock ofta översta decimetern eller decimetrarna provtas och analyseras. Mer exakt behöver avgöras från fall till fall, beroende på hur långt ner den biologiskt aktiva zonen sträcker sig.⁶⁴

Det är också de ytliga sedimenten som löper störst risk att påverkas av fysiska störningar från till exempel båttrafik eller vågor. Vilka skikt som kan tänkas påverkas behöver dock också avgöras från fall till fall, beroende på hur långt ner i sedimenten störningen kan tänkas nå.

Som tumregel vid riskbedömning av förorenade sedimentområden (bedömning av spridningsrisk och effekter) bör åtminstone de översta 10 centimetrarna analyseras. För att även kunna avgränsa de förorenade sedimenten i djupled och studera tidstrender bör flera skikt (exempelvis 0-10, 10-20, 20-30 cm och så vidare i vertikal led) tas ut och analyseras, från åtminstone några sedimentkärnor. Man vill ofta få en uppfattning om föroreningshalten före den förorenande verksamheten ägde rum, men ibland även hur höga de förindustriella halterna är.

Hur långt ner prover tas och hur tjocka skikten bör vara beror bland annat på sedimentationshastigheten (vilka tidsperioder och därmed föroreningshalter ett visst skikt representerar) och hur stor mängd material som behövs för att kunna analysera alla relevanta parametrar. Det kan ibland vara lämpligt att ta tätare prover (tunnare skikt, exempelvis 0-2, 2-4, 4-6 cm och så vidare) där högre upplösning behövs, exempelvis i områden där sedimentackumulationshastigheten är låg. För att säkerställa att tillräcklig mängd material tas, men även för att få en uppfattning om heterogeniteten, kan flera prov från samma lokal (replikat) behöva provtas.

4.2.3 Fältnoteringar

Koordinater, vattendjup, tidpunkt, väder, provtagningsinstrument, provets djup, nivåer som provtagits samt andra relevanta platsspecifika parametrar ska dokumenteras. Vid provtagning av sedimentkärnor är det också av stor vikt att denna dokumenteras noggrant. Fältnoteringen bör innehålla tydliga beskrivningar av syn- och luktntryck. Fotodokumentation ska alltid göras. Exempel på vad som bör ingå i dokumentationen är

- iakttagelser av laminering (varviga sediment)
- spår av bioturbation (organismer rörelse i sedimenten)
- inslag av makroskopiska växtdelar, skalfragment eller levande organismer
- jordart och om provet är recent eller äldre
- redoxpotential och färgbeskrivning av olika nivåer
- sotpartiklar, cellulosafibrer, skräp med mera (se **bilaga 9**).

För ytterligare vägledning om hur sedimentprover tas och karakteriseras (i fält och genom labanalyser), se undersökningsportalen och övervakningsmanual för sediment. För exempel på hur man kan dokumentera ett sedimentprov, se till exempel **Norrlin et al (2022)**.

⁶⁴ På akkumulationsbotten påträffas ofta syrefattiga miljöer, där det i princip kan saknas bottenfauna. Då är det lämpligt att utgå från de djup där bottenfauna påträffas generellt i området – det vill säga i områden där sedimenten är tillräckligt syresatta.

4.2.4 Provhantering

Sedimentprover ska ofta förvaras kyllda i $4 \pm 2^\circ \text{C}$ i mörkt utrymme mellan provtagning och kemisk analys.

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.

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. Vid frystorkning förvaras proverna i -20°C .

Analys av kvicksilver görs på vått sediment på grund av risk för gasavgång under frystorkningsprocessen.

4.3 Provtagning av vatten

Provtagning och provhantering behöver följa etablerade standarder, såsom ISO 5667-X, och utföras av certifierad provtagare.

Vattenprovtagning behöver upprepas för att få en uppfattning om säsongsvariation och skapa tillräckligt med underlag för att kunna jämföra med effektbaserade bedömningsgrunder uttryckta som ett årsmedelvärde.

Vattenprover bör tas på både botten- och ytvatten, under och ovan eventuella språngskikt.

Syftet med provtagningen och vilket ämne som ska analyseras avgör om proverna behöver filtreras eller dekanteras före analys. Helst bör både filtrerade och ofiltrerade prover analyseras.

4.3.1 Provtagningsutrustning för yt- och bottenvatten

Provtagning av yt-, botten- eller porvatten kan behövas åtminstone som uppföljande steg för att bedöma riskerna med förorenade sediment (se förslag på arbetsgång i kapitel 5–8). Metoder för provtagning av ytvatten, inklusive hur man planerar en studie och hanterar prover med mera, specificeras i flera av ISO-standarderna 5667-X (exempelvis **SS-EN ISO 5667-3:2024** avseende hantering av prover och **SS-EN ISO 5667-14:2016** om provtagning av vatten).

Särskild provtagningsutrustning behövs ofta inte vid provtagning strax under vattenytan, från till exempel båt eller bro. För att hämta prover från större eller bestämda djup kan till exempel en Ruttnerhämtare användas. De är ofta utrustade med termometer, vilket ger information om provet är taget över eller under en eventuell termoklin (**Bydén et al, 2003**).

Bottenvattenprover kan också ofta erhållas genom att utdela prover från vattnet ovanför sedimentprovet i rörprovtagare med automatisk stängning, som bevarar det tunna vattenlagret ovanför.⁶⁵

4.3.2 Provtagningsfrekvens och provtagningsdjup

Föroreningshalterna i ytvatten kan variera mycket. Genom upprepade provtagningar under året får man ett mått på säsongsvariationen. Vid jämförelser med effektbaserade

⁶⁵ Finns ofta på multicorers. Observera att vattnet ovanför sedimentet i en rörprovtagare som saknar automatisk stängning eller en laddprovtagare däremot kan ge missvisande resultat, eftersom vattnet delvis kan ha bytts ut på väg upp till ytan.

bedömningsgrunder ska man dessutom ofta utgå från årsmedelvärdet och som en tumregel bör vattnet då provtas 12 gånger under ett år.⁶⁶

För att få med snabba förändringar och variationer i vattenkvaliteten kan automatisk provtagning vara ett bra alternativ till manuell provtagning. Vid SLU har en tidsintegrerad provtagningsmetod, TIMFIE (Time-Integrating, Micro Flow, In-line Extraction) utvecklats, för aktiv provtagning och kvantitativ analys av helvatten (Jonsson et al, 2019). Metoden har använts för till exempel analys av växtskyddsmedel i vattendrag (Kreuger et al, 2019).

Passiv provtagning i ytvatten kan vara ett alternativ, se nedan.

Vilket vattendjup som bör provtas beror på frågeställningen och om det förekommer någon skiktning (termo- eller haloklin). Vid förorenade sediment är det ofta motiverat att provta bottenvattnet, det vill säga strax ovanför sedimentytan, för att kunna bedöma risk för effekter och föroreningsspridning. Ytliga prover bör dock också tas, för att få en uppfattning om hur situationen varierar, ovan och under språngskikt.

4.3.3 Passiv provtagning (in situ)

Passiv provtagning kan användas för att mäta den fritt lösta, det vill säga potentiellt biotillgängliga koncentrationen in situ.

Det finns flera metoder för passiv provtagning och vanligen behövs olika provtagare beroende på vilka ämnen som ska undersökas. För att göra rätt val bör analyserande laboratorium konsulteras. Observera dock att det bara är den fritt lösta fraktionen som tas upp av den passiva provtagaren. Passiv provtagning är således främst relevant för att få ett mått på den genomsnittliga exponeringen för löst koncentration i vattnet över tid.⁶⁷

Beroende på var (ovan eller nedsänkt i sedimenten) den passiva provtagaren placeras simuleras upptag från bottenvattnet eller sedimentets porvatten. De passiva provtagarna bör sitta ute tillräckligt länge för att hinna ställa in sig i jämvikt med den fritt lösta (potentiellt biotillgängliga) porvattenkoncentrationen och/eller bottenvattenkoncentrationen. För att säkerställa att jämvikt har hunnit ställa in sig kan man sätta ut flera provtagare på samma lokal och ta upp och analysera efter olika tid. Eftersom vi här är intresserade av att simulera upptag i bottenlevande organismer och bioturbation i sig kan tänkas ha en inverkan, bör passiva provtagare placeras i områden med hög densitet bottenlevande organismer.

Bäst korrelation mellan halter uppmätta i bottenlevande organismer (från bioackumulationsförsök på samma sediment, fältinsamlade organismer och/eller in situ försök) och den fritt lösta vattenkoncentrationen (mätt in situ eller in vitro på laboratoriet) kan förväntas då upptag via porvatten är den mest betydelsefulla upptagsvägen. För vissa ämnen ($\log K_{ow} > 5$) och organismer (sådana som äter partiklar) kan dock även partikelbundet upptag vara betydelsefullt.

Vill man även få med den partikelbundna komponenten behöver man komplettera med till exempel sedimentfällor och provtagning av suspenderat material från vattenpelaren (även benämnt fallande respektive svävande suspendat).

Passiv provtagning av sedimentet in situ kan ge ytterligare underlag för att bedöma om de bioackumulerande föroreningarna är tillgängliga för upptag och därför komplettera analys av biotillgängliga koncentrationer in vitro, bioackumulationsförsök och analys av

⁶⁶ Ibland är det rimligare att utgå från uppmätta halter provtagna vid upprepade tillfällen men under en kortare period än just ett år, se **Havs- och vattenmyndigheten, 2016a**.

⁶⁷ Observera att vi här avser passiv provtagning in situ, för att fastställa genomsnittlig koncentration i ytvattnet. Passiva provtagare kan även användas för andra syften, såsom att undersöka potentiellt biotillgänglig koncentration, se **avsnitt 4.6.5**.

fältinsamlade bottenlevande organismer. För att utreda föroreningsfluxet från sedimentet till den fria vattenmassan kan passiv provtagning i både sediment och i den fria vattenmassan göras samtidigt på samma lokal. Skillnaden visar om ämnet frigörs från eller snarare fastläggs i sedimentet.

4.3.4 Provhantering och filtrering av vattenprov

Vattenprover ska ofta förvaras frysta vid högst -18° C. 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.

Vattenprover kan analyseras som de är, efter filtrering alternativt sedimentation och dekantering.

Vid filtrering skiljs finpartiklarna i vatten ut, varvid analysen avser halten lösta ämnen i vattenprovet. Om vattenprovet inte filtreras eller dekanteras analyseras totalhalten i provet, det vill säga både de lösta och de partikelbundna halterna.

Om filtrering ska utföras eller inte beror på vilka ämnen som analysen avser och syftet med provtagningen. 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.

Vid analys av metaller används ofta filtrering som metod för att avlägsna partiklar. Prover som ska analyseras avseende organiska ämnen bör dock generellt sett inte filtreras då det finns risk att ämnena fastnar i filtret. Om det finns en stor mängd partiklar i provet kan de dock behöva sedimentera och provet dekanteras före analys.

För att uppskatta mängd förorening som sprids är det lämpligt att analysera totalhalt för att även få med partikelbunden fraktion. Totalhalt bör även analyseras då risker i samband med bad, användning av vattnet som dricksvatten (utan föregående rening, för människor och djur) eller bevattning av egna odlingar ska bedömas.

Effektbaserade bedömningsgrunder för metaller i ytvatten, avseende skydd av akvatiska organismer, är oftast uttryckta som löst koncentration⁶⁸. Det har att göra med att det bara är den lösta fraktionen som kan passera till exempel gälar. Vattenprovet behöver då filtreras före analysen.

För bäst förståelse av riskerna rekommenderas för metaller därför att både filtrerade och ofiltrerade prover analyseras.

Det är viktigt att det laboratorium som ska hantera proverna informeras om hur proverna ska förbehandlas. Förhållandet mellan löst och bundet kan dock förändras under transporten av provet till laboratoriet. Filtreringen bör därför ske direkt i fält. Man behöver dock säkerställa att det inte ökar risken för kontaminering av provet.

4.3.5 Porvattenprovtagning

Porvattenprovtagning och efterföljande kemisk analys kan exempelvis ge information om vilken koncentration som är tillgänglig för upptag via gälar. Det extraherade porvattnet kan också användas i toxicitetstester.

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 Skjellberg et al 2006. Porvatten kan då extraheras ur samma prover som ska analyseras kemiskt. En utmaning kan vara att få

⁶⁸ En vanlig operativ definition är "den upplösta fasen i ett vattenprov som erhållits genom filtrering genom ett 0,45 µm-filter, eller motsvarande förbehandling" (se till exempel HVMFS 2019:25).

tillräckligt mängd material för att även få tillräcklig volym porvatten för kemisk analys eller toxikologisk testning.

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

Det finns också olika typer av passiva provtagare för analys av porvattnet i sedimentet. Två exempel på när detta har använts beskrivs i USEPA (2012, 2017).

Någon internationell standard specifikt utvecklad för extraktion av porvatten har såvitt vi vet inte etablerats.

4.4 Provtagning av biota

Provtagning och analys av levande organismer (biota) kan aktualiseras som ett uppföljande steg vid riskbedömning av sediment, i synnerhet spridning av bioackumulerande föroreningar in i näringsväven och bedömning av lokal risk för sekundärförgiftning eller hälsorisker kopplat till konsumtion av fisk och skaldjur (se förslag på arbetsgång i **kapitel 5, 7 respektive 8**). Vilka arter och vävnader som bör provas beror på syftet, se anedan.

Som stödparametrar vid analys av föroreningar i biota (organismer vävnader) behövs oftast lipidhalt (%) och torrsubstans (%). De möjliggör lipidnormalisering och omräkning till våtvikt, vilket kan behövas för att kunna bedöma risken för sekundärförgiftning eller human hälsa. Dessutom noteras:

- Vikt
- Storlek (längd)
- Kön
- Gonadernas storlek (hos fisk)
- Leverns storlek (hos fisk)

För vägledning och mer tekniska instruktioner hänvisas till aktuell undersökningstyp, i den mån sådan finns (se Havs- och vattenmyndighetens webb). För närvarande finns till exempel undersökningstyper för övervakning av metaller och organiska miljögifter i fisk i sjöar och vattendrag (**Naturvårdsverket, 2021a**) respektive kust och hav (**Naturvårdsverket 2021b**) och i blåmusslor (**Naturvårdsverket, 2021c**).

Provtagning av fisk och musslor för efterföljande kemisk analys kan med fördel kombineras med till exempel uttag av blodprover och vävnader för analys av biomarkörer (se **avsnitt 4.7.3**), så kallad integrerad provtagning. Notera dock att fisk kan behöva sumpas innan, för att minska inverkan av stress i samband med provtagningen på resultaten.

Vid PFAS-förorenade sediment kan det även vara relevant att analysera PFAS-föroreningar i blodet, som stöd vid bedömning av fiskhälsa.

4.4.1 Provtagning av biota för bedömning av risk för sekundärförgiftning

Viktiga aspekter vid biotaprovtagning för att kunna utreda risk för sekundärförgiftning av till exempel fiskätande fåglar och däggdjur:

- Bioackumulerande ämnen behöver analyseras på flera trofinivåer, helst både i vildfångad predatorfisk och på sedimentlevande evertetrater.
- Predatorfisk som analyseras bör vara stationär och representera ungefär trofinivå 4. Enskilda individer analyseras separat för att möjliggöra statistisk analys vid bedömning av avvikelse mot referenslokaler.
- Som alternativ eller komplement till fältprovtagning av sedimentlevande evertetrater kan bioackumulationsförsök på laboratoriet göras, på sediment från det förorenade området respektive referenslokaler. Helst undersöks även organismer som gräver ner sig i sedimentet.
- Referenslokaler behöver väljas med omsorg.
- Vid kvicksilverförorenade sediment är det viktigt att även förutsättningar för metylering är liknande på referenslokalen som i området som utreds.
- För fettlösliga ämnen analyseras även lipidvikten hos organismerna.

4.4.1.1 Flera trofinivåer behöver undersökas

Det är angeläget att provta olika arter, som representerar olika trofinivåer. För att kunna bedöma riskerna lokalt bör underlaget omfatta minst en predatorfisk och en bottenlevande evertetrat. Vid val av organismer att analysera kan dock även hänsyn behövas till andra faktorer, inte minst tillgänglighet på den aktuella platsen och artens bevarandestatus, möjligheter att kunna jämföra med uppmätta halter på referenslokaler och att kunna nyttja samma data för hälsoriskbedömningar. I **tabell 6** har vi därför listat ett antal tänkbara typer av organismer att analysera och viktiga aspekter att tänka på. För att kunna utvärdera resultaten behövs kunskap om deras levnadssätt och ungefärliga trofinivå. På Artfakta, SLU artdatabankens webbplats, finns mer information om olika arters levnadssätt och födoval.

Tabell 6. Exempel på arter från olika trofinivåer. Vid bedömning av risk via näringsväven bör underlaget, om möjligt, åtminstone omfatta en representant från den första respektive andra raden.

	Exempel på arter	Motivering	Kommentar
Predatorfisk, stationär och från trofinivå 4	Gädda Abborre (äldre) Röding	Skyddsobjekt i sig men representerar också de bytesdjur som fiskätande fåglar och däggdjur ofta tar. Trofinivå varierar men lever i huvudsak på annan fisk.	Endast fältinsamlade organismer bör provtas (ej burförsök). Undersökningstyp finns för både limnisk och marin miljö. Flera arter ingår i det nationella övervakningsprogrammet för sjöar respektive kust och hav.
Sedimentlevande evertetrater	Fäbörstmaskar Chironomider Vitmärla Nätsnäck	Fungerar oftast som "vägen in" till näringsväven och då de oftast är relativt stationära kan de kopplas till det förorenade sedimentområdet	Laboratorieodlade organismer exponeras för sedimentet på lab. Standarder för sådana bioackumulationsförsök finns. Fältinsamlade organismer kan också analyseras, men det kan vara svårt att få ihop tillräcklig mängd för kemisk vävnadsanalys och med undantag för nätsnäck saknas det undersökningstyp och nationell övervakning.

Asätare (makrofauna)	Krabbor, kräftor,	Eftersom de är asätare befinner de sig ofta på högre trofinivå än predatorfisk, och kan också konsumeras av fåglar och däggdjur.	Undersökningstyp saknas. Övervakas inte heller nationellt. Enstaka studier har dock gjorts inom ramen för utredningar av förorenade områden och i samband med screening.
Bottenlevande fisk	Tånglake, skrubbskädda	Direktexponeras för sediment, kan också ta upp föroreningar via födan (exempelvis bottenlevande evertebrater).	Undersökningstyp finns och tånglake analyseras inom det nationella övervakningsprogrammet för kust och hav.
Bottenlevande filtrerare	Blåmusslor	Lever oftast på hårdbotten men kan exponeras för suspenderat material som sprids från mjukbotten.	Undersökningstyp finns och blåmusslor analyseras inom det nationella övervakningsprogrammet för kust och hav. Odlade blåmusslor kan också placeras ut nära botten (in situ försök).

4.4.1.2 Provtagning och bioackumulationstest på sedimentlevande evertebrater

Uppmätta halter i bottenlevande evertebrater ger viktig information om i hur hög grad föroreningarna kan spridas vidare i näringsväven. Dock är det ofta utmanande att få tag i tillräcklig mängd vävnad för den kemiska analysen och det kan bli nödvändigt att slå ihop materialet och analysera samlingsprov och använda känsligare kemiska analysmetoder. Med undantag för nätsnäcka och blåmussla saknas det också undersökningstyp och nationell övervakning. Undersökningar på flera olika sedimentlevande makrovertebrater, såsom invasiva ringmaskar (*Marenzelleria sp.*), skorv/ishavsgråsugga (*Saduria entomon*) och signalkräftor (*Pacifastacus leniusculus*) har dock gjorts i samband med enskilda projekt.

För bottenlevande organismer såsom mindre evertebrater kan det vara mer praktiskt att ta ytliga sedimentprover (de sedimentdjup som organismerna lever i på den aktuella platsen, alternativt, om detta inte är känt, den översta decimetern) och exponera laboratorieodlade organismer i så kallade ackumulationsförsök.

Ackumulationsförsök på laboratoriet har den fördelen att undersökningen görs under kontrollerade former och att resultaten representerar sedimenten på den aktuella provtagningslokalen. En nackdel är att sedimenten störs när de tas upp vilket kan leda till ändrade syrgasförhållanden som kan frigöra/binda föroreningar, och att testet görs i ett slutet system i motsats till i fält. De behöver också pågå relativt länge, vanligtvis i en månad.

Bioackumulationstester kan göras på ett urval av de stationer som ingår i sedimentprovtagningen. Biotillgängligheten i sediment varierar i hög grad med bland annat organisk kolhalt. Tester bör därför göras på bland annat den station som uppvisade högst halter men även ytterligare några prover, för att få en uppfattning om hur det biologiska upptaget varierar.

Ackumulationen i bottenlevande evertebrater kan variera mellan olika arter, beroende på till exempel levnadssätt. Olika arter är också olika tåliga för olika typer av sediment (salthalt, kornstorlek, innehåll av organiskt kol). Helst bör fler än en art undersökas. Ofta används organismer som gräver ner sig i sedimentet. **OECD test no. 315 (OECD, 2008)** beskriver exempelvis hur man gör ett bioackumulationstest på sedimentlevande oligochaeter (fäbörstmaskar). Standarden avser visserligen test av ackumulation av

ämnen som har tillsatts rena sediment (kemikalietestning), men endast smärre justeringar av utförandet behöver göras för att även testa bioackumulation från sedimentprover.

Lämpliga sötvattensarter och som nämns i OECD 315 är till exempel *Tubifex tubifex* och *Lumbriculus variegatus*. I Oregons vägledning för riskbedömning av bioackumulerande sedimentföroreningar beskrivs förutom test på *L. variegatus*, även test på musslor (DEQ, 2007). För marin miljö hänvisas i DEQ (2007) till bland annat ASTM metod E 1688-97a (1998) och arterna *Nereis virens*, *Nephtys* och *Arenicola marina*. *Arenicola marina* äter även partiklar, till skillnad från *Nereis virens*.⁶⁹

Det finns också en äldre vägledning från USEPA (1993) om bioackumulationstester för sediment och där några arter lyfts fram som lämpliga utifrån ett antal kriterier (såsom att de äter sedimentpartiklar och att de är relativt stora individer).

För bioackumulationstest på marina sediment använder utförande laboratorier i Sverige och Norge oftast vildfångade organismer, exempelvis de marina arterna *Corophium*, *Arenicola* och *Nereis*.

I norsk vägledning för riskbedömning av sediment (Miljödirektoratet, 2015) beskrivs en metod, anpassad till test på två arter som finns längs norska kusten: bakborstig rovmask (*Hediste diversicolor*) och nätsnäcka (Hylland, 1996). Bakborstig rovmask finns också längs större delen av svenska kusten. Nätsnäckor finns längs svenska västkusten.

För limniska sediment används ofta odlade chironomider eller *Hyalella azteca* (tål även bracksvatten).

Bioackumulationstest kan också utföras in situ och här är blåmusslor (*Mytilus edulis*) som hängs ut i vattnet vanliga att använda.

4.4.1.3 Provtagning och analys av vildfångad predatorfisk

Helst bör fisken som provtas vara så stationär som möjligt för att representera förhållandena i det område som ska undersökas. Abborre och gädda är relativt stationära medan till exempel strömming kan förflytta sig över stora områden.

Vid undersökning av föroreningshalter i predatorfisk bör fältinsamlade fiskar analyseras. Det är inte lämpligt att utgå från halter uppmätta i fisk som har placerats ut (så kallade burförsök in situ), eftersom det är viktigt att fisken har livnärt sig på de bytesdjur som lever i området. För att representera den föda som fiskätande fåglar och däggdjur tar bör den också helst befinna sig på ungefär trofinivå 4, det vill säga fisk som i huvudsak äter annan mindre fisk.

Föroreningshalter i fisk kan variera över året, beroende på organismernas metaboliska status eller omgivande förhållanden. Det är därför viktigt att provtagning inom området görs vid ungefär samma tid som provtagning av referenslokaler. Undersökningar kan därför också behöva upprepas vid flera tillfällen. Man bör dock undvika reproduktionsperioden.

Andra faktorer som kan inverka på resultaten är till exempel kön och ålder. Ålder hos fiskar kan verifieras genom studier på otoliter⁷⁰, men kan också oftast uppskattas utifrån storleken.

⁶⁹ Svenska namn för ovan nämnda arter saknas i Artdatabasportalen. *Nereis* representerar släktet rovmaskar och *L. variegatus* familjen källmaskar.

⁷⁰ Hørselstenar i innerörat.

För vildfångad fisk analyseras helst enskilda individer separat, istället för samlingsprover. Det ger en bättre uppfattning om variabiliteten och underlättar vid statistiska analyser. Om tillräcklig mängd data har kunnat genereras görs statistiskt signifikanstest för att säkerställa att halterna verkligen skiljer sig åt. Hur många individer som behöver provtas beror bland annat på hur hög variation i föroreningskoncentration som kan förväntas, men också i hur hög grad halterna inom det påverkade området kan antas avvika från referenslokalerna. Vid en hög variation och mindre avvikelser mellan populationerna behöver som regel provstorlekarna utökas för att kunna nå acceptabel styrka.

Halterna av olika ämnen i fisk kan också variera mellan olika organ. Vid bedömning av risk för sekundärförgiftning är det visserligen relevant att analysera hela fisken (de delar som konsumeras av fiskätande fåglar och däggdjur), men för att även möjliggöra till exempel bedömning av human hälsorisk vid konsumtion av fisk kan det vara motiverat att analysera muskel (filé), skinn (inklusive underhudsfett) separat. Det underlättar också vid jämförelser med befintlig övervakningsdata. Inom livsmedelskontrollen av dioxiner i strömning från Östersjön ingår underhudsfettet vid analysen.

Koncentrationerna i hel fisk för fettlösliga ämnen är ofta högre än i muskel eftersom det är i skinn och fettrika organ (såsom lever) som dessa ämnen kan ansamlas. Därför kan riskerna via näringskedjan underskattas om bara muskel analyseras. Samtidigt bör man för fettlösliga organiska ämnen lipidnormalisera analysresultaten, både innan man jämför uppmätta halter mellan olika lokaler och innan man jämför uppmätta halter med generella kriterier avseende skydd mot sekundärförgiftning. Parallellt med kemanalysen behöver därför även lipidvikten hos samma vävnad analyseras.

För att kunna bedöma risk för sekundärförgiftning av PFOS bör antingen lever eller helkropp analyseras eftersom ämnet binder till proteinrika vävnader och organ såsom lever. Halterna i levern är därför betydligt högre än i muskeln. Ett alternativ är att mäta i muskel (för att underlätta vid hälsoriskbedömningen) och sedan räkna om till helkropp eller leverkoncentration innan man jämför uppmätta halter med generella kriterier avseende skydd mot sekundärförgiftning.

Precis som vid val av referenslokaler för sedimentprovtagning är det lämpligt att välja referenslokaler för fiskprovtagning så att fisken där i huvudsak bara är påverkad av naturliga källor och storskalig diffus föroreningsspredning. Observera dock att vissa fiskarter kan röra sig över stora områden. Som ett komplement kan tidigare uppmätta halter i lämpliga referensområden eftersökas i det nationella datavärdskapet för miljögifter. Övervakningsdata från de nationella övervakningsprogrammen rapporteras in till datavärd, men resultatrapporter tas också fram regelbundet.

Värt att notera när det gäller jämförelser med uppmätta halter i fisk från andra lokaler är att atmosfärsnedfall fortsatt står för en betydande andel av den förorening som förekommer i fisk. Det gäller till exempel dioxiner och furaner, kvicksilver och flamskyddsmedel. Trots att nedfallet är ungefär detsamma över hela landet kan koncentrationerna i fisk såsom gädda och abborre dock variera mellan olika vattenmiljöer, även där det inte förekommer några andra, lokala utsläppskällor. Kvicksilverhalterna är till exempel betydligt högre i sjöar än i havet men det skiljer sig också åt mellan olika sjöar. Det kvicksilver som påträffas i fisk är i huvudsak metylerat. Metylering av kvicksilver är en komplex process och förutsättningarna för metylering skiljer sig kraftigt åt i olika vattenmiljöer. Vid kvicksilverförorenade sediment behöver man således vara särskilt vaksam på metyleringsförutsättningarna på platsen, vid val av referenslokal.

4.4.1.4 Analys av vildfångade musslor, kräftor och krabbor

Analys av vildfångade blåmusslor ingår i den nationella övervakningen längs västkusten samt upp till Kvädöfjärden i Östergötland på ostkusten och data rapporteras in till datavärdskapet för miljögifter. Längs ostkusten förekommer blåmusslor upp till Bottenhavet, men minskar i storlek med minskad salthalt vilket medför att ett större antal behöver insamlas för att få tillräcklig mängd för analys där jämfört med på västkusten. Norr om Stockholms län kan det vara svårt att få ihop tillräcklig mängd för kemisk analys. Här kan andra arter övervägas. Östersjömussla och skorv finns längre norrut, men det kan även i detta fall vara svårt att samla in tillräcklig mängd material.

Analys av vävnader från nätsnäckor på Västkusten ingår i det nationella övervakningsprogrammet, dock analyseras endast organiska tennföreningar.

Undersökningstyp saknas för analys av kräftor och krabbor, men erfarenhet finns från enstaka övervakningskampanjer och utredningar. För kräftor och krabba kan det vara motiverat att analysera kött respektive hepatopancreas (kräftsmör) separat. Hepatopancreas innehåller oftast betydligt högre halter organiska miljöföroreningar än köttet i övrigt. Om möjligt, analyseras enskilda individer var för sig.

4.4.2 Provtagning av fisk och skaldjur för bedömning av risk för människors hälsa

Viktiga aspekter vid provtagning av fisk och skaldjur för att kunna utreda risk för människors hälsa:

- Provtagningen av fisk och skaldjur behöver utgå från de arter, vävnader och storlek som normalt konsumeras av människor.
- I första hand provtas fiskarter som är relativt stationära, har höga fetthalter samt större individer, då de oftast är äldre och därmed kan ha lagrat in högre halter.

4.4.2.1 Provtagning av fisk

Fiskprovtagningen behöver utgå från de arter, vävnader och storlek på fisk som normalt konsumeras av människor. Abborre och gädda är exempel på stationära matfiskar i insjöar. Öring är också populär. Den lever strand- eller kustnära men lekvandrar.⁷¹ Födan består av till exempel annan fisk, insekter, kräftdjur, borstmask. Rödingen lever i insjöar och vattendrag.⁷² Bottennära fiskarter är till exempel rödspätta och hälleflundra.

För till exempel strömming är det motiverat att analysera muskel (filé), men även skinn och underhudsfett. För mer information och exempel, se till exempel Sportfiskarnas webbplats.⁷³

Notera dock att arterna är olika feta, vilket har en inverkan på uppmätta halter, på våtviktbasis. I första hand provtas arter som är relativt stationära, har höga fetthalter samt större individer, då de oftast är äldre och därmed kan ha lagrat in högre halter. Observera dock att stora exemplar av storröding inte bör provtas av bevarandeskäl.

⁷¹ Öringen förekommer i hav, insjöar och vattendrag och kallas även havsöring, insjööring eller bäcköring beroende på var den lever. Lekvandrar under sommar/höst till strömmande vattendrag. Leken pågår i oktober-januari/februari, på grusbotten.

⁷² Röding finns i flera varianter; storröding, fjällröding och mindre fjällröding. Stora exemplar av storröding bör inte provtas av bevarandeskäl.

⁷³ <https://www.sportfiskarna.se/Fiske/Fiske>

I övrigt gäller samma anvisningar som vid provtagning av vildfångad fisk för bedömning av lokal risk för sekundärförgiftning (se **avsnitt 4.4.1.3.**).

4.4.2.2 *Provtagning av skaldjur*

Vid provtagning och analys av till exempel musslor, kräftor och krabba gäller samma anvisningar som vid bedömning av lokal risk för sekundärförgiftning (se **avsnitt 4.4.1.4.**).

I enskilda fall kan även annan mat från havet, exempelvis tång, vara av relevans att analysera.

4.5 **Kemisk analys av föroreningar i sediment, vatten och**

Undvik att styras av analyspaket eller olika "listor" vid val av analysparametrar. Analyserna behöver omfatta de föroreningar som kan utgöra ett problem på den aktuella platsen. Om resultaten ska utvärderas mot ett fast kriterium uttryckt för en grupp av ämnen, säkerställ att alla är med i analysen.

Kemisk analys av föroreningar i sediment och vatten bör i första hand göras enligt etablerad standard. Då det saknas etablerad standard för sediment, används i stället standard för annan jämförbar fast matris, exempelvis slam eller jord.

Om standard saknas helt kan även andra metoder användas, men vid val av metod behöver vägas in om det exempelvis finns ringtester och vad de har visat.

Val av standard för uppslutning av prover för kemisk analys av grundämnen utgår från syftet i det aktuella fallet. Om det finns flera syften kan flera analyser behövas, såvida det inte går att påvisa att skillnaderna är försumbara.

Vid riskbedömning av sediment (bedömning av spridningsrisk, risk för effekter på bottenfauna eller upptag i näringsväven) bör partiell uppslutning av sedimentprovet göras. Här finns dock flera standarder.

Om syftet är att jämföra uppmätta halter med tillståndsbaserade bedömningsgrunder, bör tills vidare SS 28311 användas som uppslutningsmetod (partiell uppslutning med 7 M HNO₃).

Vid jämförelser med andra mätdata, exempelvis mellan olika nivåer i en sedimentkärna eller med referenslokaler, bör samma metod, men också samma laboratorium, användas.

Analysosäkerheten bör som högst vara 50% och kvantifieringsgränsen 0,3*[bedömningsgrund]. Säkerställ också att tillräcklig mängd prov tas.

Annan typ av förorening, såsom olja, cellulosafibrer, sot, kisaska, färgflagor och dumpade tunnor, behöver också karaktäriseras.

biota

4.5.1 **Vilka föroreningar behöver analyseras?**

Vilka föroreningar som förekommer eller som kan misstänkas förekomma i sedimenten och som kan utgöra en risk för människor eller miljön behöver identifieras.

I ett tidigt skede kan det vara ont om analysdata för sediment, men ofta finns åtminstone analysdata för andra matriser, såsom mark och grundvatten. Vid inventering av förorenade sediment ska dessutom några verifierande prover tas (**SGI, 2024a**).

Det kan finnas fler än de ursprungligen identifierade föroreningarna. Vad som kan tänkas förekomma beror bland annat på vad som har hanterats. Ibland kan även potentiella nedbrytningsprodukter vara relevanta. Sediment kan i högre grad än förorenad mark dessutom vara påverkad av flera olika källor, även på större avstånd. Förorenade partiklar kan till exempel ha spridits med strömmar innan de sedimenterat vid lugnare förhållanden. Kunskap om källor och spridningsvägar är därför viktig även för att identifiera potentiella föroreningar av relevans att undersöka vidare.

I anslutning till äldre pappersbruk påträffas exempelvis ofta kvicksilver och dioxiner, ibland även bekämpningsmedel och metaller. I anslutning till gruvverksamhet (avfallsupplag) påträffas ofta höga metallhalter i sediment. Stadstypiska föroreningar i dagvatten är till exempel metaller (koppar, zink) och PAH. Dagvattentillförseln till akvatiska miljöer kan dessutom stå för betydande bidrag av PFAS (Kim & Kannan, 2007). I småbåtshamnar förekommer ofta kraftigt förhöjda halter TBT, koppar och zink.

I ett tidigt skede, för avgränsning av det förorenade sedimentobjektet, kan det räcka med att analysera ett urval identifierade föroreningar. För att kunna bedöma riskerna behöver dock alla föroreningar som kan vara problematiska på just den här platsen analyseras. Även föroreningar för vilka det än så länge saknas effektbaserade bedömningsgrunder för sediment.

I en riskbedömning behöver man ta hänsyn till den sammanlagda exponeringen. Därför kan fler ämnen, som eventuellt inverkar på den slutliga risken men som kanske kommer från andra källor, behöva analyseras.

Ofta förekommer flera ämnen med närbesläktade strukturer samtidigt. Ofta för att de har släppts ut samtidigt, men ibland är några av strukturerna snarare omvandlingsprodukter som har bildats efter det att utsläppet har skett. Även dessa ämnen behöver undersökas.

För kvicksilverförorenade sediment behöver det även undersökas om halten av metylkvicksilver är förhöjd eller skulle kunna bli det. Det är främst den organiska formen som anrikas i näringsväven. Enbart totalhalt kvicksilver är således inte tillräckligt för att kunna ta ställning till om det finns ett behov av att gå vidare med utredning av sekundärförgiftning. Utvärdering av kvicksilverförorenade sediment behöver bedöma avvikelserna både avseende totalkvicksilver och metylkvicksilver.

Identifiering av faktorer som styr bildning, ackumulering och löslighet av metylkvicksilver i förorenade sediment redovisas i Skjellberg m.fl. 2006. Metylering och demetylering kan dock variera över tid eftersom metylering gynnas av ökad tillgång till energirika kolföreningar (såsom vid ökad primärproduktion). Vid osäkerheter kan provtagningen av ytliga sediment därmed behöva upprepas.

Det är lätt att låta sig styras av vanliga analyspaket. PAH16 är till exempel ett vanligt analysval för att undersöka förekomst av PAH (polycykliska aromatiska kolväten). PAH16 omfattar dock bara grundstrukturer. I miljön förekommer ett mycket stort antal PAHer. PAH16 kan passa bra om man vet att det kan förekomma till exempel kreosot eller PAH av förbränningsursprung, men det är inte tillräckligt vid oljeförorenade sediment. Råolja domineras oftast av helt andra PAHer, exempelvis alkylerade och substituerade PAH. Numera finns kommersiellt utvecklade analyspaket för både PAH16 och alkylerade PAHer i jord, slam och sediment. Då tillkommer C1-C3-alkylerade naftalener⁷⁴, summan fenantrener + antracener samt dibensotiofener (DBT samt C1-DBT, C2-DBT och C3-DBT).

PCB7 är ett relativt billigt analyspaket och som bara omfattar kongenerna PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180. Det kan vara fullt tillräckligt i ett initialt skede för att avgöra om det förekommer PCBer och för en första avgränsning av det förorenade sedimentområdets utbredning. PCB7 är också ofta tillräckligt om källan främst utgörs av till exempel fogmassor eller färg. I PCB 7 ingår dock bara en dioxinlik struktur (PCB 118). Analyspaketet för dioxinlika PCB är betydligt dyrare, men är motiverat för att kunna

⁷⁴ Naftalen är en aromatisk förening med två bensenringar. Med C1-alkylerad naftalen menas att en kolatom har kopplats till naftalenringen i form av en alkylgrupp. Den vanligaste C1-alkylgruppen är metylgruppen (-CH₃). På motsvarande sätt betyder C2-alkylnaftalener att det har kopplats på två kol, det vill säga en etylgrupp eller två metylgrupper.

bedöma riskerna vid till exempel klororganiska industrier, pappersbruk med klorblekning, vid elektronikavfall och där avfall med PCB kan ha förbränts.

Flera effektbaserade bedömningsgrunder avser summan av flera ämnen med liknande strukturer. Både α - och β -endosulfan bör till exempel analyseras samtidigt, liksom p,p'-DDT, o,p'-DDT, p,p'-DDE och p,p'-DDD. I det senare fallet finns effektbaserade bedömningsgrunder för både det enskilda ämnet p,p'-DDT och summan av alla fyra (DDT_{total}) (i vatten). Ett annat vanligt exempel är dioxiner, furaner och dioxinlika PCBer. Här finns analyspaket både för dioxiner och furaner samt paket som även inkluderar dioxinlika PCBer. Effektkriterier avser ofta summan av alla tre grupperna, men efter omräkning för att ta hänsyn till att enskilda kongener är olika toxiska (TCDD-ekvivalenter).

För organiska ämnen såsom dioxiner, furaner och PCBer, kan kongenmönster användas för att koppla förekomst av en förorening till en viss källa. Observera att det för att möjliggöra fingeravtrycksmetoden är viktigt att erhålla analysdata för fler kongener än vad som normalt rapporteras och används vid beräkning av TCDD-ekvivalenter. Inom TRACED-projektet⁷⁵ kommer förslag på analyspaket för dioxiner och furaner att tas fram.

Det behöver tydligt framgå vilket eller vilka ämnen det handlar om. Helst redovisas namn, registreringsnummer, kemisk klass, molekylformel och atomvikt samt strukturformel (se **bilaga 10**).

Det bör också framgå om sedimenten är förorenade med ämnen för vilka det finns etablerade utfasningsmål eller krav. I en bilaga till **SGI (2025/26)** finns en sammanställning av miljöfarliga ämnen för vilka det finns utfasningsmål/krav i vattendirektivet eller POP-förordningen, exempelvis dioxiner och PCB.

Förekomst av olja eller andra typer av föroreningar, inklusive främmande material (såsom cellulosafibrer, mikroplast och näringsämnen) behöver beskrivas och särskilda undersökningsmetoder kan behövas, se **bilaga 9**.

4.5.2 Analysförfarandet bör följa standard

För att underlätta vid olika typer av jämförelser bör kemiska analyser av sediment, vatten och biota i första hand göras enligt etablerad standard och av ett ackrediterat laboratorium^{76, 77}.

Standarder specificerar till exempel hur provet ska förbehandlas (provberedning), vilken uppslutningsmetod som ska användas och val av analysinstrument. Vilken provberedning som är lämplig anges ofta i analysstandarderna i form av hänvisningar till lämpliga standarder för provberedning.

Det finns både nationella och internationella standarder. Två stora internationella standardiseringsorgan är ISO (International Organization for Standardization) och CEN (The European Committee for Standardization). Flertalet internationella standarder har också införts som svenska standarder av **SIS** (Svenska Institutet för Standarder), men det finns också en del standarder som enbart införts i Sverige respektive andra enskilda länder, såsom USA⁷⁸.

⁷⁵ TRACED: nya metoder att spåra farliga ämnen i våra vatten | slu.se

⁷⁶ Swedac är nationellt ackrediteringsorgan, Swedac - En myndighet för kvalitet och säkerhet

⁷⁷ Se exempelvis artikel 3 i det så kallade QA/QC-direktivet (...): "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."

⁷⁸ På <http://www.nemi.gov> kan man till exempel söka efter amerikanska metoder av relevans vid miljöövervakning.

De kommersiella analyslaboratorierna använder sig av olika beteckningar vid beställningen och det framgår inte alltid vilka standarder som laboratoriet använder sig av vid förbehandling, uppslutning respektive analys. Laboratorierna kan också ha modifierat en standardmetod utifrån sina erfarenheter för att exempelvis förenkla provhanteringen. Vid oklarheter är det bra att kontakta laboratoriet på förhand för att säkerställa att rätt analys beställs och för information om eventuella avvikelser från standard.

Observera att ett ackrediterat laboratorium inte alltid är ackrediterat för alla analyspaket. Kontrollera därför att laboratoriet är ackrediterat för den specifika analysen. För ackrediterade laboratorier är det till exempel obligatoriskt att delta i provningsjämförelser ("interlaboratory trials", även kallat ringtester). Samtidigt är det bra att vara medveten om att den statistiska metod som används för att bedöma om ett analyslab blir godkänt vid en provningsjämförelse tillåter förhållandevis stora haltskillnader mellan analyslabben. Även om två laboratorier är ackrediterade och följer uppsatta standarder kan resultaten således skilja sig åt, på grund av hur exempelvis prestanda beräknas och uttrycks. För att kunna jämföra resultat mot varandra är det därför en fördel om analyserna utförs av samma ackrediterade laboratorium. Om analysresultaten i stället ska utvärderas mot ett jämförvärde (uttryckt i absoluta tal) och det är små marginaler, kan det vara en fördel om flera laboratorier utför samma analyser, för att få ett mått på variabilitet och osäkerhet.

Det finns visserligen bara ett fåtal standarder som specifikt har utvecklats för analys av sediment, men existerande standarder för jord och liknande matriser såsom slam, kan normalt användas även för sediment.⁷⁹ Av standarden framgår ofta för vilka matriser metoden har validerats⁸⁰.

Slutligen kan konstateras att, särskilt för "nya" ämnen, kan etablerade standarder saknas. För riskbedömning av förorenade sedimentområden är det rimligt att, vid behov, även kunna använda ännu icke standardiserade metoder. Frågor som man då kan ställa sig är om exempelvis ringtester har gjorts och vad de har visat. Analysosäkerhet och känslighet är också viktiga att beakta oavsett om analysmetoden är standardiserad eller inte.

4.5.3 Uppslutningsmetod vid analys av grundämnen i sediment

Beroende på syftet kan olika uppslutningsmetoder vara lämpliga vid analys av halten grundämnen i sediment. I det här sammanhanget är fokus på antropogent tillförda grundämnen, men som är mer eller mindre bundna till sedimenten.

Uppslutningsmetoder där även grundämnen som förekommer naturligt i mineralet kommer med i analysen är därför normalt inte motiverat. Vid riskbedömning av sediment (bedömning av spridningsrisk, risk för effekter på bottenfauna eller upptag i näringsväven) bör i stället partiell uppslutning av sedimentprovet göras.⁸¹

Det går inte att förorda en enskild metod vid kemisk analys av metaller och halvmetaller i sediment, för alla tänkbara tillämpningar och ämnen. Det finns för- och nackdelar med samtliga och val av analysstandard behöver ta hänsyn till det specifika syftet, men också

⁷⁹ Av internationell vägledning inom vattenförvaltning framgår att det, med undantag för PBDE (SIS-CEN/TS 16800:2020), då inte finns några standarder som specifikt har utvecklats för analys av prioriterade ämnen i sediment eller suspenderat material (CIS-vägledning nummer 19; EC, 2009). Då existerande standarder för analys av jord summeras dock i bilaga I till vägledningen, med kommentaren att dessa troligen kan användas även för sediment, eventuellt efter mindre modifieringar. Vägledningen innehåller också faktablad för respektive ämne, och för de ämnen där sedimentövervakning kan vara relevant hänvisas i vissa fall till specifika jordstandarder. Sedan vägledningens publicering har även ytterligare analysstandarder för sediment etablerats, för exempelvis SCCPs (SS-EN ISO 18635:2016), ftalater (DIN 19742) och PAH (REF).

⁸⁰ Validering av en kemisk analysmetod betyder att man visar att metoden fungerar, det vill säga att den analyserar rätt ämne och med tillräckligt noggrannhet, se till exempel SIS-CEN/TS 16800:2020.

⁸¹ Tidigare användes även totalhaltsanalys för sediment från främst Västerhavet. I Naturvårdsverket (1999c) finns tillståndsbaserade bedömningsgrunder uttryckta som en totalhalt. Dessa uteslöts från SGI (2024b).

huruvida bedömningen behöver vara så konservativ som möjligt (försiktighetsprincipen). Om det finns flera syften kan flera analyser behövas, såvida det inte går att påvisa att skillnaderna är försumbara. Olika analysmetoder (standarder) kan också vara lämpliga för olika ämnen⁸².

I **bilaga 11** listas nationella och internationella standardmetoder för partiell uppslutning av sediment, tillsammans med information om till exempel uppslutningsprocesser och tillämpningsområden. Tills vidare förordar vi att SS 28311 används (partiell uppslutning med 7 M HNO₃) om resultaten ska jämföras med tillståndsbaserade bedömningsgrunder (SGI, 2024b).

4.5.4 Analys av potentiellt biotillgänglig koncentration

För att minimera behov av att provta (**avsnitt 4.4**) eller testa toxicitet på levande organismer (**avsnitt 4.7.1**) är det lämpligt att först analysera potentiellt biotillgänglig koncentration för sedimentlevande organismer.

Olika metoder för att mäta potentiellt biotillgänglig koncentration på laboratoriet har utvecklats. Den fritt lösta koncentrationen av organiska föroreningar i ett sedimentprov kan till exempel analyseras med hjälp av så kallad passiv jämviktsprovtagning. Den passiva provtagaren används då för att simulera biologiskt upptag av lösta föroreningar via till exempel gälar eller hud från porvattnet.

En annan extraktionsmetod för hydrofoba ämnen bundna till sediment är TENAXTM - extraktion. För att undersöka potentiellt biotillgänglig koncentration och även ta hänsyn till upptag via magtarmkanalen kan syntetisk tarmvätska användas.

Olika typer av extraktionsmetoder för att mäta potentiellt biotillgänglig koncentration i laboratorieskala beskrivs vidare i **bilaga 12**.

4.5.5 Analysosäkerhet

Med mätosäkerhet menas ett mått, ett intervall, inom vilket ett mätresultats sanna värde ligger. Osäkerheten kan vara relaterad till analysinstrumentet i sig, men även exempelvis vågar.⁸³ Analysosäkerheten kan skilja sig relativt mycket mellan analyslabb för analys av samma ämnen.

Ofta behöver uppmätt föroreningskoncentration jämföras med ett fast kriterium, såsom en effektbaserad bedömningsgrund. Vilken analysosäkerhet som kan accepteras utan att det blir alltför stora osäkerheter i den slutliga riskbedömningen beror på hur nära kriteriet föroreningskoncentrationen befinner sig. I linje med bestämmelserna i det så kallade QA/QC-direktivet (**2009/90/EG**)⁸⁴ bör analysosäkerheten inte överskrida 50%. Vid 50% osäkerhet 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 kriteriet ligger inom det intervallet är vi således inte säkra på om kriteriet verkligen överskrids.

⁸² SGU fann till exempel att högre Cd-halt erhöles vid uppslutning med 7M HNO₃ än med kungsvatten + HF. Orsaken tros vara komplexbindning med klorid. För övriga grundämnen blev utbytet vanligtvis högre när kungsvatten + HF användes (**Josefsson, 2022**).

⁸³ Analysosäkerheten uppskattas genom att gå igenom tänkbara osäkerheter i samband med analysen ("bottom-up approach") eller genom att utgå från analyser på certifierade referensmaterial, rutinkontrollprover eller ringfester ("top-down approach").

⁸⁴ EU direktiv (2009/90/EG) om tekniska specifikationer och standardmetoder för kemisk analys och övervakning av vattenstatus

4.5.6 Känslighet

4.5.6.1 Detektionsgräns och kvantifieringsgräns

Detektionsgränsen (även förkortat LOD, Limit of Detection; LD, Detection Limit; LLD, Lower Limit of Detection) för en kemisk analysmetod är den lägsta halt där ett visst ämne kan detekteras, det vill säga fastställas att ämnet *finns* i provet. Ett resultat vid detektionsgränsen är mycket osäkert, det vill säga analysen kan inte betraktas som kvantitativ. Detektionsgränsen bestäms normalt som tre gånger den standardavvikelse som fås vid analysen av blankprover.

Kvantifieringsgränsen (LOQ, Limit of Quantification) är den lägsta haltnivå som kan bestämmas kvantitativt med tillfredsställande säkerhet. 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.

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. En kvantifieringsgräns som är högre än fast kriterium som uppmätt halt ska jämföras mot innebär att man i värsta fall inte kan dra några slutsatser av jämförelsen. I linje med 2009/90/EG bör kvantifieringsgränsen vara högst 30% av effektbaserade bedömningsgrunder för ämnet.

Observera att kvantifieringsgränserna kan skilja sig åt mellan olika analyspaket för samma ämnen. Ibland erbjuder laboratoriet två olika analyspaket beroende på vilken kvantifieringsgräns som behövs. Ibland skiljer sig också kvantifieringsgränsen för ett paket om det även ingår i ett annat, större paket. Kvantifieringsgränsen för de 16 ingående strukturerna i 16PAH paketet kan till exempel skilja sig från den man får för dessa strukturer om man beställer 16PAH + alkylerade PAH.

4.5.6.2 Behov av tillräcklig mängd prov

För analys av metaller räcker oftast ganska små mängder prov (något gram torrsubstans). En 100 ml plastburk är därför oftast fullt tillräckligt.

För analys av organiska föroreningar, såsom PAH, PCB, krävs betydligt större mängder (ofta cirka 40-50 gram torrsubstans). Som en tumregel och vid "normala" (minerogena) sediment kan antas att man behöver cirka fem gånger så stor mängd på våtvikt basis, det vill säga ungefär 250 gram prov. Samtidigt är densiteten för sedimentet högre än för vatten. En 212 ml glasburk rekommenderas ofta. Vid sedimentprov med hög vattenhalt kan dock nästan det tredubbla behövas, här rekommenderas därför ofta 720 mg glasburk istället.

Ska flera analyser göras på samma prov kan det således krävas ganska stora kärl, ibland snarare en hink som rymmer flera liter, alternativt att flera kärl, eventuellt från olika skikt, slås ihop. Det gäller särskilt om torrsubstanshalten är låg, såsom hos fiberbanksmassor och suspenderat material.

Slutligen bör man vara medveten om risken för interferens (matrisstörningar). Andra komponenter i provet, kan inte alltid separeras från analyten (ämnet som ska analyseras). Sådan interferens kan antingen synas som mindre respons i en analysmetod (underskattning av koncentrationen) eller som en förstärkt respons (koncentrationen överskattas). I samband med inlämningen bör man upplysa om att det kan förekomma interferenter – exempelvis höga halter organiskt material i fallet med fiberbankar. Då har laboratoriet möjlighet att anpassa extraktion och rening till det. Risken för interferens kan bland annat minskas genom att provet späds ut (SWEDAC, 2000). Vid risk för matrisstörningar behöver man ta höjd för detta och lämna in tillräcklig provvolym.

4.5.7 Samlingsparametrar

I mycket komplext förorenade miljöer, som kan uppstå exempelvis i sedimentområden med påverkan från flera olika branscher (eller enskilda branscher med komplexa utsläpp, exempelvis avloppsreningsverk och avfallshantering) är det inte möjligt att med riktade kemiska analyser undersöka alla ämnen som kan tänkas förekomma.

Ibland är det lämpligt att analysera inte bara enskilda ämnen och kongener utan snarare samlingsparametrar, det vill säga grupper av ämnen med en gemensam nämnare.

Om PFAS har hanterats kan det exempelvis ibland vara lämpligt att lägga till

- TOP (Total Oxidizable Precursor assay), det vill säga PFAS-prekursorer
- EOF (extraherbart organiskt fluor)
- TOF (totalt organiskt fluor), då även starkt bundet organiskt fluor analyseras.

Andra breda kemiska analyser är till exempel

- AOX (Adsorberbart Organiskt Halogen)
- EOX (Extraherbart Organiskt Halogen)
- alifater och aromater
- oljeindex.

Samlingsparametrar är användbara för att till exempel avgränsa påverkansområdet men också för att få en uppfattning om det förekommer 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 mer toxiskt än ett prov som visar på låg AOX – det beror på vilka organiska halogener det är som förekommer i provet. Motsvarande gäller för olja, TOF och så vidare.

Förutsättningslösa kemiska analyser (även kallat screeninganalyser) kan också användas för att kartlägga vilka föroreningar som förekommer i området. Riktade analyser behövs dock för att kunna kvantifiera föroreningsinnehållet.

In vitro-testbatterier kan användas för liknande syften – att i komplexa situationer fånga upp fler ämnen än vad som annars görs vid riktad analys av enskilda ämnen. De har dessutom fördelen att ett högre svar indikerar större risk, se vidare i **avsnitt 4.7.4**.

4.5.8 Stödjande parametrar vid analys av sediment och vatten

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

För sediment:

- TOC⁸⁵, bör alltid analyseras. Inverkar på bland annat biotillgänglighet, men korrelerar också ofta med halten.
- Redoxförhållanden, av relevans vid metallanalys.
- C:N-kvot, av relevans för att undersöka det organiska materialets härkomst, och av relevans vid kvicksilverförorenade sediment.

För ytvatten:

- pH, av relevans vid till exempel metallanalys, men även polära organiska föroreningar
- DOC/TOC, inverkar på bland annat biotillgänglighet hos metaller.
- Ca eller CaCO₃, av relevans vid till exempel metallanalys
- Salinitet (i marin miljö), påverkar bland annat komplexbildning och tendens till utfällning.

Vid analys av grundämnen bör ett paket med metaller/grundämnen inkluderas i de allra flesta fall, eftersom det ger mycket information om sedimentens ursprung och även kan bidra med att visa på mönster och utbredning av olika föroreningar inom området.

4.5.9 Isotopanalyser

För grundämnen kan isotopanalyser användas som ett slags fingeravtryck för en viss typ av föroreningskälla.

Isotopanalyser kan också aktualiseras vid datering av sedimentkärnor, exempelvis blyisotoper och Cs (se **SGI, 2024b**). Isotop- och isotopkvotanalyser med ICP-MS-tekniker är numera kommersiellt tillgängliga för ett stort antal grundämnen, såsom bly, järn, zink, koppar, uran, kadmium och kvicksilver.

4.5.10 Karaktärisering av främmande material på botten

Olika verksamheter kan ha tillfört stora mängder främmande material som påverkar bottenförhållandena i recipienten. Det kan till exempel påträffas

- kemiska produkter i fri fas, såsom olja, träkolstjära och kreosot
- timmer, barkrester och cellulosafibrer (i form av fiberbankar och fiberrika sediment)
- plastpartiklar, färgflagor, gummirester, textilfibrer, frigolitrester
- kisaska, slagg och anrikningssand
- större föremål, som dumpade tunnor, skrot och fartygsskrov (vrak)
- blykulor och dumpad ammunition
- Sot och andra förbränningsrester

Materialet kan innehålla föroreningar, men samtidigt ha helt andra egenskaper än minerogena sedimentpartiklar, vilket styr frisättande av föroreningar. Materialet i sig kan också utgöra ett problem. Exempelvis brukar det sällan finnas något högre liv i fiberbankar. Cellulosafiber leder i samband med nedbrytning av det organiska materialet till syrebrist och bildning av svavelväte som i sin tur är giftigt. Oljeföroreningar kan, utöver kemisk toxicitet kopplat till exempelvis PAH (polycykliska aromatiska kolväten), även ge upphov till en fysikalisk påverkan på växter och djur.

⁸⁵ Ofta uppskattas andelen organiskt kol från glödförlust (GF) med hjälp av ett empiriskt samband. Det kan exempelvis göras med hjälp av Van Bemmelen's faktor: $GF = f_{oc} \times 1,724$. Men relationen mellan glödförlust och organisk kolhalt kan i praktiken variera, se t.ex. Jonsson (2003). För säkrast resultat bör TOC analyseras, men det är något dyrare.

För att underlätta vid riskbedömningen behöver karaktären hos sådana material beskrivas. Karaktäriseringen utgör viktigt underlag för att bedöma spridningsrisker, vilka kemiska analyser som bör göras samt identifiera tänkbara föroreningskällor. För ytterligare stöd, se **bilaga 9**.

4.6 Biotillgänglighet

Att en organism exponeras för höga halter av föroreningarna i kontaktmediet innebär inte nödvändigtvis att det leder till negativa effekter. Föroreningarnas biotillgänglighet är också avgörande. Ämnet behöver exempelvis kunna passera via gälar, tarm, hud och vidare genom cellväggar. Uptag av föroreningar i bottenlevande organismer är en förutsättning både för uppkomsten av effekter och föroreningsspridning direkt från sediment till näringsväven.

Begreppet "biotillgänglig koncentration" definieras här som *den koncentration som är tillgänglig för biologiskt upptag och därför kan ge upphov till en effekt på organismen*. 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.

I sediment är innehåll av organiskt material, järnoxider och sulfider av stor betydelse för föroreningars biotillgänglighet.

För organiska ämnen är sedimentets innehåll av organiskt material av stor betydelse. För ämnen som binder till organiskt material är en generell tumregel att ju högre organisk kolhalt i sedimentet, desto lägre andel av föroreningarna påträffas i porvattnet och tas upp via gälar. Föroreningar kan samtidigt binda till DOC i porvattnet, vilket kan påverka diffusionsprocesser och biologiskt upptag.

Viss hänsyn till föroreningars biotillgänglighet i sediment kan således tas genom att till exempel normalisera mot organisk kolhalt innan man jämför med en effektbaserad bedömningsgrund. 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. Mycket stora molekyler kan till exempel inte passera membran, medan vissa främmande strukturer liknar för cellen nödvändiga byggstenar och tas därför aktivt upp av organismen, då dessa strukturer kan binda till målreceptorer.

Biotillgänglig föroreningskoncentration i sediment brukar ofta likställas med porvattenhalter. Ju mer vattenlösligt ett ämne är desto större tendens att lösas i porvattnet och möjlighet att tas upp via gälar. I sediment påträffas dock i huvudsak hydrofoba ämnen. De har en tendens att binda till partiklar. Utöver ämnets löslighet kan andra faktorer inverka på biotillgängligheten, och därmed de effekter som kan uppstå. För depositionsätare tillkommer oralt intag av föroreningar som är bundna till sedimentpartiklarna. Dessa kan tas upp via tarmen, 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. Förhållandena i tarmvätskan kan också ha en inverkan på lösligheten och därmed oral biotillgänglighet.

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.

Potentiellt biotillgänglig koncentration i sediment kan undersökas med exempelvis passiv jämviktsprovtagning, se **bilaga 12**. Toxicitetstester på levande organismer (in vivo bioassays och biomarkörer) kan användas för att undersöka den faktiska toxiciteten och indirekt då även bara ta hänsyn till den biotillgängliga koncentrationen. Halter i vävnader ger också en indikation. Den ackumulerade andelen i bottenlevande organismer motsvarar dock inte nödvändigtvis den biotillgängliga andelen. Föroreningar som har tagits upp kan redan ha exkreerats ut och/eller metaboliserats/brutits ned inuti organismen, men innan det skedde kan effekter ha uppstått.

Om det föreligger risk för att människor kan exponeras för sedimentpartiklar i betydelsefulla mängder, kan partikelbunden oral biotillgänglig koncentration också analyseras, se **bilaga 12**.

4.7 Metoder för att mäta effekter på organismer

Bottenfaunainventering och jämförelser med referenslokal ger svar på om bottenfaunasamhället är påverkat. Det är dock svårt att avgöra orsaken. Slumpen eller helt andra faktorer än toxiska föroreningar kan också ligga bakom avvikelser.

Toxicitetstester på levande organismer (in vivo bioassays) beaktar även ämnen som inte analyseras kemiskt och dessutom den sammanlagda effekten av föroreningarna. Effekter kan dock uppstå efter betydligt längre tid än vad testet pågår och det går inte att testa alla arter.

Biomarkörer ger ett mått på den faktiska påverkan på organismer som lever i miljön, på individ-, cell- eller subcellulär nivå. Effektbiomarkörer mäter om det förekommer negativa hälsoeffekter. Exponeringsbiomarkörer om det har skett en tidig förändring och tyder därför på att föroreningar är biotillgängliga. Biomarkörer kan också vara antingen generella (svarar på olika typer av stress) eller specifika (svarar på en viss ämnesgrupp).

In vitro tester kan användas för att mäta effekter på odlade celler. De är lämpliga som komplement till kemisk analys av sediment- eller vattenprov och genom att jämföra med referenslokaler får man en uppfattning om den relativa risken.

För att kunna bedöma i hur hög grad sedimentföroreningar är orsaken till de observerade effekterna bör kemiska, biologiska och toxikologiska data utvärderas samlat.

Sediment är ofta komplext förorenade av många olika föroreningar. Det kan också förekomma annan typ av föroreningsproblematik såsom övergödning eller främmande material (se **bilaga 9**) eller annan typ av mänsklig påverkan såsom förstörda eller fragmenterade livsmiljöer, ohållbar jakt och fiske, invasiva arter. Därtill kommer naturligt förekommande stressfaktorer såsom fluktuationer i salinitet och syrebrist på djupa bottenar.

Den samlade exponeringen och stressen är det som är avgörande för vilka effekter som kan uppstå på ekosystemet och dess förmåga att leverera ekosystemtjänster.

Att inte bara mäta halter utan även effekter är viktigt vid riskbedömningen av förorenade sediment. Inventering av bottenfauna kan ge en indikation på om bottenlevande samhället är påverkat. Samtidigt behöver man utreda orsak-verkan (bidraget från olika typer av mänsklig påverkan) för att kunna ta ställning till vad som är en lämplig och effektiv åtgärd.

Nedan beskrivs några olika typer av effektbaserade övervakningsmetoder översiktligt, deras styrkor och svagheter samt på vilket sätt de kan bidra till förståelsen av riskerna.

4.7.1 Inventering av bottenfauna

Genom så kallad bottenfaunainventering kan man få en uppfattning om det förekommer en påverkan på det bottenlevande samhället, exempelvis i form av förändrad artsammansättning hos makrovertebrater, se även **bilaga 13**.

Ju mer komplexa system som undersöks, desto mer relevant, men samtidigt också mer komplicerat att utvärdera. Slumpen eller helt andra faktorer än föroreningar, såsom syrebrist, kornstorlek, ljusförhållanden, temperatur och salinitet, förekomst av predatorer och konkurrerande arter kan inverka på vilka arter som förekommer på botten.

De index som används vid klassificering av ekologisk status inom vattenförvaltning kan inte användas för att dra några slutsatser om det förekommer någon påverkan av toxiska föroreningar på bottenfaunans samhälle. Resultaten behöver i stället jämföras mot referenslokaler med i övrigt liknande förhållanden.

Det är viktigt att hitta lämpliga referenslokaler att jämföra med, men det är i princip inte möjligt att hitta en lokal med helt identiska förutsättningar i övrigt. Förhållandena varierar dessutom över tid.

4.7.2 Toxicitetstester

De flesta effektbaserade bedömningsgrunder bygger på tester av ett ämne i taget. I förorenade sediment förekommer ofta många olika förorenande ämnen samtidigt. Tillsammans kan en sådan komplex blandning ge upphov till värre effekter än vad som kan förutspås utifrån deras egenskaper var och en för sig, en så kallad blandningseffekt (även benämnd cocktaileffekt). Sådana blandningseffekter kan sällan på ett säkert sätt förutspås enbart utifrån uppmätta koncentrationer av enskilda ämnen. Ett sätt att undersöka frågan vidare är genom toxicitetstester på sedimenten eller andra effektbaserade övervakningsmetoder.

Som ett komplement till kemisk analys används ofta toxicitetstester på levande organismer för att karaktärisera sediment i olika sammanhang, inklusive förorenade områden (se till exempel **European Commission, 2014a-b** och **Naturvårdsverket, 1999a**). Sådana tester kallas även in vivo⁸⁶ bioassays och de ger ett direkt mått på sedimentens toxicitet för de testorganismer som undersöks. Resultaten ger således en uppfattning om effekten av den sammanlagda exponeringen för biotillgängliga föroreningar.

Ekologiskt relevanta effektparametrar (även kallat endpoints) undersöks efter en kort eller längre tids exponering. I det förstnämnda fallet (akuttester) undersöks oftast överlevnad eller mobilitet, i det andra fallet (kroniska tester) exempelvis tillväxthastighet, antal yngel och beteendeförändringar. Hur länge försöken pågår varierar. Reproduktionstester på evertetrater pågår till exempel ofta i en månad. I **bilaga 14** ges exempel på in vivo bioassays för att testa toxicitet hos sediment för sedimentlevande organismer.

Toxicitetstester säger emellertid inte något om andra typer av effekter eller effekter på andra arter än de som undersöks. Ett testbatteri, det vill säga en uppsättning toxicitetstester på flera olika arter, helst från olika trofnivåer är därför lämpligt. Ibland testas även flera organismer parallellt eller ibland hela samhällen i ett och samma test – i form av så kallade mikro-, meio- eller makrokosmer (beroende på hur stora testsystemen är). Då kan även interaktioner mellan arter till viss del beaktas.

⁸⁶ In vivo="i det levande" (latin).

Alla organismer går inte att odla. Används vildfångade organismer kan de stressas av hanteringen och det är viktigt att de har fångats i en opåverkad miljö. En viss störning av sedimentet i samband med provtagning och provhantering är dessutom ofrånkomlig, vilket innebär att biotillgängligheten kan skilja sig mellan förhållandena på laboratoriet och i fält. Tester på laboratoriet utförs vidare under förhållanden som i övrigt är optimala för testorganismerna och exponeringstiden är begränsad. Vid så kallade *in situ* försök – tester som utförs i fält – tillkommer också osäkerheter kopplat till hanteringen av organismerna, exponeringstid, val av organismer med mera.

Toxicitetstester kan missa effekter som uppträder först efter mycket lång tid eller effekter som uppstår som en följd av en kombination av flera olika stressfaktorer, även exempelvis temperatur- och salinitetsväxlingar.

Toxicitetstester på vattenfas kan kräva uppkoncentrering av provet, för att öka känsligheten i de fall halterna är relativt låga. Tolkning av resultat kan dock försvåras.

4.7.3 Biomarkörer

Biomarkörer avser vanligtvis parametrar avseende effekter på vävnads-, cell- eller subcellulär nivå på till exempel fisk och evertetrater som fångas in i fält. Det kan till exempel röra sig om histopatologiska studier eller analys av olika hormoner i blodet hos fältinsamlad fisk. Biomarkörer ger ett mått på faktisk påverkan på organismer, men på individer (vävnader), celler eller subcellulär nivå. I **bilaga 15** ges flera exempel på olika typer av biomarkörer.

Biomarkörerna brukar delas in i effekt- respektive exponeringsbiomarkörer. Effektbiomarkörer är direkt kopplade till negativa hälsoeffekter eller till exempel påverkan på förmågan att reproducera sig, vilket har implikationer på populationsnivå. Exponeringsbiomarkörer säger snarare om det har skett en biologisk förändring, exempelvis aktivering av en viss receptor. Förändringen tyder på att föroreningarna är biotillgängliga, men de kommer inte nödvändigtvis att ge upphov till negativa hälsoeffekter på individnivå.

Vissa biomarkörer är mer specifika för en viss typ av föroreningar, andra är mer generella och kan även svara på andra stressorer, såsom virus, variation i salinitet eller temperatur.

Det finns också några exempel på biomarkörer som mäter effekter både på en hög ekologisk relevansnivå och som är specifika för toxiska ämnen och i vissa fall en liten grupp av ämnen; hit hör exempelvis biomarkörerna imposex (tennorganiska föreningar) och äggskaletför tunnning hos fågel (DDTer). Dessa kan därför klassas både som effekt- och exponeringsmarkörer och är därför särskilt användbara vid riskbedömning av sediment förorenade med dessa ämnesgrupper.

Biomarkördata från det påverkade områden kan jämföras med data för organismer från referenslokaler, vilket ger en uppfattning om den relativa risken. För vissa biomarkörer finns dessutom bedömningsgrunder som kan användas för att få en absolut bedömning, exempelvis så kallade EAC-värden framtagna inom OSPAR/ICES (se **bilaga 15**).⁸⁷

Biomarkörer lämpar sig ofta väl som tillägg vid till exempel provtagning av biota för kemisk analys eller för populationsstudier. Fiskbiomarkörer ingår sedan decennier i det nationella övervakningsprogrammet Kust och hav.

⁸⁷ För att få en uppfattning om avvikelser i ett större perspektiv finns även så kallade BAC-värden. Det kan sägas utgöra en motsvarighet till de lägre tillståndsklasserna hos tillståndsbaserade bedömningsgrunder avseende uppmätta halter. Vid riskbedömning av förorenade sedimentområden är det dock lämpligare att jämföra resultat med referenslokaler.

Än så länge finns de flesta utförare i Sverige vid universitet och högskolor, men även några konsultfirmor kan utföra vissa typer av biomarkörundersökningar, exempelvis lysosomstabilitet och imposex, påverkan på fiskfysiologi samt missbildningar hos kiselalger och fjärdermygglarver.

Naturvårdsverket har tagit fram en undersökningstyp för fiskhälsoundersökningar (**Naturvårdsverket, 2021d**). **ISO 23893-1:2007** beskriver hur man tar ut prover och hanterar vävnader för senare biomarköranalys.

Biomarkörstudier kombineras med fördel med provtagning för efterföljande kemisk analys. Notera dock att före provtagningen bör fisken förvaras i träsumpar under 2-4 dygn för återhämtning efter fångststress.

4.7.4 In vitro tester

In vitro tester utgör ett mellanting mellan ett klassiskt toxicitetstest och kemisk analys. Vid *in vitro*-tester mäts biologiska effekter på odlade celler i stället för på levande organismer. Cellerna fungerar således som en slags biologiska sensorer.

Exempelvis kan aktiveringen av en viss receptor i cellen mätas som en proxy för mängden av föroreningar i provet som binder till just den receptorn. Aktivering av den så kallade AH-receptorn (Aryl Hydrocarbon Receptor) ger ett mått på mängden och potensen av ämnen som har tendens att binda till denna receptor (exempelvis dioxiner, furaner, vissa PAH:er).

Kostnader, tidsåtgång och mängd prov som behövs är ofta liknande som vid en kemisk analys av provet. In vitro tester lämpar sig således väl som screeningverktyg för att fånga upp även ämnen som inte ingår i den kemiska analysen liksom det sammanlagda svaret från flera olika föroreningar med liknande verkningsmekanism. Vid komplext förorenade sediment kan provtagning för kemisk analys respektive in vitro analys med fördel samordnas, det vill säga göras redan i ett tidigt skede. Bäst är att lägga till en uppsättning in vitro-tester som undersöker flera tänkbara relevanta verkningsmekanismer.

Det är också möjligt att använda in-vitro tester i kombination med passiv provtagare (Leusch et al, 2024).

Resultaten kan till exempel jämföras mellan olika lokaler för att få en uppfattning om var den sammanlagda toxiska potentialen för påverkan är starkast (relativ risk). Olika processer inuti en organism, såsom metabolismen kan ha stor betydelse för vilka konsekvenser en påverkan på subcellulär nivå kan ge på individ eller populationsnivå. In vitro-testerna visar att provet innehåller skadliga ämnen, men behöver inte betyda att hela organismen skadas, eftersom det också kan finnas försvarsmekanismer. Det behövs därför ytterligare undersökningar för att avgöra om de detekterade föroreningarna är biotillgängliga och ger upphov till en faktisk effekt även hos levande organismer.

I **bilaga 16** ges några exempel på in vitro tester och mer information om vilka verkningsmekanismer som undersöks. Skulle några av dessa ge utslag bör uppföljning med motsvarande biomarkörer göras.

4.7.5 Tolkning av resultat

Kunskap om ämnets verkningsmekanism är användbart vid val av toxicitetstest, men även för att få en uppfattning om av vad en viss observerad effekt kan bero på för ämne liksom vilka samverkanseffekter som är troliga när flera ämnen förekommer samtidigt.

Den ekologiska relevansen, men även svårigheten att tolka resultat (förstå orsaken), ökar generellt ju mer komplexa biologiska system (även kallat biologiska organisationsnivåer – makromolekyl – cell – vävnad – individ – population – samhälle) som studeras.

Inventering av bottenfauna undersöker till exempel effekter på samhällsnivå. Resultaten är av hög ekologisk relevans, men det kan vara svårt att veta varför effekterna har uppstått. In vitro tester och flertalet biomarkörer undersöker effekter på molekylär eller cellnivå, exempelvis blockering av en specifik receptor. Då är det lättare att dra slutsatser om orsak-verkan eftersom det svar man avläser är mer specifikt kopplat till ämnen med en viss struktur. Den ekologiska relevansen är dock svårare att bedöma – kommer det att leda till negativa effekter på populationsnivå?

Genom att betrakta de olika bevislinjerna (kemiska, biologiska och toxikologiska data) samlat är det lättare att bedöma om toxiska sedimentföroreningar utgör en oacceptabel påverkan.

4.8 Kvalitetsgranskning av underlag

Befintliga data bör kvalitetssäkras och undersökningar kan behöva upprepas och utökas.

Följande bör kontrolleras:

- Undersökningsmetodens lämplighet utifrån syftet, avvikelser från standard
- Provernas representativitet, inklusive provtagningsfrekvens, antal och provtagningslokalernas placering
- Val av parameter, känslighet hos analysen och hantering av värden under detektionsgränsen.

Underlaget ska ligga till grund för beslut om området ska gå vidare till åtgärdsutredning. Om riskerna överskattas läggs kanske onödiga resurser på fortsatta utredningar och åtgärder. Om riskerna underskattas kan det på sikt leda till konsekvenser för människa och miljö, möjligheter att nyttja värdefulla ekosystemtjänster och naturresurser och eventuellt ökade kostnader för åtgärder i ett senare skede. Underlaget behöver därför vara av tillräcklig omfattning och kvalitet för att riskerna ska kunna bedömas med tillräckligt hög tillförlitlighet. Befintliga data behöver således kvalitetsgranskas.

I kvalitetsgranskningen ingår en kontroll av valet av undersökningsmetoder utifrån syftet med undersökningen, men även av tillförlitligheten hos resultaten. Detta omfattar provernas representativitet baserat på hur proverna har tagits, hur många mätvärden det finns att utgå ifrån, variationen och så vidare. Observera att metoder för att utvärdera representativiteten hos markprover inte nödvändigtvis är tillämpliga för sedimentprover.⁸⁸ Om det bara finns ett fåtal mätvärden eller deras representativitet kan ifrågasättas bör upprepade eller utökade undersökningar övervägas.

Relevansen hos de parametrar som valts ut, oavsett om det gäller kemiska analyser av enskilda ämnen eller ämnesgrupper, in vitro tester avseende enskilda verkningsmekanismer, test endpoints i en bioassay eller biomarkör etcetera behöver begrundas när resultaten ska utvärderas. Föroreningens verkningsmekanism är till exempel då viktiga att känna till. Potentiella felkällor och osäkerheterna hos resultaten behöver också framgå.

⁸⁸ Vid förorenade områden på land råder ofta en hög heterogenitet. Halterna kan vara kraftigt förhöjda i en viss punkt på grund av ett tidigare spill till exempel, medan de är relativt låga precis intill.

Osäkerheter förknippade med provtagningen är ofta högre än analysosäkerheterna. På grund av utspädningseffekten är halterna i ytvatten vanligen låga, vilket innebär att kontaminering av vattenprover och eventuell avgång av flyktiga ämnen utgör en risk för missvisande resultat.

Om ämnen eller effekter inte har kunnat detekteras, trots att de förväntats, behöver rapporteringsgränsen och känsligheten hos testet kontrolleras. Som en tumregel bör den kemiska analysosäkerheten vara högst 50% och rapporteringsgränsen högst 0,3 x [bedömningsgrunden]. Hanteringen av värden under detektionsgränsen bör också kontrolleras. Att sätta värden under detektionsgränsen till värdet noll är normalt inte lämpligt, men ett undantag gäller vid summering av värdet på flera kongener av samma ämne.

Osäkerheter hos bedömningsgrunderna som sådana och som används i riskbedömningen behöver beaktas. Sedimentkriterier som bygger på EqP-värden eller om AF som har använts är hög (>100) indikerar att jämförelser med dessa ger osäkra bedömningar.

Kunskapsluckor behöver identifieras, exempelvis saknade uppgifter om nedbrytbarhet och toxicitet.⁸⁹ Det kan också finnas anledning att misstänka att ytterligare ämnen kan förekomma utöver de som har analyserats. Det kan därmed finnas behov av ytterligare undersökningar eller utredningar, till exempel effektbaserade metoder eller uppskattningar av effektnivåer.

⁸⁹ Sediment är ofta förorenade med ett stort antal ämnen. Det är då vanligen inte möjligt att finna uppgifter om varje enskilt ämne. Särskilt nya ämnen (eller snarare ämnen som nyligen uppmärksammats) är ofta inte så väl undersökta än avseende deras egenskaper.

REMISSVERSION

5 Spridning, exponering och belastning

För att ta ställning till om föroreningsspridning, nedbrytning, översedimentation och belastning behöver utredas och bedömas behöver uppmätta föroreningshalter hos sedimenten inom det förorenade området först jämföras med referenslokalerna, se stödfrågor i **avsnitt 2.6**.

I detta kapitel ges stödfrågor för att identifiera källor och föroreningsspridning till sedimenten, förutsättningar för nedbrytning och översedimentation samt risk för spridning av föroreningar från sedimenten, till omgivning och näringsväv. Slutligen ges förslag på hur belastningen (mängden som sprids) kan bedömas.

5.1 Källor och föroreningsspridning till sedimenten

Stödfrågor för att identifiera föroreningar, föroreningskällor och potentiellt betydelsefulla spridningsvägar till vattenmiljön och de förorenade sedimenten

- Vilka föroreningar har gjort att området har prioriterats?
- Baserat på vad som i övrigt är känt om området och den bransch det handlar om, vilka ytterligare föroreningar skulle kunna förekomma?
- Vilken eller vilka föroreningskällor har förekommit (historiskt), på land och i vatten, och är förmodligen huvudsaklig orsak till det förorenade sedimentområdet?
- Har landbaserade objekt och tänkbara spridningsvägar (exempelvis via grundvatten, ytvavrinning/dagvatten, ledningar/rör, damning/vindspridning) åtgärdats?
- Förekommer /fortsatt/ aktiv verksamhet på land och som kan bidra till att föroreningar sprids (via direktutsläpp, grundvattenpåverkan etc)?
- Hur ser trenden i sedimentet ut? Finns det tecken på risk för återkontaminering, exempelvis att halterna i ytan är högre än längre ner?
- Skulle föroreningar kunna spridas ytterligare framöver till följd av klimatförändringen, som exempelvis innebär ökad nederbörd och efterföljande ytvavrinning?
- Framtida risk för olyckor/spill, exempelvis cisternhaverier/läckage?
- Finns andra betydande föroreningskällor till recipienten som helhet, uppströms eller i avrinningsområdet?
- Är atmosfärsdepositionen betydande och kan lokal verksamhet leda till att tidigare deponerade föroreningar frigörs i betydande mängder?
- Förekommer höga metallhalter naturligt i berggrunden eller exempelvis sulfidjordar, i kombination med verksamheter som kan bidra till att metaller frigörs i betydande mängder?

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.

5.1.1 Föroreningskällor och risk för återkontaminering

För vattenmiljöer är ett helhetsgrepp särskilt viktigt. För att bedöma långsiktiga risker med ett förorenat sedimentområde krävs kunskap om både historisk och pågående föroreningstillförsel. Kunskap om källorna kan också visa var en åtgärd ger störst nytta – i sedimentet eller på land.

Förorenade sedimentområden har ofta uppstått i lugnvattenområden nära eller på större avstånd från en landbaserad punktkälla⁹⁰. Förorenade sediment påträffas ofta i anslutning till exempelvis äldre industriverksamheter nära vatten, hamnar och båtuppställningsplatser för fritidsbåtar, större tätorter och nedströms reningsverk.

5.1.2 Huvudsakliga källor

Kunskap om föroreningskällor och spridningsvägar till sedimenten, historiskt, i nuläget och i framtiden är värdefull vid bedömning av

- föroreningsens utbredning
- var en åtgärd gör mest nytta
- risk för återkontamination

För potentiellt betydelsefulla historiska källor ger kunskap om typ av industriprocesser, använda kemikalier och tidsperiod en uppfattning om vilka föroreningar som kan förekomma, inklusive förekomst av cellulosafibrer, timmerstockar, tunnor och så vidare.

Redan tidigt i utredningen bör risk för återkontaminering bedömas översiktligt. Om föroreningstillförseln fortsätter efter sanering kan effekten bli kortvarig.⁹¹ Det är därför viktigt att identifiera och, om möjligt, reducera föroreningstillförseln innan sedimentåtgärder genomförs.

TBT kan till exempel fortfarande spridas från uppställningsytor för fritidsbåtar och i samband med båtupptag eller vid bortblästring av gammal färg. Spridningsbegränsande åtgärder vid den pågående verksamheten kan då behövas, exempelvis spolplattor och restriktioner vid blästring. Även marken kan behöva åtgärdas innan åtgärder i sediment övervägs.

För att uppskatta den totala föroreningsbelastningen och halter i olika matriser (vatten, sediment, biota) krävs också information om andra källor med pågående utsläpp, både av samma föroreningar och andra ämnen som kan påverka riskbilden. Sådan information är viktig vid uppskattning av halter i kontaktmedier, risk för samverkans effekter och för att bedöma nyttan med en eventuell åtgärd.

5.1.3 Andra källors bidrag

Vid förorenade sediment är ett helhetsgrepp extra viktigt. Även om det förorenade sedimentobjektet i huvudsak har orsakats av en specifik verksamhet krävs åtminstone översiktliga kunskaper om andra källors bidrag. Sådan information är viktig vid uppskattning av halter i kontaktmedier, risk för samverkans effekter och för att bedöma nyttan med en eventuell åtgärd.

Det kan exempelvis handla om (andra) pågående miljöfarliga verksamheter, förorenade områden eller tätorter uppströms. Observera att föroreningar i sediment ofta har transporterats dit med partiklar som sakta sjunker till botten. Källan till de föroreningar som påträffas i sediment kan därför finnas långt uppströms. I princip alla vattenmiljöer påverkas dessutom av storskalig föroreningsbelastning kopplat till långväga lufttransport. För vissa ämnen, såsom kvicksilver och dioxiner, ger det ett betydande bidrag till de föroreningskoncentrationer som påträffas i akvatiska miljöer.

⁹⁰ I det här sammanhanget används begreppet punktkälla i vid betydelse och omfattar exempelvis även båtuppställningsplatser och förorenade markområden där föroreningsspridningen sker diffust, men från en relativt avgränsad yta.

⁹¹ Notera att en viss risk för återkontaminering alltid föreligger, kopplat till storskalig diffus påverkan, men här avses sådan betydande påverkan att den kan leda till att det förorenade sedimentobjektet riskerar att "återuppstå" en tid efter åtgärd.

Ibland finns dessutom betydelsefulla naturliga källor till samma ämne. Berggrunden kan i vissa områden i Sverige innehålla förhöjda halter av exempelvis koppar, uran och arsenik. 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.

Förorenade sediment kan också uppstå på grund av en kombination av lokal mänsklig verksamhet och naturligt höga halter grundämnen. Vid till exempel brytning av sulfidmalm eller dikning och schaktning i områden med sulfidjordar kan spridningen av naturligt förekommande metaller öka markant.

5.1.4 Underlag

Branschlistan förorenade områden (2024) kan ge stöd vid identifiering av tänkbara källor till de föroreningar som har hittats i sedimenten och vice versa.⁹² I samband med inventeringen av förorenade sedimentområden ges dessutom alla kända punktkällor med utsläpp av ackumulerande ämnen till vatten en sedimentklass (se SGI 2024a). Denna framgår av EBH-stödet. Om punktkällan utgörs av ett förorenat markobjekt som i sig har utretts och eventuellt åtgärdats, är information om objektet också redan sammanställd och tillgänglig via EBH-stödet.

Information om utsläpp från aktiva verksamheter kan sökas fram via till exempel UTIS (Utsläpp i siffror). SMED (Svenska MiljöEmissionsData) kan också ha värdefullt underlag om föroreningstillförsel till vattenmiljöer. För vattenförekomster kan man i VISS söka fram betydande⁹³ (mänsklig) påverkan som har identifierats för en specifik vattenförekomst. Då ingår även långväga atmosfärstransport.

5.1.5 Spridningsvägar till sedimenten

Med hjälp av kartmaterial, kunskap om recipienten, källorna och föroreningarnas egenskaper kan potentiella spridningsvägar identifieras. De ursprungliga föroreningskällornas lokalisering och tänkbara spridningsvägar bör markeras på en karta, för att underlätta vid exempelvis avgränsning av det förorenade sedimentområdet och för att kunna bedöma var det kan finnas fler "hot spots".

Föroreningar kan ha spridits till vattenrecipienten både med luft och vatten, direkt via ledningar (som eventuellt finns kvar) eller indirekt. 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 plats- och ämnesspecifikt.

På sikt kan dessutom ytterligare föroreningstillförsel tillkomma. Inverkan av klimatförändringar, landhöjning och andra storskaliga processer behöver beaktas vid bedömning av framtida föroreningstillförsel och betydelsefulla spridningsvägar i framtiden. Klimatförändringen misstänks till exempel kunna innebära att föroreningsspridning från förorenad mark till vatten ökar, se vidare i **bilaga 6**. Observera att riktvärdesmodellen inte räknar in föroreningsspridning i samband med erosion via ytavrinning eller dammning. I **Back et al (2024)** beskrivs en beräkningsmodell som möjligen skulle kunna användas för att kvantifiera storleken på erosion via ytavrinning.

⁹² Se kolumnerna "Sedimentklass" och "Branschspecifika föroreningar sediment"

⁹³ Begreppet "betydande påverkan" definieras i **HVMFS 2017:20** som "den påverkan från mänsklig verksamhet som, ensam eller tillsammans med övrig påverkan, kan ha sådan effekt på status eller potential att den kan medföra att en yt/vattenförekomst riskerar att inte uppfylla kvalitetskrav enligt 4 kap. förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön". Se även i SGI (2025/26).

5.1.5.1 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 massafabriker påträffas exempelvis ofta förorenade fiberbankar och fiberrika sediment. Det är också vanligt att förorenade massor från exempelvis varvsindustri, liksom kisaska från exempelvis förbränningsanläggningar använts för utfyllnad av strandbankar.

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 bottentrålning.

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

5.1.5.3 Ytavrinning, dagvatten, jorderosion och översvämning

Vattnet har en hög mobilitet och kan föra med sig både lösta och partikelbundna föroreningar. Föroreningar från mark, hårdgjorda ytor och konstruktioner kan spridas, löst eller partikelbundet, med ytavrinning, via dagvatten och ledningar i samband med till exempel regn. Översvämningar och jordskred kan också leda till att förorenade partiklar sprids från land till vattenmiljöer och som sedan sedimenterar.

Ytavrinningens betydelse som spridningsväg för föroreningar beräknas öka som en följd av klimatförändringen (se till exempel **Back et al, 2024** och **bilaga 6**).

5.1.5.4 Luftspridning och deposition

Utsläpp till luft kan ha haft stor betydelse under pågående verksamhet. Partikelbundna föroreningar kan spridas olika långt i luften beroende på partikelstorlek, väderförhållanden, hur högt upp utsläppet sker och föroreningens egenskaper.

Föroreningar som sprids via luft kan tillföras vattenmiljön direkt genom deposition (våt och torr) på vattenytan eller indirekt efter deposition på omgivande marker.

Större partiklar, såsom damm, färgflagor vid båtuppställningsplatser och vägslitage, faller ofta ut snabbt, särskilt i lugnt väder eller regn. Mindre partiklar (PM 2,5)⁹⁴ såsom förbränningspartiklar kan däremot spridas med vindar över stora delar av Sverige, särskilt under stabila väderlägen.

⁹⁴ Partikelstorlek brukar i dessa sammanhang mätas i mikrometer (µm). PM 2,5 står för att partiklarna är som högst 2,5 µm. Andra vanliga kategorier är PM 10 (<10 µm) och PM 0,1 (<0,1 µm).

Ultrafina partiklar (PM 0,1) och persistenta föroreningar i gasform kan spridas mycket långväga (kontinentalt eller globalt). Föroreningar som sprids mycket 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, men i samband med nederbörd deponeras på land och vattenytor och därför ge upphov till en storskalig diffus föroreningsspridning. Notera dock att en kombination av lokal mänsklig verksamhet och långväga lufttransport kan innebära att föroreningar sprids till vattenmiljöer och till slut hamnar i sediment. Kvicksilver som har ansamlats i markens övre skikt kan till exempel senare mobiliseras vid ökad ytvavrinning eller förändrade markförhållanden. Skogsbruk och infrastrukturprojekt kan exempelvis påverka grundvattennivåer, vilket i sin tur innebär att kvicksilver som lagrats in i marken kan läcka till ytvattenmiljön och där bindas in i sedimenten.

5.1.5.5 Dammanläggningar

Sedimentföroreningar påträffas främst i lugnvattenmiljöer, som i de flesta fall är naturliga men det kan också handla om dammanläggningar. Dämmen kan således i vissa fall ses som indirekta skäl till uppkomsten av förorenade sedimentområden, även om de verkliga föroreningskällorna ligger högre upp i systemet. Vid andra typer av dämmen kan dock hög turbulens bildas tillfälligt som medför att sediment inte ansamlas trots att det tidvis råder lugnvatten i dammen.

5.1.6 Spridning och källspårning

Ofta är det tydligt varifrån sedimentföroreningar i huvudsak kommer ifrån. Ibland är dock föroreningssituationen komplex, exempelvis nedströms en större älv med många föroreningskällor uppströms. De högsta föroreningshalterna förekommer dessutom 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, särskilt vid höga flöden.

I älvmyrningar ändras dessutom 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.

Förorenade partiklar från en och samma källa kan således sedimentera på olika platser. Hur långt föroreningarna sprids innan de sedimenterar beror på recipientens egenskaper, men kan också variera över året. 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 vinter bildas 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 överliggande vatten kan bottenvattnet ha betydligt högre halter föroreningar än ytvattnet. Det kan också dröja innan föroreningar som hamnat i ytvattnet sjunker till botten. Då hinner föroreningarna transporteras långt. Språngskikten brukar lösas upp under höst- och vårcirkulation.

Föroreningarna kan även 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 bottenstrålning vilket också ger en spridning av sediment och

tillhörande föroreningar. Ras och undervattensskred kan leda till att stora mängder sediment, inklusive fiberbankar, plötsligt förflyttas.

Spridning från sedimenten genom till exempel resuspension kan 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.

Om det är helt eller delvis oklart varför sedimenten är förorenade eller i mycket komplexa situationer kan olika källspårningstekniker behövas, inte minst för att kunna utreda ansvaret, se kapitel 9 i **Naturvårdsverket (2024)**.

Fingeravtrycksmetoder är lämpliga att använda främst för relativt stabila föroreningar, exempelvis för dioxiner. Fingeravtrycksmetoden för dioxiner bygger på att man gör en utökad kongenanalys och utifrån kongenmönstret kan man beräkna vilka källtyper som bidrar till sedimentet på olika platser. Det går då till exempel att bedöma hur mycket av dioxinerna som kommer från atmosfärisk deposition (framför allt förbränningskällor) och hur mycket som kommer från andra mer lokala källor, exempelvis historisk användning av klorfenolpreparat. Inom TRACED-projektet håller ett digitalt verktyg på att tas fram för att underlätta användning av fingeravtrycksmetodiken för källspårning av dioxiner i sediment.⁹⁵

5.2 Förutsättningar för nedbrytning

Stödfrågor för att bedöma förutsättningar för nedbrytning

- Hur avviker förhållandena på den aktuella platsen från de som gällde då föroreningarnas inneboende egenskaper, exempelvis halveringstider, fastställdes?
- För PFAS förorenade sediment: förekommer PFAS-prekursorer, som på sikt skulle kunna medföra att halterna av mer stabila och farligare PFAS-molekyler kan bildas?

För vissa organiska ämnen kan nedbrytningsprocesser på sikt innebära en viss återhämtning, under förutsättning att föroreningarna tillförs i lägre takt än de bryts ner, att omvandlingsprodukterna är mindre farliga eller att det sker en fullständig nedbrytning.

Hur snabbt ett ämne omvandlas i den yttre miljön beror i hög grad på dess struktur, det vill säga ämnets inneboende egenskaper (se **avsnitt 3.2.**). Omvandlingshastigheten beror också på de kemisk-fysikaliska förhållandena på platsen såsom syreförhållandena, temperatur, pH och solljus. Under gynnsamma förhållanden kan exempelvis tennorganiska föreningar, lågmolekylära petroleumkolväten och vissa PAHer brytas ner på några års sikt. Omvandlingsprocesser är inte alltid positiva. PFAS-prekursorer kan till exempel brytas ner till mer stabila PFAS.

Riskbedömningen behöver omfatta åtminstone en översiktlig bedömning av förutsättningar för omvandling och vad det i så fall skulle kunna leda till (ökad eller minskad risk). Om man använder de halveringstider som anges för ämnet i en beräkning eller modellering ("fate-modellering") av hur lång tid det tar innan koncentrationen av

⁹⁵ TRACED: nya metoder att spåra farliga ämnen i våra vatten | slu.se

ämnet har minskat till ofarliga halter behöver man dock tänka på att förhållandena i det aktuella fallet kan avvika från de som rådde i testet då halveringstiden bestämdes.

Förutsättningarna för nedbrytning är ofta betydligt sämre i sediment, särskilt på större sedimentdjup, än i vatten på grund av sämre tillgång till syre och ljus och att föroreningarna är bundna till partiklar. Om till exempel biologisk nedbrytbarhet har testats i aerob miljö, går det inte att direkt översätta till de förhållanden som råder i syrefattiga sediment. Ett ämne som i ett bionedbrytbarhetstest i vattenprover har visats vara "lätt bionedbrytbart" kommer därför inte nödvändigtvis att brytas ned i sediment.

Temperaturen i testet är kanske inte heller representativ för de förhållanden som råder på den aktuella platsen. Fotolysprocesser gynnas på grunt och klart vatten, men blir mindre betydelsefulla längre ner i vattenkolumnen och om vattnet är grumligt. För att en mikrobiell nedbrytning ska kunna ske behövs dessutom normalt en näringskälla. Även kvaliteten hos det organiska materialet (C:N-kvoten) är då mycket betydelsefull.

De kemisk-fysikaliska förhållandena, såsom syresättning och temperatur, kan på sikt ändras, inte minst i takt med klimatförändringen. Det kan i sin tur ha en inverkan på föroreningars omvandlingshastighet.

5.3 Översedimentation

Partikelbundna föroreningar sedimenterar främst i lugnvattenområden. I en å kanske en fördämning eller ett parti som är bredare och djupare, i havet 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.

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.

För starkt hydrofoba eller persistenta ämnen är det sannolikt främst översedimentation som kan bidra till en naturlig återhämtning.

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

Om sedimentackumulationshastigheten är 1 cm/år innebär det 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 (ofta 0-2 eller 0-5 cm) sediment.

Översedimentationen kan dock variera påtagligt i såväl tid som rum, beroende på årstidsväxlingar i flöde, vattenstånd, tillgång på sedimentpartiklar i vattenkolumnen. Ibland saknas ackumulationsbottenar helt. Vid förorenade sedimentområden kopplade till historiska verksamheter kan till exempel partikeltillskottet ha varit större under den

förorenande perioden. I oligotrofa miljöer är avsättningen efter att verksamheten upphört ofta relativt liten. Det förorenade skiktet förekommer då ytnära under lång tid.

Det är viktigt att även bedöma om en varaktig översedimentation föreligger. Förorenade sediment som har överlagrats med renare sediment kan resuspenderas (grumlas upp) till följd av både mänskliga aktiviteter (såsom fartygs- och propellerrörelser, ankring, jetstrålar från vattenskotrar, muddring, pålning, iläggning av kabel/ledningar, bottentrålning) och naturliga förlopp (exempelvis stormar) samt storskaliga förändringar såsom klimatförändringen etcetera. Spridning från sedimenten genom till exempel resuspension kan 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.

Där långsiktig 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 risken för föroreningsspridning från sedimenten vanligen över tiden.

Översedimentation är en grundförutsättning för att överväga "övervakad naturlig självrening" av förorenade sedimentområden.

5.4 Föroreningsspridning från sedimentet

5.4.1 Frågeställningar att besvara

Centrala frågor i riskbedömningen av ett förorenat sedimentområde är

- om sedimenten utgör en källa till föroreningar
- vilka spridningsvägar som aktualiseras
- vilka skyddsobjekt som kan exponeras
- vilka ytterligare områden (recipienter) som kan bli förorenade.

För särskilt farliga ämnen som frekvent förekommer i höga halter i vattenmiljön, såsom kvicksilver, PBDE, dioxiner, TBT, PFAS, PAH och kadmium, är det extra angeläget att utreda – och försöka minimera – föroreningsspridningen från sedimenten till omgivningen.

Sedimentföroreningar kan spridas i löst form, partikelbundet och i vissa fall även i gasform. Föroreningar kan också spridas efter att de har tagits upp av organismer. Föroreningar som tas upp i sedimentlevande organismer kan exempelvis föras vidare i den akvatiska näringsväven till landlevande djur, såsom fiskätande fåglar och däggdjur.

Det behövs kunskaper om bland annat ämnesegenskaper och recipienten. Tänkbara framtidsscenarioer behöver inkludera inverkan av bland annat klimatförändringen, landhöjning och mänskliga aktiviteter. **Tabell 7** sammanfattar de frågeställningar som behöver besvaras avseende risk för föroreningsspridning från sedimenten, i nuläget och i framtiden.

Tabell 7. Frågeställningar som behöver besvaras avseende föroreningsspridning och belastning på omgivningen, exempelvis överliggande vatten, ackumulationsbottnar nedströms och näringsväven.

Nuläget	Framtiden
Vilka potentiella spridningsvägar finns från sedimenten, i löst och partikelbunden fas?	Hur goda är förutsättningarna för att föroreningarna på sikt översedimenteras med renare partiklar eller bryts ner till mindre farliga ämnen?
Till vilka matriser (grund- eller ytvatten, sediment nedströms, biologiska vävnader)?	Finns det pågående eller planerade verksamheter i området (exploatering, muddring, VA-arbeten med mera) som kan påverka spridningsförutsättningarna?
Hur stor är den relativa betydelsen av respektive spridningsväg?	Hur påverkas spridningen av exempelvis klimatförändring (ändrade miljöförutsättningar såsom syresättning, pH, temperatur, bioturbation, vattenstånd och flöden)?
Hur stor är den sammanlagda mängden förorening som sprids till överliggande vatten, sediment nedströms och in i näringsväven?	Finns risk att prioriterade ämnen sprids i framtiden, även om spridningen idag är begränsad?
Sprids även föroreningar med särskilt farliga egenskaper, exempelvis PBT-ämnen? Eller föroreningar som redan generellt förekommer i halter över säkra nivåer?	Föreligger risk för betydande återkontamination efter en eventuell åtgärd?
Kan föroreningarna spridas till vattenförekomster nedströms?	Hur sannolikt är det att det plötsligt uppstår en situation med potentiellt omfattande spridning av förorenade sediment, exempelvis ett skred?
Fungerar sedimenten som en källa för prioriterade ämnen?	

5.4.2 Övergripande åtgärds mål avseende föroreningsspridning från sediment

Spridningsfrågan är så pass central för riskbedömningen av förorenade sediment att det i princip alltid bör etableras övergripande åtgärds mål avseende belastningen på andra områden. Hänsyn behöver även tas till vilken typ av ämnen det handlar om. Om sedimenten är förorenade med till exempel dioxiner och PFAS kan det övergripande åtgärds målet till exempel formuleras som:

Det sker ingen betydande spridning av föroreningar från det förorenade sedimentområdet (objektet). Spridning av dioxiner och PFAS är obefintlig eller försumbar.

Syftet med en eventuell åtgärd kan till exempel vara att reducera föroreningsspridningen från det förorenade sedimentområdet till ackumulationsbottnar nedströms eller till havs, idag eller på sikt. Det kan också vara att underlätta eller möjliggöra för sjöfart eller friluftsliv, som annars riskerar att frigöra och sprida föroreningar eller att särskilda skyddsåtgärder behöver vidtas. I målbeskrivningen kan därmed behöva förtydligas vilken belastning som inte kan accepteras respektive vilka olika aktiviteter som ska kunna bedrivas.

Om det förorenade sedimentobjektet riskerar att påverka en vattenförekomst behöver det också förtydligas, liksom vilka gränsvärden eller andra bedömningsgrunder som gäller och om det har satts några undantag.

Övergripande åtgärds mål avseende spridning till och belastning på näringsväven behöver också sättas, men de kan med fördel vävas in i det övergripande åtgärds målet avseende risk för sekundärförgiftning, se **kapitel 7**.

5.4.3 Stödfrågor

För att bedöma vilka spridningsvägar och processer som dominerar, se stödfrågor nedan.



Bioturbation kan leda till betydande spridning av föroreningar. Foto: Ann-Sofie Wernersson, SGI.

Advektion av lösta föroreningar

- Uppåtriktat grundvattenflöde?
- Hög löslighet hos föroreningarna?

Diffusion av lösta föroreningar

- Frånvaro av översedimentation med rent sediment?
- Förorenat ytligt skikt (översta 1 cm)?
- Hög diffusionsbenägenhet och löslighet hos föroreningarna? [Hög molekylärdiffusions-koefficient eller lågt Kd-värde (i det aktuella sedimentet)?]
- Sediment med hög porositet och låg tortuositet?

Biodiffusion av lösta föroreningar

- Förekommer bottenlevande organismer på det sedimentdjup som är förorenat?
- Hög löslighet hos föroreningarna?

Strömmar

- Förekommer /intermittent/ höga flöden?
- Är de förorenade sedimentskikten åtkomliga? (grunt vatten, potentiell transportbotten)
- Kan föroreningar spridas till land (översvämningsområden)?

Vind-vågor

- Är området våg-exponerat?
- Är de förorenade sedimentskikten åtkomliga? (grunt vatten, potentiell transportbotten)

Gasmedierad spridning

- Förekommer gasutveckling/bubblor?
- Hög halt organiskt material (inkl cellulosafibrer)?

Undervattensskred

- Befinner sig de förorenade sedimenten på en undervattensslänt/hylla?
- Utsatt för fysisk störning/landhöjning?

Uptag och bioackumulation i bottenlevande organismer

- Förekommer bottenlevande organismer på det sedimentdjup som är förorenat?
- Förekommer bioackumulerbara ($BCF > 100$) föroreningar i sedimentet?
- Är föroreningarna biomagnifierbara ($BMF > 1$)?
- Förekommer metylerat kvicksilver?
- Innebär de kemisk-fysikaliska förhållandena att förutsättningar för biologiskt upptag av föroreningarna är goda? Exempelvis låg halt organiskt material? Molekylvikt < 700 ?
- Har förhöjda halter påträffats i bottenlevande organismer?
- Har förhöjda halter påträffats i predatorfisk?

Fartygstrafik

- Förekommer fartygstrafik /på sikt/? Hamnar? Farled? Ankringsplats?
- Är de förorenade sedimentskikten åtkomliga? Grund botten ($< 20\text{m}$)?

5.4.4 Indikationer och undersökningsmetoder

Generellt sett ökar risken för att föroreningar i sedimenten sprids ju ytligare de ligger, men föroreningar kan även långsamt diffundera upp till bottenvattnet från ostörda sediment. Grävande organismers rörelser i sediment (bioturbation) innebär att de ytliga sedimenten störs fysiskt. Sedimentpartiklar med adsorberade föroreningar förflyttas till ytan och föroreningar kan därifrån spridas vidare eller tas upp av organismerna. Bioturbation kan därför leda till betydande föroreningsspridning från sediment.

Om det förorenade sedimentområdet omfattar erosions- eller transportbottnar föreligger en stor risk för partikelbunden spridning. På erosionsbottnar förflyttar strömmar successivt bort de ytligaste skikten av sedimenten.

Fartygstrafik, muddring och bottentrålning är exempel på mänskliga aktiviteter som skulle kunna leda till föroreningsspridning, oftast genom masstransport och resuspension. Propellerrörelser kan till exempel medföra att ytligt liggande partiklar grumlas upp och transporteras bort från området.

I **tabell 8** ges exempel på faktorer som indikerar att föroreningsspridning från sedimenten kan vara betydande, idag eller i framtiden.

Tabell 8. Matris med faktorer som indikerar om föroreningsspridningen från ett förorenat sedimentområde kan vara betydelsefull. Även framtida förhållanden ska beaktas.

Spridningsvägar	Partikelbunden spridning	Spridning löst i vattnet	Spridning till näringsväven
Tyder på betydande föroreningsspridning	<p>Hydrofoba föroreningar förekommer ytligt och över ett stort område</p> <p>Området är erosions- eller transportbotten</p> <p>Höga strömhastigheter och vågor kan förekomma</p> <p>Bottenstörande aktivitet (exempelvis fartygstrafik, trålning)</p> <p>Hög aktivitet från grävande sedimentlevande organismer⁹⁶</p> <p>Halter i närliggande</p>	<p>Relativt vattenlösliga föroreningar förekommer ytligt och över ett stort område</p> <p>Halter är förhöjda i por- eller bottenvattnet, i jämförelse med referensområden.</p> <p>Högre halter i porvattnet än i bottenvattnet (uppåtriktad diffusionsgradient)</p> <p>Grövre kornstorlekar och lägre halt organiskt material (binder föroreningar sämre)</p> <p>pH- och redoxförhållanden</p>	<p>Bioackumulerande ämnen förekommer ytligt och över ett stort område</p> <p>Bottenfauna förekommer och halter av bioackumulerande ämnen är förhöjda i bottenlevande organismer</p> <p>Lugnvattenområde med dålig vattencirkulation/lång omsättningstid och skiktning (termo/haloklin)</p>

⁹⁶ Om det finns ett rikt bottenliv i sedimenten brukar det synas på sedimentkärnor genom att sedimentet utgörs av en i stort sett homogen lera utan laminerade skikt eller strukturer.

	ackumulationsbott nar är förhöjda	indikerar att sedimentförorening gar kan övergå till löst fas	
Undersöknings- metoder	Sedimentfälla (fallande suspendat) Provtagning av svävande suspenderat material	Bentiska fluxkammare Analys av porvatten (i fält eller på lab) och bottenvatten	Biotillgänglighets- tester Bioackumulations- tester Vävnadsanalyser

Gasmedierad föroreningsspridning (föroreningar i gasfas respektive bundet till partiklar) kan också förekomma, särskilt i sediment med hög andel organiskt material (såsom fiberbankar). Visuellt inspektion (förekomst av bubblor, pockmarks/kratrar på botten) ger därför också en indikation på föroreningsspridning. Konsolidationstest kan användas för undersökningar av förutsättningar för gasmedierad föroreningsspridning på laboratoriet. För fältnätningar har en särskilt anpassad fluxkammare tagits fram. Se vidare i **bilaga 8**.

5.4.5 Inverkan av syresättning på metallers mobilitet

För sediment innebär kraftig syrebrist eller anoxiska förhållanden i sedimentet att Fe(III)- och Mn(IV)-oxider reduceras till Fe(II) respektive Mn(II). Metaller som tidigare har bundits till oxiderna kan då frigöras (mobiliseras) och antingen börja vandra i sedimentet i vertikal led (koncentrationen påverkas) eller lösas i vatten och därmed bli potentiellt mer lättillgängliga för organismer, se **tabell 9**.

I sulfidrika miljöer fälls vissa metaller ut som metallsulfider, vilket kraftigt minskar deras mobilitet och tillgänglighet.

Tabell 9. Metallers mobilitet i anoxiska sediment och mekanismerna bakom. Observera att detta är generella tumregler och avvikelser kan förekomma.*) Vid endast svagare syrebrist kan nickel istället bli mer mobilt.

	Mobilitet vid syrebrist/anoxi	Varför
Arsenik	Ökar	Frigörs från oxider och hydroxider (Farmer, 1991)
Bly	Minskar	Binder till sulfider (Farmer 1991, Ankley et al. 1996, Chapman et al. 1998)
Kadmium	Minskar	Binder till sulfider (Di Toro et al. 1990)
Kobolt	Ökar	Frigörs från oxider och hydroxider (Swanner et al, 2014)
Koppar	Minskar	Binder till sulfider (Farmer 1991, Ankley et al. 1996, Chapman et al. 1998)

Krom	Minskar	Reduceras till mindre lösligt trevärt krom (Farmer 1991, Guo et al. 1997, Berry et al. 2004)
Kvicksilver	Kan fastläggas men också metyleras	Kan bilda sulfid men också metyleras, metylkvicksilver ackumuleras i näringsväven
Nickel	Minskar*	Binder till sulfider (Farmer 1991, Ankley et al. 1996, Chapman et al. 1998)
Zink	Minskar	Binder till sulfider (Farmer 1991, Ankley et al. 1996, Chapman et al. 1998)

5.4.6 Framtidsscenarier

Framtida risker behöver också beaktas, både kopplat till mänskliga aktiviteter, tänkbara extremhändelser och storskaliga förändringar.

Fartygstrafiken kan öka i omfattning och fartyg bli mer djupgående. Vid muddring, exempelvis vid underhåll av djupet i en farled eller i samband med exploateringsprojekt, kan djupare liggande sedimentlager påverkas. Andra exempel på mänskliga verksamheter med påverkan på botten är vattendragsreglering.

På grund av landhöjning kan ackumulationsbotten övergå till att bli erosionsbotten, särskilt i redan grunda områden. Extremhändelser såsom ett hundraårsflöde kan påverka även botten som i normalfallet utgörs av ackumulationsbotten.

Sedimentföroreningar kan vara deponerade på sluttningar. Undervattensskred och ras kan orsakas av både landhöjning och erosionen i samband med extrem väderlek, kan skapa instabila strandbrinkar längs floder och branter längs kusterna. Hydroakustiska data och CPT-undersökningar i fält ger en indikation om skredbenägenheten, liksom uppgifter om densitet och partikelfördelning.

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.

Gasmedierad förorenings spridning från organiskt rika sediment såsom fiberbankar kan öka i framtiden med högre temperatur.

Det behöver särskilt utredas om spridningsrisken är överhängande och om åtgärdsbehovet därför är akut. Exempel på sådana situationer skulle kunna vara förorenade fiberbankar i brant terräng som skulle kunna börja skreda, gasbildning i fiberbankar som skulle kunna leda till att stora sjöar av förorenade fiber släpper, dammar i reglerade vattendrag som skulle kunna brista. Sådana händelser skulle innebära att det plötsligt sprids stora mängder föroreningar över en stor yta.

5.5 Beräkning av föroreningsflux

För att beräkna föroreningsflux (mängden förorening som sprids per tidsenhet och yta), se beräkningsekvationer och beskrivningar av respektive spridningsväg och process (diffusion, advektion med mera), se **bilaga 8**.

Vid osäkerheter är det bättre att ta med fler än färre tänkbara spridningsvägar. Av beräknade resultat blir det tydligare vilka processer som dominerar. Nedan listas de uppgifter som behövs eller bör vara tillgängliga för att kunna utföra beräkningarna.

Parametrar som *behöver* vara kända för att kunna göra de förenklade beräkningar som beskrivs i **bilaga 8**.

- 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 sedimentobjektet (kartmaterial/batymetrisk undersökning)
- Bottenareal sedimentobjektet där det är grundare än 20 m (kartmaterial/batymetrisk undersökning)
- Vattnets uppehållstid och flödeshastighet (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

Parametrar som *bör* vara kända för att kunna göra de förenklade beräkningar som beskrivs i **bilaga 8**.

- Andel hårdbotten 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)
- Flödeshastighet och riktning samt variation, vid botten (mäts)
- Anläggningsarbeten, muddring, bottentrålning 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 (ekvationer ges också i **bilaga 8**), men resultatet kan bli mer osäkert.

I **Bilaga 8** beskrivs också, utöver de potentiella spridningsvägar som nämns i rutorna ovan, andra potentiellt betydelsefulla föroreningsflöden kopplat till mänskliga verksamheter (muddring, vattendragsreglering och olika typer av anläggningsarbeten). Vid riskbedömning av förorenade sedimentområden kan man främst förväntas göra en kvalitativ uppskattning av betydelsen hos dessa flöden, alternativt, som ett värstafallscenario, utgå från den totala mängden förorening som förekommer i det område som berörs.

5.6 Identifiering av betydelsefulla exponeringsvägar

Skyddsobjekten kan exponeras på olika sätt. Vid riskbedömning av förorenade sediment behöver man ta hänsyn till både direkt exponering (direktkontakt med sedimentpartiklar eller porvatten mellan dessa) och indirekt exponering (föroreningar som har spridits från sedimenten till ovanliggande vatten – i huvudsak bottenvattnet – eller organismer som har ackumulerat föroreningar och som sedan ingår i födan).

Tabell 10 ger stödfrågor för att underlätta identifiering av potentiella exponeringsvägar och kontaktmedier – och därmed vilka matriser som behöver undersökas vidare.

Tabell 10. Stödfrågor för att identifiera exponeringsvägar av betydelse och vilken matris som bör undersökas vidare.

Skyddsobjekt	Stödfrågor	Matris/ kontaktmedium
Akvatiska (vatten- och sedimentlevande) organismer	Hur exponeras de bottenlevande organismerna; kan några arter även exponeras för föroreningar bundna till partiklar?	Porvatten Sedimentpartiklar Bottenvatten
	Hur exponeras de vattenlevande organismerna huvudsakligen för föroreningarna, direkt (via gälar) eller indirekt (via föda)?	Vatten Bytesdjur
	Förekommer organismer som kan exponeras via huden (för föroreningar i vatten respektive i samband med sedimentkontakt)?	Vatten Helsediment/porvatten
	Kan vattenlevande organismer även exponeras för förorenat suspenderat material?	Suspenderat material
	Förekommer reproduktionslokaler för fisk och hur sker exponeringen av yngel?	Relevant matris

Skyddsobjekt	Stödfrågor	Matris/ kontaktmedium
	Exponeras migrerande organismer även för föroreningar från andra föroreningskällor?	Relevant matris
Boskap	Kan boskap exponeras via förorenade grundområden (kontakt med sediment och uppgrumlade partiklar)? Kan boskap exponeras via dricksvatten?	Sediment Suspenderat material Vatten (löst och susp)
Sjöfågel	Kan sjöfågel exponeras via förorenade grundområden (kontakt med sediment) Kan sjöfågel exponeras via vattnet?	Sediment Vatten
Vilda djur eller husdjur	Kan djuren exponeras via förorenade grundområden (kontakt med sediment)? Kan de exponeras via vattnet? Kan de exponeras via födan?	Sediment Vatten Bytesdjur
Rovfåglar eller däggdjur (predatorer)	Vilka bytesdjur fångas och på vilken trofinivå befinner de sig? Kan bytesdjuren ha ackumulerat höga halter föroreningar? Hur stor andel av födan hämtas från den förorenade recipienten? Vilken annan exponering utsätts predatorerna för, från övrig föda (fångad på andra lokaler)?	Bytesdjur Övrig föda
Människor (boende och besökare)	Dricksvatten/bevattning: otillräcklig rening eller användning av orenat vatten? Bad i eller i anslutning till det förorenade sedimentområdet: grundområde och risk för att sedimentföroreningar grumlar upp? Har fisk och skaldjur som fiskas i området ackumulerat höga halter föroreningar i ätliga vävnader?	Vatten som används som dricksvatten Badvatten Konsumtionsarter och ätliga vävnader

Skyddsobjekt	Stödfrågor	Matris/ kontaktmedium
	Tillkommer några exponeringsvägar vid framtida användning av området och hur exponeras människor i övrigt?	Övriga matriser/exponeringsvägar

5.6.1 Akvatiska organismer

Gälandande djur får i sig föroreningar från porvattnet men vissa bottenlevande organismer, så kallade deposit feeders, äter också partiklar och kan därför lättare få i sig föroreningarna på så sätt.

De akvatiska skyddsobjekten kan grovt delas in i bentiska (bottenlevande) och pelagiska (vattenlevande) organismer och nedan ges övergripande beskrivningar av hur de kan exponeras för sedimentföroreningar, direkt och indirekt.

För att bedöma riskerna behövs dock kännedom om vilka arter som förekommer eller sannolikt skulle kunnat leva på den aktuella platsen, deras levnadssätt, inklusive födoval och rörelsemönster. På Artfakta.se finns mer information om vilka arter som förekommer i olika typer av biotoper och landskapstyper (exempelvis sjöar, vattendrag, kust, hav, småvatten och våtmarker), deras födoval och levnadssätt. Se även olika sammanställningar av arter förekommande i olika akvatiska biotoper, till exempel Näslund et al (2019).

Utöver nedanstående grupper kan också nämnas mikrobiella samhällen, det vill säga bakterier, svampar, protozoer och bentiska alger. De är viktiga för primärproduktionen (produktionen av biomassa), återcirkulering av organiskt material och näringsämnen (Palmer et al 2000) och för att bryta ner vissa föroreningar (Larsson et al., 1988, Allan et al., 2004).

5.6.1.1 Mjukbottenlevande organismer

Gruppen bottenlevande (även kallat bentiska) organismer utgörs av alla de organismer som lever på, i eller i anslutning till botten i sjöar, vattendrag och hav.

De bottenlevande organismerna kan föredra olika typer av substrat, alltifrån hårdbotten (det vill säga inte sediment i egentlig mening) till grus, sand och mjukbotten med olika grad av finkornighet. Föroreningshalterna är normalt högre i finkorniga sediment. Föroreningsexponering kan ske via kontakt med sedimentets porvatten, bottenvatten, och intag av partiklar och föda, se **figur 12**.

Mjukbottenlevande evertebrater (rygggradslösa djur) är exempelvis kräftdjur, maskar, och musslor, som lever i nära kontakt med sediment, på ytan eller helt eller delvis nedgrävda. Vissa sedimentlevande organismer, såsom havsborstmaskar, kan förekomma ganska långt ner (några decimeter) i sedimentet, medan andra, så kallade epibentiska djur, främst rör sig på ytan (översta centimetern).

I sjöar finns exempelvis dammusslor, fjädermygglarver och sötvattensgråsuggor; i vattendrag förekommer flodkräfta och i marina miljöer vitmärla, nätsnäcka, slamsnäcka, havsborstmask, havskräfta, krabbor och olika copepoder (hoppkräftor). I småvatten såsom dammar kan det finnas kräftor. Lösta föroreningar i porvattnet kan tas upp via gälar men beroende på levnadssätt och ämnesegenskaper kan mjukbottenlevande evertebrater exponeras även vid oralt upptag.

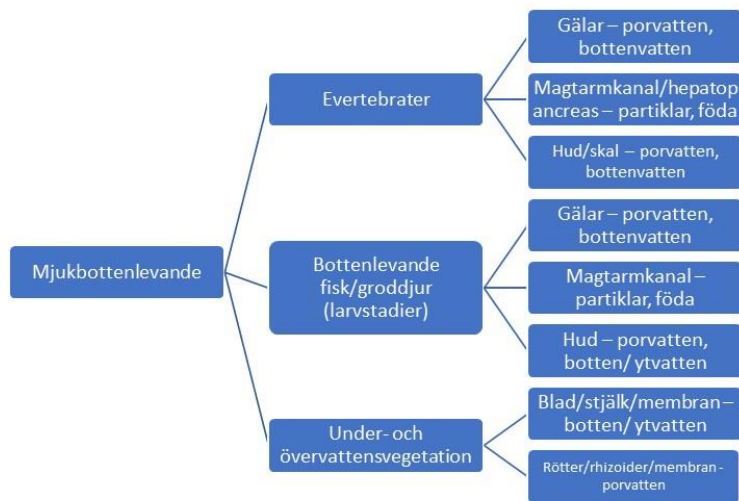
Mjukbottenlevande evertebrater kan kategoriseras utifrån hur de intar föda såsom suspensionsätare respektive depositionsätare.

Suspensionsätare hämtar sin föda från suspenderade partiklar i vattnet. Upptaget kan vara aktivt eller passivt. Filtrerare, såsom ciliater, annelider och koraller, pumpar vatten över filtrerande membran. Här finns både de som äter (planktoniska) alger och de som är karnivorer, omnivorer och detritivorer.

Depositionsätare, såsom krabbor, sniglar och sjögurka äter i stället organiskt material som har hamnat på botten. De behöver äta mer eller mindre konstant för att få i sig tillräckligt med energi och därför återfinns de huvudsakligen på leriga bottnar, men de kan även förekomma på sandiga sediment.

Mjukbottenlevande evertebrater kan således exponeras för lösta föroreningar via

- porvatten
- bottenvatten
- sedimentpartiklar/suspenderat material
- annan föda såsom växt- och djurplankton.



Figur 12. Potentiella upptagsvägar/kontaktmedier för olika typer av organismer som lever på mjukbottnar.

Vattensalamandrar är exempel på mjukbottenlevande ryggradsdjur. De förekommer i småvatten såsom dammar. Fisk placeras i normalfallet in under de pelagiska

organismerna (se nedan), men det finns även fisk som mestadels lever på botten (demersalt), och livnär sig på till exempel evertetrater men även annan (mindre) fisk. Exempelvis förekommer tånglake, rödspätta och skrubbskädda frekvent i direkt anslutning eller till och med nedgrävda i sediment. I småvatten förekommer karpfiskar. Ålen förekommer i samtliga vattenmiljöer, men även på land.

Även växter påträffas på mjukbottenar, exempelvis vass och näckrosor samt ålgräs (se vidare nedan).

5.6.1.2 Pelagiska och hårbottenlevande organismer

Pelagiska organismer är de som huvudsakligen lever i den fria vattenmassan. Pelagiska djur kan därför exponeras för sedimentföroreningarna indirekt, genom lösta föroreningar i yt- och bottenvatten som passerar gälarna, se **figur 13**. De kan även exponeras för föroreningar som inlagrats i födan, såsom andra djur, växtföda eller as, men de kan också få i sig uppgrumlade förorenade partiklar samt påverkas av oljeföroreningar som sprider sig till ytvattnet.

Större fiskar, såsom gädda, abborre och strömming, som äter mindre fisk, kan få i sig relativt höga halter bioackumulerande ämnen via födan. Många rovfiskar, såsom strömming och makrill, kan röra sig över stora områden. Andra arter, såsom abborre och gädda, är mer stationära och har därmed mindre födosöksområden.

Det är inte ovanligt att fiskens diet varierar över dess livstid. Yngre abborrar lever oftast på vegetabilier och mindre kräftdjur medan större, äldre abborrar är rovdjur och livnär sig på andra fiskar. Storleksfördelningen kan ge en uppfattning om åldersfördelningen och därmed indirekt födoval.

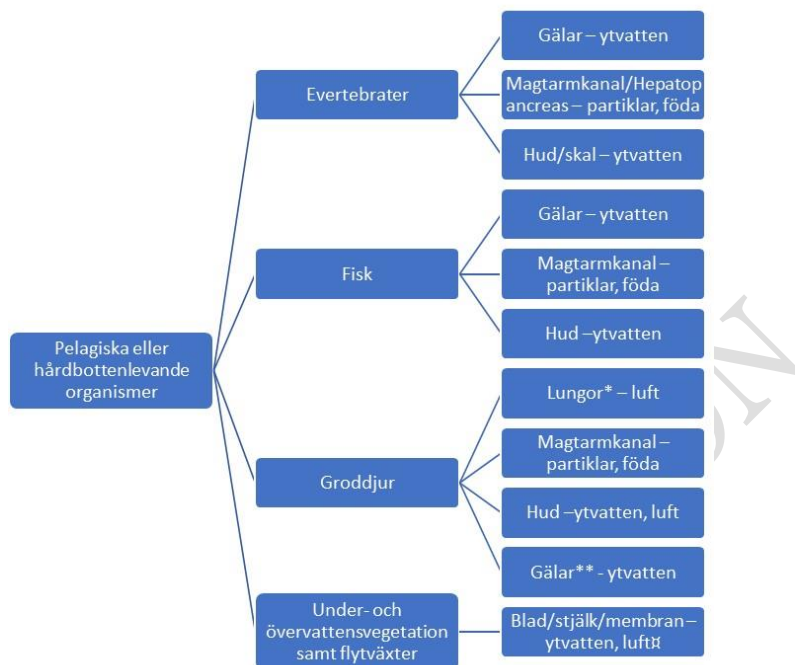
Det behöver därför utredas vilka fiskarter, i synnerhet predatorfisk, som förekommer inom området, hur pass stationära de olika arterna är (migrationsmönstret), liksom, i den mån det är känt, åldersfördelningen och trofinivå hos deras bytesdjur.

Vissa fiskar, såsom plattfisk, tånglake och ål, lever större delen av sitt liv nära botten och direktexponeras därför även för föroreningar i sedimentet. I vissa vattenmiljöer kan det också förekomma grod- och kräldjur, som exponeras via bytesdjur (i vatten och på land) men också genom direktkontakt med sedimentet.

Viktigt att tänka på är att asätare såsom kräftor, krabbor och ål kan få i sig höga halter via födan, som kan bestå av organismer som befunnit sig på höga trofinivåer. Kräftor och krabbor är också ofta relativt stationära och har direktkontakt med sedimentet. Ål vandrar över stora områden men kan samtidigt leva väldigt länge på en och samma plats och trivs vid mjukbottenar där den kan gräva ner sig.

Demersala organismer lever både i nära anslutning till sedimentet och ovanliggande vatten. Sediment kan fungera som källa till förhöjda halter av föroreningar i bottenvattnet vilket sedan kan sprida sig även till andra delar av vattenmassan. För dessa organismer kan det sålunda vara angeläget att beakta den sammanlagda exponeringen för föroreningar i löst fas i porvatten, bottenvatten, och intag av sedimentpartiklar.

Hårbottenlevande evertetrater, såsom blåmusslor, kan exponeras för förorenade sedimentpartiklar som spridits från sedimenten och tillfälligt hamnat på hårbotten eller i yt- eller bottenvatten. Exponeringsvägarna är liknande som för de pelagiska organismerna.



Figur 13. Potentiella upptagsvägar för olika typer av vattenlevande (pelagiska och hårbottenlevande) organismer. *)Adult stadium **) larvstadium x avser övervattensväxter, flytväxter och övriga som kommer i kontakt med ytan. Partiklar omfattar här även suspenderat material.

5.6.1.3 Olika levnadsstadier i olika biotoper

Vissa organismer har olika levnadsstadier i olika biotoper och de olika levnadsstadierna kan livnära sig på olika typer av föda beroende på ålder. Detta kan i sin tur inverka på exponeringen för föroreningar.

Ett exempel på detta är fjädermyggor vars larver först lever i vattenmassan som plankton varefter de gräver ner sig i det översta sedimentskiktet. De påverkas således tänkbart både av föroreningar som binder till sedimentpartiklar (tas upp i magtarmkanalen), via gälarna direkt från både por-, botten- och ytvatten och slutligen via luften. De är i sig också bytesdjur för både akvatiska och terrestra djur (t.ex. fiskar och fåglar).

Ett annat exempel är blåmusslor som ofta fäster på stenar och hårbottenar. Blåmusslorna kan ta upp både lösta och partikelbundna föroreningar, eftersom de filtrerar stora mängder vatten men också intar växtplankton och partiklar som kan ha spridit sig från sedimenten. Musslornas larver är frisimmande och exponeras främst för lösta ämnen via gälarna.

Fiskägg och -yngel kan också förekomma i olika delar av ekosystemet och påverkas direkt eller indirekt av förorenade sediment. Många är växtätare som unga individer men övergår till animalisk föda när de blir äldre (och större).

Amfibier såsom grodor eller salamandrar har dessutom livsstadier både i vatten (företädesvis fiskfria dammar och mindre vattensamlingar) och på land. De växlar från att andas med gälar (yngel) till lungor (vuxet stadium). De kan därför exponeras för miljögifter via gälar (löst i vatten), lungor (föroreningar i luften), hud och födan.

Observera att känsligheten för olika föroreningar också kan variera mellan olika livsstadier, där de yngre livsstadierna ofta är mer känsliga. Liksom att stationära arter, exempelvis abborre, löper större risk att påverkas.

5.6.1.4 Vattenvegetation

Vattenväxter som till exempel näckrosor och vass kan växa på förorenade sediment och risk för upptag av föroreningar finns beroende på typ av förorening. En försämrad tillväxt kan indirekt påverka andra arter som är beroende av vegetation för till exempel födosök eller reproduktion.

Vattenvegetation brukar delas in i sådana som har en relativt stor andel av sin bladyta ovanför vattnet (överbattsvegetation, exempelvis vass, ofta med ett omfattande rotsystem), de som flyter på ytan (flytbladsväxter, exempelvis näckros, där bladen är förbundna med rötter eller jordstammar genom en lång stjälk) samt undervattensvegetation.

Undervattensvegetation kan i sin tur förekomma i olika former såsom makroalger, mossor, fritt flytande eller bottenförankrade kärlväxter. De senare är i allmänhet fästade i botten med rötter medan fritt flytande växter återfinns antingen flytande på ytan (exempelvis andmat) eller nedsänkta på dyiga bottenar.

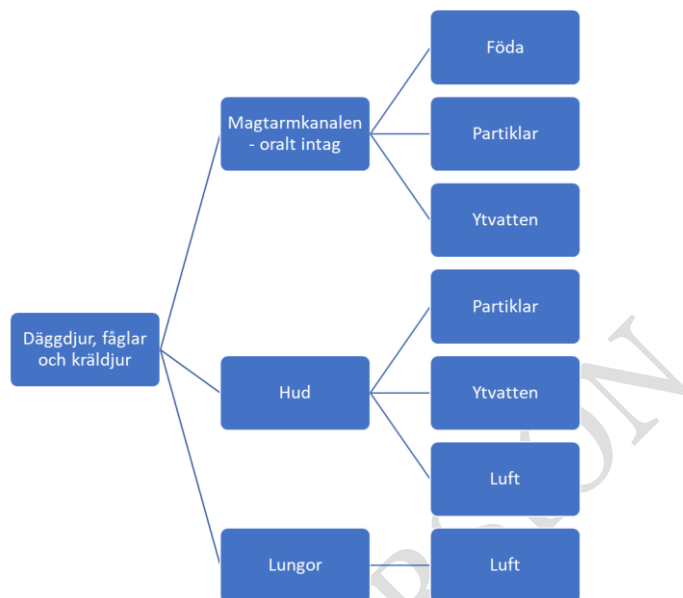
Makroalger finns i en rad olika former, exempelvis brunalger och grönalger. Kransalger är ett exempel på bottenlevande makroalger som har rotliknande rhizoider som gör att de sitter fast i sedimentet (eller på hårdbottnar) men de saknar rötter i egentlig mening.

Makroalger, mossor (såsom vitmossa) och fritt flytande undervattensväxter tar således främst upp föroreningar via vattnet. Bottenförankrade kärlväxter kan däremot exponeras för föroreningar i sediment via rotsystemen.

Mikroalger (såsom grönalger, kiselalger och cyanobakterier) har här sorterats in under vegetation. De förekommer både som plankton och som bentiska organismer (då även kallat mikrofytobentos) på grunda bottenar. Kiselalger dominerar den senare gruppen och de kan sitta fast på ytor (epilitor), sandkorn (episammic) eller röra sig mellan sandkorn (epipellic). På grunda mjukbottenar kan kiselalgerna stå för nästan hela primärproduktionen.

5.6.2 Fåglar, däggdjur, rovfisk och kräldjur

Figur 14 illustrerar tänkbara upptagsvägar för fåglar, däggdjur och kräldjur (exempelvis snok) som lever i anslutning till vattenmiljöer (även kallat semiakvatiska djur).



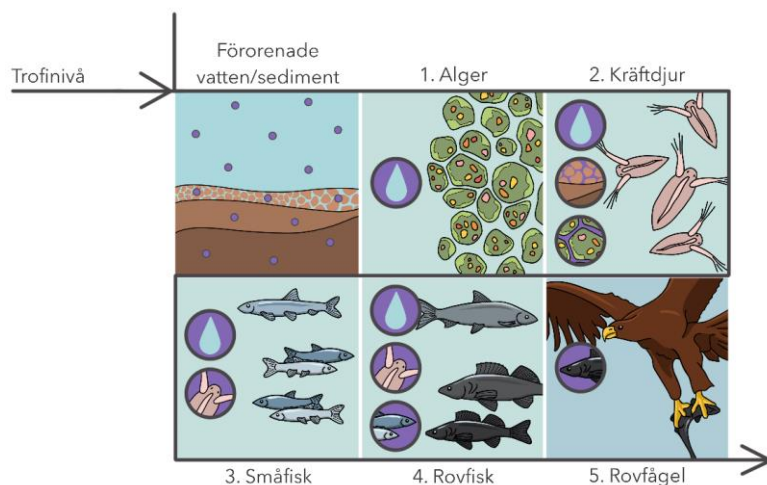
Figur 14. Potentiella upptagsvägar för däggdjur, fåglar och kräddjur som hämtar sin föda från den akvatiska miljön eller lever i eller i anslutning till den.

Predatorer, såsom fiskätande fåglar och däggdjur, men även rovfisk och asätare, kan drabbas indirekt av sedimentföroreningar. Dels genom att deras bytesdjur försvinner till följd av föroreningar (en aspekt som kan antas täckas in genom bedömning av påverkan på det akvatiska ekosystemet i sig, se **kapitel 6**). Dels av sekundärförgiftningseffekter om bytesdjuren har ackumulerat höga halter svårnedbrytbara biomagnifierande föroreningar.

Utter, säl, havsörn, fiskgjuse, sillgrissla och skarv är exempel på däggdjur och fåglar som har en stark koppling till den akvatiska miljön. De fångar exempelvis större fiskar, som i sig befinner sig på hög trofinivå, och därmed kan innehålla höga halter bioackumulerande, särskilt biomagnifierande, föroreningar såsom kvicksilver och dioxiner.

Fiskätande fåglar och däggdjur, rovfisk (exempelvis äldre abborrar, gädda, torsk, lax, makrill och strömming) och asätare befinner sig således generellt på en hög trofinivå, det vill säga högt upp i näringskedjan.

Figur 15 illustrerar exponeringsvägar till grund för sekundärförgiftning i en akvatisk näringskedja med fem trofinivåer (alger, kräftdjur, småfisk, rovfisk och rovfågel). Om det förekommer bioackumulerande ämnen i sedimentet kan risk för sekundärförgiftning av fåglar, rovfisk och däggdjur därför behöva utredas, se **kapitel 7**.



Figur 15. Schematisk illustration av exponeringsvägar i en akvatisk näringskedja med fem trofinivåer. De vattenlevande organismerna (1–4) kan ta upp föroreningarna direkt från vattnet. Sediment- och vattenlevande organismer (här illustrerat med kräftdjur) kan via gälar exponeras för föroreningar i porvatten och bottenvatten. De kan även ta upp föroreningar från föda och eventuellt förorenade partiklar via magtarmkanalen. Organismer på trofinivå 3–5 kan få i sig föroreningar via bytesdjur. Sekundärförgiftning kan således uppstå på trofinivå 2–5.

Toppredatorer såsom pilgrimsfalk och säl är ofta nyckelarter och ett ekosystem kan genomgå en dramatisk förändring om en nyckelart försvinner, även om den arten var en liten del av ekosystemet räknat i biomassa eller produktivitet.

För bioackumulerande ämnen är upptag via födan mest betydelsefullt. En viss exponering via vatten kan dock inte uteslutas, liksom direktupptag genom hud. Även vadarfåglar och dykänder (såsom knipa och ejder) är ofta rovdjur men hämtar sin föda från lägre trofinivåer (såsom blötdjur, kräftdjur, havsborstmaskar, insekter). Andra, såsom gräsänder, äter till exempel fröer och gröna växtdelar. Eftersom den här typen av fåglar har kontinuerlig kontakt med sedimentet kan direktexponeringen bli betydande. Fåglars fjäderdräkt kan också skadas av oljeföroreningar som ansamlats på vattenytan.

5.6.3 Människor

Människor kan exponeras för sedimentföroreningar på olika sätt.

Vi människor kan till exempel få i oss föroreningar som har lagrats in i ätliga vävnader hos vildfångad matfisk och skaldjur. Människor kan även exponeras för sedimentföroreningarna indirekt via odlad fisk (vattenbruk). Om denna utfodras är det dock främst föroreningsupptag via gälarna som aktualiseras.

Människors direkta exponering för förorenade sediment är ofta låg, men kan förekomma vid exempelvis bad på grunt vatten med lösa sediment som grumlas upp. Exponering kan då ske genom till exempel kallsupar eller då barn dricker vattnet.

Allemansrätten innebär relativt långtgående rättigheter. Allmänheten kan därför komma att bada även på platser där det inte finns en etablerad badplats. Exponering kan även förekomma vid annan typ av rekreation eller arbeten i vatten.

Sedimentföroreningar som sprids till vatten kan förorena vattentäkter som används för dricksvattenproduktion och flera svårnedbrytbara föroreningar kan helt eller delvis vara kvar efter rening. I vissa fall används både grund- och ytvatten dessutom mer eller mindre utan föregående rening för privat bruk, som dricksvatten till fritidshus, för bevattning av egen odling eller gräsmattor och i samband med friluftaktiviteter förekommer att människor direkt dricker vatten i naturen.

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.

Viktigt att tänka på är att för oss människor tillkommer också ofta helt andra exponeringsvägar för samma ämne, exempelvis via inandningsluften (både utomhus och inne) samt andra livsmedel än vildfångad fisk och skaldjur samt dricksvatten.

I **tabell 11** sammanfattas potentiella exponeringsvägar för människor. Deras relativa betydelse har också uppskattats.

Tabell 11. Potentiella direkta och indirekta exponeringsvägar för människa. De exponeringsvägar som troligtvis är mest betydelsefulla för respektive användning av området har fetmarkerats men kan variera i olika situationer och för olika ämnen. Överlag är dock långvarigt intag via födan eller dricksvatten riskmässigt oftast mer betydelsefullt än övrig exponering (markerats med störst kryss). Hudkontakt innebär i de flesta fall främst risk för irritation (se H-fraser avseende hudirritation) snarare än upptag i kroppen.

	Oralt intag				Hudkontakt		Lungor
	Fisk, skaldjur, tång	Partikelbundet	Grödor (yt, inlagrat), kött	Löst i yt-/botten-vatten	Partikelbundet	Löst i yt-/botten-vatten	Luft (aerosoler, ånga)
Bad (grunda områden)		X		X	x	x	x
Intag av fisk och skaldjur etc	X				x		
Dricksvatten (kommunalt)				X		x	
Bevattning av frukt & grönsaker, gräsmattor /orenat/ vatten		x	X	x	x	x	x
Intag av kött från djur som fått i sig exempelvis förorenat dricksvatten		x	X	x	x	X	
/Tillfällig/ användning av orenat dricksvatten (friluftsliv, fritidshus)		X		X	x	x	x
Långvarig vistelse i							x

området (boende, arbetsplatser)							
---------------------------------------	--	--	--	--	--	--	--

5.6.4 Boskap, husdjur och vilda djur

Ibland kan djur som är beroende av tillgång till vattenmiljön direkt eller indirekt påverkas negativt av sedimentföroreningar. Sedimentföroreningar på grunda områden och vid strandkanten kan exempelvis utgöra en risk för betande boskap, husdjur och vilda djur. Dessa djur kan exponeras då de till exempel vadar eller dricker vatten som kan ha påverkats av sedimentföroreningarna. I jordbruksområden sker ofta uttag av vatten även för djurhållning. Vattenväxters blad och rötter betas av älg, rådjur och vildsvin. Eventuellt upptagna föroreningar kan då föras vidare och nå människor vid konsumtion av viltkött.

5.7 Beräkning och bedömning av belastning

I kapitel 6–8 ges förslag på angreppssätt för att bedöma risk för effekter på akvatiska organismer, predatorer respektive oss människor. Bedömningarna utgår från jämförelser mellan uppmätta halter i kontaktmedier och effektbaserade bedömningsgrunder samt andra undersökningar såsom inventering av bottenfauna, toxicitetstester och analys av potentiellt biotillgänglig fraktion. Fokus är på risken lokalt, det vill säga akvatiska organismer som lever inom påverkansområdet eller predatorer som hämtar sin föda därifrån, samt boende och besökare i området.

Belastningen på andra områden (recipienter) bör bedömas utifrån risk för att spridningen leder till förhöjd föroreningskoncentration på ackumulationsbottnar nedströms. Föroreningar som sprids från ett förorenat sedimentområde och som leder till att halterna någon annanstans (gradvis eller plötsligt) (mätbart) ökar leder till risker nedströms eller till havs. Spridda föroreningar är dessutom än mer problematiska att åtgärda, än föroreningar samlade vid källan.

I akvatiska miljöer är det dock ofta svårt att bedöma var föroreningar till slut kommer att hamna och vilka halter som kommer att uppstå. Det gäller särskilt persistenta ämnen, som kan spridas mycket långväga, med vattnet, i näringsväven och så vidare. Det är till exempel svårt att förutspå och bedöma de faktiska riskerna kopplat till upptag av stabila ämnen i en näringsväv. Flera rovdjursarter hämtar sin föda från ett stort geografiskt område. Det är på motsvarande sätt komplicerat att utreda hälsorisker förknippade med ett storskaligt föroreningsbidrag till fisk och skaldjur som konsumeras av oss människor. Föroreningsspridningen från ett förorenat sedimentområde kan, tillsammans med föroreningstillskottet från många andra föroreningskällor (även på väldigt stora avstånd samt både nutida och framtida) bidra till att den allmänna föroreningsnivån i miljön ökar, och därmed också vad organismer exponeras för.

Som ett komplement till bedömningen av risker lokalt behöver spridningen, eller snarare belastningen – det vill säga mängden som årligen sprids från sedimentobjektet till omgivningen – beräknas och bedömas i ett större perspektiv: "Handlar det om stora mängder eller är föroreningsspridningen från sedimenten försumbar?". Detta är särskilt angeläget att göra om det handlar om totalt sett stora mängder förorening eller förorenade arealer⁹⁷.

⁹⁷ Några fasta gränser går inte att ge men om de förorenade sedimenten i marin miljö täcker en yta större än cirka 30 000 m² bör det betraktas som ett stort förorenat sedimentobjekt (Miljödirektoratet, 2015). För inlandsvatten är det rimligt att dra gränsen snävare än så. Krav på tillstånd vid muddring kan också ge en uppfattning om vad som kan anses vara stort och smått (för hav och sjöar 3000 m² och för vattendrag 500 m²).

5.7.1 Beräkning av sedimentobjektets belastning på omgivningen

Belastningen från respektive spridningsväg samt totalt kan beräknas med hjälp av de ekvationer som ges i **bilaga 8**.

Vid beräkning av den totala belastningen är det vid osäkerheter bättre att ta med fler än färre tänkbara spridningsvägar och hellre överskatta än underskatta hur mycket som sprids via respektive spridningsväg. Belastningen kan också uttryckas som ett intervall (lägsta respektive högsta uppskattade värdet) samt den mest troliga belastningssiffran för respektive scenario. I en fördjupad bedömning kan generella antaganden ersättas med mer platsspecifik information och mätningar.

Genom att använda sig av realistiska värsta fall värden i beräkningarna kan man även uppskatta belastningen på sikt. Att reducera spridning och belastning kan i sig vara ett övergripande åtgärds mål. Då behöver belastningen före och efter en potentiell åtgärd uppskattas.

5.7.2 Bedömning av belastning

Det går i dagsläget inte att ange några fasta mängd-kriterier för vad som rent generellt kan anses vara en stor mängd (oacceptabel belastning) respektive vad som kan anses vara försumbart. Vad som är en stor eller liten belastning är till exempel i hög grad ämnesspecifikt. Några gram zink per år ger inte samma konsekvenser som några gram dioxiner per år.

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 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 koncentrationer kan uppstå.

I **tabell 12** ges förslag på metoder för att bedöma föroreningsbelastningen från förorenade sedimentområden. De övergripande åtgärds målen sätter sedan ribban för vad som kan accepteras i det enskilda fallet.

Det är som alltid osäkerheterna och den platsspecifika situationen som behöver styra hur pass långtgående och vilken typ av utredning som behövs. Att beräkna akvatiska fotavtryck är generellt den enklaste metoden (rad 4), men en sammanvägd bedömning utifrån flera angreppssätt rekommenderas. Lokal risk för effekter behöver också alltid utredas (rad 1).

Tabell 12. 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 åtgärds målen sätts.

	Metod	Hur	Acceptansnivå
1	Bedöm lokal risk för negativa effekter på akvatiska organismer (kap 6), sekundärförgiftning av predatorer som hämtar sin föda i området (kap 7) respektive hälsorisker för	Koncentrationer i kontaktmedier av relevans (vatten, sediment, vävnader) kan inledningsvis divideras med effektbaserade	Om belastningen leder till effekter lokalt är den i princip per definition inte acceptabel. Riskkvoter över ett kan normalt därför inte

	boende och besökare (kap 8).	bedömningsgrunder för respektive matris och skyddsobjekt för att erhålla en riskkvot. Även andra metoder används, för att i en sammanvägd bedömning beakta osäkerheter, samverkans effekter, biotillgänglighet samt utreda orsak-verkan inklusive koppling till sedimenten.	accepteras utan påvisar snarare risk. Hänsyn kan dock tas till graden av överskridande och andra bevislinjer, osäkerheter i bedömningen och vilken andel som kan härledas till det förorenade sedimentobjektet. Ingår som en del av effektanalysen, som alltid ska göras, se kapitel 6–8 .
2	Fluxjämförelser och en på förhand bestämd faktor.	Jämför beräknat eller uppmätt föroreningsflux från sedimentobjektet med flux från referenslokal eller uppströms	Är det sammanlagda föroreningsfluxet från sedimentobjektet >X gånger högre än från referenslokal eller uppströms? Värdet på X bestäms på förhand och kan variera för olika ämnen, men också olika platser.
3	Flux- eller koncentrationjämförelser och statistiskt signifikant avvikelse.	Potentiell spridning av föroreningar med särskilt farliga egenskaper verifieras med mätningar. Skarpare bedömning vid statistiskt signifikant spridning av särskilt farliga ämnen från sedimentobjektet i jämförelse med referenslokaler, särskilt om effektnivåer redan överskrids.	En mätbar och signifikant förhöjd föroreningshalt i bottenlevande biota inom sedimentområdet är för kvicksilver, dioxiner och dioxinlika PCB, PFAS och PBDE tillräckligt för att överväga en åtgärdsutredning. Särskilt om även halter i stationär fisk är förhöjd. Åtgärdsutredning övervägs också om TBT, PFAS eller kadmium sprids, löst eller partikelbundet, från sedimentobjektet. För de PAH där hälsorisker är styrande för effektnivån bör åtgärdsutredning övervägas om halten i skaldjur är förhöjd, särskilt om det kan förekomma skaldjursfiske eller odling inom området. Signifikansnivån bestäms på förhand.
4	Jämför beräknat akvatiskt fotavtryck mot bedömningsmatris	Beräkna eller mät föroreningsflux till överliggande vatten,	Bedömningsmatris avläses vid aktuellt recipientflöde,

		<p>som grund för beräkning av belastningen på ytvattnet.</p> <p>För metaller och biomagnifierbara ämnen kan effektbaserat koncentrationskriterium för vatten bytas ut mot rådande bakgrundshalter.</p> <p>För biomagnifierbara ämnen inkluderas även föroreningsflux in i näringsväven, liksom föroreningsflux från både sedimentobjekt och påverkansområde.</p>	<p>om föroreningarna sprids till vattendrag.</p> <p>För biomagnifierande ämnen avläses matrisen i det gulgröna området, vilket ger en konservativ bedömning.</p> <p>För sjöar, kust och hav avläses tills vidare x-axeln långt till höger om omsättningstiden är kort respektive cirkulationen god.</p>
5	Utbredningen hos påverkansområdet och ett på förhand bestämt kriterium	Påverkansområdets geografiska utbredning, inklusive utbredningen av förhöjda halter i stationära sedimentlevande organismer undersöks.	<p>Är arealen med förhöjda halter i ytliga sediment $>X$ m² eller nedströms sträcka $>X$ m? Om ja, härstammar föroreningarna åtminstone delvis från sedimentobjektet?</p> <p>För bioackumulerbara ämnen: Är arealen med förhöjda halter i stationära sedimentlevande organismer $> Y$ m²</p> <p>Värdet på X och Y bestäms på förhand.</p> <p>För bioackumulerande ämnen som påträffas i sedimentlevande organismer görs en strikt bedömning ($Y < X$).</p>
6	För föroreningar som transporteras långväga i atmosfären: jämförelse med atmosfärsdeposition och en på förhand bestämd andel	Uppskatta hur stor mängd som deponeras på vattenytan (motsvarande den area som täcks av det förorenade sediment).	<p>Är det sammanlagda föroreningsfluxet från sedimentobjektet $>X\%$ av atmosfärsdepositionen på samma yta?</p> <p>Värdet på X bestäms på förhand och kan variera för olika ämnen och recipienter. För till exempel kvicksilver och dioxiner görs en strikt bedömning.</p>

5.7.2.1 Jämförelse med föroreningsflux från referenslokaler

I **Miljödirektoratet (2015)** föreslås att det sammanlagda föroreningsfluxet (via samtliga spridningsvägar, även in i näringsväven) från förorenade sedimentområden bland annat kan jämföras med till exempel motsvarande föroreningsflux från referenslokaler (rad 2 i **tabell 12**). Något fast kriterium ges inte i den norska vägledningen utan här hänvisas till beslutande myndighet.

Ett på förhand beslutat kriterium (övergripande åtgärds mål) behöver därför specificeras, exempelvis att föroreningsfluxet från sedimentobjektet som mest får vara dubbelt så högt som föroreningsfluxet från referenslokalen.

Fröberg et al (2021) kunde bland annat konstatera att det är motiverat med en strikt bedömning av belastningen då det handlar om särskilt farliga ämnen, i synnerhet om effektnivåer redan överskrids.⁹⁸ Även en liten höjning av koncentrationen riskerar då att leda till oproportionerligt stora konsekvenser. Fokus för utredningen kan i detta fall därför ligga på att verifiera med mätningar att särskilt farliga ämnen verkligen sprids till relevant matris, i sådan mängd att den är statistiskt signifikant skild från den förorenings-spridning som eventuellt sker från referenslokaler. Alternativt, då det är komplicerat att mäta själva föroreningsflödet, mäta halter i den mottagande matrisen (bottenlevande organismer, bottenvattnet, sediment nedströms) och jämföra med motsvarande från referenslokaler alternativt uppströms. En belastning som leder till mätbara och statistiskt signifikanta skillnader, i flöden eller halter, bör för den här typen av ämnen i de flesta fall tolkas som oacceptabel (rad 3). Metoden är således snarlik den som nämns ovan (rad 2), men här är bedömningen striktare genom att det är tillräckligt att det finns en statistiskt belagd skillnad. Signifikansnivån behöver dock även här bestämmas på förhand.

För biomagnifierande ämnen kan det vara motiverat att beräkna belastningen på näringsväven inte bara utifrån fluxet från sedimentobjektet utan fluxet från hela påverkansområdet. Observera att föroreningshalterna av biomagnifierbara ämnen ökar för varje steg i näringsväven. Det innebär att även bara lite förhöjda halter av biomagnifierbara ämnen i bottenlevande organismer kan innebära tydligt förhöjda halter i exempelvis rovfisk. Även en liten förorenings-spridning in i näringsväven kan ge allvarliga konsekvenser på lång sikt och återhämtningen tar lång tid.

5.7.2.2 Beräkning av akvatiskt fotavtryck

I Fröberg et al (2021) introduceras begreppet akvatiskt fotavtryck, som kan användas för att illustrera och lättare ge en uppfattning om mängden generellt kan betraktas som stor eller liten. Det akvatiska fotavtrycket beräknas utifrån ett förorenat områdes belastning på ytvatten och effektnivån för ämnet i vattenfas.

Akvatiska fotavtryck kan även på motsvarande sätt beräknas utifrån den mängd som sprids från ett förorenat sedimentområde till överliggande vatten (rad 4).

Akvatiskt fotavtryck (enhet m³/s) för sedimentobjektet beräknas därför enligt nedanstående ekvation (Fröberg et al, 2021):

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

⁹⁸ För följande ämnen överskrider effektbaserade bedömningsgrunder för biota i hela Sverige eller mycket frekvent: kvicksilver, dioxiner, PFAS och PBDE. För PFAS överskrider även effektbaserade bedömningsgrunder för vatten mycket frekvent. För TBT är det snarare effektbaserade bedömningsgrunder för sediment som överskrider, särskilt längs kusterna. Även för kadmium och PAH kan bedömningsgrunderna överskridas frekvent, i vatten, sediment eller biota.

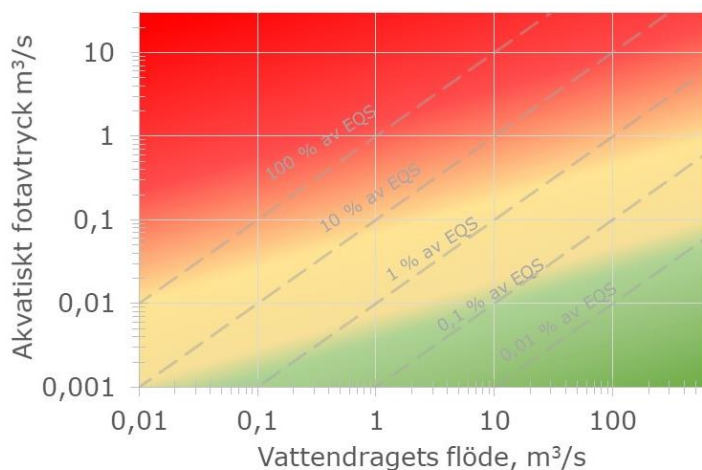
C_{norm} är koncentrationskriteriet ($\mu\text{g/l}$), och kan ofta likställas med effektbaserat koncentrationskriterium uttryckt som en medelkoncentration i vatten, det vill säga AA-EQS (se **bilaga 4**).

$M_{\text{förorening}}$ är belastningen (enhet kg/år), i det här fallet F_{ut} , den totala föroreningstransporten till överliggande vatten.

F_{ut} kan beräknas utifrån koncentrationen som uppstår i vattenpelaren ovanför sedimentobjektet till följd av sedimenten, C_{ytv} . Se **bilaga 8** för båda beräkningarna⁹⁹.

I mycket små projekt kan det initialt vara tillräckligt att utgå från den uppskattade totala mängden förorening på platsen (och antagandet att allt sprids inom loppet av ett år) vid beräkning av akvatiskt fotavtryck.

Beräknad akvatiskt fotavtryck kan sedan, för belastning som påverkar vattendrag, jämföras med en bedömningsmatris, se **figur 16**.



Figur 16. 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).

Om det akvatiska fotavtrycket hamnar i det gröna eller röda området indikerar det att belastningen är liten respektive stor. Fotavtryck som hamnar i det gulmarkerade området kan bedömas olika beroende på hur pass försiktig eller strikt man vill vara i det enskilda fallet. För särskilt farliga ämnen bör man till exempel vara strikt, se nedan.

Bedömningsmatrisen ovan är anpassad till vattendrag. Förorenade sediment förekommer ofta i sjöar eller längs kusten. Liknande resonemang går att använda för sjöar, men för sjöar, kust och hav föreslås tills vidare att x-axeln avläses långt till höger om omsättningstiden¹⁰⁰ är kort respektive cirkulationen god.

⁹⁹ Observera att om det även finns andra källor och en uppmätt halt i bottenvattnet används istället för beräknad (C_{ytv}) kan föroreningsfluxet till överliggande vatten – och så även det akvatiska fotavtrycket – överskattas.

¹⁰⁰ Omsättningshastigheten hos en sjö beror av tillrinning, utloppets form och sjöns storlek. En stor sjö med litet tillrinningsområde har generellt lång omsättningstid. Ett trångt och grunt utlopp hindrar vattenflödet. Vättern har till exempel en omsättningstid på 70 år, Vänern 16 år och Mälaren 4 år, Storuman 1 år och stora

Vid beräkning av F_{ut} inkluderas förorenings-spridning i både löst och partikelbunden fas. För metaller avser dock AA-EQS löst eller i vissa fall biotillgänglig koncentration. I det senare fallet kan man i stället använda sig av så kallade generiska värden i beräkningarna. Dessa redovisas i tabell 3 i **Havs- och vattenmyndigheten (2016a)**. De generiska värdena är uttryckta som en löst koncentration och kan anses skydda vattenlevande organismer i 95% av våra vattendrag respektive sjöar.¹⁰¹

Dilemmat kvarstår dock – metaller sprids även bundet till partiklar, medan effektbaserat kriterium endast avser löst koncentration. Det beräknade fotavtrycket ger därför i det här fallet en konservativ bedömning. Ett alternativ är att här utgå från rådande bakgrundshalter (ofiltrerade prover, tagna från referenslokaler). Att utgå från rådande bakgrundshalt är också i linje med vad ytvattenkriteriet i riktvärdesmodellen utgår ifrån när det gäller metaller.

Observera att det akvatiska fotavtrycket avser att uppskatta betydelsen av påverkan på ytvattnet. Eventuellt föroreningsflux in i bottenlevande organismer subtraheras därför vid beräkning av akvatiskt fotavtryck (se **bilaga 8**). För biomagnifierande ämnen där kritiskt skyddsobjekt ofta huvudsakligen är fiskätande predatorer eller människor som exponeras via fisk och skaldjur saknas dessutom ofta etablerade effektbaserade koncentrationskriterier för vatten, eller så är de behäftade med stora osäkerheter (på grund av omräkning mellan matriser).

Vill man ändå få en uppfattning om det akvatiska fotavtrycket för biomagnifierande ämnen kan det vara lämpligare att i stället för effektbaserat kriterium avseende halter i vatten precis som ovan utgå från rådande bakgrundshalter. Att utgå från rådande bakgrundshalt är också i linje med vad ytvattenkriteriet i riktvärdesmodellen utgår ifrån vad gäller till exempel dioxiner.

En strikt bedömning är dock motiverad. Bakgrundshalterna, åtminstone i biota, är i sig redan för höga när det gäller flera biomagnifierande ämnen, såsom dioxiner och kvicksilver. C_{norm} i beräkningen av det akvatiska fotavtrycket bör därför utgå från det lägsta av

- rådande bakgrundshalter i vatten
- $QS_{\text{biota sec pois}}$ omräknat till vatten
- $QS_{\text{biota hh}}$ omräknat till vatten.

Belastningsberäkningen bör i det här fallet också utgå från föroreningsflux inte bara från sedimentobjektet utan även från påverkansområdet, för att ta hänsyn till den sammanlagda exponeringen. Dessutom bör F_{org} inte subtraheras från F_{tot} vid beräkningen av C_{ytv} . Bedömningsmatrisen bör också avläsas i det gulgröna området.

För den här typen av ämnen är det dock ofta lämpligast att lägga fokus och störst vikt vid andra typer av metoder, såsom att jämföra totalt föroreningsflux (alla spridningsvägar) från sedimentobjektet och påverkansområdet med motsvarande från referenslokaler och

Lulevattnet några månader. Omsättningstiden ger en uppfattning om hur lång tid det tar innan vattnet har bytts ut. Det är dock ett grovt mått och tar inte hänsyn till att det under stora delar av året kan förekomma skiktningar i sjön som begränsar omblandningen.

¹⁰¹ De generiska värdena har beräknats genom att först beräkna ett mycket stort antal platsspecifika EQS (uttryckta som löst koncentration) baserat på faktiska vattenkemidata (från provtagningar inom ramen för nationell övervakning under perioden 2007-2014). De generiska värdena utgör sedan den 5:e percentilen av dessa platsspecifika EQS. De generiska värdena skiljer sig åt för ett och samma ämne beroende på om värdet avser sjöar eller vattendrag. För bly är exempelvis gränsvärdet (AA-EQS) 1,2 µg/l (biotillgänglig koncentration) och uppskattade generiska värden 2,8 respektive 2,5 µg/l (löst koncentration) för vattendrag respektive sjöar. Mer detaljer om hur de generiska värdena har tagits fram, se bilaga 3 till Havs- och vattenmyndigheten (2016a).

en eventuellt mätbar statistiskt signifikant avvikelse (rad 3 i **tabell 12**), som komplement till utredning av den lokala risken (rad 1).

5.7.2.3 Påverkansområdets utbredning

Den geografiska utbredningen hos förorenade ytsediment inom påverkansområdet är högst relevant (rad 5). Det indikerar att det kan förekomma föroreningsspridning från sedimentobjektet till omgivningen i så pass hög grad att det leder till mätbart förhöjda halter. Stor utbredning även av bara något förhöjda halter i stationära sedimentlevande organismer indikerar också en risk för en sammanlagt stor föroreningsspridning till näringsväven.

Vad som kan accepteras behöver beslutas på förhand och framgå av de övergripande åtgärds målen. Om det handlar om ett vattendrag kan det vara lämpligt att uttrycka kriteriet som en vattendragslängd, annars som en areal. Kriteriet för bedömning av utbredning av område med förhöjda halter i organismer bör vara strikt.

Det kan dock finnas andra tänkbara orsaker till att halterna är förhöjda i ytsedimentet inom påverkansområdet än att föroreningar sprids från sedimentobjektet. Vid stor utbredning av ytligt förorenade sediment i anslutning till sedimentobjektet bör föroreningsspridning från sedimentobjektet därför bekräftas, med till exempel sedimentfällor.

5.7.2.4 Jämförelse med andra källor

I **Miljödirektoratet (2015)** nämns jämförelser med föroreningsflux från andra källor.

Jämförelser med belastningen från till exempel aktiva verksamheter kan dock bli missvisande. Det som möjligen kan vara relevant och som även har visst juridiskt stöd är jämförelser med utsläpp från deponier, se resonemang i Fröberg et al (2021). Deponier är dock verksamheter på land.

Jämförelser mellan föroreningsflux från sedimentobjektet till överliggande vatten och föroreningstransporten i vattendrag är förmodligen mer intuitiv. Samtidigt får man komma ihåg att föroreningstransporten i ett större vattendrag ofta representerar ett stort antal enskilda källor inom avrinningsområdet. Varje enskild källa skulle med motsvarande perspektiv förmodligen också kunna betraktas som liten i jämförelse med den totala mängden.

För förorenade sedimentobjekt är det möjligen motiverat att jämföra belastningen med belastning från förorenade områden på land, till samma recipient, i den mån denna är känd. Det ger om inte annat en indikation om risken för att sedimenten återkontamineras. Att föroreningsspridning från sediment är mindre än föroreningsspridningen från land innebär dock inte att det inte även behövs åtgärder i sedimenten.

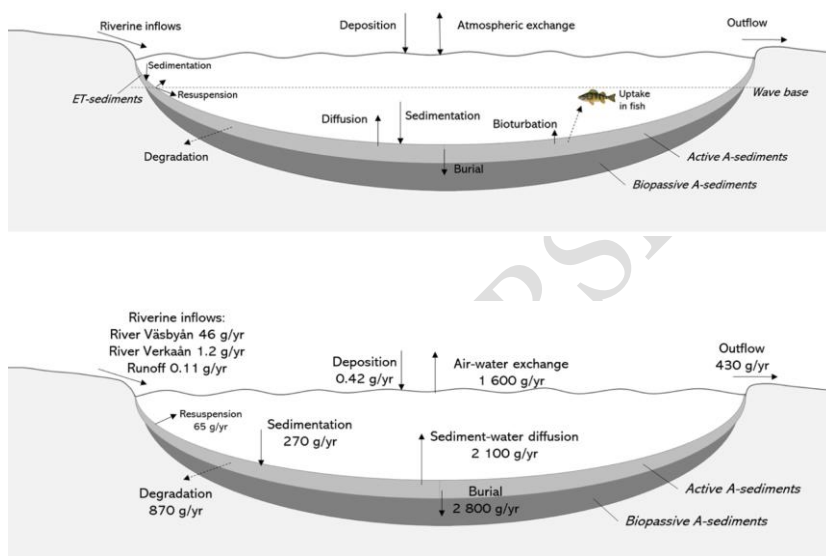
För föroreningar som transporteras långväga i atmosfären ger dock jämförelser med belastningen från atmosfärsdepositionen på den yta som berörs en indikation om effektiviteten hos en åtgärd. Beräkningen av belastning från atmosfärsdeposition bör utgå från den yta som sedimentobjektet och möjligen påverkansområdet upptar, inte den deposition som faller på hela recipientens yta, i synnerhet inte om det handlar om en stor recipient, exempelvis Östersjön.

Kriterier bör beslutas på förhand. Observera dock att belastningen från det förorenade sedimentområdet endast bör utgöra en mindre del av den belastning som kommer från atmosfärsdepositionen, särskilt i de fall då atmosfärsdepositionens bidrag är för hög

(tillräcklig för att leda till att effektnivåer överskrids). Det gäller till exempel kvicksilver och dioxiner.

5.8 Massbalansberäkningar

De beräknade värdena för U_x (mängd som sprids från respektive spridningsväg) kan med fördel därför ligga till grund för en reviderad konceptuell modell och massbalansberäkningar som illustrerar den relativa betydelsen hos olika spridningsvägar, inklusive mängd som sprids från andra källor, se **figur 17**.



Figur 17. Exempel på hur en konceptuell modell (överst) ligger till grund för massbalans-modell (överst) och som illustrerar process-relaterade transporter av PCB i en förorenad sjö. [Från Hållén et al \(2022\).](#)

Kommenterad [AW14]: INFORMATION: Figurerna kommer att modifieras i slutversionen (avidentifieras och översättas till svenska).

En massbalansmodell är ett sätt att beskriva hur mycket av ett ämne eller material som rör sig mellan olika system per tidsenhet. Massbalansberäkningar, där man även tar hänsyn till nedbrytning och översedimentation, är användbara för att sätta en eventuell spridning (belastning) av föroreningar från sediment till omgivande miljö i relation till föroreningar som sprids till sedimenten och den omgivande miljön från andra (ofta landbaserade) källor. De är också användbara för att till exempel göra prognoser över framtida förändringar, om till exempel utsläpp eller tillförsel till recipienten minskar eller miljöförhållandena i övrigt ändras. Genom massbalansberäkningar kan man också få en uppfattning om hur förorenings-spridningen minskar med en viss åtgärd i ett visst delområde.

Massbalanser kan bidra till att ge en helhetsbild av föroreningssituationen men information om vilket tillskott som sker idag och framöver är också avgörande för att prognosticera vilka halter som kan uppstå på sikt – och därmed indirekt också vilka risker som kan uppstå.

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. 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 förindustriell 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). 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.

Avslutningsvis kan konstateras att den konceptuella modellen för att bedöma belastning behöver ha ett större perspektiv på till exempel upptag i näringsväven än en konceptuell modell som tas fram för att bedöma lokal risk för sekundärförgiftning av de predatorer som lever i eller hämtar sin föda i vattenmiljön som direkt påverkas av de förorenade sedimenten. Massbalansberäkningar är också komplicerade att göra i detta fall. Mängden som sprids från sediment till bottenlevande organismer inom området bör illustreras, men även mängder som sprids med partiklar och löst i vattnet samt med levande organismer. Exakt var dessa föroreningar hamnar är ofta svårt att veta, syftet med modellen är att illustrera vilken mängd och i vilken form föroreningarna lämnar området, för att underlätta bedömningen av de förorenade sedimenten som en källa. Förr eller senare är det sannolikt att en stor andel av föroreningen också tas upp i näringsväven och bidrar till den mer storskaliga föroreningen av vår miljö.

6 Effekter på akvatiska organismer

Sedimentföroreningar kan direkt och indirekt ge upphov till negativa effekter på akvatiska ekosystem. I detta kapitel presenteras förslag på arbetsgång för bedömning av om det akvatiska ekosystemet påverkas negativt, idag eller i framtiden.

De akvatiska organismerna delas här grovt upp i de två grupperna mjukbottenlevande evertetrater respektive övriga akvatiska organismer såsom fisk, groddjur och hårbottenlevande organismer. Dessa två grupper speglar olika exponeringsvägar.

Kommenterad [AW15]: REMISSFRÅGA: Kap 6-8 är tänkta att vara relativt kortfattade, men behöver något utvecklas? De har också bl a med flödesscheman och tabeller som beslutsstöd. Går det att förstå dessa, känns arbetsgången logisk utifrån de principer som ges i avsnitt 2.5. samt i linje med en modifierad triadmetodik (se bilaga 3)?

Bedömningsgrunder för att skydda sedimentlevande organismer avser dessutom oftast den förstnämnda gruppen och det är ofta möjligt att etablera både låg- och högrisknivåer. Riskerna för dessa två grupper behöver därför utredas separat med något olika strategier. Vi har i möjligaste mån beaktat att det är den sammanlagda exponeringen som behöver beaktas och att fokus är på att skydda populationer och samhällen, men i undantagsfall enskilda individer av hotade arter.

6.1 Frågeställningar

Tabell 13 sammanfattar de frågeställningar som behöver besvaras avseende risk för effekter på akvatiska organismer, i nuläget och i framtiden. Även risken för direkta effekter på semiakvatiska djur såsom sjöfågel kan behöva utredas och ingår därför också i tabellen.

För att kunna besvara frågeställningarna behövs kunskaper om bland annat ämnens toxicitet, vilka organismer som förekommer och deras levnadssätt och potentiella exponeringsvägar. Oftast krävs undersökningar av biotillgängligheten, men ibland även av faktiska effekter, studerade i fält eller med hjälp av laboratorietester.

Tabell 13. Frågeställningar som behöver besvaras avseende risk för effekter på det akvatiska ekosystemet och dess ekosystemtjänster samt risk för effekter på vilda djur.

Nuläget	Framtiden
<p>Vilka föroreningskoncentrationer föreligger i de akvatiska skyddsobjektens kontaktmedier, såsom sediment och vatten? Överskrids några effektnivåer?</p> <p>Är det akvatiska ekosystemet negativt påverkat? Kan man exempelvis identifiera förändringar i artsammansättning, beteende eller reproduktion hos sediment- eller vattenlevande organismer, produktion av biomassa? Vilka ekosystemtjänster kan ha påverkats negativt?</p> <p>Kan påverkan helt eller delvis härledas till toxiska föroreningar i det förorenade sedimentområdet?</p> <p>Kan sedimentföroreningen påverka hotade arter eller skyddade områden negativt?</p> <p>Riskerar vilda djur eller sjöfågel att påverkas negativt då de dricker, badar eller vadar i området?</p>	<p>Om föroreningssituationen kvarstår, kan ekosystemet påverkas negativt i framtiden? Är ekosystemet mer sårbart för annan typ av stress (exempelvis näringsbelastning, fysisk störning, klimatförändring) till följd av föroreningarna?</p> <p>Finns det hotade eller känsliga arter i området som riskerar att påverkas på sikt? Äventyras skyddad natur?</p> <p>Om ekosystemet redan är skadat av annan påverkan (exempelvis habitatförstörelse), finns det risk att sedimentföroreningarna motverkar framtida återhämtning och återetablering?</p> <p>Behövs åtgärder i sedimentet och/eller vid föroreningskällan för att uppnå eller behålla god ekologisk eller kemisk status inom rimlig tid?</p>

6.2 Övergripande åtgärds mål avseende det akvatiska ekosystemet

Det behövs i normalfallet etableras övergripande åtgärds mål för att skydda det akvatiska ekosystemet. Det övergripande målet behöver då omfatta alla de skyddsobjekt som har identifierats, exempelvis både vatten- och sedimentlevande organismer, inklusive till exempel predatorfisk som även kan få i sig föroreningar via akvatiska näringsvävar.

Det övergripande åtgärds målet för skydd av det akvatiska ekosystemet kan till exempel formuleras som:

Det akvatiska ekosystemet i området är friskt och motståndskraftigt.

Syftet med en eventuell åtgärd kan till exempel vara att skydda vattenmiljöns ekosystem och de ekosystemtjänster som vattenmiljön tillhandahåller. Det kan också vara att möjliggöra återhämtning av en redan skadad miljö.

Av målbeskrivningen behöver sedan framgå mer i detalj exempelvis vilka de kritiska skyddsobjekten är (inhemska sedimentlevande evertebrater, predatorfisk med mera) och till när föroreningshalterna i ytliga sediment ska vara nere på lågrisknivåer alternativt biodiversiteten återställd.

Om det förorenade sedimentobjektet förekommer i eller påverkar en vattenförekomst behöver det också förtydligas, liksom vilka gränsvärden eller andra bedömningsgrunder som gäller och om det har satts några undantag.

Det kan ibland även behövas ett separat övergripande åtgärds mål avseende skydd av boskap eller vilda djur. Det kan till exempel formuleras som:

Boskap och vilda djur som vadar, badar eller dricker vatten i området riskerar inte sin hälsa eller att lagra in höga halter föroreningar.

Syftet med en eventuell åtgärd kan i det fallet vara att skydda till exempel betande boskap där vattnet används som dricksvatten vid djurhållning, men även där boskap, husdjur, sjöfågel och andra vilda djur riskerar att exponeras direkt för grunt liggande förorenade sediment. Det kan också, särskilt i fallet med betande boskap, vara viktigt att säkerställa att boskap inte lagrar in höga halter föroreningar som sedan kan utgöra en hälsorisk vid konsumtion av köttet. Liksom att skydda även terrestra näringsvävar.

6.3 Mjukbottenlevande evertebrater

För att ta ställning till om risk för effekter på mjukbottenlevande evertebrater behöver utredas jämförs uppmätta halter i ytliga sediment med referenslokaler som representerar rådande bakgrundshalter. Vid komplext förorenade sediment läggs även in vitro tester till.

Med ytliga sediment avses de skikt som mjukbottenlevande evertebrater exponeras för. Som tumregel provtas skikten 0-10, 10-20 respektive 20-30 cm.

Effektbaserade bedömningsgrunder uttryckta som låg- respektive högrisknivåer används i ett tidigt skede för att ta ställning till fortsatt utredningsbehov. Analys av potentiellt biotillgänglig koncentration och effekter på levande organismer (in vivo tester, biomarkörer eller genom bottenfaunainventering) kan dock behövas i en fördjupad utredning.

Om uppmätt halt är under lågrisknivån behövs normalt inte någon ytterligare utredning av risk för mjukbottenlevande evertebrater.

Om halterna hamnar mellan låg- och högrisknivå analyseras potentiellt biotillgänglig fraktion.

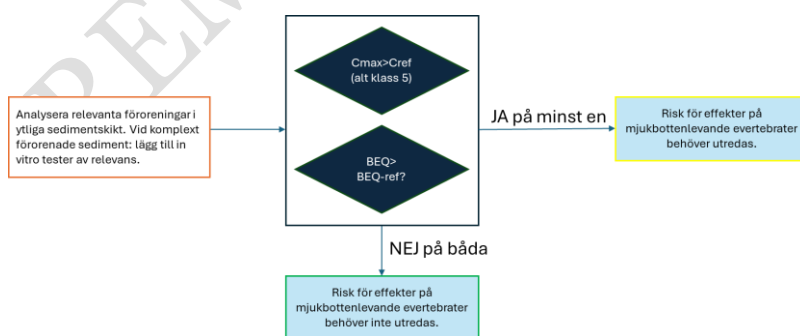
Om den biotillgängliga koncentrationen (uttryckt som en halt i vatten) inte överskrider lågrisknivå avseende skydd av pelagiska organismer behövs normalt ingen ytterligare utredning av risk för mjukbottenlevande evertebrater. Ett undantag är dock om in vitro-testresultat skiljer sig mellan objektet och referenslokalerna. Då bör samma tester upprepas på de biotillgängliga fraktionerna.

Om biotillgänglig koncentration överstiger lågriskkriterier för skydd av pelagiska organismer, bör effekter på levande organismer undersökas. Det gäller även om in vitro-testresultat för biotillgängliga fraktioner skiljer sig från referenslokalerna.

Om uppmätt halt är högre än högrisknivån bör i normalfallet effekter på levande organismer undersökas. Om någon av effektmetoderna ger utslag blir nästa steg riskkaraktärisering, inklusive eventuell utredning av orsak-verkan. Vid kraftigt överskridande av högrisknivån kan man gå direkt till riskkaraktärisering.

6.3.1 Jämförelse med referenslokaler

För att ta ställning till om risk för effekter på mjukbottenlevande evertebrater behöver bedömas jämförs, som ett första steg, uppmätta halter i ytliga sediment med referenslokaler, som representerar rådande bakgrundshalter, se **figur 18**.



Figur 18. Maximalt uppmätta halter i ytliga sedimentskikt (C_{max}) behöver jämföras med rådande bakgrundshalter för att ta ställning till om det behövs någon utredning av effekter på mjukbottenlevande evertebrater. I första hand jämförs med uppmätta halter vid referenslokaler (C_{ref}), annars kan tillståndsbaserade bedömningsgrunder användas som jämförelse (klassgränsen mellan klass 4 och 5). Vid komplext förorenade sediment används även in vitro

tester av relevans (för mjukbottenlevande evertebrater) och responsen jämförs med motsvarande respons vid referenslokalerna. Vid tydligt förhöjda halter (eller effekter) behöver risk för effekter på mjukbottenlevande evertebrater utredas. BEQ= bioanalytisk ekvivalent.

Med ytliga sediment avses här det sedimentdjup som är tillgängligt för sedimentlevande evertebrater, inklusive grävande organismer, dock inte invasiva arter.

Som tumregel kan analysdata för de översta tre decimetrarna anses vara relevanta i det här sammanhanget. Sediment som ligger djupare än så är bara i undantagsfall tillgängliga för bottenlevande evertebrater.

Grundare djup kan vara motiverade i vissa fall, beroende på levnadssättet hos de mest känsliga organismerna, som lever eller hade kunnat leva på platsen (och som förekommer eller kan antas förekomma vid referenslokalerna). Ibland kan det till exempel vara tillräckligt att analysera endast den översta decimetern eller bara ännu ytligare skikt (0–2 eller 0–5 cm) för den här typen av bedömningar.

Om halterna är eller kan antas variera mycket i vertikal led är det viktigt att beakta risken för utspädnings effekter. Flera skikt från ytan bör provtas och tjockleken på respektive skikt bör spegla föroreningsnivån, vilken i sin tur beror på till exempel vilken belastning som förekom under en viss tidsperiod och sedimentackumulationshastigheten. Tjockare skikt än 10 cm är sällan lämpligt. Som tumregel kan 0–10, 10–20 respektive 20–30 cm provtas.

Samma skikt provtas både inom sedimentobjektet och vid referenslokalerna. Om högsta uppmätta halten föroreningar med potential att ge effekter på mjukbottenlevande evertebrater inom sedimentobjektet, C_{\max} , är tydligt högre än uppmätta halter vid referenslokalerna, C_{ref} , behöver frågan utredas vidare. Innan jämförelsen kan dock hänsyn behöva tas till exempelvis skillnader i TOC mellan lokalerna.

Om det förekommer flera olika ämnen samtidigt kan den möjliga kombinerade verkan mellan dessa behöva utredas redan i ett tidigt skede. Vid komplext¹⁰² förorenade sediment, bör därför även en uppsättning in vitro-tester som spänner över flera tänkbara verkningsmekanismer av relevans för evertebrater läggas till (se **avsnitt 4.7.4** och **bilaga 16**).¹⁰³ Resultaten, i det här fallet är de uttryckta som en bioanalytisk ekvivalent (BEQ), jämförs på motsvarande sätt som vid kemiska haltmätningar med referenslokaler.

6.3.2 Bedömningsgrunder avseende effekter på mjukbottenlevande evertebrater

I **tabell 14** redovisas olika typer av effektbaserade bedömningsgrunder som kan vara användbara vid bedömningen av risk för mjukbottenlevande evertebrater. De har här delats in i låg- och högrisknivåer avseende sannolikheten för negativa effekter (se **avsnitt 2.9.3**). Lågrisknivåerna är oftast framtagna med avsikten att skydda 95% av alla arter.

Sedimentlevande evertebrater kan påverkas genom gäluptag av lösta föroreningar i porvattnet eller i det överliggande vattnet. De kan ofta även påverkas till följd av oralt upptag av partiklar i vattnet (suspenderat material) respektive sedimenten (deponerat material) och födan. Bedömningsgrunderna har i de flesta fall tagit höjd för exponering

¹⁰² Komplexiteten kan eventuellt först bekräftas med hjälp av till exempel screeninganalys (non target screening)

¹⁰³ Sediment påverkade av utsläpp från flera olika typer av branscher och mänskliga aktiviteter är ofta komplext förorenade. Vissa branscher, som avfallshandling, tätorter och avloppsreningsverk medför också förhållandevis komplexa utsläpp i sig själva. Det finns ingen given gräns, men in vitro tester kan övervägas om exempelvis mer än ett ämne förekommer i höga halter i jämförelse med tillståndsbaserade eller effektbaserade bedömningsgrunder eller om flera ämnen med samma verkningsmekanism förekommer (exempelvis samma kemiska grupp av herbicider, eller hormonstörande ämnen).

via vatten och sediment, men vanligtvis beaktas inte exponering via födan (exempelvis döda växt- och djurdelar som är förorenade med toxiska ämnen).

De olika typerna av bedömningsgrunder beskrivs utförligare i **bilaga 4**. Här ges också hänvisningar till var man kan läsa mer om hur en viss bedömningsgrund har tagits fram i ett enskilt fall (för ett specifikt ämne). För vissa ämnesgrupper kan det finnas så kallade faktablad med förslag på specifika värden att använda i det här sammanhanget, se till exempel [Sahlin et al \(2025/26\)](#) för förslag på låg- och högrisknivåer för PAH.

För vissa ämnesgrupper kan det finnas bedömningsgrunder uttryckta som till exempelvis en summa av flera ämnen eller en toxicitetskvivalent.

Tabell 14. Bedömningsgrunder som avser skydd av sedimentlevande evertebrater, för matriserna sediment, porvatten och vävnad. EQS = Environmental Quality Standard (EU), MPC= Maximum Permissible Concentration, SRC=Serious Risk Concentration, TEL=Threshold Effect Level, PEL=Probable Effect Level, NO = norska bedömningsgrunder, ERED = Environmental Residue-Effects Database (US).

Exponeringsväg	Bedömningsgrund för undersökt matris		
	Sediment	Porvatten (löst biotillgänglig koncentration)	Vävnad
Upptag av föroreningar lösta i vatten (por-, botten- eller ytvatten) och/eller bundet till partiklar via gälar, hud, oralt.	Lågrisknivåer (BDG _{sed-låg}) Sediment-EQS QSSed MPC TEL NO-II/III	Saknas, men använd bedömningsgrunder utvecklade för skydd av vattenlevande organismer (se tabell 16).	Kritiska vävnadskoncentrationer för undersökt art kan utläsas via ERED
	Högrisknivåer (BDG _{sed-hög}) SRC PEL NO-III/IV		

Notera att bedömningsgrunderna kan vara uttryckta för olika halter av TOC, DOC, pH, eller hårdhet och därför ange olika värden trots att de bygger på samma underlag (toxicitetsdata).

Det kan även finnas bedömningsgrunder för att utvärdera en viss effekt, exempelvis så kallade EAC-värden (Environmental Assessment Criteria) från OSPAR.

6.3.3 Förslag på arbetsgång

Nedan presenteras ett förslag på strategi för den fortsatta utredningen av risk för negativa effekter på mjukbottenlevande evertebrater, se **figur 19**.¹⁰⁴

Avvikelser från nedanstående schema kan behöva göras om det till exempel saknas bedömningsgrunder för att kunna utvärdera uppmätta halter eller lämplig metodik. Som grundprincip går man då vidare till nästa steg.

Kommenterad [AW16]: INFO: Rapport som varit på separat remiss. Beräknas publiceras i samband med vägledningen.

¹⁰⁴ Strategin som presenteras här bygger i hög grad på den tvåstegsprocess som ingår i CIS 27 och som föreslås användas av medlemsländerna vid klassificering av status utifrån osäkra sediment-EQS (som har tagits fram med EqP-omräkningar av vattenvärden) (se figur 12 i kapitel 7 i CIS 27; EU, 2018). En avvikelse är dock att vi här även använder oss av högrisknivåvärden. Vi har också lagt till möjligheten att nyttja data från in vitro-toxicitetstester på sedimenten som komplement till kemiska haltmätningar, i fall då sedimenten kan antas vara komplex förorenade.

Om det till exempel saknas etablerade effektbaserade bedömningsgrunder, men verkningsmekanismen är känd, kan analysen initialt avgränsas till motsvarande in vitro-test, om sådant finns tillgängligt. Om däremot även kunskap om verkningsmekanismen och annat underlag för att kunna uppskatta effektnivåerna saknas, alternativt lämpliga in vitro-tester, kan fokus läggas på bottenfauna, en uppsättning in vivo tester och generella biomarkörer. Eftersom det i princip helt saknas kunskap om ämnets effekter behövs då ett testbatteri, det vill säga flera olika tester och undersökningar parallellt.

REMISSVERSION

6.3.3.1 Jämförelse med effektbaserade bedömningsgrunder och beräkning av riskkvoter

Uppmätta halter i ytliga sediment jämförs som ett första steg med $BDG_{sed-låg}$, ofta efter en omräkning av uppmätt halt till den TOC-halt som bedömningsgrunden avser.

Om $BDG_{sed-låg}$ överskrids jämförs även med $BDG_{sed-hög}$.

Potentiellt biotillgänglig koncentration bör analyseras om:

$$BDG_{sed-låg} < C_{max} < BDG_{sed-hög}$$

Om även $BDG_{sed-hög}$ överskrids räknas följande riskkvot (RK) ut:

$$RK_{hög} = \frac{C_{max}}{BDG_{sed-hög}}$$

Ett högt värde på $RK_{hög}$ ($RK_{hög} \geq X$) är normalt tillräckligt för att säkert kunna dra slutsatsen att det sannolikt har uppstått eller kan komma att uppstå negativa effekter.

Värdet på X behöver beslutas i varje enskilt fall, helst på förhand och med beaktande av osäkerheterna förknippade med $BDG_{sed-hög}$. Som schablon kan X sättas till värdet 10. Halterna är då så pass höga att det är mycket sannolikt att effekter uppstår.¹⁰⁵ Ytterligare utredning av biotillgänglighet eller effekter är därför sällan motiverat. I stället kan man gå vidare till riskkaraktärisering, inklusive utredning av orsak-verkan.

In vivo tester, effektbiomarkörer och bottenfaunaundersökning bör övervägas om:

$$BDG_{sed-hög} < C_{max} < X * BDG_{sed-hög}$$

Om $BDG_{sed-låg}$ inte överskrids behövs i normalfallet ingen ytterligare utredning av risk för negativa effekter på mjukbottenlevande evertrebrater såvida inte andra tillgängliga data, såsom resultat från in vitro-tester, tyder på det. För in vitro-testdata har jämförelser i normalfallet redan gjorts med referenslokaler.¹⁰⁶

Potentiellt biotillgänglig fraktion, $BEQ_{available}$, analyseras med hjälp av samma in vitro-test om

$$BEQ > BEQ_{ref}$$

Bottenfaunaundersökningar, in vivo tester och effekt-biomarkörer, men även exponeringsbiomarkörer för aktuell verkningsmekanism, bör övervägas om

$$BEQ_{available} > BEQ_{available-ref}$$

Notera att strategin är framtagen på ett sätt så att konsekvenserna av osäkra värden på $BDG_{sed-hög}$ i normalfallet bara innebär att fler utredningar kommer behöva göras, än vad som egentligen hade varit nödvändigt.¹⁰⁷

¹⁰⁵ Faktor 10 som schablon motsvarar den minsta osäkerhetsfaktorn som används för beräkning av lågrisknivåer med den deterministiska metoden (se bilaga 4). Genom att multiplicera med 10 hamnar man således i ett område där man inte längre har någon "säkerhetsmarginal". I det här fallet jämförs dessutom med halter på en nivå som redan från början bedömts kunna ge upphov till negativa effekter.

¹⁰⁶ Det saknas än så länge etablerade bedömningsgrunder som kan översättas till en effekt in vivo. Jämförelser med referenslokaler ger dock en indikation om att den relativa risken för effekter är förhöjd.

¹⁰⁷ Skulle högrisknivån uppskattas till ett lägre värde än vad som är motiverat (riskerna överskattas) innebär det att fler områden kommer att behöva gå vidare till riskkaraktärisering alternativt undersökning av effekter. Skulle högrisknivån uppskattas till ett högre värde än vad som är motiverat (riskerna underskattas) blir det

Skulle det saknas $BDG_{sed-hög}$ för ämnet finns två alternativ – gå vidare till nästa steg eller att utifrån $BDG_{sed-låg}$ uppskatta en ungefärlig nivå som motsvarar hög risk (se förslag på övergripande metod för att uppskatta högrisknivåer utifrån lågrisknivåer i **bilaga 4**).

Observera att för många ämnen bygger $BDG_{sed-låg}$ på EqP-omräknade vattenvärden, även kallat indikativa värden. Dessa bör bara användas om det saknas andra mer tillförlitliga värden. För att få en något mer tillförlitlig bedömning kan EqP värdet dock räknas om till en platsspecifik bedömningsgrund, utifrån ett för lokalen realistiskt Kd -värde.¹⁰⁸

6.3.3.2 Utvärdering av potentiellt biotillgänglig koncentration

Potentiellt biotillgänglig koncentration analyseras med till exempel passiv jämviktsprovtagning eller TENAX-extraktion (se **bilaga 12**).

$C_{available}$ (antingen $C_{w, free}$ – fritt löst koncentration i test med passiv jämviktsprovtagning, eller C_{TENAX} – TENAX-extraherad koncentration) jämförs med effektbaserade bedömningsgrunder uttryckta som en vattenkoncentration, men avseende skydd av bentiska evertetrater, $QS_{vatten\ benthic}$.

Etablerade värden för $QS_{vatten\ benthic}$ saknas, men om det finns toxicitetsdata för sedimentlevande organismer kan sådana värden räknas ut med hjälp av omvänd jämviktsfördelningsmetodik:¹⁰⁹

$$QS_{vatten\ benthic} = \frac{QS_{sed\ ww}}{K_{sed-vatten}} * \frac{RHO_{sed}}{1000}$$

$K_{sed-vatten}$ är fördelningskoefficienten mellan sediment och vatten.

RHO_{sed} är densiteten hos sedimentet i vått tillstånd (enhet kg våtvikt/ m^3).

Schablonvärde: 1300.

$QS_{sed\ ww}$ (effektbaserat sedimentkriterium uttryckt för vått sediment) beräknas från QS_{sed} :

$$QS_{sed\ ww} = \frac{QS_{sed}}{CONV_{sed}}$$

$CONV_{sed}$ är en omvandlingsfaktor för att räkna om en föroreningskoncentration uttryckt för vått till torr sediment och beräknas enligt:

$$CONV_{sed} = \frac{RHO_{sed}}{F_{solid\ sed} * RHO_{solid}}$$

$F_{solid\ sed}$ är andelen torrsubstans hos sedimentet. Som default antas värdet 0,2 (det vill säga 20%).

RHO_{solid} är densiteten hos den fasta fasen hos sedimentet (enhet kg torrvikt/ m^3 fastfas). Schablonvärde: 2500.

Om det saknas toxicitetsdata för sedimentlevande organismer används tills vidare lågrisknivåer för skydd av vattenlevande (pelagiska) organismer, $BDG_{vatten-låg}$, se mittersta kolumnen i **tabell 16**.

fler områden som går vidare till utredning av biotillgänglighet. Den biotillgängliga fraktionen jämförs sedan mot, de oftast mer säkra, lågrisknivåerna istället.

¹⁰⁸ Förorenings bindning till organiskt material varierar med kvaliteten hos materialet men kan också bli starkare med tiden. Variationen (spannet) hos uppskattat eller uppmätt Koc ger en indikation om storleksordningen hos osäkerheten och därmed behovet av att räkna om utifrån platsspecifika data. Koc baserat på fältmätningar vid den aktuella platsen bör användas i första hand.

¹⁰⁹ Ekvationerna har härletts ur de som redovisas i EU, 2018 avseende omräkning från vatten till sediment. Notera dock att någon extra faktor 10 här inte tillämpas för ämnen med $\log Kow \geq 5$.

Om $C_{available} < QS_{vatten-benthic}$ behövs ingen ytterligare utredning av effekter på mjukbottenlevande evertebrater, såvida inte andra tillgängliga data tyder på det. Om ämnets $logKow > 5$ kan även ett biotillgänglighetstest övervägas.

Det saknas i dagsläget bedömningsgrunder för att kunna utvärdera den biolösliga koncentrationen, $C_{gut\ available}$ ($\mu g/g$), bestämd i ett test av oral biotillgänglighet. Att jämföra med till exempel $BDG_{sed-låg}$ underskattar risken.

$C_{gut\ available}$ jämförs i stället med till exempel $C_{w, free}$ för att få en uppfattning om betydelsen av oralt upptag. Om oralt intag är en betydande exponeringsväg bör även bottenfaunaundersökning, effektbio markörer och in vivo tester övervägas.

6.3.3.3 Effekter på levande organismer

Ekologiskt relevanta effekter behöver undersökas på levande organismer om minst ett av följande har konstaterats:

- $C_{available} \geq BDG_{vatten-låg}$ för något ämne
- $BEQ_{available} \geq BEQ_{available-Ref}$ för någon verkningsmekanism
- koncentrationen i tarmvätska är signifikant högre än $C_{w, free}$.

I fält kan detta göras med hjälp av effekt-bio markörer och inventering av bottenfauna, på laboratoriet med hjälp av in vivo tester på sedimentlevande evertebrater.

För in vivo tester jämförs resultat avseende ekologiskt relevanta bedömningsparametrar (endpoints) mellan objektet och referenslokaler. Med ekologiskt relevanta endpoints menas exempelvis:

- överlevnad
- tillväxt
- påverkan på reproduktionen
- vissa beteendestörningar såsom immobilitet och uteblivet grävande (för att söka skydd)
- missbildningar, som kan antas leda till negativa effekter för överlevnad, födosök eller reproduktion.

För effekt-bio markörer jämförs resultaten med referenslokaler, men också med bedömningsgrunder i form av EAC-värden (se **bilaga 15**).

Vid stor utbredning av förorenade sediment (sedimentobjekt + påverkansområde) bör en inventering av bottenfauna göras. För bottenfaunaundersökningar (inventering av sedimentlevande evertebrater) jämförs bland annat abundans och diversitet mellan objektet och referenslokaler. De index som ingår i till exempel HVMFS 2019:25 ska INTE användas.

Alla effektmetoder behöver inte alltid användas för att kunna dra slutsatser om risken. Vilken eller vilka av dessa tre typer av metoder och specifikt val av metod som passar i en given situation beror på resultatet av analyser hittills, vilket ämne eller verkningsmekanism det handlar om och vad det är för typ av miljö (marin, limnisk) som undersöks. Samordningsmöjligheter med andra undersökningar, tillgänglig testmetodik och tillgång till utförare av analyserna, kostnader och så vidare kan också behöva beaktas vid metodval.

TBT-specifika effekter kan på västkusten eller södra Östersjön exempelvis undersökas med hjälp av en specifik effektbio markör (imposex). EAC-värden finns etablerade. Är det

däremot TBT-förorenade insjösediment eller sediment från norra delarna av Östersjön kan istället till exempel in vivo-tester på gastropoder (känsligaste organismgruppen) eller andra effektbiomarkörer övervägas.

Exempel på etablerade testmetoder ges i **bilaga 14** (in vivo bioassays för sedimentlevande evertebrater), **bilaga 13** (inventering av bottenfauna) respektive **bilaga 15** (biomarkörer).

För bioackumulerande ämnen kan in vivo tester ibland med fördel kombineras med undersökningar av bioackumulation (se **kapitel 7**). Om kritisk vävnadskoncentration har fastställts för ämnet och aktuell art (se sista kolumnen i **tabell 14**) kan vävnadshalter också jämföras mot dessa för att få en indikation om risk för effekter på den egna organismen.

6.3.4 Samlad utvärdering och utredning av orsak-verkan

Tabell 15 ger förslag på hur olika kombinationer av resultat (bevislinjer) kan utvärderas för att bedöma risk för effekter på mjukbottenlevande evertebrater.

Eftersom det i det här steget i normalfallet redan har konstaterats att den biotillgängliga koncentrationen är tillräckligt hög för att effekter inte kan uteslutas bör åtgärdsutredning övervägas om även en eller fler effektmeter (in vivo tester, effektbiomarkörer eller bottenfauna) ger utslag.¹¹⁰

Tabell 15. Utvärderingstabell för bedömning av risk för effekter på sedimentlevande evertebrater. +: ger utslag, -: undersökts, men inget utslag. 0: inte undersökts. Hänsyn kan dock även behöva tas till i hur hög grad en viss metod signalerar en påverkan, inklusive om det bara är enstaka prover som sticker ut.

Höga halter eller in vitro testresultat som avviker tydligt från referens	Potentiellt biotillgänglig koncentration hög	Toxiskt (in vivo) (signifikt högre än vid referens)	Störd bottenfauna (biodiversitet avviker signifikant från referens)	Effektbiomarkörer ger utslag (>EAC eller signifikant högre än vid referens)	Sammanvägd slutsats om risk för effekter på mjukbottenlevande evertebrater
+	+	+	+	+	Mycket stark indikation att toxiska föroreningar påverkar bottenfaunan. Gå vidare till åtgärdsutredning.
+	+	-	-	-	Tyder på att föroreningarna inte är biotillgängliga i tillräckligt hög grad för att ge effekter på sedimentlevande evertebrater.
+	+	+	-/0	-/0	Toxiska ämnen utgör en stressfaktor och effekter på bottenfaunan kan uppstå på sikt. Överväg åtgärdsutredning.
+	+	-/0	+	-/0	Bottenfaunan är sannolikt helt eller delvis påverkad av

¹¹⁰ Jämför med den ursprungliga tabellen för utvärdering av triad-data (**bilaga 3**). Vi har här lagt till ytterligare bevislinjer och en generell utgångspunkt är att kemdata (och i vissa fall in vitro testdata) givit utslag, och att det bekräftats att föroreningarna är biotillgängliga (se de två kolumnerna längst till vänster).

					toxiska föroreningar. Sedimentföroreningarnas betydelse (orsak-verkan – och effektivitet hos åtgärd) kan dock behöva utredas.
+	+	-/0	-/0	+	Toxiska ämnen utgör en stressfaktor och effekter på bottenfaunan kan uppstå på sikt. Överväg åtgärdsutredning.

I vissa fall kan ett orsak-verkansamband, det vill säga sedimentföroreningarnas betydelse för de observerade effekterna – och därmed indirekt effektiviteten hos en eventuell åtgärd av sedimenten – behöva utredas. Det gäller i synnerhet om det främst är bottenfaunan som ger utslag, men inte vare sig effektbioarkörer eller toxicitetstester. Det kan också vara motiverat i de fall då det bara är generella biomarkörer som ger utslag, eftersom de ofta kan svara även på andra typer av stress.

Antalet bevislinjer kan behöva utökas. Om syrehalten på botten uppvisar negativ korrelation med föroreningshalterna kan orsak-verkan behöva utredas ytterligare genom till exempel specifika biomarkörer eller in vitro tester som är av relevans för den typ av föroreningar som förekommer och för evertebrater.

Ytterligare bevislinjer kan också vara motiverat då det har saknats kemiska bedömningsgrunder att jämföra mot och det därför bara finns toxicitetsdata för sedimenten.

Vid komplext förorenade sediment och där det främst är in vitro testresultat som ger utslag (men inte enskilt uppmätta halter), kan en så kallad effektstyrd kemisk analys (EDA, Effect Directed Analysis) användas för att på ett systematiskt sätt identifiera vilka föroreningar som ligger bakom den observerade effekten. Eftersom in vitro tester är så pass snabba och förhållandevis billiga att använda lämpar de sig väl i sådana sammanhang. Även in vivo bioassays, och då särskilt korttidstesterna, kan dock vara användbara i en effektstyrd analys men har kanske framför allt används vid så kallad toxicitetsidentifiering (TIE, Toxicity Identification Evaluation).

6.3.5 Effekter på bottenlevande evertebrater vid fibersediment

För fibersediment är det viktigt att särskilja mellan fiberbankar respektive fiberrika sediment. Det är dock inte alltid en skarp gräns mellan fiberbankar och fiberrika sediment. Omfattningen hos påverkan på mjukbottenlevande evertebrater vid fibersediment varierar exempelvis med:

- vilken typ av material det handlar om (bark, chips, spån, stockar etcetera)
- i vilken omfattning fibrerna har blandats in i sedimentet eller översedimenterats med minerogena sediment
- vilka volymer det handlar om
- vad materialet i sig består av (träslag)
- omfattning hos nedbrytningen
- typ av miljö (limnisk, marin)
- strömförhållanden.

För fiberbankar är det ofta inte meningsfullt att prata om "risk" för påverkan på mjukbottenlevande evertebrater. Konsekvenser kan normalt redan konstateras i form av

utslagna bottnar på grund av både den fysiska förändringen av livsmiljön och nedbrytningen av organiskt material vilket leder till syrebrist och toxiskt höga halter sulfider, ammoniak och fenoler. De enda bottenlevande organismer som normalt påträffas vid fiberbankar är därför mikroorganismer. Långtgående negativa effekter på mjukbottenlevande evertebrater kan således normalt konstateras, men behöver inte nödvändigtvis bero på de toxiska föroreningarna (metaller och organiska föroreningar) utan de allmänt ogästvänliga förhållandena.

Den strategi som föreslås här är således inte tillämpbar för fiberbankar. Av de metoder som nämns i detta avsnitt är det främst inventering av bottenfauna som kan ge svar på om det föreligger en påverkan på mjukbottenlevande evertebrater. Jämförelser mellan uppmätta halter och de effektbaserade bedömningsgrunderna kan dock ge en uppfattning om vilka halter som inte bör överskridas efter en eventuell sanering för att möjliggöra återkolonisation av sedimenten.

Strategin kan däremot användas för att bedöma risk för negativa effekter på sedimentlevande evertebrater i fiberrika sediment i anslutning till fiberbanken. I fiberrika sediment förekommer ofta även högre stående organismer, inklusive evertebrater. Här kan dock noteras att flera av de effektbaserade bedömningsgrunderna är uttryckta för en viss organisk kolhalt, för att ta hänsyn till att biotillgängligheten generellt är lägre vid högre halter organiskt kol. Det organiska materialet i ett fiberrikt sediment kan avvika från det som är normalt förekommande. Jämförelserna med effektbaserade bedömningsgrunder kan således bli mer osäkra.

För både fiberbankar och fiberrika sediment är det motiverat att undersöka föroreningsspridning (**kapitel 6**), inklusive av växthusgaser, och effekter på andra akvatiska organismer, se **avsnitt 6.4** liksom, för fiberbankar förorenade med bioackumulerande ämnen, risk för sekundärförgiftning (**kapitel 7**) och negativa effekter på människors hälsa (**kapitel 8**).

6.3.6 Hotade arter

I sötvatten kan det vara aktuellt att även ta särskild hänsyn till skydd av enskilda individer av stormusslor, såsom flodpärlmussla. Såvitt vi vet finns inte några effektbaserade bedömningsgrunder som även omfattar detta skydd. Av försiktighetsskäl föreslås att en signifikant avvikelse från referenslokaler är tillräckligt för att gå vidare och även analysera potentiellt biotillgänglig koncentration. Om även denna är förhöjd i jämförelse med referenslokal bör en bottenfaunainventering göras. In vivo tester på blötdjur bör också övervägas.

6.3.7 Sediment förorenade med antimikrobiella ämnen

Vissa biocider, läkemedel (antibiotika) och metaller (silver, koppar, kvicksilver med flera) har antimikrobiella egenskaper. Bedömning av risk för effekter på mikroorganismer omfattas inte av strategin ovan.

Skulle mikrobiella samhällen ha identifierats som ett kritiskt skyddsobjekt är det lämpligt att direkt mäta den eller de funktioner som kan tänkas störas och jämföra med referenslokal med i övrigt liknande förhållanden. I ett naturligt mikroorganismssamhälle förekommer dock många stammar med liknande funktioner och skulle någon stam slås ut kan funktionen ofta övertas av någon annan, resistent stam.

På senare tid har även uppmärksamats att höga halter antimikrobiella föroreningar i miljön kan leda till utveckling av antibiotikaresistens. Då kan särskilt framtagna bedömningsgrunder aktualiseras parallellt. Det finns såvitt vi känner till dock ännu inte några sådana bedömningsgrunder utvecklade för sediment.

6.3.8 Miljökvalitetsnormer

De bedömningsgrunder som är uttryckta som en sedimentkoncentration i HVMFS 2019:25 har tagits fram specifikt för att skydda sedimentlevande organismer, i huvudsak mjukbottenlevande evertetrater. Om dessa överskrider i ytliga sediment (då avses oftast översta centimetrarna, se **Havs- och vattenmyndigheten, 2016a**) på för vattenförekomsten representativa lokaler (ackumulationsbottenar) är det viktigt att säkerställa att sedimentobjektet inte bidrar till detta. Om så är fallet bör tiden det tar innan de förorenade skikten har översedimenterats med sediment med halter lägre än dessa bedömningsgrunder uppskattas. Om god kemisk eller ekologisk status inte kan nås inom rimlig tid på grund av sedimentobjektet bör åtgärdsutredning övervägas. Vad som avses med rimlig tid behöver stämmas av med beredningssekretariatet till aktuell vattenmyndighet.

6.4 Övriga akvatiska organismer

Risk för effekter på vatten- eller hårbottenlevande organismer behöver utredas om minst ett av nedanstående stämmer:

- Föroreningsspridning från sediment till vatten har påvisats eller inte kan uteslutas
- Uppmätta halter i ytliga sediment avviker tydligt från referenslokaler
- Vid komplext förorenade sediment: in vitro-testresultat avviker från referenslokaler.

Med ytliga sediment avses de skikt som till exempel bottenlevande fisk exponeras för. Som tumregel provtas de översta centimetrarna eller decimetern.

Effektbaserade bedömningsgrunder används i ett tidigt skede för att ta ställning till fortsatt utredningsbehov. Först jämförs uppmätta halter i sediment med EqP-beräknade bedömningsgrunder. Om dessa överskrider behöver även vattnet analyseras. För metaller filtreras provet före analysen.

Uppmätta halter i vatten jämförs med effektbaserade bedömningsgrunder för skydd av pelagiska organismer. För vissa metaller är dessa uttryckta som en biotillgänglig koncentration. Då behöver halter räknas om till biotillgänglig koncentration med hjälp av uppgifter om DOC, pH och Ca. Maximalt uppmätt koncentration jämförs mot QSpelag (MAC) och genomsnittlig halt jämförs mot QSpelag (AA).

Effekter på levande organismer (biomarkörer eller tester på levande organismer) kan behöva undersökas i ett uppföljande steg.

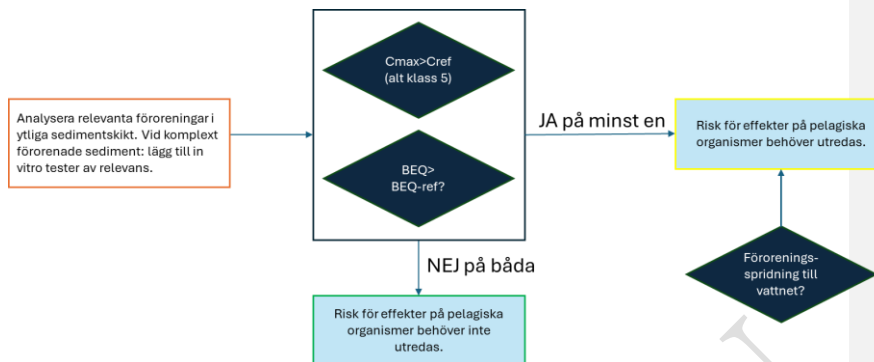
I detta avsnitt presenteras ett förslag på strategi för att bedöma risk för övriga akvatiska organismer.

6.4.1 Beaktande av spridning och jämförelse med referenslokaler

För att ta ställning till om risk för effekter på vattenlevande organismer¹¹¹ behöver bedömas beaktas spridningsrisken från sediment till vatten (se **kapitel 5**). Om föroreningarna bedöms kunna spridas till vattenfas behöver effekter på vattenlevande organismer utredas.

Dessutom jämförs uppmätta halter i ytliga sediment med referenslokaler, som representerar rådande bakgrundshalter, se **figur 20**.

¹¹¹ Här avses organismer som främst lever i vattnet ovanför de förorenade sedimenten – i bottenvattnet (demersalen) eller i den fria vattenmassan (pelagialen) alternativt på hårbottenar i närheten av de förorenade sedimenten.



Figur 20. Maximalt uppmätta halter i ytliga sedimentskikt (C_{\max}) behöver jämföras med rådande bakgrundshalter för att ta ställning till om det behövs någon utredning av effekter på vattenlevande organismer. I första hand jämförs med uppmätta halter vid referenslokaler (C_{ref}), annars kan tillståndsbaserade bedömningsgrunder användas som jämförelse (klassgränsen mellan klass 4 och 5). Vid komplext förorenade sediment används även in vitro tester av relevans (för till exempel fisk) och responsen jämförs med motsvarande respons vid referenslokalerna. Vid tydligt förhöjda halter (eller effekter) behöver risk för effekter på pelagiska organismer utredas. BEQ = bioanalytisk ekvivalent.

Med ytliga sediment avses här det sedimentdjup som är tillgängligt för de skyddsobjekt som avses, till exempel mjukbottenlevande fisk, groddjur och växtlighet. Som tumregel kan analysdata för de översta centimetrarna eller översta decimetern anses vara relevanta i det här sammanhanget. Samma skikt provtas både inom sedimentobjektet och vid referenslokalerna.

Om högsta uppmätta halten föroreningar med potential att ge effekter på de arter som berörs inom sedimentobjektet, C_{\max} , är tydligt högre än uppmätta halter vid referenslokalerna, C_{ref} , behöver frågan utredas vidare. Innan jämförelsen kan dock hänsyn behöva tas till exempelvis skillnader i TOC mellan lokalerna.

Om det förekommer flera olika ämnen samtidigt kan den möjliga kombinerade verkan mellan dessa behöva utredas redan i ett tidigt skede. Vid komplext förorenade sediment, bör därför även en uppsättning in vitro-tester som spänner över flera tänkbara verkningsmekanismer av relevans för de arter som ska skyddas läggas till (se **avsnitt 4.7.4** och **bilaga 16**). Resultaten, i det här fallet uttryckta som en bioanalytisk ekvivalent (BEQ), jämförs på motsvarande sätt som vid kemiska haltmätningar med referenslokaler.

6.4.2 Bedömningsgrunder

I **tabell 16** redovisas olika typer av bedömningsgrunder som kan vara användbara vid bedömningen av risk för demersala och pelagiska organismer, såsom fisk, evertetrater och växtlighet. Bedömningsgrunder uttryckta som en koncentration i vatten har här delats in i två nivåer avseende risk för kroniska respektive akuta effekter. I båda fallen uttrycker de dock en nivå som avser låg sannolikhet för effekt.

Tabell 16. Bedömningsgrunder som avser skydd av vattenlevande organismer, för matriserna sediment, yt- och bottenvatten och vävnad. AA = Årsmedelvärde, MAC = maximalt acceptabel koncentration, EQS = Environmental Quality Standard (EU), NO = norska bedömningsgrunder, ERED = Environmental Residue-Effects Database (US).

Bedömningsgrund för undersökt matris	

Exponeringsväg	Sediment*	Yt- och bottenvatten	Vävnad
Uptag av föroreningar i vatten (botten- eller ytvatten) och exponering via gälar, hud, oralt, membran, rötter, blad, stjälk eller rhizoider.	Saknas, men utgå från EqP-beräknade lågrisknivåer.**	<u>Kroniska effekter</u> AA-EQS* QSpelag (AA) MPC NO (II/III) <u>Akuttoxiska effekter</u> MAC-EQS QSpelag (MAC) NO (III/IV)	Kritiska vävnadskoncentrationer för undersökt art kan utläsas via ERED
*Här avses enbart de årsmedelvärden som styrts av risk för effekter på pelagiska organismer, ej sekundärförgiftning eller risk för human hälsa. **) Flertalet av de bedömningsgrunder som etablerats för sediment (vänstra kolumnen i tabell 14) har baserats på just EqP-beräkning. Annars kan de beräknas enligt ekvationer i EU (2018) .			

Flera organismer lever i både sediment och överliggande vatten och kan därför exponeras för föroreningar både vid kontakt med sedimentet och vid kontakt med föroreningar som har spridits till exempelvis bottenvattnet. De kan också exponeras indirekt via näringsväven, exempelvis predatorfisk som äter småfisk som i sin tur har konsumerat bottenlevande organismer.

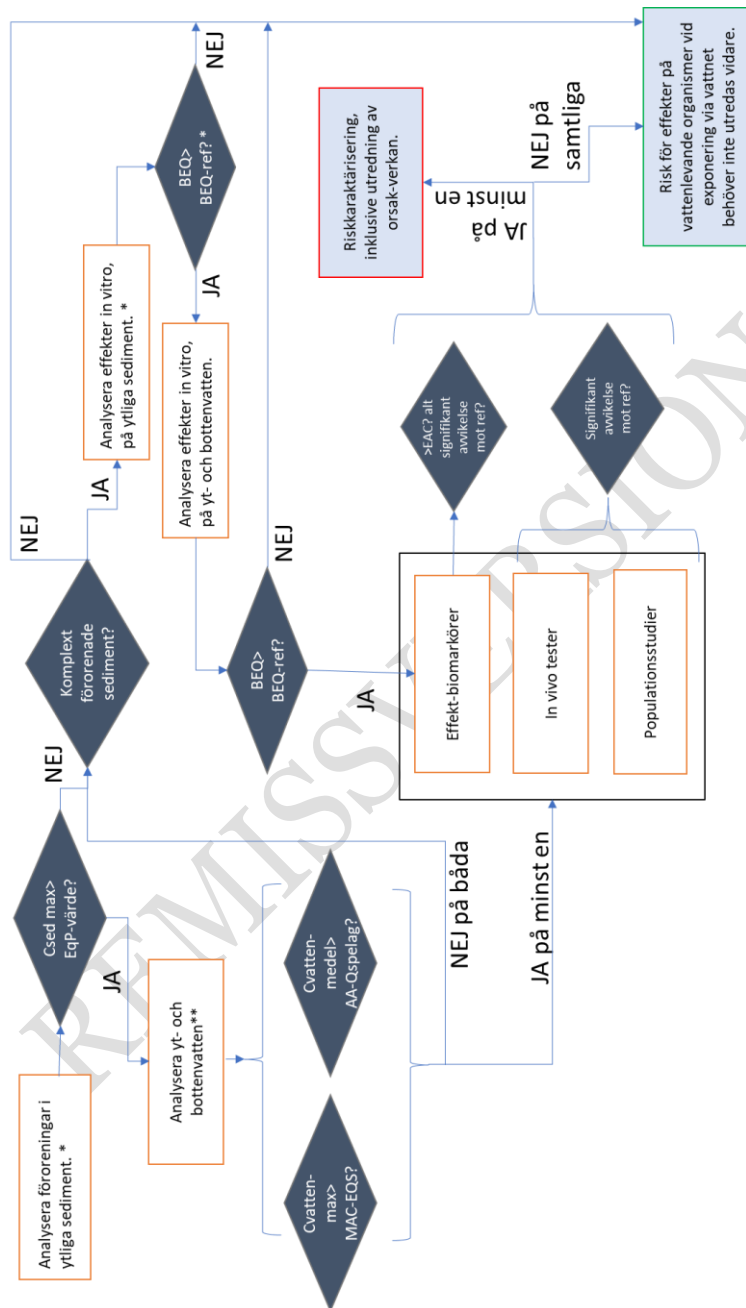
Bedömningsgrunderna har i de flesta fall tagit höjd för upptag av föroreningar i vattnet. För metaller avser de löst koncentration, men i vissa fall är de uttryckta som en biotillgänglig koncentration. Vanligtvis beaktas inte exponering via födan eller för partikelbundna föroreningar. För bedömning av risk för till exempel predatorfisk och asätare, som även får i sig betydande mängder bioackumulerande föroreningar via bytesdjur, se därför även **kapitel 7**.

De olika typerna av bedömningsgrunder beskrivs utförligare i **bilaga 4**. Här ges också hänvisningar till var man kan läsa mer om hur en viss bedömningsgrund har tagits fram i ett enskilt fall (för ett specifikt ämne).

För vissa ämnesgrupper kan det finnas bedömningsgrunder uttryckta som till exempelvis en summa av flera ämnen eller en toxicitetsekvivalent.

6.4.3 Förslag på arbetsgång

I **figur 21** presenteras ett förslag på strategi för den fortsatta utredningen av risk för negativa effekter på vattenlevande organismer, som i huvudsak får i sig föroreningar via vattnet.



Figur 21. Arbetsgång för att utreda effekter på vattenlevande organismer som i huvudsak exponeras via vattnet. Se text för mer information.
 *) Har i normalfallet redan gjorts, se figur 9. **) För metaller analyseras filtrerade prover. För de metaller där bedömningsgrunderna avser biotillgänglig koncentration analyseras även pH, DOC och Ca parallellt för att den biotillgängliga koncentrationen ska kunna beräknas innan jämförelsen.

6.4.3.1 Jämförelse med effektbaserade bedömningsgrunder

Uppmätta halter i ytliga sediment jämförs som ett första steg med EqP-omräknade värden, så kallade indikativa sedimentvärden.¹¹²

Om EqP-värdet överskrider bör även yt- och bottenvattenprover tas och analyseras. Ett första steg kan dock vara att beräkna platsspecifika EqP-värden, se [EU \(2018\)](#).

Uppmätta föroreningshalter i yt- och bottenvatten jämförs med QSpelag eller liknande bedömningsgrunder.

Observera dock att upprepade provtagning och analys behövs för att kunna jämföra med bedömningsgrunder avseende kroniska effekter. För metaller kan proverna behöva filtreras före analysen.

Vissa QSpelag-värden är dessutom uttryckta som en biotillgänglig koncentration.¹¹³ Då behöver man även analysera pH, DOC och Ca parallellt. I Havs- och vattenmyndighetens vägledning om statusklassificering (**Havs- och vattenmyndigheten, 2016a**) ges utförligare vägledning om hur biotillgänglig metallkoncentration i vatten med kännedom om vattenkemiska parametrar kan beräknas med förenklade så kallade BLM-modeller (Biotic Ligand Model).

Om EqP-värdet inte överskrider behöver man i normalfallet¹¹⁴ inte fortsätta utreda risk för vattenlevande organismer, såvida inte in vitro testdata för sediment avviker från referenslokalerna. Då behöver även yt- och bottenvattenprover analyseras med hjälp av motsvarande in vitro testmetoder och BEQ_{vatten} jämföras med referenslokaler.

6.4.3.2 Effekter på levande organismer

Ekologiskt relevanta effekter behöver undersökas på levande organismer om minst ett av följande har konstaterats:

- Genomsnittligt uppmätta halter i vatten överskrider QSpelag (AA)
- Maximalt uppmätta halter i vatten överskrider MAC-EQS
- $BEQ_{vatten} \geq BEQ_{vatten-Ref}$ för någon verkningsmekanism,

I fält kan detta göras med hjälp av effekt-biomarkörer och populationsstudier (provfiske), på laboratoriet med hjälp av in vivo tester på den eller de arter som är av relevans.

I **bilaga 15** ges exempel på effekt-biomarkörer för vatten- och hårbottenlevande organismer, i huvudsak fisk, men även till exempel musslor och kiselalger. Resultaten jämförs med referenslokaler, men också med bedömningsgrunder i form av EAC-värden.

Som ett första steg för att ta ställning till relevansen av att även undersöka fiskfysiologiska och biokemiska parametrar beräknas följande:

¹¹² EqP-värdena för sediment har från början utvecklats som ett substitut för PNEC-värden baserade på toxicitetsdata för evertetrater. EqP-värdena baseras på omräkning av PNEC för pelagiska organismer till en sedimentkoncentration. EqP-värdena kan därför också ses som en indikation på om halterna i vattnet kan vara så pass höga att säker nivå för vattenlevande organismer överskrider. Om EqP-värdena inte överskrider är det förmodligen inte heller någon risk för demersala eller pelagiala organismer.

¹¹³ Löst föroreningskoncentration av metaller i ytvatten likställs ofta med biotillgänglig koncentration. Att ett ämne är löst i vatten är en förutsättning för att det ska kunna tas upp av gälar. Löst fraktion bör dock snarare betraktas som den *tillgängliga* andelen, men allt är inte nödvändigtvis *biotillgängligt*. Metaller har olika förekomstformer (speciering) kan ha en stor inverkan på deras biotillgänglighet och toxicitet. Den biotillgängliga koncentrationen av metaller i ytvatten har funnits variera med en rad vattenkemiska variabler, där de viktigaste är vattnets pH, hårdhet (eller kalciumkoncentration) och löst organiskt kol (DOC).

¹¹⁴ En kontroll av vilka testdata värdet baseras på bör dock göras. Om till exempel fisk har identifierats som ett kritiskt skyddsobjekt, men underlaget inte omfattar tester på fisk, blir bedömningen osäker.

Kommenterad [AW17]: Ev läggs dessa ekvationer till i bilaga 12 för hänvisning dit istället.

- Konditionsfaktorn (CF). $CF = 100 \cdot \text{vikt i gram} / (\text{längd i cm})^3$ och beskriver således relationen mellan kroppsvikt och längd. Den ger ett mått på fiskens kondition och energistatus.
- Gonadosomatiskt index (GSI). Relativ gonadvikt (GSI) kan uttryckas som gonadvikten i procent av den totala kroppsvikten. Storleksförändringar indikerar att reproduktionen är störd. Förändringar har till exempel konstaterats hos fiskar som exponerats för PCB och DDT.
- Leversomatiskt index (LSI). Den relativa levervikten (LSI) kan uttryckas som levervikten i procent av den totala kroppsvikten. Storleksförändringar kan indikera en induktion av avgiftningssystem. Förändringar har till exempel konstaterats hos fiskar som exponerats för klororganiska föreningar.

Om det noterats avvikelser i någon av följande bör även fysiologiska biomarkörer av relevans undersökas (se vidare i aktuell undersökningstyp):

- Könsmognad
- Tillväxt
- LSI
- GSI
- CF

För in vivo tester jämförs resultat avseende ekologiskt relevanta bedömningsparametrar (endpoints) mellan objektet och referenslokaler. Tester kan ofta utföras på både sediment och vatten, inklusive extraherat porvatten, beroende på vilken eller vilka arter och exponeringsvägar som bedömts mest kritiska.

För fisk, evertebrater och växter finns flera standardiserade tester av både akuta och kroniska effekter vid exponering via vattenfas. Notera dock att kroniska toxicitetstester på fisk ofta är relativt resurskrävande på grund av de långa exponeringstiderna som krävs för att täcka in en hel livscykel. Ett relativt kortvarigt toxicitetstest på fisk och som mäter ekologiskt relevanta parametrar är dock FET-test (Fish Embryo Toxicity) (OECD testmetod 236, **OECD, 2025d**). Det kan användas för test på yt-, botten- och porvatten.

Om groddjur har identifierats som potentiellt kritiskt skyddsobjekt kan FETAX (Frog Embryo Teratogenicity Assay Xenopus) övervägas, se **ASTM (2019)**.

Vid stor utbredning av förorenade sediment (sedimentobjekt + påverkansområde) kan en inventering av fiskpopulationen (provfiske) övervägas. Abundans och diversitet jämförs mellan objektet och referenslokaler.

Alla effektmetoder behöver inte alltid användas för att kunna dra slutsatser om risken. Vilken eller vilka av dessa tre typer av metoder och specifikt val av metod som passar i en given situation beror på resultatet av analyser hittills, vilket ämne eller verkningsmekanism det handlar om och vad det är för typ av miljö (marin, limnisk) som undersöks. Samordningsmöjligheter med andra undersökningar, tillgänglig testmetodik och tillgång till utförare av analyserna, kostnader och så vidare kan också behöva beaktas vid metodval.

6.4.4 Samlad utvärdering

Tabell 17 ger förslag på hur olika kombinationer av resultat (bevislinjer) kan utvärderas för att bedöma risk för effekter på vattenlevande organismer som främst får i sig föroreningarna via vattnet (yt-, botten och porvatten).

Eftersom det i det här steget i normalfallet redan har konstaterats att den biotillgängliga koncentrationen är tillräckligt hög för att effekter inte kan uteslutas bör åtgärdsutredning övervägas om även en eller fler effektmeter (in vivo tester, effektbioindikatorer eller bottenfauna) ger utslag.¹¹⁵

Tabell 17. Utvärderingstabell för bedömning av risk för effekter på vattenlevande organismer vid exponering via vattnet. +: ger utslag, -: undersökts, men inget utslag. 0: inte undersökts. Hänsyn kan dock även behöva tas till i hur hög grad en viss metod signalerar en påverkan, inklusive om det bara är enstaka prover som sticker ut.

Höga halter eller in vitro testresultat avviker tydligt från referens	Toxiskt (in vivo) (signifikant högre än vid referens)	Störningar på populationsnivå hos exempelvis fisk	Effekt-biomarkörer ger utslag (> EAC eller signifikant högre än vid referens)	Sammanvägd slutsats om risk för effekter på mjukbottenlevande vertebrater
+	+	+	+	Mycket stark indikation att toxiska föroreningar påverkar. Gå vidare till åtgärdsutredning.
+	-	-	-	Tyder på att föroreningarna inte är biotillgängliga i tillräckligt hög grad för att ge effekter.
+	+	-/0	-/0	Toxiska ämnen utgör en stressfaktor och effekter kan uppstå på sikt. Överväg åtgärdsutredning.
+	-/0	+	-/0	Populationsstörningarna kan helt eller delvis bero på toxiska föroreningar. Sedimentföroreningarnas betydelse (orsak-verkan – och effektivitet hos åtgärd) kan dock behöva utredas.
+	-/0	-/0	+	Toxiska ämnen utgör en stressfaktor och effekter kan uppstå på sikt. Överväg åtgärdsutredning.

6.4.5 Exponering även via födan

För bioackumulerande ämnen behöver risk via födan också beaktas, se **kapitel 7**.

I vissa fall pekar observationer vid utredning av sekundärförgiftning på att det är motiverat att även undersöka fiskhälsa. Vid utredning av sekundärförgiftning analyseras ofta halter av föroreningar i fiskvävnader. Parallellt bör då även fiskens grundläggande hälsotillstånd ha undersökts.

Om uppmätta halter i sediment överskrider platsspecifikt SLVfisk och uppmätta halter i rovfisk överskrider CTL tyder det på att föroreningarna riskerar att påverka predatorfisk negativt. Om endast platsspecifikt SLVfisk överskrider men inte CTL kan det tyda på att biotillgängligheten i sedimentet är låg, men det kan också vara ett resultat av att fisken

¹¹⁵ Jämför med den ursprungliga tabellen för utvärdering av triad-data (**bilaga 3**). Vi har här lagt till ytterligare bevislinjer och en generell utgångspunkt är att kemdata (och i vissa fall in vitro testdata) givit utslag, och att det bekräftats att föroreningarna är biotillgängliga (se de två kolumnerna längst till vänster).

har förmågan att metabolisera eller exkrettera ämnet. Det senare innebär dock inte nödvändigtvis att fisken inte uppvisar några negativa effekter.

I båda dessa fall är det därför lämpligt att undersöka fiskens hälsa. Val av fiskbiomarkörer utgår då från verkningsmekanismen hos föroreningarna. Dioxiner och dioxinlika PCB kan till exempel ge upphov till EROD-induktion och genotoxiska effekter.

Om det finns uppgifter om uppmätta halter i till exempel fisk kan dessa jämföras mot kritisk vävnadskoncentration, om sådan har fastställts för ämnet och aktuell art (se sista kolumnen i **tabell 16**). Om dessa överskrids får man en indikation om risk för effekter på den egna organismen (predatorfisken).

Även om bara CTL överskrids men inte SLVfisk kan hälsoeffekter vara relevanta att undersöka men orsaken till de höga halterna i fisken behöver också utredas närmre. Fisk tar även upp föroreningar via gälarna (löst i ovanliggande vatten). Genom att uppskatta eller mäta föroreningsflux från sediment till ovanliggande vatten kan man få en uppfattning om betydelsen av förorenings-spridning från sedimenten vs andra spridningsvägar (till exempel atmosfärsdeposition).

6.5 Djur som vistas i området

Såvitt vi vet saknas idag bedömningsgrunder uttryckta som en sedimentkoncentration för skydd av boskap eller vilda djur såsom sjöfågel. Däremot finns bedömningsgrunder uttryckta som en koncentration i dricksvatten för husdjur inom djurhållning (REF). Att undersöka spridningen och vilka koncentrationer som uppstår i vattnet är därför viktigt för att kunna bedöma risk för att till exempel boskap exponeras för farligt höga föroreningskoncentrationer. Boskap kan dock också exponeras via andra exponeringsvägar. Dosberäkningar tillsammans med uppgifter om tolerabelt intag, om sådan information är tillgänglig, kan då användas för att bedöma risk för effekter. Jämför med den strategi som föreslås för att bedöma hälsorisker för oss människor (**kapitel 8**).

6.6 Framtida förändringar

De förslag på strategier som beskrivs i detta kapitel är främst tillämpbara för att bedöma effekter som beror på föroreningarna i nuläget (besvara frågorna i den första kolumnen i **tabell 13**).

Genom att se till helheten kan dock ofta även framtida risker bedömas. En utarmad biodiversitet innebär till exempel att motståndskraften hos ekosystemet kan vara nedsatt (se rad 1 i **tabell 13**). I kombination med höga halter och utebliven översedimentation och kanske fysiologiska förändringar tyder sådana resultat på att risker kvarstår på sikt.

Inverkan av ett förändrat klimat på vattenkemiska parametrar och därmed indirekt biotillgängligheten hos metaller i vattnet kan relativt enkelt modelleras genom att justera värdet på indata utifrån tänkbara framtida värden på till exempel pH och DOC. Motsvarande antaganden kan göras för att bedöma inverkan på förorenings-spridning från sediment till vatten (och därmed risk för exponering via vattnet).

REMISSVERSION

7 Sekundärförgiftning av predatorer

Om sedimenten är förorenade med bioackumulerande och i synnerhet biomagnifierande ämnen (se **kriterier i avsnitt 3.3.4**) behöver indirekt exponering av till exempel rovdjur via födan beaktas. I detta kapitel presenteras ett förslag på arbetsgång för att utreda risk för sekundärförgiftning av till exempel fiskätande fåglar och däggdjur men även predatorfisk, kräfter, kräldjur och amfibier.

I detta sammanhang är det effekter på populationer och samhällen snarare än enskilda individer som normalt ska bedömas. Särskild hänsyn kan dock behöva tas till om sedimentföroreningar riskerar att påverka hotade arter. Fokus ligger på bedömning av lokal risk för påverkan. Påverkan på näringsvävar i ett vidare perspektiv beaktas däremot vid bedömning av belastningen (se **kapitel 5**).

Människor kan också exponeras för höga föroreningshalter i födan via vildfångad fisk och skaldjur. Detta utreds inom ramen för hälsoriskbedömningen, se **kapitel 8**.

7.1 Frågeställningar

Tabell 18 sammanfattar de frågeställningar som behöver besvaras avseende lokal risk för sekundärförgiftning, i nuläget och i framtiden. För att kunna besvara dessa behövs kunskaper om bland annat ämnens bioackumulerbarhet och toxicitet för predatorer (se **avsnitt 3.3 och 3.4**), vilka organismer som förekommer och deras levnadssätt och potentiella exponeringsvägar (se **avsnitt 5.6.2**). Oftast krävs undersökningar av biotillgänglighet (se **avsnitt 4.5.4**) och analys av vävnader hos bytesdjur (se **avsnitt 4.4**).

Tabell 18. Frågeställningar som behöver besvaras avseende risk för sekundärförgiftning av predatorer som hämtar sin föda i området, exempelvis fiskätande fåglar och däggdjur.

Nuläget	Framtiden
Förekommer bioackumulerbara eller biomagnifierbara föroreningar i sedimentet, i högre halter än rådande bakgrund?	Vilka koncentrationer kan förväntas uppstå på sikt – finns det en ökande trend?
Hur hög är den biotillgängliga koncentrationen i sedimentet? Överskrids effektbaserade bedömningsgrunder avseende skydd mot sekundärförgiftning?	Hur kan upptaget i näringsväven förändras över tid, på grund av förändrade fysikalisk-kemiska förhållanden (t.ex. pH, syrehalt, temperatur), invasiva arter eller andra förändringar av näringsvävens uppbyggnad?
Är föroreningskoncentrationer i bottenlevande organismer förhöjda gentemot omgivningen?	
Kan fiskätande fåglar eller däggdjur exponeras för sammanlagt farligt höga föroreningsdoser?	
Om toppredatorer uppvisar effekter – kan dessa helt eller delvis kopplas till de förorenade sedimenten?	
Kan föroreningarna påverka hotade fågel- eller däggdjursarter som hämtar sin föda från området?	

7.2 Övergripande åtgärds mål avseende sekundärförgiftning

Om sedimenten är förorenade med ämnen som kan biomagnifieras behöver de övergripande åtgärds målen förtydliga att skyddsobjekten även omfattar fåglar och

däggdjur. Även predatorfisk är av relevans, men ingår bland de akvatiska organismerna (se **kapitel 6**). De övergripande åtgärdsmålen behöver även förtydliga att en spridning av bioackumulerande ämnen till näringsväven i stort inte är önskvärd. Om sedimenten är förorenade med till exempel dioxiner och PFAS kan det övergripande åtgärds målet i detta hänseende formuleras som:

Fåglar och däggdjur som direkt eller indirekt hämtar sin föda från området, riskerar inte sin hälsa. Upptaget av dioxiner och PFAS i bottenlevande organismer är obefintligt eller försumbart.

I målbeskrivningen kan framgå vilka kvalitetskrav som behöver klaras för att man ska anse att målet är uppfyllt. Till exempel vilka NOAEL eller LOAEL-värden man avser att tillämpa vid utvärdering av beräknad dos. Eller hur mycket halter i evertebrater som exponerats för sedimenten inom området högst får avvika från motsvarande halter i evertebrater som exponerats för sediment från referenslokalerna. Alternativt vilken signifikansnivå och styrka som ska tillämpas i en statistisk analys för att avgöra om uppmätta halter i fisk som fångats inom området är högre än vid referenslokalerna.

Om det förorenade sedimentobjektet förekommer i eller påverkar en vattenförekomst behöver det också förtydligas, liksom vilka gränsvärden eller andra bedömningsgrunder som gäller och om det har satts några undantag. För fisk och större kräftdjur kan det vara lämpligt att förtydliga vilka vävnader det är som gränsvärdena avser.

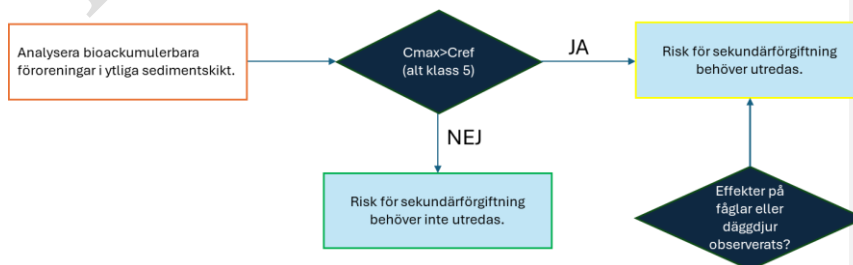
7.3 Hänsyn till effektoobservationer och jämförelse med referenslokaler

För att ta ställning till om risk för sekundärförgiftning behöver utredas jämförs uppmätta halter bioackumulerbara ämnen i ytliga sediment med referenslokaler som representerar rådande bakgrundshalter.

Med ytliga sediment avses här de skikt som sedimentlevande organismer exponeras för. Som tumregel provtas skikten 0–10, 10–20, 20–30 cm. Även 30–40 cm är relevant om det förekommer Marenzelleria eller andra djupgravande arter på platsen.

Om det i fält har observerats effekter på fåglar och däggdjur och som skulle kunna vara kopplade åtminstone delvis till de föroreningar som området är förorenat med, bör risk för sekundärförgiftning av försiktighetsskäl också utredas vidare.

För att ta ställning till om risk för sekundärförgiftning behöver bedömas jämförs, som ett första steg, uppmätta halter i ytliga sediment med referenslokaler, som representerar rådande bakgrundshalter, se **figur 22**.



Figur 22. Maximalt uppmätta halter i ytliga sedimentskikt (C_{max}) behöver jämföras med rådande bakgrundshalter för att ta ställning till om det behövs någon utredning av risk för sekundärförgiftning. I första hand jämförs med uppmätta halter vid referenslokaler (C_{ref}), annars kan tillståndsbaserade bedömningsgrunder användas som jämförelse (klassgränsen mellan klass 4 och 5). Vid tydligt förhöjda halter behöver risk för sekundärförgiftning utredas. Risk för sekundärförgiftning behöver också utredas om det i fält har observerats effekter på fåglar och däggdjur och som skulle kunna vara kopplade åtminstone delvis till de föroreningar som området är förorenat med.

Med ytliga sediment avses här det sedimentdjup som är tillgängligt för sedimentlevande organismer, även invasiva arter. Som tumregel kan analysdata för de översta tre decimetrarna anses vara relevanta i det här sammanhanget. Invasiva arter såsom *Marenzelleria* kan dock gräva djupare än så (40 cm).

Om halterna är eller kan antas variera mycket i vertikal led är det viktigt att beakta risken för utspädningseffekter. Flera skikt från ytan bör provtas och tjockleken på respektive skikt bör spegla föroreningsnivån, vilken i sin tur beror på till exempel vilken belastning som förekom under en viss tidsperiod och sedimentackumulationshastigheten. Tjockare skikt än 10 cm är sällan lämpligt. Som tumregel kan därför 0-10, 10-20, 20-30 cm och ibland 30-40 cm provtas.

Samma skikt provtas både inom sedimentobjektet och vid referenslokalerna. Om högsta uppmätta halten bioackumulerbara föroreningar inom sedimentobjektet, C_{max} , är tydligt högre än uppmätta halter vid referenslokalerna, C_{ref} , behöver frågan utredas vidare. Innan jämförelsen kan dock hänsyn behöva tas till exempelvis skillnader i TOC mellan lokalerna.

Om det i fält har observerats effekter på fåglar och däggdjur och som skulle kunna vara kopplade åtminstone delvis till de föroreningar som området är förorenat med, bör risk för sekundärförgiftning av försiktighetsskäl också utredas vidare. Det kan till exempel röra sig om lokalt förhöjd äggskaletförtunning (indikerar risk för sekundärförgiftning av DDT).

7.4 Bedömningsgrunder för skydd mot sekundärförgiftning

I tabell 19 redovisas olika typer av effektbaserade bedömningsgrunder som kan vara användbara vid bedömningen av risk för sekundärförgiftning av fåglar, däggdjur, predatorfisk med flera.

Tabell 19. Bedömningsgrunder som avser skydd mot sekundärförgiftning, för matriserna biota (vävnader hos bytesdjur respektive predatorns vävnad), vatten och som en dos. ERL-MPC sec pois = Environmental Risk Limit Maximum Permitted Concentration to protect from secondary poisoning (NL), SLV = Sediment Screening Bioaccumulation Levels (för att skydda fåglar, däggdjur respektive predatorfisk), ATL = Acceptable Tissue Level, NOAEL= No Observed Adverse Effect Level; LOAEL= Lowest Observed Adverse Effect Level. CTL = Critical Tissue Level, TRG = Tissue Residue Guidelines.

Screeningvärden för bedömning av halt i sediment, avser skydd av fågel, däggdjur och predatorfisk genom sekundärförgiftning.*	Generella kriterier för bedömning av halt i vävnad hos bytesdjur (fisk), avser skydd av dess predator	Biotakriterier avseende skydd mot sekundärförgiftning omräknat till vatten	Effektnivåer uttryckta som en dos, för skydd av fåglar och däggdjur	Kriterier för bedömning av halt i vävnad hos akvatiska predatorer, avser skydd av den egna organismen**
				*

	(fåglar och däggdjur)*			
ERL-MPC sec pois SLVfågel (DEQ, 2007) SLVdäggdjur (DEQ, 2007) SLVpredatorfisk (DEQ, 2007)	QSbiota sec pois (EQS-dossiers) ATLrål (DEQ, 2007) ATLdäggdjur (DEQ, 2007) TRG (CCME-rapporter)	QSvatten sec pois (EQS-dossiers)	NOAEL LOAEL	CTL (DEQ, 2007)
<p>*) Generella SLV-värden som är lägre än uppmätta rådande bakgrundshalter (halter vid referenslokaler) ska inte användas.</p> <p>**) QSbiota sec pois, ATL och TRG avser vävnadskoncentrationer i bytesdjur på en ungefärlig trofinivå 4, för skydd mot sekundärförgiftning. Uppmätta halter i vävnader hos organismer som lever på lägre trofinivå än så behöver räknas om till trofinivå 4 innan jämförelsen.</p> <p>***) De CTL-värden som ingår i DEQ (2007) har beräknats antingen genom att utgå från ett vattenkvalitetskriterium och BCF för ämnet ("WQCxBCF-metoden"), eller genom att utgå från en artkänslighetsfördelning ("SSD-metoden").</p>				

De olika typerna av bedömningsgrunder beskrivs utförligare i **bilaga 4**. Här ges också hänvisningar till var man kan läsa mer om hur en viss bedömningsgrund har tagits fram i ett enskilt fall (för ett specifikt ämne). För vissa ämnesgrupper kan det finnas så kallade faktablad med förslag på specifika värden att använda i det här sammanhanget.

För vissa ämnesgrupper kan det finnas bedömningsgrunder uttryckta som till exempelvis en summa av flera ämnen eller en toxicitetskvivalent. Det finns till exempel SLV-värden uttryckta både för PCB-tot respektive TCDD samt för enskilda kongener av dioxiner, furaner och dioxinlika PCB. Eftersom inte bara toxiciteten utan även bioackumulationspotentialen för enskilda kongener skiljer sig åt kraftigt inom de här grupperna är det lämpligt att utvärdera kongenerna var för sig. Det är främst vissa kongener som uppvisar tendens att biomagnifieras¹¹⁶.

Värt att notera är att SLV-värden (Sediment screening bioaccumulation levels; DEQ, 2007) anger en sedimentkoncentration som ska skydda mot risk för sekundärförgiftning. Det finns flera olika SLV-värden beroende på vad det är som ska skyddas; predatorfisk, fiskätande fåglar respektive däggdjur. För varje typ av skyddsobjekt anges två eller ibland tre olika värden. För fisk finns två kategorier, för skydd av predatorfisk i limnisk respektive marin miljö. För däggdjur respektive fåglar finns också två kategorier, för skydd på populationsnivå respektive för skydd på individnivå. De senare används om det förekommer rödlistade arter i området. För fåglar finns dessutom för vissa ämnen (DDE, PCB-tot och TCDD) olika värden om även risk för negativ påverkan på fågelägg ska beaktas.

Flera antaganden görs vid beräkning av SLV-värden, vilket inverkar på tillförlitligheten. Vi har därför här valt att även kalla dem för screeningvärden.¹¹⁷ Om de överskrids bör även platsspecifika SLV-värden beräknas.

¹¹⁶ Exempelvis utgör de fyra kongenerna PCB 126, 2,3,7,8-TCDF, 2,3,4,7,8-PeCDF, och 1,2,3,7,8-PeCDD huvuddelen av den TEQ-normaliserade belastningen i biota i Östersjön (McLachlan & Undeman, 2020).

¹¹⁷ Vid beräkning av SLV används bland annat BSAF-värden. BSAF kan i praktiken variera i hög grad mellan olika platser och arter, kopplat till variation i bland annat biotillgänglighet, i sin tur relaterat till halten organiskt material men också varierande kvalitet och ursprung hos det organiska materialet. Dessutom antas att sedimenten är enda föroreningskällan.

I enstaka fall har det även observerats negativa effekter på toppredatorer såsom fiskätande fåglar och däggdjur. I **HVMFS 2012:18** ingår bedömningsgrunder i form av så kallade tröskelvärden för att kunna bedöma effekter kopplade till farliga ämnen för bland annat säl (dräktighetsfrekvens) och havsörn (skaltjocklek, produktivitet, kullstorlek och häckningsframgång).

7.5 Förslag på arbetsgång

Tillämpbara effektbaserade bedömningsgrunder uttryckta som en föroreningshalt i sediment och avseende skydd mot sekundärförgiftning används som screeningvärden i ett tidigt skede för att ta ställning till fortsatt utredningsbehov. Om screeningvärdena överskrids kan platsspecifika värden beräknas och användas som jämförelse i stället.

Om föroreningshalter på sedimentobjektet överskrider /även platsspecifika/ screeningvärden analyseras potentiellt biotillgänglig koncentration hos sedimentet.

Om biotillgänglig koncentration överskrider bedömningsgrunder uttryckta som en föroreningshalt i vatten och avseende skydd mot sekundärförgiftning behöver även föroreningshalter i vävnader hos bytesdjur från minst två trofinivåer (fisk och bottenlevande evertebrater) analyseras. Uppmätta halter jämförs först mot referenslokaler. Vid tydliga avvikelser jämförs även mot tillämpbara bedömningsgrunder uttryckta som en halt i biota och avseende skydd mot sekundärförgiftning.

Om denna halt överskrids beräknas den dos som fåglar respektive däggdjur kan exponeras för. Dosen jämförs med LOAEL-värden (för hotade arter används istället NOAEL-värden). Om dessa överskrids blir nästa steg riskkaraktärisering, inklusive eventuell utredning av orsak-verkan.

För att bedöma risk för sekundärförgiftning av till exempel predatorfisk eller asätare jämförs i stället uppmätta halter i vävnader med kritiska vävnadskoncentrationer. Om dessa överskrids bör även hälsotillståndet undersökas (exempelvis med hjälp av fiskbiomarkörer).

Med tillämpbar bedömningsgrund menas att värdet inte överskrider även på referenslokalerna. Detta gäller oavsett vilken matris bedömningsgrunden avser.

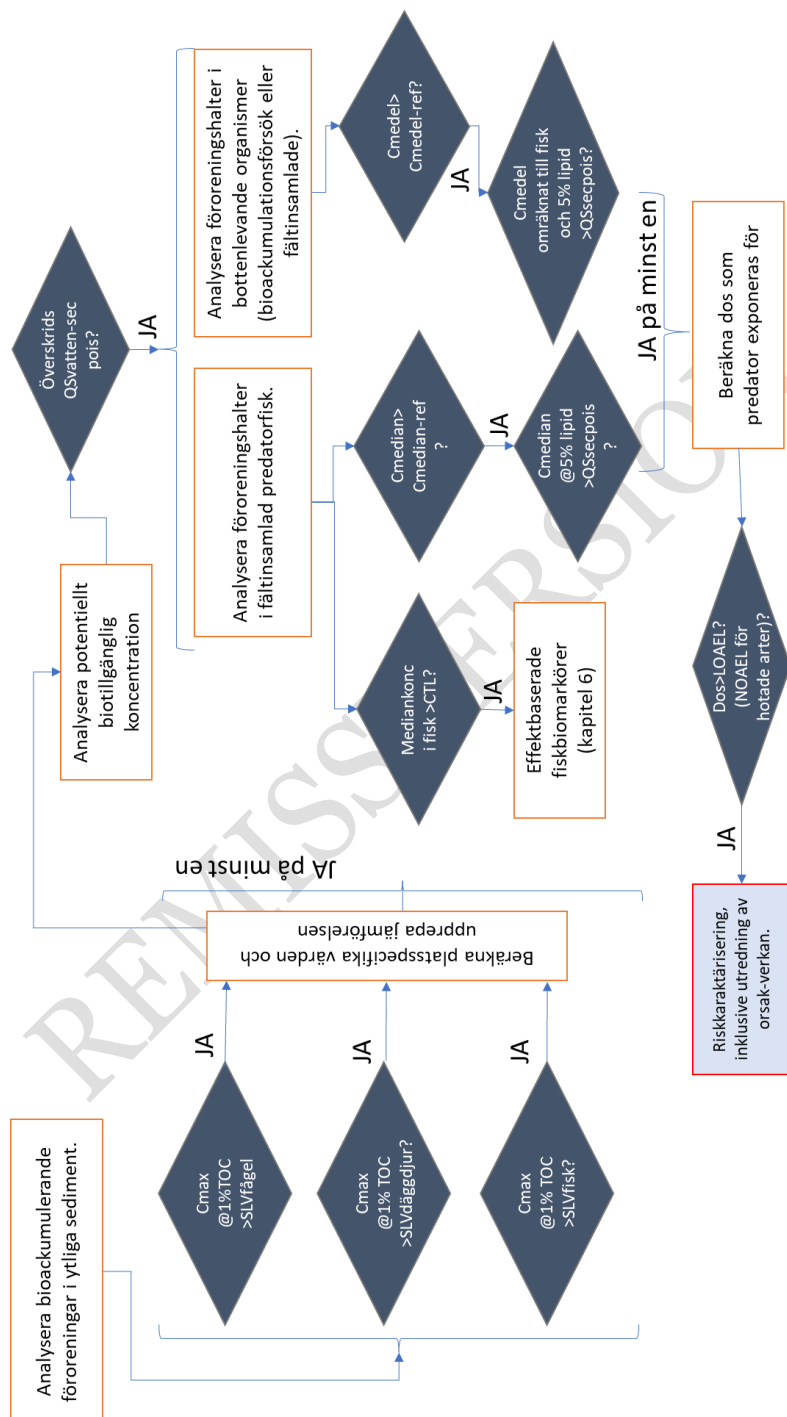
Nedan presenteras ett förslag på strategi för den fortsatta utredningen av risk för sekundärförgiftning, se **figur 23**. Avvikelser från nedanstående schema kan behöva göras om det till exempel saknas bedömningsgrunder för att kunna utvärdera uppmätta halter eller lämplig metodik. Som grundprincip går man då vidare till nästa steg.

Det saknas till exempel ofta tillämpbara SLV-värden, det vill säga bedömningsgrunder uttryckta som en sedimentkoncentration för skydd mot sekundärförgiftning och som inte är lägre än uppmätta halter vid referenslokalerna (rådande bakgrundshalter).¹¹⁸ Det gäller även vissa QSbiota sec pois-värden (då avses uppmätta halter i biota).

¹¹⁸ I vissa fall kan SLV-värden, åtminstone avseende vissa skyddsobjekt, hamna betydligt lägre än den rådande bakgrundshalten. För DDT är till exempel fåglar det mest kritiska skyddsobjektet och då i synnerhet avseende risk för påverkan på äggutveckling. Om det dessutom förekommer hotade arter i området hamnar SLV-värdet på en mycket låg nivå, så pass låg att den kan antas överskridas i princip större delen av landet. Sådana kriterier blir därmed inte användbara i det här sammanhanget.



Fågelägg kan innehålla höga halter bioackumulerande föroreningar. Foto: johner.se/Fredrik Nyman



Figur 23. Arbetsgång för att utreda risk för sekundärförgiftning. Vid svar "nej" på någon fråga behöver risk för sekundärförgiftning normalt inte utredas vidare. Undantag gäller dock vid sediment förorenade med kvicksilver och sediment förorenade med flera bioackumulerbara ämnen med samma verkningsmekanism. Se text för mer information.

7.5.1 Jämförelse med SLV-värden

Uppmätta halter i ytliga sediment jämförs som ett första steg med SLV-värden. SLV-värdena avser sediment med en organisk kolhalt på 1 %. Uppmätt halt behöver därför räknas om till 1% TOC, om halten organiskt kol avviker från 1 %.

För dioxiner och dioxinlika ämnen jämförs både mot SLV för respektive kongen och summan (TCDDekv) med SLV för TCDD.

Det bör noteras att den här bedömningen ofta inte är möjlig, antingen på grund av att haltkriterium för aktuellt ämne saknas, eller för att kriteriet uttrycker en så pass låg halt att det överskrider även vid referenslokalen. Platsspecifika SLV-värden kan dock vara möjliga att beräkna.

7.5.2 Platsspecifika SLV-värden

Om maximalt uppmätt sedimentkoncentration överskrider screeningvärden bör platsspecifika SLV-värden ut. Beroende på vilken information som krävs kan ytterligare undersökningar kan då vara nödvändiga.

Platsspecifika beräkningar av SLV bör även göras om två eller fler ämnen med liknande verkningsmekanism (exempelvis dioxiner och vissa PAH som binder till Ah-receptorn) förekommer (DEQ, 2007) i sedimentet i halter överskridande $0,1 * SLV_{fisk}$; $0,1 * SLV_{däggdjur}$ eller $0,1 * SLV_{fågel}$.

Ett platsspecifikt SLV-värde kan till exempel räknas ut genom att byta ut till ett platsspecifikt BSAF (Biota Sediment Ackumulationsfaktor) i följande ekvation:

$$SLV = f_{oc} * \left[\frac{ATL}{[BSAF * f_L]} \right]$$

Platsspecifika BSAF värden beräknas genom att dividera normaliserad organisk kolhalt hos sedimentet med normaliserad lipidhalt hos den organism som undersöks:

$$BSAF = \frac{C_{org} / f_L}{C_{sed} / f_{oc}}$$

Det krävs således underlagsdata om uppmätta halter i organismer, i det här fallet helst data från bioackumulationstester på sediment från det förorenade området.¹¹⁹ Helst också från flera lokaler, eftersom bioackumulationen kan variera med karaktären hos det förorenade sedimentet och eventuellt även hur höga halterna är. Det är inte alltid tillgängligt i det här tidiga skedet. Ett alternativ är att då antingen uppskatta ett för platsen rimligt värde eller att göra en känslighetsanalys, det vill säga ansätta olika värden på BSAF (ett spann) för att få en uppfattning om vilken inverkan det har på resultatet av jämförelsen.

Vid beräkning av SLV-värden har f_L satts till 0,05 som default, det vill säga lipidvikten hos bytesdjuret har antagits vara 5 % avseende våtvikt och helkropp. Om lipidvikten hos bytesdjuren på den aktuella platsen avviker från detta kan det också justeras.

¹¹⁹ Platsspecifikt BSAF-värde kan även baseras på uppmätta halter i fisk eller fältinsamlade bottenlevande organismer. Då tillkommer dock osäkerheter kopplat till de analyserade individernas vistelsetid i området och andra exponeringsvägar.

Även ATL kan bytas ut i ekvationen ovan mot ett platsspecifikt värde, baserat på platsspecifikt födointag, I (enhet kg våtvikt/dag), och kroppsvikt hos predatorn, M (enhet kg):

$$ATL = \frac{TRV}{I/M}$$

Vid beräkningarna av SLV-värden i (DEQ, 2007) ansattes I till 0,42 och 0,137 kg våtvikt/dag för fåglar respektive däggdjur. Här utgick man från uppgifter för häger och mink och kroppsvikten (M) sattes till 2,39 respektive 1 kg. Dessa värden kan således ersättas med andra för platsen mer relevanta värden om sådan information finns tillgänglig. Tabell 1-3 i CCME (1998) listar värden för I respektive M för ett trettio total fågelarter, total däggdjur och några amfibier/reptiler.

7.5.3 Potentiellt biotillgänglig koncentration

Om platsspecifika SLV-värden överskrider bör potentiellt biotillgänglig koncentration analyseras, med till exempel passiv jämviktsprovtagning eller TENAX-extraktion (se **bilaga 12**). Det primära syftet är att ta ställning till om även levande organismer (biota) behöver provtas och analyseras. Den potentiellt biotillgängliga koncentrationen kan också användas i ett senare skede för att utreda kopplingen mellan halter i sediment och halter i biota (orsak-verkan).

$C_{available}$ (antingen $C_{w, free}$ – fritt löst koncentration i test med passiv jämviktsprovtagning, eller C_{TENAX} – TENAX-extraherad koncentration) jämförs med effektbaserade bedömningsgrunder uttryckta som en vattenkoncentration, men avseende skydd mot sekundärförgiftning, $QS_{biota\ sec\ pois}$ omräknat till vatten, $QS_{vatten\ sec\ pois}$ för att ta ställning till om lokal risk för sekundärförgiftning behöver utredas vidare.

För bioackumulerande prioriterade ämnen finns sådana $QS_{vatten\ sec\ pois}$ redovisade i EQS-dossierna för ämnet, se även **bilaga 4**. Annars kan $QS_{vatten\ sec\ pois}$ räknas ut. Då behöver man beakta att $QS_{biota\ sec\ pois}$ för biomagnifierande ämnen avser halter på trofinivå 4. Omräkning till vatten utgår därför från BAF_{TL4} , det vill säga bioackumulationsfaktor för organismer som lever på trofinivå 4, enligt följande ekvation (EU, 2018):

$$QS_{vatten\ sec\ pois} = \frac{QS_{biota\ sec\ pois}}{BAF_{TL4}}$$

Notera också att $QS_{biota\ sec\ pois}$ är uttryckt som en koncentration hos fisk med 5 % lipidvikt. BAF-värdet kan därför behöva räknas om till samma lipidvikt först.

Om tillförlitliga värden för BAF avseende trofinivå 4 saknas kan ett sådant värde uppskattas från BCF och TMF (EU, 2018):

$$BAF_{TL4} = BCF * TMF^3$$

QSAR-modellering är också möjlig. BCFBAF-programmet i EpiSuite uppskattar till exempel BAF-värden för fisk på hög trofinivå. Det avser dock fisk med lipidhalt på 10,7 procent, varför en omräkning till 5% lipid först bör göras.

För bioackumulerande ämnen som inte biomagnifieras kan i stället BCF användas vid omräkningen från biotakriterium till vatten.

Om $C_{available} > QS_{vatten-sec\ pois}$ bör biota analyseras (vävnader från åtminstone två trofinivåer, se **avsnitt 4.4.1**).

Om $C_{available} < QS_{vatten-secpois}$ behövs ingen ytterligare utredning av sekundärförgiftning, såvida inte andra tillgängliga data tyder på det. Om ämnets $\log Kow > 5$ kan till exempel även ett oralt biotillgänglighetstest övervägas. $C_{gut available}$ jämförs då med till exempel $C_{w, free}$ för att få en uppfattning om betydelsen av oralt upptag hos bottenlevande organismer. Om oralt intag är en betydande exponeringsväg bör även bioackumulationsförsök på bottenlevande organismer göras.

Vid kvicksilverförorenade sediment kan sulfatreducerande bakterier metylera kvicksilver till metylkvicksilver i syrefria miljöer. För processen krävs även tillgång till organiskt material (hög primärproduktion). Metylering sker därför oftast i ytliga sediment med låg tillgång till syre, men kan hämmas av låga temperaturer. Metyleringspotentialen – och därmed risk för biomagnifikation och sekundärförgiftning – avgörs således i hög grad av de platsspecifika förhållandena, men det är mycket komplicerat att utifrån till exempel fritt löst porvattenkoncentration dra några slutsatser om risken för bioackumulation. För kvicksilverförorenade sediment bör därför biota alltid provtas, särskilt om förhöjda halter metylkvicksilver i sedimentet har observerats. Det är en tillräcklig indikation på att potentialen för bioackumulation är förhöjd.

Fiberbankar utgör också ett specialfall, eftersom det här sällan förekommer något högre liv i själva fiberbanksmaterialet. Analys av potentiellt biotillgänglig koncentration kan dock vara motiverat på prover av fiberrika sediment i anslutning till fiberbanken.

7.5.4 Föroreningshalter i vävnader

7.5.4.1 Bedömning av avvikelse från referenslokal

Det är viktigt att proverna har tagits ungefär samtidigt, på samma art och vävnad och så vidare för att jämförelser mellan uppmätta halter i biota från olika lokaler ska bli rättvisande.

Innan uppmätta halter i levande organismer jämförs mellan olika lokaler, behöver data för fettlösliga ämnen lipidnormaliseras. För kvicksilver görs dock ingen lipidnormalisering utan uppmätta halter jämförs på våtviktsbasis¹²⁰. Lipidnormalisering görs inte heller för PFOS.

Statistisk analys kan användas för att avgöra om uppmätta halter i fisk avviker från referenslokalerna. Signifikansnivån (α) sätts ofta till 0,05 och anger vilken risk man är villig att acceptera för att man felaktigt förkastar nollhypotesen att halterna i området inte avviker från halterna i referenslokalen. Styrka (β) sätts ofta till 80%, och anger sannolikheten att korrekt förkasta nollhypotesen när den är falsk. Vilken signifikansnivå och styrka som ska tillämpas i det aktuella fallet bör beslutas på förhand.

Det är inte alltid möjligt att använda sig av statistisk analys för att avgöra om uppmätta halter i en lokal skiljer sig från en annan. Detta gäller särskilt om det bara finns enstaka samlingsprov, vilket kan bli fallet om fältinsamlade evertebrater har analyserats. Vilken avvikelse som ska anses vara tillräcklig för att dra slutsatsen att uppmätta halter är högre än vid referenslokaler behöver avgöras från fall till fall och är även beroende av vilket ämne det handlar om. Även detta bör beslutas på förhand och behöver utgå från vad som är tidigare känt om hur halten av den aktuella föroreningen varierar i den art och vävnad samt den typ av vattenmiljö som undersöks.

¹²⁰ Naturhistoriska riksmuseet har undersökt metallkoncentrationer i fisklever, muskel och helkropp parallellt, för abborre från sex sjöar (Faxneld et al 2015a). För kvicksilver var helkroppskoncentrationen signifikant korrelerad med muskelkoncentrationen och det var i stort sett ingen skillnad.

Notera att avvikelserna inte behöver vara betydande (till exempel flera gånger högre halter i det påverkade området än vid referenslokalerna). Syftet med den här jämförelsen är att avgöra om uppmätta halter även ska jämföras med effektbaserade bedömningsgrunder.

7.5.4.2 Jämförelse med effektbaserade bedömningsgrunder för biota

$QS_{\text{biota sec pois}}$ värden kan användas för att uppskatta risk för fiskätande fåglar och däggdjur. Om sådana värden saknas kan istället till exempel ATL-värden från DEQ (2007) användas.

Uppmätt halt av fettlösliga organiska ämnen i biota behöver räknas om till den lipidhalt som kriteriet avser, ofta 5 %. Detta ska dock inte göras för till exempel PFOS, som förekommer i högst halter i proteinrika organ, såsom lever. Om endast fiskmuskel har analyserats (för att även underlätta vid hälsoriskbedömningen, se **kapitel 8**) behöver dock uppmätta PFOS-halter i muskel räknas om till vad det ungefär motsvarar i lever eller helkropp, innan jämförelse med $QS_{\text{biota sec pois}}$ kan göras.¹²¹

Halter uppmätta på olika individer tenderar att vara log-normalfördelade (EU 2014c). Därför är det lämpligare att utgå från medianhalt än medelhalt vid jämförelse mellan uppmätt halt och $QS_{\text{biota sec pois}}$. Då uppmätta halter i fisk har analyserats på enskilda individer är det oftast möjligt att använda sig av en statistisk analys för att bedöma om uppmätta median-halter i fisken överskrider biotakriteriet. För uppmätta halter i bottenlevande organismer (både fältinsamlade och i bioackumulationsförsök) har ofta samlingsprov (poolade prover) behövt analyseras. Samlingsprov kan sägas representera en genomsnittlig halt hos organismerna och denna jämförs sedan, efter lipidnormalisering och omräkning till rätt trofinivå, med biotakriteriet.

Sedimentlevande organismer lever oftast på lägre trofinivåer (TL, Trophic Level). Innan uppmätta halter på lägre trofinivåer kan jämföras mot $QS_{\text{biota sec pois}}$ behöver halterna därför räknas om till trofinivå 4 utifrån värdet på TMF (trofisk magnifikationsfaktor) och lipidvikten. Följande ekvation kan användas (modifierad från avsnitt 4.6.1. i EU, 2018):

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

För enkelhets skull och av försiktighetsskäl kan man utgå ifrån att uppmätta halter i bottenlevande biota representerar trofinivå 2 ($TL_{\text{undersökt art}}$ sätts till värdet 2), eftersom predatorfisk högt upp i näringsväven främst kan antas konsumera annan fisk, som i sin tur har levt på bottenlevande organismer.

Värdet på TMF kan eftersökas i litteraturen. Notera dock att TMF kan variera mellan olika typer av miljöer (marin respektive limnisk), förhållandena på platsen samt vilken typ av organismer som har undersökts med mera. TMF kan också ha över- eller underskattats om trofinivån inte är väl undersökt. För ämnesgrupper kan det också variera i hög grad mellan olika kongener. Om det är svårt att hitta information kan värdet utgå från uppskattning av BMF, baserat på logKow (se **kapitel 3**).

Fiskätande fåglar och däggdjur hämtar ofta sina byten på hög trofinivå. $QS_{\text{biota sec pois}}$ värden är därför i regel uttryckta för vävnader på trofinivå 4. Om fisk på ungefär trofinivå 4 har undersökts behövs därför ingen omräkning med avseende på trofinivå innan jämförelsen.

¹²¹ Faxneld et al, 2015b analyserade resultat från parallella mätningar i lever och muskel från fisk som samlas in inom den löpande miljöövervakningen för sötvatten samt fisk som samlas in från potentiellt påverkade områden ute efter kusten vid återkommande mätkampanj 2011. Beroende på hur resultaten analyserades statistiskt varierade uppskattningarna av förhållandet mellan halt i muskel och i lever (Faxneld et al, 2015b). Underlagsdata presenteras även i Faxneld et al (2014) och Danielsson et al (2014).

Samtliga ovanstående angreppssätt för att utvärdera uppmätta halter i biota är förknippade med osäkerheter:

- Omräkning från en trofinivå till en annan innebär införandet av en del osäkerheter. (Avser utvärdering av uppmätta halter i evertebrater).
- Fisk är rörlig och kan ha hämtat sin föda från andra områden. (Avser utvärdering av uppmätta halter i fisk).
- Det finns alltid osäkerheter kopplade till generella effektkriterier.

Om mediankoncentrationen i fiskvävnader alternativt medelkoncentrationen i evertebrater omräknat till fisk på trofinivå 4 överskrider generella biotakriterier för skydd av fiskätande fåglar och däggdjur (QSbiotasec pois, ATL eller TRG-värden) och halterna är högre än i referensområdet är det därför normalt nödvändigt att gå vidare med dosberäkningar.

Det finns dock åtminstone ett viktigt undantag. Till följd av storskalig förorenings spridning och omfattande atmosfärsdeposition överskrider uppmätta halter kvicksilver i predatorfisk i princip alltid biotakriteriet avseende skydd mot sekundärförgiftning. Det innebär att om uppmätt kvicksilverhalt i predatorfisk från det förorenade området är signifikant högre än uppmätta halter vid referenslokaler, så är det tillräckligt för att konstatera att lokal risk för sekundärförgiftning är förhöjd, från en redan hög nivå.

För kvicksilver och eventuellt andra förekommande fall där biotakriteriet avseende skydd mot sekundärförgiftning överskrids även vid referenslokalen bedöms därför i stället i hur hög grad halterna avviker mot referenslokalen och kriteriet. Om uppmätt halt i predatorfisken inte bara är signifikant högre rent statistiskt utan även uppvisar en tydlig avvikelse, samtidigt som även uppmätt halt i bottenlevande organismer tydligt avviker från referenslokal, finns det sannolikt ett samband.

Vid endast mindre avvikelser i båda fallen (bottenlevande respektive fisk i jämförelse med referenslokaler) kan det även här vara värt att gå vidare med dosberäkningar.

Om enbart uppmätt halt i fisk tydligt avviker från referenslokal men inte halt i bottenlevande organismer behöver sedimentens betydelse som källa till föroreningar i fisk utredas vidare. Om det snarare är tvärtom, tydligt förhöjda halter i bottenlevande biota men inte i fisk, behöver dosberäkningar göras, innan lokal risk för sekundärförgiftning kan avskrivas. Allra först bör dock säkerställas att underlaget för fisk är tillräckligt. Vid osäkerheter kan ytterligare provtagning behöva göras.

Ovanstående gäller bedömning av risk för sekundärförgiftning av till exempel fiskätande fåglar och däggdjur. Eftersom predatorfisk och asätare även kan få i sig betydande mängder föroreningar via gälarna är bedömningen av risk för sekundärförgiftning integrerad med bedömningen av risk för effekter på akvatiska organismer. Uppmätta halter i predatorfisk eller asätare jämförs därför i stället med kritiska vävnadskoncentrationer. Om dessa överskrids bör även hälsotillståndet undersökas (för fisk exempelvis med hjälp av fiskbiomarkörer), se **avsnitt 6.4.5**. Hälsoundersökningar på fisk bör även läggas till om två eller fler ämnen med liknande **verkningsmekanism** förekommer i predatorfisk i halter överskridande $0,1 \times \text{CTL}$.

7.5.5 Dosberäkning för bedömning av risk för fåglar och däggdjur

Dosberäkningar behöver göras om minst ett av följande har konstaterats:

- Medianhalt hos fisk från trofinivå 4 överskrider QSbiota sec pois

- Medelhalt i bottenlevande evertebrater omräknat till trofinivå 4 överskrider QSbiota sec pois
- Om två eller fler ämnen med liknande verkningsmekanism förekommer
 - i predatorfisk i halter överskridande $0,1 \cdot \text{QSbiota sec pois}$, eller
 - i bottenlevande organismer i halter som efter omräkning till trofinivå 4 överskrider $0,1 \cdot \text{QSbiota sec pois}$.

Rovfåglar och däggdjur rör sig i regel över stora områden. Andelen föda som kommer från ett förorenat sedimentområde kan vara begränsad. Om området är relativt stort eller halterna är kraftigt förhöjda kan det ändå röra sig om ett betydande tillskott. Annars kan den andel förorening som det förorenade sedimentområdet vid första anblicken te sig som obetydligt i sammanhanget. Predatoren kan dock exponeras för samma föroreningar även från andra områden/födosökslokaler. Det är summan som avgör sannolikheten för att det kan uppstå negativa effekter lokalt, idag eller på lång sikt.

Predatorernas födosöksområde, vistelsetiden och vilka bytesdjur de tar inom och utanför det förorenade området är viktiga att känna till.

Den totala mängden förorening som tas upp via födan beror även av hur stort födosöksområdet är i förhållande till det förorenade området, liksom vistelsetiden och vilka bytesdjur som tas inom området och på andra lokaler. Havsörn och säl rör sig över mycket stora områden. Havsörnen tar dessutom även många andra typer av bytesdjur, inklusive andra fåglar och terrestra djur såsom gnagare. Andra rovfåglar såsom fiskgjuse, sillgrissla och skarv rör sig mer lokalt.

Andra fåglar som uppehåller sig på eller vid sjöar och hav, såsom lommar, doppingar, ånder och sumphönan kan också exponeras för miljögifter via födan. De äter i högre grad från lägre trofinivåer, exempelvis växtlighet, musslor och småfisk. Halterna av bioackumulerande/biomagnifierande ämnen i födan är därmed ofta lägre. Å andra sidan rör de sig ofta över betydligt mindre områden än de stora rovfåglarna. Det innebär att det förorenade området kan utgöra större delen eller hela födosöksområdet.

Utan omfattande utredningar är det svårt att veta hur stort tillskott andra områden kan tänkas bidra med. Initialt görs konservativa bedömningar. I ett värsta-fall-scenario kan man generellt utgå från att predatoren hämtar sin föda bara från det aktuella området, alternativt bytesdjur med liknande föroreningshalter. Ett sådant scenario kan dock i vissa fall vara orealistiskt, i synnerhet om produktiviteten hos både bottensamhället och ekosystemet i övrigt är låg, det vill säga det är brist på bytesdjur. Ett annat, mer realistiskt, värsta-fall-scenarie kan då vara mer lämpligt.

Vad som är rimligt i nuläget och framtiden behöver bedömas från fall till fall och beror bland annat på vilket ämne det handlar om (verkningsmekanism och därmed kritiska skyddsobjekt i övrigt). Viktigt underlag är till exempel resultat från bottenfaunainventeringen och utbredningen hos det förorenade objektet och påverkansområdet liksom predatorns födosöksbeteende och preferenser vad gäller bytesdjur. Kraftigt förhöjda halter DDTer kan till exempel antas slå ut stora delar av bottensamhället (insekter), medan kraftigt förhöjda halter dioxiner förmodligen inte påverkar bottenlevande evertebrater nämnvärt.

Dosen, D (enhet mg/kg/dag) som predatoren exponeras för beräknas utifrån halt i födan, C (enhet mg/kg), födoinslaget, I (enhet kg våtvikt/dag), och kroppsvikten hos predatoren, M (enhet kg):

$$D = C \cdot I / M$$

Föroreningshalten i predatorns bytesdjur kan variera, över tid och inom området. Födointaget och kroppsvikt varierar mellan olika arter men också över tid. En predator kan dessutom fånga bytesdjur från olika trofinivåer. Mängden föda den behöver konsumera beror även av kalori-innehållet, i sin tur kopplat till bland annat andelen lipider. Realistiska, men försiktiga bedömningar görs för att ta höjd för osäkerheterna.

Det aritmetiska medelvärde för uppmätt halt i fältinsamlad predatorfisk från området beräknas. Uppmätt halt i bioackumulationsförsök (eller från analys av fältinsamlade bottenlevande organismer) på evertebrater räknas också om till trofinivå 4. Det högsta av dessa värden ansätts som C i ekvationen ovan.

Värdet på kvoten I/M bör också utgå från en konservativ, men realistisk uppskattning. Det högsta av I/M-kvoterna för de arter som kan förekomma på platsen bör således användas i beräkningen av D.

Dosen jämförs med toxiska referensvärden (enhet mg/kg kroppsvikt och dag avseende torr vikt). Om det förekommer rödlistade fågel- eller däggdjursarter som hämtar sin föda i området jämförs med NOAEL, annars med LOAEL (eller liknande värden) (DEQ, 2007).

Vissa fiskar, såsom plattfisk, tånglake och ål, lever större delen av sitt liv nära botten och direkt exponeras därför även för föroreningar i sedimentet. Vid dosberäkningar behöver man ta hänsyn även till detta bidrag.

Om det förekommer flera ämnen med liknande verkningsmekanism bör man vid dosberäkningen ta höjd för detta. Sediment som är förorenade med dioxiner och dioxinlika ämnen såsom vissa PCBer, men även vissa PAHer utgör ett sådant fall. Dioxiner och dioxinlika ämnen binder till den så kallade Ah-receptorn hos fisk och däggdjur. De kan dock binda olika mycket och vid beräkning av summakoncentration i riskbedömningssammanhang brukar deras respektive effektnivåer beaktas genom att räkna om till så kallade ekvivalensnivåer. Vid dosberäkning behöver också beaktas att olika kongener har olika tendens att bioackumuleras.

7.6 Samlad utvärdering och utredning av orsak-verkan

En sammanvägd bedömning utifrån de olika bevislinjerna görs för att ta ställning till om det föreligger risk för sekundärförgiftning. I vissa situationer kan det vara motiverat med ytterligare utredningar, såsom ytterligare provtagning av biota eller förfinade dosberäkningar.

7.6.1 Sekundärförgiftning av fåglar och däggdjur

Om maximalt uppmätt koncentration överskrider platsspecifikt SLV-värde, samtidigt som den beräknade dosen överskrider toxikologiskt referensvärde, tyder minst två bevislinjer på att det föreligger lokal risk för sekundärförgiftning. Detta är oftast tillräckligt för att motivera åtgärdsutredning, se översta raden i **tabell 20**. Detta gäller särskilt när uppmätta halter i både predatorfisk och bottenlevande organismer tydligt avviker mot referenslokal. Om det föreligger osäkerheter vid dosberäkningarna kan dock förfinade beräkningar vara motiverade.

Även om SLV-värden inte överskrids (eller inte finns att jämföra med), men både dos beräknad utifrån halter i fisk och utifrån halter i bottenlevande biota överskrider referensvärdet tyder det också på risk för sekundärförgiftning. Detta gäller också särskilt när uppmätta halter i både predatorfisk och bottenlevande organismer tydligt avviker mot referenslokal. Vid stora osäkerheter i dosberäkningen kan det dock vara motiverat att förfinas dessa beräkningar. Det kan också vara motiverat att utreda sedimentens betydelse som källa till föroreningar i biota närmre.

Tabell 20. Utvärderingsmatris för samlad bedömning av risk för sekundärförgiftning av fiskätande fåglar och däggdjur. I samtliga fall antas att föroreningshalter i ytliga sediment från sedimentobjektet tydligt avviker från referenslokal och att halterna i biota (fisk och/eller bottenlevande evertebrater) är högre än vid referenslokal. Om effekter har observerats på fåglar eller däggdjur behöver även detta beaktas (se texten).

Uppmätta halter överskrider SLVfågel och/eller SLVdäggdjur	Dos baserat på halter i fisk överskrider toxikologiskt referensvärde	Dos baserat på halter i bottenlevande organismer överskrider toxikologiskt referensvärde	Sammanvägd slutsats om risk för effekter på mjukbottenlevande evertebrater
+	+	+	Mycket stark indikation på risk för sekundärförgiftning. Överväg åtgärdsutredning eller, vid stora osäkerheter, förfina dosberäkningen.
-/0	+	+	Indikation på risk för sekundärförgiftning. Överväg åtgärdsutredning eller, vid stora osäkerheter, förfina dosberäkningen och utred kopplingen till sediment som föroreningskälla.
-/0	-	+	Liten risk för sekundärförgiftning, men vid osäkerheter i dataunderlaget för fisk, upprepa provtagning och analys.
-/0	+	-	Tyder på risk för sekundärförgiftning, men utred kopplingen till sediment som föroreningskälla.
+	-	-	Liten risk för sekundärförgiftning, men vid osäkerheter i dataunderlaget, upprepa biotillgänglighetstest eller provtagning och analys av biota.
-/0	-	-	Liten risk för sekundärförgiftning.

Om bara en bevislinje indikerar risk kan ytterligare utredning behövas. Vilken typ av utredning som behövs varierar dock beroende på vilken bevislinje det är som behöver avskrivas.

Om endast dos beräknat på halt i bottenlevande biota (men inte halt i fisk) överskrider referensvärdet är det ofta lämpligt att upprepa fiskundersökningen och säkerställa att en stationär art har undersökts.

Om endast dos beräknat på halt i fisk (men inte halt i bottenlevande organismer) överskrider referensvärdet, kan det vara så att fisken har fått i sig föroreningar på annat sätt än från sedimenten. Det kan till exempel vara via vattnet och exponering via gälar, men de kan också bero på helt andra källor, särskilt om fisken rör sig över ett större område. Sedimentens betydelse som källa till föroreningar i fisken behöver således utredas.

Om beräknad dos inte överskrider toxikologiskt referensvärde, vare sig beräkningen utgår från halt i bottenlevande eller fisk, indikerar det att lokal risk för sekundärförgiftning är liten. Det gäller även om uppmätta halter i sediment överskrider SLV-värden eller om sådana jämförelser inte går att göra. Vid osäkerheter i dataunderlaget för halter i biota kan ytterligare provtagning vara motiverad.

Om det behöver bekräftas att uppmätta halter i biota är låga kan till exempel bioackumulationsförsök behöva upprepas, med annan testorganism. Om det är möjligt och ännu inte har gjorts, kan även fältinsamlade bottenlevande organismer analyseras och/eller in situ försök utföras.

Likaså kan provtagning av vildfångad fisk behöva upprepas och fiskens rörelsemönster och födointag (samt trofinivå) utredas vidare.

Om vare sig platsspecifikt SLV överskrider eller beräknad dos överskrider toxikologiskt referensvärde, vare sig för fisk eller bottenlevande organismer, tyder det på liten risk för sekundärförgiftning.

Om det utöver ovanstående underlag även observerats effekter hos fiskätande fåglar eller däggdjur, ska denna information också vägas in vid bedömning av lokal risk för sekundärförgiftning. Effekter som åtminstone delvis skulle kunna kopplas till föroreningar i sedimenten och som dessutom bekräftats förekomma i förhöjda halter i predatorns bytesdjur väger tungt.

Om tillämpbara SLV-värden för skydd av fåglar eller däggdjur överskrider och det dessutom har observerats effekter på fåglar eller däggdjur av en sådan karaktär att de kan kopplas till de verkningsmekanismer som föroreningarna är förknippade med, bör man gå vidare till åtgärdsutredning. Detta gäller oavsett om den beräknade dosen som fåglar och däggdjur exponeras för överskrider toxikologiskt referensvärde eller ej. I det här fallet räcker det således att även halterna i biota också är förhöjda gentemot referenslokalerna.

Om däremot vare sig halter i predatorns bytesdjur är förhöjda eller SLV-värden för skydd av fåglar och däggdjur i sediment överskrider är det inte motiverat att gå vidare med åtgärdsutredning i detta skede.

7.6.2 Sekundärförgiftning av predatorfisk

Om uppmätta halter i sediment överskrider platsspecifikt SLVfisk och uppmätta halter i rovfisk överskrider CTL tyder det på att föroreningarna riskerar att påverka predatorfisk negativt. Sådana observationer vägs in vid bedömning av risk för effekter på akvatiska organismer.

Om endast SLVfisk överskrider men inte CTL kan det tyda på att biotillgängligheten i sedimentet är låg, men det kan också vara ett resultat av att fisken har förmågan att metabolisera eller exkretora ämnet. Det senare innebär dock inte nödvändigtvis att fisken inte uppvisar några negativa effekter. Om det istället är tvärtom, det vill säga CTL överskrider men inte SLVfisk behöver orsaken till de höga halterna i fisken utredas närmre, exempelvis betydelsen av andra upptagsvägar.

7.6.3 Ytterligare utredningar av dos eller orsak-verkan

Beroende på vilka osäkerheter som kvarstår kan ytterligare utredningar aktualiseras. Dosberäkningar kan behöva förfinas med hjälp av modelleringsverktyg. Därefter utvärderas resultaten igen, enligt samma principer som tidigare.

Om det snarare är kopplingen till sedimenten som behöver stärkas finns flera alternativ såsom massbalansberäkningar och passiv provtagning. För vissa ämnesgrupper kan dessutom kemiska fingeravtrycksmetoder användas.

7.6.3.1 Förfinad dosberäkning med hjälp av näringsvävsmodeller

Näringsvävsmodeller kan användas för att göra mer avancerade, platsspecifika beräkningar av den dos som olika predatorer exponeras för. Det kan dock krävas mycket lokalspecifik information. Ytterligare undersökningar av ekosystemets sammansättning inklusive faktiska trofinivåer och födosöksområden kan då behövas.

I Wernersson & Pettersson (2023) ges bland annat kort beskrivning av det fritt tillgängliga modelleringsprogrammet Aquatox, som även inkluderar beräkning av föroreningskoncentration på olika trofinivåer.

7.6.3.2 Beräkning av halt i bottenlevande organismer utifrån halt i sediment

Massbalansberäkningar, inklusive beräkning av halt i bottenlevande organismer utifrån halt i sediment, kan användas för att utreda kopplingen mellan halter i sediment och i biota. De kan också möjliggöra prediktion av vad en eventuell åtgärd leder till för förbättring. Genom att jämföra uppmätt halt i bottenlevande organismer med en beräknad halt i bottenlevande organismer kan man få en indikation om det är sannolikt att betydelsefulla mängder föroreningar i organismerna härstammar från sedimentet.

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

BCF_{fisk} =biokoncentrationsfaktor avseende vatten/fisk (enhet l/kg våtvikt).¹²² Denna är också ämnesspecifik (se bilaga I till Miljøstyrelsen, 2015).

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

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 Miljøstyrelsen, 2015) men kan också variera för olika sediment beroende på bland annat innehållet av organiskt kol.

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

$$K_d = f_{oc} * K_{oc}$$

K_d är visserligen ämnesspecifik men varierar för olika sediment beroende på bland annat innehållet av organiskt kol. I bilaga I till Miljøstyrelsen (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:

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

Där C_{sed} här står för den icke minerogena, adsorberade föroreningskoncentrationen i sediment (mg kg⁻¹ av torrsvikten), vilket motsvarar den extraherade föroreningshalten, och C_{pv} är den lösta föroreningskoncentrationen i porvattnet (mg L⁻¹).

Om den beräknade halten är betydligt lägre än den uppmätta indikerar det att organismer får i sig betydande mängder föroreningar även via andra exponeringsvägar, exempelvis ytvattnet. Det kan till exempel vara fallet för semivolatila föroreningar som transporterats långväga med luften och sedan deponerats på vattenytan.

Om det har bekräftats att de bottenlevande organismerna sannolikt har låga föroreningshalter kan höga halter i fisk eventuellt bero på annat än föroreningsspridning

¹²² Eftersom BCF-värden oftast saknas för evertebrater utgår man här ifrån BCF-värden för fisk.

från sedimentet. Om fisken rört sig över andra områden eller fångat bytesdjur som har gjort det, kan föroreningarna härstamma från andra föroreningskällor. Vid kraftigt förorenade sediment, stillastående vatten och förhöjda halter i stationär predatorfisk, såsom gädda och abborre, i jämförelse med referenslokaler, är det dock sannolikt att fisken kan få i sig betydande mängder föroreningar från sedimentet. Även andra spridnings- och exponeringsvägar än via bottenlevande biota kan vara betydelsefulla och bör därför utredas vidare för att utesluta ett orsakssamband.

Massbalansmodeller kan användas som stöd för att utreda frågan vidare, det vill säga vilken betydelse sedimentföroreningarna förmodligen har för vad som påträffats i fisk. Sådana modeller kan också vara användbara i ett senare skede, för att kunna bedöma nyttan av olika typer av åtgärder. Hållén et al (2022) använde sig till exempel av dynamisk massbalansmodellering för att utreda effekten av olika åtgärdsalternativ (muddring eller övertäckning av PCB-förorenade sediment) på PCB-halter i fisk.

Om den beräknade halten är betydligt högre än den uppmätta halten i bottenlevande organismer kan det bero på att föroreningarna i sedimentet inte är tillräckligt biotillgängliga. Om fältinsamlade organismer inte har analyserats (än) bör det då göras (se avsnitt 8.4.4. Analys av vildfångade musslor, kräftor och krabbor). Även passiv provtagning in situ kan vara ett alternativ.

För kvicksilverförorenade vattenmiljöer är det extra komplext att beräkna halter i organismer. Forskning har till exempel visat att det finns ett samband mellan funktionella thiolgrupper hos det lösta organiska materialet (RSH-DOM) och biotillgänglighet för växtplankton (Seelen et al, 2023).

7.6.3.3 Fingeravtrycksmetodik

I vissa fall kan så kallade fingeravtrycksmetoder användas för att bedöma vilken typ av källor som bidrar till föroreningar i sediment. Det är också möjligt, men relativt komplicerat, att använda denna metod för fisk (se till exempel Wiberg et al, 2013, Assefa et al 2018). Föroreningsmönstret i fisk och sediment skiljer sig åt beroende på att alla föroreningar inte är lika biotillgängliga och vissa av dem metaboliseras i fisk.

7.7 Miljökvalitetsnormer

De bedömningsgrunder som är uttryckta som en koncentration i biota i HVMFS 2019:25 är framtagna för att skydda både mot sekundärförgiftning och human hälsa vid konsumtion av fisk och skaldjur. Om dessa överskrids är det viktigt att säkerställa att sedimentobjektet inte bidrar till detta. Om god status inte kan nås inom rimlig tid åtminstone delvis till följd av förorenings-spridning från sediment till näringsväven bör åtgärdsutredning övervägas. Vad som avses med rimlig tid behöver stämmas av med beredningssekreteriatet vid aktuell vattenmyndighet.

7.8 Framtida förändringar

Risken för sekundärförgiftning även på sikt behöver bedömas. Det kan till exempel tillkomma ytterligare skyddsobjekt vid förändrad användning av området. Klimatförändringar och invasiva arter kan få en betydande inverkan på spridningsförutsättningarna.

Undersökningar av uppmätta halter i organismer kan främst användas för att ställa en diagnos. Tänkbara risker till följd av framtida förändringar såsom klimatförändring, invasiva arter eller en ändrad användning av området behöver också belysas.

Kemiska analysdata i kombination med modellering utifrån olika tänkbara scenarier är användbara verktyg för att prediktera risk för konsekvenser på sikt.

REMISSVERSION

8 Risk för människors hälsa

Om sedimenten är förorenade med humantoxiska ämnen (se farokoder i **avsnitt 3.5**) och människor kan exponeras för föroreningarna, direkt eller indirekt (se **avsnitt 5.6.3**), behöver hälsorisker utredas.

I detta sammanhang är det effekter på enskilda individer, det vill säga de människor som bor eller tillfälligt vistas i området, som normalt ska bedömas. Hänsyn behöver även tas till känsliga grupper, inklusive de med högt intag av lokalt fångad fisk. Det är således inte en bedömning av risk för folkhälsan generellt som avses här. Påverkan i ett vidare perspektiv beaktas däremot vid bedömning av belastningen (se **kapitel 5**).

Hälsoriskbedömningen bör normalt ha med ett scenario som utgår ifrån att vattnet ska kunna användas som dricksvatten eller för bevattning, att det ska kunna bedrivas fritids- och yrkesfiske och att allmänheten ska kunna bada, oavsett hur det används idag (se **avsnitt 2.2**).

8.1 Frågeställningar

Tabell 21 sammanfattar de frågeställningar som behöver besvaras avseende hälsorisker, i nuläget och i framtiden. För att kunna besvara dessa behövs kunskaper om bland annat ämnens toxicitet för människor. För bioackumulerbara ämnen krävs oftast analys av ätbara vävnader hos fisk och skaldjur.

Tabell 21. Frågeställningar som behöver besvaras avseende risk för negativa effekter på människors hälsa, vid exempelvis konsumtion av fisk och skaldjur, dricksvatten eller i samband med bad i området.

Nuläget	Framtiden
Innehåller ätliga delar av fisk eller skaldjur föroreningar, som kan innebära en hälsorisk för människor vid konsumtion?	Kan framtida mark- eller vattenbruk, rekreation eller annan verksamhet leda till ökad mänsklig exponering?
Om rådande bakgrundshalter (i organismer) av dessa ämnen redan överstiger för människor säkra nivåer, är halterna tydligt förhöjda i området?	Kan hälsorisker uppstå på sikt, till följd av exempelvis nya spridningsvägar eller förhöjda halter?
Kan människor exponeras för föroreningarna på annat sätt, exempelvis i samband med bad, via dricksvatten, bevattning?	
Exponeras tamdjur, såsom boskap, för föroreningar via till exempel dricksvatten eller i samband med vad eller bad – och förekommer i så fall förhöjda halter i till exempel kött eller mjölk?	
Exponeras boende eller besökare för sammanlagt farligt höga föroreningsdoser – antingen vid kortvarig eller långvarig exponering?	
Finns det grupper i närmiljön som är särskilt känsliga eller exponerade, såsom barn, fiskare eller personer med egen brunn?	

8.2 Övergripande åtgärds mål avseende hälsorisker

Om sedimenten är förorenade med humantoxiska ämnen behöver de övergripande åtgärds målen förtydliga att skyddsobjekten även omfattar människor.

Åtgärds mål avseende skydd av människors hälsa bör, för att ta höjd för osäkerheter men också tänkbara framtidsscenarier, normalt etableras utifrån antagandet att allmänheten ska *kunna* nyttja vattnet som dricksvatten och för bevattning, *kunna* äta fisk och skaldjur som har fiskats från området utan att utsättas för risker, liksom att det ska gå att bada i vattnet. Även områden där det inte finns någon anlagd badplats kan nyttjas för bad.

För sediment förorenade med bioackumulerande ämnen kan syftet med en åtgärd till exempel vara att skydda människors hälsa vid intag av fisk, skaldjur och annan mat från havet och som fiskats i området, eller att reducera föroreningsspridning från det förorenade sedimentområdet till näringsväven och vidare till fisk och skaldjur.

Det är därmed inte tillräckligt att genom målen uttrycka att det exempelvis "ska finnas fisk" (fiskproduktion) utan att den även ska gå att äta utan risk. Även här bör målet att skydda människor från föroreningar i fisk inte inskränkas bara till områden där det är känt att fritidsfiske förekommer (idag). Situationen kan ändras på sikt. För de fall föroreningsspridningen i huvudsak kommer från andra källor såsom atmosfäriskt nedfall kan målet formuleras som att det förorenade sedimentobjektet inte ytterligare ska bidra till att halterna i fisk höjs.

Sedimentföroreningar som ackumulerats i fisk kan vidare innebära restriktioner i saluföring av fisken, det vill säga ett hinder för nyttjande av en naturresurs. För förorenade sediment som ensamma eller tillsammans med andra källor bidrar till att gränsvärdena för saluföring av fisk överskrider behövs därför åtgärds mål för att minska detta bidrag. Detta bör gälla oavsett om det idag bedrivs yrkesfiske i det påverkade området eller inte och i synnerhet om det inte går att utesluta att behoven av att bedriva yrkesfiske framöver kan komma att öka. Syftet med en åtgärd kan således även vara att i förlängningen möjliggöra saluföring av fisk och skaldjur (även internationellt).

Syftet med en åtgärd kan också till exempel vara att skydda människors hälsa vid tillfällig användning av vattnet som dricksvatten utan rening eller vid bevattning alternativt vid bad i området. Det kan också vara att möjliggöra friluftsliv eller produktion av dricksvatten eller reduktion av föroreningsspridning från det förorenade sedimentområdet till dricksvattenresurser.

Om människor riskerar att exponeras för föroreningarna direkt och indirekt kan övergripande åtgärds mål avseende skydd av människors hälsa exempelvis formuleras som:

Fiske kan bedrivas i området och fisk, skaldjur och annan mat från havet är säkra att äta.

Vattnet kan användas vid dricksvattenproduktion utan särskild rening och vattnet är utan föregående rening säkert att dricka tillfälligt och att vattna med.

Det är säkert att bada i området.

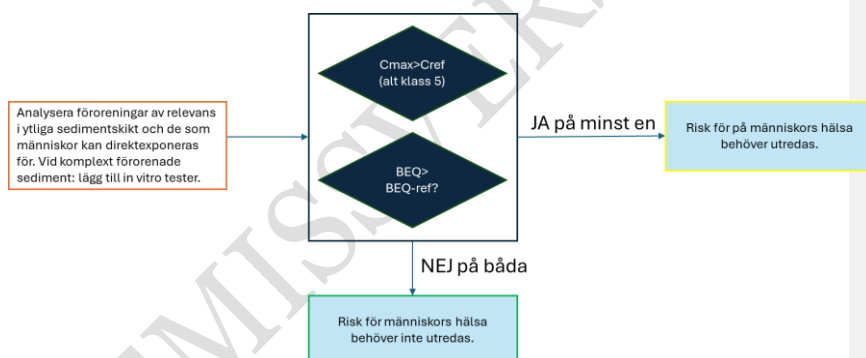
I målbeskrivningen kan framgå vilka kvalitetskrav som behöver klaras för att man ska anse att målet är uppfyllt. Till exempel vilka TDI-värden man avser att tillämpa vid utvärdering av beräknad dos. Eller vilken signifikansnivå och styrka som ska tillämpas i en statistisk analys för att avgöra om uppmätta halter i matfisk som fångats inom området är högre än vid referenslokalerna. Vad man menar med tillfällig användning av dricksvatten eller hur ofta bad ska kunna ske.

Om det förorenade sedimentobjektet förekommer i eller påverkar en dricksvattenförekomst eller vattenskyddsområde behöver det också förtydligas. För vattenförekomster förtydligas vilka gränsvärden eller andra bedömningsgrunder som gäller, med koppling till human hälsa (exempelvis QSbiotahh) och om det har satts några undantag. För fisk och större kräddjur kan det vara lämpligt att förtydliga vilka vävnader det är som gränsvärdena avser.

8.3 Jämförelse med referenslokaler

För att ta ställning till om hälsorisker behöver bedömas jämförs, som ett första steg, uppmätta halter humantoxiska ämnen i sediment med referenslokaler, som representerar bakgrundshalter, se **figur 24**. Dels provtas de skikt som människor kan exponeras för vid direktkontakt liksom de skikt från vilka föroreningar kan spridas till överliggande vattenkolumn. För bioackumulerande ämnen provtas även de skikt som är tillgängliga för upptag av bottenlevande organismer (se **avsnitt 7.3**).

Samma skikt provtas både inom sedimentobjektet och vid referenslokalerna. Om högsta uppmätta halten humantoxiska föroreningar inom sedimentobjektet, C_{max} , är tydligt högre än uppmätta halter vid referenslokalerna, C_{ref} , behöver frågan utredas vidare. Innan jämförelsen kan dock hänsyn behöva tas till exempelvis skillnader i TOC mellan lokalerna.



Figur 24. Maximalt uppmätta halter i sedimentet behöver jämföras med rådande bakgrundshalter för att ta ställning till om det behövs någon utredning av risk för människors hälsa. I första hand jämförs med uppmätta halter vid referenslokaler (C_{ref}), annars kan tillståndsbaserade bedömningsgrunder användas som jämförelse (klassgränsen mellan klass 4 och 5). Vid tydligt förhöjda halter behöver risk för människors hälsa utredas.

8.4 Bedömningsgrunder för skydd av människors hälsa

I **tabell 22** redovisas olika typer av bedömningsgrunder som kan vara användbara vid bedömningen av hälsorisker.

Tabell 22. Bedömningsgrunder som avser skydd mot hälsorisker, för matriserna sediment, biota (ätbara vävnader hos fisk och skaldjur) och dricksvatten samt effektnivåer uttryckta som en dos. SLVh = Sediment Screening Bioaccumulation Levels for human population, QSbiota hh = quality criteria for biota to protect human health, ATL = Acceptable Tissue Level

Screeninvärden* för bedömning av	Generella kriterier	Biotakriterie r avseende	Dricksvattenkrite r	Effektnivåe r uttryckta
-------------------------------------	------------------------	-----------------------------	------------------------	----------------------------

halt bioackumulerbara ämnen i sediment, avser skydd av människors hälsa via intag av fisk och skaldjur	för bedömning av halt i vävnad hos fisk och skaldjur (livsmedel) för skydd av människors hälsa.	skydd av människors hälsa omräknat till vatten		som en dos, för skydd av human hälsa
SLVh (DEQ, 2007)	QS _{biota} hh (EQS-dossiers) ATLh (DEQ, 2007)	QS _{vatten} hh-via fisk (EQS dossiers)	Gränsvärden för bedömning av dricksvattenkvalitet (LIVSFS 2022:12)	TDI, Tolerabelt dagligt intag TWI, Tolerabelt veckointag
*) Generella SLV-värden som är lägre än uppmätta rådande bakgrundshalter (halter vid referenslokaler) ska inte användas.				

De olika typerna av bedömningsgrunder beskrivs utförligare i **bilaga 4**. Här ges också hänvisningar till var man kan läsa mer om hur en viss bedömningsgrund har tagits fram i ett enskilt fall (för ett specifikt ämne). För vissa ämnesgrupper kan det finnas så kallade faktablad med förslag på specifika värden att använda i det här sammanhanget.

För vissa ämnesgrupper kan det finnas bedömningsgrunder uttryckta som till exempelvis en summa av flera ämnen eller en toxicitetsekvivalent. Det finns till exempel SLV-värden uttryckta både för PCB-tot respektive TCDD samt för enskilda kongener av dioxiner, furaner och dioxinlika PCB. Eftersom inte bara toxiciteten utan även bioackumulationspotentialen för enskilda kongener skiljer sig åt kraftigt inom de här grupperna är det lämpligt att utvärdera kongenerna var för sig.

Värt att notera är att SLV-värden (Sediment screening bioaccumulation levels; DEQ, 2007) anger en sedimentkoncentration som ska skydda den allmänna populationen mot indirekta risker vid konsumtion av fisk och skaldjur som ackumulerat föroreningar i sina vävnader. Två olika kategorier finns, dels för skydd av den allmänna populationen och fritidsfiskare, dels för skydd av människor med hög konsumtion av fisk fångad lokalt ("subsistence-värden").

Flera antaganden görs vid beräkning av SLV-värden, vilket inverkar på tillförlitligheten. Vi har därför här valt att även kalla dem för screeningvärden.

8.5 Förslag på arbetsgång

Utifrån potentiella exponeringsscenarier (i sin tur relaterat till områdesanvändning med mera) och ämnets egenskaper identifieras vilka kontaktmedier (sediment, fisk och skaldjur eller vatten) som är av relevans. Om någon exponeringsväg kan antas dominera är det ofta tillräckligt att utreda bidraget från denna.

Ett långvarigt oralt intag av hälsofarliga ämnen via födan (fisk och skaldjur) eller dricksvatten är riskmässigt oftast mer betydelsefullt än kortvarig exponering i samband med bad (se även **avsnitt 5.6.3**).

Bedömningen i ett enskilt fall behöver ta hänsyn till förutsättningarna på platsen och vilket ämne det handlar om. Om det föreligger risk för att människor kan exponeras för sedimentpartiklar i betydelsefulla mängder, kan partikelbunden oral biotillgänglig

koncentration analyseras. Det kan exempelvis ske i samband med bad eller vistelse vid stranden, exempelvis lekande barn som riskerar att stoppa sediment i munnen.

Notera dock att till exempel risker kopplat till mänsklig konsumtion av föroreningar inlagrade i fisk och skaldjur bör utredas, i princip oavsett om det förekommer fiske i någon form i nuläget.

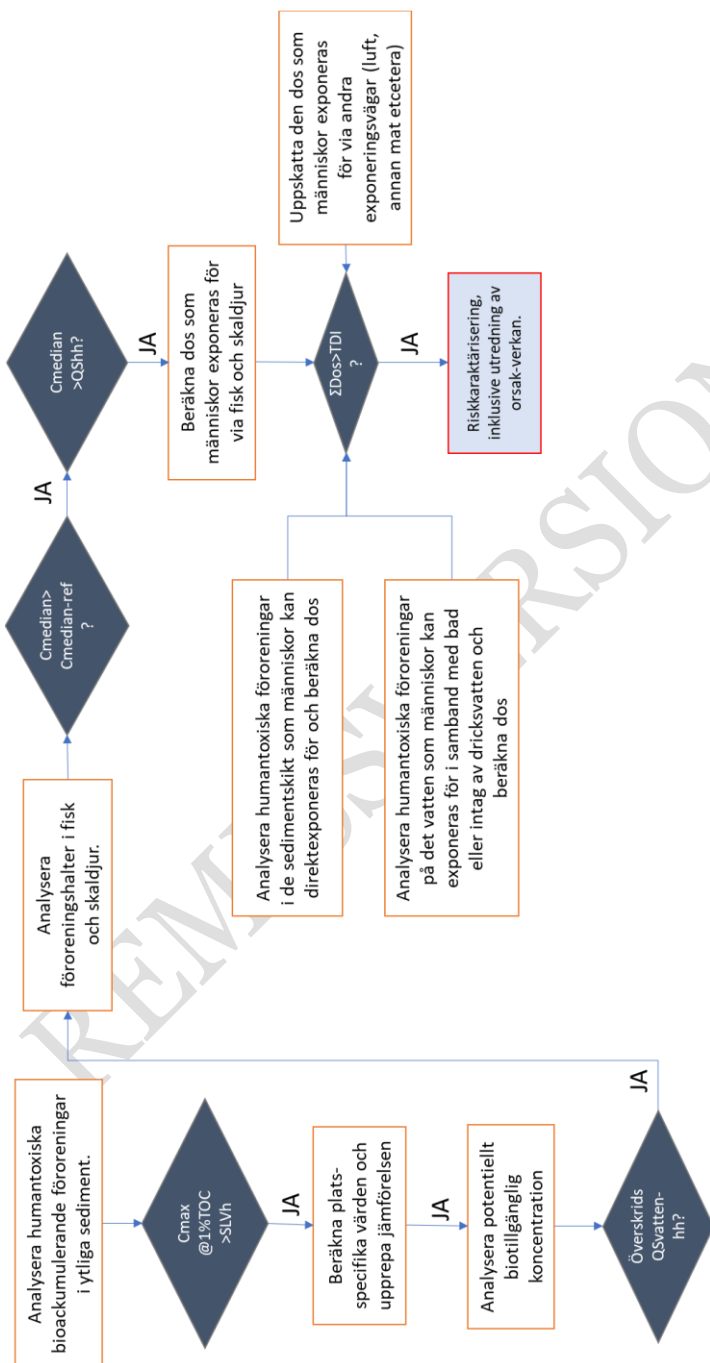
Figur 25 illustrerar förslag på arbetsgång för att bedöma hälsorelaterade risker

- vid exponering via födan (vildfångad fisk och skaldjur)
- direkt exponering för sedimentet
- via vatten (löst eller partikelbundet) i samband med till exempel bad.

Avvikelser från nedanstående schema kan behöva göras om det till exempel saknas bedömningsgrunder för att kunna utvärdera uppmätta halter eller lämplig metodik. Som grundprincip går man då vidare till nästa steg.

Det saknas till exempel ofta tillämpbara SLV-värden, det vill säga bedömningsgrunder uttryckta som en sedimentkoncentration för skydd mot hälsorisker med bioackumulerbara ämnen och som inte är lägre än uppmätta halter vid referenslokalerna (rådande bakgrundshalter). Det gäller även vissa QSbiota sec pois-värden (då avses uppmätta halter i biota).

En särskild omständighet är att för vissa arter och områden har kostråd utfärdats, för att skydda känsliga grupper. Dessa har sin grund i att de rådande bakgrundshalterna av vissa ämnen, såsom kvicksilver, dioxiner och PCB, är höga i vildfångad fisk (vissa arter och fångstområden). Beräknad dos kan därför för känsliga grupper hamna över tolerabelt dagligt intag via fisk även vid referenslokaler. I sådana situationer är det tillräckligt att fokusera på den relativa risken, det vill säga bedöma om uppmätta halter tydligt avviker från referenslokalerna. Det bör på förhand specificeras hur stor avvikelse som kan accepteras.



Figur 25. Arbetsgång för att utreda risk för hälsorisker. Vid svar "nej" på någon fråga behöver risk för hälsorisker normalt inte utredas vidare. Undantag gäller dock vid sediment förorenade med kvicksilver, dioxiner med fler ämnen där rådande bakgrundshalter är höga och vid komplext förorenade sediment. Se text för mer information.

8.5.1 För bioackumulerbara ämnen

För humantoxiska bioackumulerande ämnen är det ofta intag via fisk och skaldjur som dominerar. Ett visst upptag av föroreningar från vattnet (oralt eller via huden) kan också ske.

8.5.1.1 Halter i sediment jämförs med tillämpbara SLV-värden

Uppmätta halter bioackumulerande ämnen i ytliga sediment jämförs som ett första steg med SLV_h -värden. SLV -värdena avser sediment med en organisk kolhalt på 1 %. Uppmätt halt behöver därför räknas om till 1 % TOC, om halten organiskt kol avviker från 1 %.

För dioxiner och dioxinlika ämnen jämförs både mot SLV för respektive kongen och summan ($TCDD_{kv}$) med SLV för TCDD.

Om maximalt uppmätt sedimentkoncentration överskrider screeningvärden bör platsspecifika SLV -värden räknas ut. Beroende på vilken information som krävs kan ytterligare undersökningar då vara nödvändiga.

Platsspecifika beräkningar av SLV bör även göras om två eller fler ämnen med liknande verkningsmekanism (exempelvis dioxiner och vissa PAH som binder till Ah-receptorn) förekommer (DEQ, 2007) i sedimentet i halter överskridande $0,1 * SLV_{hh}$.

Det bör noteras att SLV saknas för många ämnen och de som finns kan vara så låga att de överskrids även vid referenslokaler. Platsspecifika SLV -värden kan dock vara möjliga att beräkna och tillämpa i stället.

Se **avsnitt 7.5.2** för stöd vid beräkning av platsspecifika SLV -värden.¹²³

8.5.1.2 Potentiellt biotillgänglig koncentration

Om platsspecifika SLV -värden överskrids bör potentiellt biotillgänglig koncentration analyseras, med till exempel passiv jämviktsprovtagning eller TENAX-extraktion (se **bilaga 12**). Det primära syftet är att ta ställning till om även levande organismer (biota) behöver provtas och analyseras. Den potentiellt biotillgängliga koncentrationen kan också användas i ett senare skede för att utreda kopplingen mellan halter i sediment och halter i biota (orsak-verkan).

$C_{available}$ (antingen $C_{w, free}$ – fritt löst koncentration i test med passiv jämviktsprovtagning, eller C_{TENAX} – TENAX-extraherad koncentration) jämförs med effektbaserade bedömningsgrunder uttryckta som en vattenkoncentration, men avseende skydd av människors hälsa, $QS_{biota\ hh}$ omräknat till vatten, här kallat $QS_{vatten\ hh-via\ fisk}$, för att ta ställning till om exponering via vildfångad fisk och skaldjur behöver utredas vidare.

För bioackumulerande prioriterade ämnen finns sådana $QS_{vatten\ hh-via\ fisk}$ redovisade i EQS-dossierna för ämnet. Annars kan de räknas ut, se ekvationer i EU (2018).

8.5.1.3 Provtagning av kontaktmedier

Om $C_{available} > QS_{vatten\ hh-via\ fisk}$ behöver ätbara vävnader från fisk och skaldjur som konsumeras av människor provtas och analyseras, se **avsnitt 4.4.2**. Notera att en del av det underlag som genereras vid utredning av sekundärförgiftning av predatorer även är användbart även vid hälsoriskbedömningen.

En viss andel förorening kan även tas upp i samband med bad eller via dricksvatten. Beroende på situationen kan föroreningshalter i vattnet därför också behöva analyseras,

¹²³ Notera att vid justering av ATL-värden så avses här ATLh-värden.

se **avsnitt 4.3**. Proverna bör inte filtreras före analysen. I vissa fall kan även suspenderat material behöva analyseras (se **bilaga 8**) för att kunna beräkna partikelbunden föroreningsdos via oralt upptag.

8.5.1.4 Jämförelse med effektbaserade bedömningsgrunder för biota

Uppmätta halter i fisk och skaldjur kan jämföras med till exempel QSbiota hh-värden eller ATlh-värden (se **tabell 22**). Om något eller några av dessa överskrider är det i normalfallet nödvändigt att gå vidare med dosberäkning.

Observera att bedömningsgrunder uttryckta som en koncentration i ätbara vävnader hos fisk och skaldjur bygger bland annat på schablonuppskattningar av mängd fisk som konsumeras. Det är för ett enskilt förorenat sedimentområde lämpligt att ta hänsyn till lokala förhållanden. Lokalt kan det till exempel förekomma en ovanligt hög konsumtion av fisk fångad i närområdet, exempelvis av fritidsfiskare och deras familjer. Det är också angeläget att känsliga grupper, såsom gravida, barn, ammande och kvinnor i fertil ålder skyddas. Dosberäkningar kan därför ibland vara motiverade även om dessa bedömningsgrunder inte överskrider.

8.5.2 Dosberäkningar för samtliga exponeringsvägar av relevans

De lokala hälsoriskerna utreds genom att beräkna den dos som människor exponeras för, se ekvationer i **bilaga 17** för beräkning av dos relaterat till exponering

- via fisk och skaldjur
- vid oralt intag av sediment
- via ytvatten (inklusive partikelbundet)
- via hud vid direktkontakt med sediment
- via hud i samband med bad (via vattnet).

Liknande beräkningar kan behöva göras för att även beakta bidraget via andra exponeringsvägar, såsom grödor som bevattnats med förorenat vatten eller badande som exponeras via inandningsluften (vid signifikant avgång av föroreningen till luft som gas eller aerosoler) nära vattenytan.

Alla potentiellt betydelsefulla bidrag summeras innan jämförelse med tolerabelt intag.



Människor kan exponeras för sedimentföroreningar direkt, exempelvis vid bad på grunda områden med lösa sediment, eller indirekt, via exempelvis fisk och skaldjur. Illustration: Thereze Ladekrans, SGI.

8.6 Samlad utvärdering och jämförelse med tolerabelt intag

Den sammanlagda dosen jämförs med TDI-värden eller liknande. Människor kan dock dessutom exponeras för samma förorening även från helt andra källor än sedimenten och via andra exponeringsvägar, exempelvis via inandningsluften inomhus. För att ta höjd för denna exponering bör man gå vidare till riskkaraktärisering (inklusive eventuell utredning av koppling till sedimenten) redan då den beräknade dosen överskrider $0,1 \cdot \text{TDI}$. (Miljödirektoratet, 2015). Undantag gäller dock för vissa ämnen. För TBT jämförs dosen direkt mot TDI.

Observera att det förfarande som beskrivs i denna vägledning är mycket förenklat. Humantoxikologisk expertis bör involveras i mer komplicerade fall. Det kan till exempel vara motiverat att även göra uppföljande hälsoundersökningar (kvantifiera skadan), inklusive blodprovtagning för att fastställa föroreningshalter i blodet hos boende.

Vid komplext förorenade sediment kan resultat från in vitro-tester också ge värdefull information. Det kan vara svårt att direkt översätta resultaten till effekter in vivo, men de ger en indikation om skillnader i relativ risk och lämpliga uppföljande parametrar.

8.7 Saluföring av fisk och hinder för dricksvattenproduktion

Utöver hälsorisker bedöms också om uppmätta halter överstiger EU:s gränsvärden för saluföring av vildfångad fisk och skaldjur. Detta steg är inte medtaget i **figur 25** eftersom sådana saluföringsvärden egentligen inte säger något om hälsoriskerna i det enskilda fallet. För exempelvis dioxin i vildfångad fisk är riktvärden för fisk som säljs inte baserad på dosberäkningar, utan på en statistisk fördelning av förekommande halter, se vidare under ALARP-värden i bilagorna 1 och 2. ALARP-värden kan således inte användas för att utvärdera hälsoriskerna kopplade till förekomst av föroreningar i fisk men de kan användas som utgångspunkt vid uppföljning av åtgärdsåtgärder som uttrycker att föroreningarna inte ska bidra till restriktioner i saluföring av fisken.

Här kan nämnas att Sverige visserligen har beviljats ett permanent undantag från dessa gränsvärden för vissa ämnen, fångstområden och arter vad gäller försäljning till konsumenter i det egna landet eller länder som också har beviljats undantag. Undantagen har medgivits tack vare de kostrekommendationer som har införts och som därmed ska minska riskerna för känsliga grupper, såsom gravida och ammande. Men ett överskridande av gränsvärdena i förordningen innebär likväl restriktioner i försäljning utanför de länder som har beviljats undantag och pekar på problemets allvar.

Av riskbedömningen behöver det även framgå om föroreningar som sprids från sedimenten till vattnet kan komma att utgöra hinder för eller innebära fördröjande reningsprocesser om vattnet ska kunna nyttjas för dricksvattenproduktion. Uppmätta eller beräknade föroreningskoncentrationer i vattentäkter som används för dricksvattenproduktion kan jämföras mot dricksvattenkriterier (som egentligen avser den kvalitet som ska gälla vid provtagningspunkten hos användare).

8.8 Framtida förändringar

Hälsoriskerna på sikt behöver också bedömas. Kemiska analysdata i kombination med modellering utifrån olika tänkbara scenarier är användbara verktyg för att prediktera risk för konsekvenser på sikt.

Det kan till exempel tillkomma ytterligare exponeringsvägar vid förändrat nyttjande av naturresurser såsom dricksvattenproduktion eller fiske i påverkansområdet. Riskbedömningen behöver utgå från de planer som redan finns och det de anger ska vara möjligt (se **avsnitt 2.2.3**). Om området är detaljplanlagt behöver således inte bara dagens faktiska användning beskrivas, utan även den användning som ryms inom detaljplanen.

Hälsoriskbedömningen bör dock normalt ha med ett scenario som utgår ifrån att vattnet ska kunna användas som dricksvatten eller för bevattning, att det ska kunna bedrivas fritids- och yrkesfiske och att allmänheten ska kunna bada, oavsett hur det används idag. Resultatet av riskbedömningen avseende nyttjandet av vattnet som dricksvatten, för bad och fiske redovisas emellertid lämpligen på tre olika nivåer, utifrån:

- känt nutida nyttjande
- känt framtida eller planerat nyttjande
- potentiellt framtida nyttjande (=i princip allt vatten ska kunna användas för dricksvatten, fiske, bad).

Undantag från att bedöma riskerna avseende den tredje nivån kan vara motiverade, då det av andra skäl är orimligt eller olämpligt att använda vattnet eller området för dessa syften. Ett dricksvattensscenario kan oftast uteslutas för saltvatten. En i övrigt olämplig plats för bad kan motivera att risker via bad inte räknas in. Hälsorisker via matfisk behöver eventuellt inte bedömas i de fall då (mat)fisk saknas, av andra skäl än på grund av föroreningar.

9 Referenser

9.1 Rapporter och vetenskaplig litteratur som citeras i huvudtext och bilagor

- Ankley, G.T., Di Toro, D.M., Hansen, D.J. & Berry, W.J., 1996: Technical basis and proposal for deriving sediment quality criteria for metals. *Environmental Toxicology and Chemistry* 15, 2056– 2066
- Apler, A. & Nyberg, J., 2011: Metoder för att kartlägga fiberhaltiga sediment. SGU-rapport 2011:04. Sveriges geologiska undersökning, Mars 2011, 93 s
<https://apps.sgu.se/geolagret/GetMetaDataById?id=md-a37ab117-cadf-441d-ae83-8ee568fc85dc>
- Assefa, A., Tysklind, M., Josefsson, S., Bignert, A., Wiberg, K., 2018. Sources of dioxins in Baltic Sea herring – A modelling study for identification of dioxin sources and quantification of their temporal and spatial impacts. Rapport 2018:6, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för vatten och miljö. ISBN 978-91-576-9565-9
- Back P-E, Pettersson, M. & Fröberg M. 2024. Klimatförändringens inverkan på risker vid förorenade områden. En förstudie. Statens geotekniska institut, SGI, Linköping. 2025-03-13.
- Berggren Kleja, D. och Enell A., 2021, Ekologisk riskbedömning, Att använda kemiska biotillgänglighetsmetoder i platsspecifik

Kommenterad [AW18]: Observera att denna inte är slutlig och att vissa referenser kommer att tillkomma respektive strykas. Vissa avser dessutom text i bilagorna. De kommer eventuellt att flyttas över till dessa istället.

- ekologisk riskbedömning, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2021-11-17.
- Berry, W.J., Boothman, W.S., Serbst, J.R. & Edwards, P.A., 2004: Predicting the toxicity of chromium in sediments. *Environmental Toxicology and Chemistry* 23, 2981–2992
- Blanck, H., Wängberg, S.A., Molander, S. (1988). Pollution-induced community tolerance. A new ecotoxicological tool. In J. Cairns Jr., & J.R. Pratt (Eds.), *Functional testing of aquatic biota for estimating hazards of chemicals* (pp. 219–230). Philadelphia, PA, USA: American Society for Testing and Materials.
- Breitbart D. *et al.* 2018. Declining oxygen in the global ocean and coastal waters. *Science* 359, eaam7240(2018). DOI: [10.1126/science.aam7240](https://doi.org/10.1126/science.aam7240)
- Bydén, S, Larsson A-M, Olsson, M. 2003. Mäta vatten. Undersökningar av sött och salt vatten. Tredje upplagan. Institutionen för miljövetenskap och kulturvård. Göteborgs universitet. ISBN 91 88376 22 2. [Mäta Vatten 3:e upplagan](#)
- Van Cauwenberghe L, Devriese L, Galgani F, Robbens J, Janssen CR. 2015. Microplastics in sediments: A review of techniques, occurrence and effects. *Marine Environmental Research* 111 (2015).
- CCME, 1999. Protocol for the Derivation of Canadian Sediment Quality Guidelines for the Protection of Aquatic Life. Canadian Council of Ministers of the Environment, 1995 CCME EPC-98E.
- CCME, 1998. Protocol for the Derivation of Canadian Tissue Residue Guidelines for the Protection of Wildlife that Consume Aquatic Biota Canadian Council of Ministers of the Environment (Winnipeg, January 1998) Incorporating March 1998 errata.
- Chapman, P.M., Chapman, P.M., Wang, F., Janssen, C. & Persoone, G., 1998: Ecotoxicology of metals in aquatic sediments: binding and release, bioavailability, risk assessment, and remediation. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences* 55, 2221–2243.
- DEQ, 2007. Guidance for Assessing Bioaccumulative Chemicals of Concern in Sediment. State of Oregon, Department of Environmental Quality.
- Di Toro, D.M., Mahony, J.D., Hansen, D.J., Scott, K.J., Hicks, M.B., Mayr, S.M. & Redmond, M.S., 1990: Toxicity of cadmium in sediments – the role of acid volatile sulfide. *Environmental Toxicology and Chemistry* 9, 1487–1502
- Di Toro D M *et al.* 1991. Technical Basis For Establishing Sediment Quality Criteria For Nonionic Organic Chemicals Using Equilibrium Partitioning. *Environmental Toxicology and Chemistry* 10: 1541-1583.
- ECHA (2016). Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment - Ch. R.16 Environmental exposure assessment, version 3.0. Report nr. ECHA-16-G-03-EN, European Chemicals Agency.

Ändrad fältkod

- European Commission, 2014a. Technical Report on Aquatic Effect-Based Monitoring Tools. Technical Report - 2014 – 077. ISBN 978-92-79-35787-9. doi: 10.2779/7260
- European Commission, 2014b. Annex to Technical Report on Aquatic Effect-Based Monitoring Tools. Technical Report - 2014 – 077. ISBN 978-92-79-35788-6. doi: 10.2779/72812
- European Communities. 2018. Technical guidance for deriving environmental quality standards. Common Implementation Strategy (CIS) document 27.
- European Communities. 2009. Guidance on Surface Water Chemical Monitoring under the Water Framework Directive. Guidance Document No. 19. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Technical Report - 2009 – 025.
- European Communities. 2010. Guidance Document No. 25 on Chemical Monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Technical Report - 2010 – 041.
- Farmer, J.G., 1991: The perturbation of historical pollution records in aquatic sediments. *Environmental Geochemistry and Health* 13, 76–83
- Frogner-Kockum, P, Dahlberg A-K, Lehoux A, Zhu W, Eek E, Wernersson A-S, Peng H, Regnéll O. 2024. CoGas projektet. Utveckling av en provtagningsmetod för att mäta föroreningstransport med gasflöden från fiberbankar. Naturvårdsverket rapport 7155. Maj 2024.
- Fröberg M, Wernersson A-S, Hermansson S och Bengtsson H, 2021, Bedömning av förorenade områdens belastning på yt- och grundvatten, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2021-12-14
- Fu Z, Chen J, Li X, Wang Y, Yu H. Comparison of prediction methods for octanol-air partition coefficients of diverse organic compounds. *Chemosphere*. 2016 Apr;148:118-25. doi: 10.1016/j.chemosphere.2016.01.013. Epub 2016 Jan 21. PMID: 26802270.
- Germano J, 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. In Gibson, R.N., Atkinson, R.J.A., & Gordon, J.D.M. (Eds.). (2011). *Oceanography and Marine Biology: An annual review*. Volume 49 (1st ed.). CRC Press. <https://doi.org/10.1201/b11009>
- Guo, T., DeLaune, R.D. & Patrick, W.H., 1997: The influence of sediment redox chemistry on chemically active forms of arsenic, cadmium, chromium, and zinc in estuarine sediment. *Environment International* 23, 305–306.
- Göransson G, Apler A, Dahlberg A-K, Löfroth H, Josefsson S, Wiberg K, Frogner-Kockum P, Nylander P, Hedfors J and Snowball I (2021) Assessing the Risk of Contaminant Dispersion From Fibrous Sediments of Industrial Origin. *Front. Mar. Sci.* 8:729243.

- Havs- och vattenmyndigheten. 2016a. Miljögifter i ytvatten – klassificering av status. Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2016b. *Mjukbottenlevande makrofauna, kartering*.
<https://www.havochvatten.se/download/18.2a9deb63158cebbd2b450dd4/1481269839467/mjukbottenmakrofaunakarteringkustohav.pdf>
- Havs- och vattenmyndigheten, 2016c. *Bottenfauna i sjöars littoral och vattendrag, inventering med oberoende urval*.
<https://www.havochvatten.se/download/18.2a9deb63158cebbd2b44e924/1481197150482/bottenfaunasjoarslitoralovattendragm42oberoende.pdf>
- Havs- och vattenmyndigheten, 2016d. Sediment – basundersökning Version 1:2, 2016-12-07 Handledning för miljöövervakning. Sediment - basundersökning
- Havs- och vattenmyndigheten, 2018a. Muddring och hantering av muddermassor. Vägledning och kunskapsunderlag för tillämpning av 11 och 15 kap. miljöbalken. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:19.
- Hållén J, Malmaeus JM, Johansson N, Karlsson OM. 2022. Using a dynamic mass balance model to predict fate and transport of PCBs in a polluted boreal lake in Sweden. *Science of the Total Environment* 853 (2022) 158522
- Hylland K. 1996. Bioakkumulering av miljögifter fra marine sediment – etablering av et test-system. NIVA rapport LNR 3537-96.
- Höss, S., Heininger, P., Claus, E., Möhlenkamp, C., Brinke, M., Traunspurger, W., Heininger, P., Claus, E., Brinke, M., Höss, S., Heininger, P., Claus, E., Möhlenkamp, C., Brinke, M., Traunspurger, W., 2017. Validating the NemaSPEAR[%]-index for assessing sediment quality regarding chemical-induced effects on benthic communities in rivers. *Ecol. Indic.* 73, 52–60.
- Höss, S., Traunspurger, W., Brinke, M., Claus, E., Von der Ohe, P.C., Heininger, P., Brinke, M., Güde, H., Heininger, P., Traunspurger, W., 2011. Nematode species at risk - a metric to assess pollution in soft sediments of freshwaters. *Environ. Int.* 37, 940–949.
- Jane, S.F., Hansen, G.J.A., Kraemer, B.M. *et al.* 2021. Widespread deoxygenation of temperate lakes. *Nature* 594, 66–70 (2021).
<https://doi.org/10.1038/s41586-021-03550-y>
- Jensen J & Mesman M. 2006. Ecological Risk Assessment of Contaminated Land. Decision support for site specific investigations. RIVM report number 711701047. ISBN 90-6960-138-9; 978-90-6960-138-0.
- Jonsson, O., Paulsson, E. & Kreuger, J. 2019. TIMFIE Sampler—A New Time-Integrating, Active, Low-Tech Sampling Device for Quantitative Monitoring of Pesticides in Whole Water. *Environmental Science & Technology* 53 (1), pp 279–286. DOI: 10.1021/acs.est.8b02966.
- Josefsson S. 2017. Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. SGU-rapport 2017:12.

- Josefsson S, 2022. Results from the national environmental monitoring programme. Contaminants in Swedish offshore sediments 2003–2021. SGU-rapport 2022:08
- 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.
- Kreuger, J., Jonsson, O., Löfkvist, K., Hansson, T., Boström, G., Gutfreund, C., Lindström, B. & Gönczi, M. 2019. Screening av växtskyddsmedel i vattendrag som avvattnar växthusområden i södra Sverige 2017-2018. CKB rapport 2019:1. Sveriges lantbruksuniversitet.
- Länsstyrelsen Västernorrland & Golder Associates. 2016. Metodik för riskklassning av fiberhaltiga sediment. Dnr 575-2453-15.
- Mahamoud AA, Lyautey E, Bonnineau C, Dabrin A, Pesce S. Environmental Concentrations of Copper, Alone or in Mixture With Arsenic, Can Impact River Sediment Microbial Community Structure and Functions. *Front Microbiol.* 2018 Aug 14;9:1852. doi: 10.3389/fmicb.2018.01852.
- Mayer P, Parkerton TF, Adams RG, Cargill JG, Gan J, Gouin T, Gschwend PM, Hawthorne SB, Helm P, Witt G, You J, Escher BI. 2014. Passive Sampling Methods for Contaminated Sediments: Scientific Rationale Supporting Use of Freely Dissolved Concentrations. *Integrated Environmental Assessment and Management*, Volume 10, Number 2, 197–209.
- Miljødirektoratet, 2015. Risikovurdering av forurenset sediment. Veileder. M-409.
- Miljødirektoratet, 2020 Miljødirektoratet Grensverdier for klassifisering av vann, sediment og biota M608, 2016, revidert 2020.
- Miljöministeriet, 2015 Miljöministeriet (Finland), 2015. Anvisning om muddring och deponering av muddermassor. Miljöförvaltningens anvisningar. [Www.ym.fi/julkaisut](http://www.ym.fi/julkaisut)
- Miljøstyrelsen, 2005, Vejledning om dumping af optaget avbundmateriale – klapning. Miljøstyrelsen 8:2005
- Moermond CTA, Kase R, Korkaric M, Ågerstrand M. 2016. CRED: Criteria for reporting and evaluating ecotoxicity data, *Environmental Toxicology and Chemistry*, Volume 35, Issue 5, 1 May 2016, Pages 1297–1309, <https://doi.org/10.1002/etc.3259>
- 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
- Naturvårdsverket 1999a. Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Rapport 4918.

Ändrad fältkod

- Naturvårdsverket 1999b. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913. (Endast tillgänglig på bibliotek).
- Naturvårdsverket 1999c. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Kust och hav. Rapport 4914. (Endast tillgänglig på bibliotek).
- Naturvårdsverket, 2007. Oavsiktligt bildade ämnens hälso- och miljörisker – en kunskapsöversikt. Naturvårdsverkets rapport 5736. Oktober 2007.
- Naturvårdsverket 2009a. Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. Rapport 5977, december 2009.
- Naturvårdsverket. 2009b. Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Naturvårdsverket Rapport 5976
- Naturvårdsverket. 2009c. Att välja efterbehandlingsåtgärd. En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål. Naturvårdsverket Rapport 5978
- Naturvårdsverket. 2009d. Litteraturstudie om miljöeffekterna av muddring och dumpning. Naturvårdsverket rapport 5999.
- Naturvårdsverket, 2021a. Undersökningstyp - Metaller och organiska miljögifter i fisk från sjöar och vattendrag Version 1:2, 2021-03-16 Programområde: Sötvatten Handledning för miljöövervakning.
- Naturvårdsverket 2021b. Undersökningstyp - Metaller och organiska miljögifter i fisk Version 1:3, 2021-03-16 Programområde: Kust och Hav Handledning för miljöövervakning.
- Naturvårdsverket, 2021c. Undersökningstyp - Metaller och organiska miljögifter i blåmussla Version 1:2, 2021-03-16 Programområde: Kust och Hav. Handledning för miljöövervakning.
- Naturvårdsverket, 2021d. Undersökningstyp - Hälsotillstånd hos kustfisk - Biologiska effekter på subcellulär och cellulär nivå Version 1:1, 2021-06-17. Programområde: Kust och Hav. Handledning för miljöövervakning.
- Naturvårdsverket, 2024. Arbetssätt vid utredning av ansvar för förorenade sediment. En vägledning för utredning av ansvar enligt 10 kap. miljöbalken för förorenade sedimentområden. Utgåva 1, oktober 2024. Vägledning, utgåva 1 – Ansvar för förorenade sediment.
- Neumann, M., Schliebner, I., 2019. Protecting the sources of our drinking water: The criteria for identifying Persistent, Mobile, and Toxic (PMT) substances and very Persistent, and very Mobile (vPvM) substances under the EU chemical legislation REACH. German Environmental Agency (UBA), Dessau, Germany. UBA TEXTE xx/2019
- Norrlin J, Josefsson S, Larsson O, Gottby L. 2016. Kartläggning och riskklassning av fiberbankar i Norrland. SGU-rapport: 2016:21. <https://resource.sgu.se/dokument/publikation/sgurapport/sgurapport201621rapport/s1621-rapport.pdf>
- Norrlin, J., Josefsson, S., 2017: Förorenade fibersediment i svenska hav och sjöar. SGU-rapport 2017:07. Sveriges geologiska undersökning, 26 s.

Norrlin J, Johansson H, Larsson O, Wemming A, Neuschütz C, Rosenqvist L, Holm L. 2022. Sedimentundersökningar i svenska kustområden 2021. SGU-rapport 2022:16. Rapport inom regeringsuppdraget RUFs. November 2022. Diarie-nr: 316-2479/2019

OSPAR, 2005. Assessment of data collected under the Co-ordinated Environmental Monitoring Programme ISBN 1-904426-77-8 Publication Number : 2005/235

OSPAR, 2012. JAMP Guidelines for the Integrated Monitoring and Assessment of Contaminants and their effects. Agreement 2012-09.

Oen AMP, Cornelissen G, Breedveld GD. 2006. Relation between PAH and black carbon contents in size fractions of Norwegian harbor sediments. Environmental Pollution, 141: 370-380.

Palermo MR, Schroeder PR, Estes TJ, Francingues NR. 2008. Technical Guidelines for Environmental Dredging of Contaminated Sediments [TECHNICAL GUIDELINES FOR ENVIRONMENTAL DREDGING OF CONTAMINATED SEDIMENTS, ERDC/EL TR-08-29](#)

Ändrad fältkod

Palermo, M., Hays, D.F. (2014). Sediment Dredging, Treatment and Disposal. In: Reible, D. (eds) Processes, Assessment and Remediation of Contaminated Sediments. SERDP ESTCP Environmental Remediation Technology, vol 6. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-6726-7_2

Ändrad fältkod

Pesce S, Campiche S, Casado-Martinez C, Ahmed AM, Bonnineau C, Dabrin A, Lyautey E, Ferrari BJD. Towards simple tools to assess functional effects of contaminants on natural microbial and invertebrate sediment communities. Environ Sci Pollut Res Int. 2020 Feb;27(6):6680-6689. doi: 10.1007/s11356-019-07331-z.

Regnell O, Elert M, Höglund LO, Falk AH, Svensson A. 2014. Linking Cellulose Fiber Sediment Methyl Mercury Levels to Organic Matter Decay and Major Element Composition. AMBIO 2014, 43:878–890. DOI 10.1007/s13280-013-0487-2

Reible, D.D. (2014). Sediment and Contaminant Processes. In: Reible, D. (eds) Processes, Assessment and Remediation of Contaminated Sediments. SERDP ESTCP Environmental Remediation Technology, vol 6. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-6726-7_2

Reible, D. (eds) Processes, Assessment and Remediation of Contaminated Sediments. SERDP ESTCP Environmental Remediation Technology, vol 6. Springer, New York, NY. https://doi.org/10.1007/978-1-4614-6726-7_13

Ändrad fältkod

RIVM (2015a). Guidance for the derivation of environmental risk limits Part 1. Introduction and definitions. Version 1.0. National Institute for Public Health and the Environment (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu), Nederlanderna

RIVM (2015b). Guidance for the derivation of environmental risk limits Part 4. Derivation of ERLs for freshwater and marine sediments version 1.0. National Institute for Public Health and the Environment (Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieu), Nederlanderna

Sahlin & Ågerstrand 2018.a koppar

Sahlin & Ågerstrand 2018.b siloxanerna D4 och D5

Sahlin & Ågerstrand 2018.c nitrat

Sahlin & Ågerstrand 2018.d imidakloprid

Sahlin, Ågerstrand & Larsson 2018.e ciprofloxacin

Sahlin & Ågerstrand 2019? TBT

Schouten T, Otte PF, Swartjes FA. 2023. Verkenning van voor- en nadelen van Aqua Nitrosa-extractie in het bodembeleid. RIVM-briefrapport 2023-0348

Schuijt, L.M., van Smeden, J., van Drimmelen, C.K.E., Buijse, L.L., Wu, D., Boerwinkel, M.-C., Belgers, D.J.M., Matser, A.M., Roessink, I., Heikamp-de Jong, I., Beentjes, K.K., Trimbos, K.B., Smidt, H., Van den Brink, P.J., Effects of antidepressant exposure on aquatic communities assessed by a combination of morphological identification, functional measurements, environmental DNA metabarcoding and bioassays, *Chemosphere* (2023), doi: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.140706>.

Seelen, E., Liem-Nguyen, V., Wünsch, U. *et al.* Dissolved organic matter thiol concentrations determine methylmercury bioavailability across the terrestrial-marine aquatic continuum. *Nat Commun* 14, 6728 (2023). <https://doi.org/10.1038/s41467-023-42463-4>

SGF, 2016. Jordarternas indelning och benämning, SGF rapport 1:2016.

SGI 2022. Riskvärdering vid förorenade områden. Arbetsgång för hållbara åtgärder. SGI Vägledning 7. Statens geotekniska institut, SGI, Linköping.

SGI, 2024a. Inventeringsmetodik förorenade sediment, Metodik för inventering och prioritering, SGI Vägledning 11, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping

SGI, 2024b. Bakgrundshalter i sediment. Begrepp, undersökningsmetoder och tillståndsbaserade bedömningsgrunder. SGI vägledning 10, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping.

SGI, 2025/6. Vattenmiljörelaterade bestämmelser och mål samt övergripande åtgärds mål för förorenade sediment. *Kommande publikation; preliminär titel.*

Schuler LJ, Landrum PF and Lydy MJ (2004). Time-dependent toxicity of fluoranthene to freshwater invertebrates and the role of biotransformation on lethal body residues. *Environ. Sci. Technol.* 38, 6247- 6255.

Sternbeck J, Aquilonius K, Josefsson K, Marelius F, Petsonk A, Björinger P. 2008. Strategi för miljöriskbedömning av förorenade sediment. Kunskapsprogrammet Hållbar sanering. Naturvårdsverket Rapport 5886.

Swanner, E. D., Planavsky, N. J., Lalonde, S. V, Robbins, L. J., Bekker, A., Rouxel, O. J., Saito, M.A., Kappler, A., Mojzsis, S.J. & Konhauser, K. O., 2014: Cobalt and marine redox evolution. *Earth and Planetary Science Letters* 390, 253–263.

- Trimble TA, You J, Lydy MJ. 2008. Bioavailability of PCBs from field-collected sediments: Application of Tenax extraction and matrix-SPME techniques. *Chemosphere* 71 (2008) 337–344**
- Turner A. 2010. Marine pollution from antifouling paint particles. *Marine Pollution Bulletin* 60 (2010) 159–171**
- van Beelen, P. and Doelman, P. (1997). Significance and application of microbial toxicity tests in assessing ecotoxicological risks of contaminants in soil and sediment. *Chemosphere* 34, 455-499.**
- Verhaar HJM, Legierse KCHM, de Wolf W, Dyer S, Seinen W, Hermens JLM (1999). An LC50 vs time model for receptor-mediated aquatic toxicity; consequences for bioconcentration kinetics and risk assessment. *Environ.Sci. Technol.* 33, 758-763.
- Washington State Department of Ecology 2013. Wood Waste Cleanup. Identifying, Assessing, and Remediating Wood Waste in Marine and Freshwater Environments. Guidance for Implementing the Cleanup Provisions of the Sediment Management Standards, Chapter 173-204 WAC. September 2013. Publication No 09-09-044.**
- Wiberg K, Assefa AT, Sundqvist KL, Cousins IT, Johansson J, MacLachlan MS, Sobek A, Cornelissen G, Miller A, Hedman J, Bignert A, Peltonen H, Kiljunen M, Shatalov V, Cato I. 2013. Managing the dioxin problem in the Baltic region with focus on sources to air and fish. Final report from the research project BalticPOPs. Naturvårdsverket rapport 5566. Maj 2013.**
- Ympäristöministeriö, 2015. Sedimentien ruoppaus – ja läjity sohje. Helsinki, 2015.**
- BEDS 1998 Biological Effects Database for Sediments, Environment Canada, 1998. Canadian sediment quality guidelines for copper: Supporting document. Environmental Conservation Service, Ecosystem Science Directorate, Science Policy and Environmental Quality Branch, Guidelines and Standards Division, Ottawa. Draft - hittar ej ursprungsdokumentet, se istället respektive fact sheet
- Long m fl, 1995 Long, .E.R., MacDonald, D.D., Smith, S.L. and Calder, F.D. (1995). Incidence of adverse effects within ranges of chemical concentrations in marine and estuarine sediments. *Environ. Manag.*, 19, 81 - 97.
- Malta factsheet, 2015 Malta's monitoring factsheet for contaminants, 2015. https://era.org.mt/en/Documents/MonitoringFactsheet_D8_D9_Contaminants.pdf
- McDonald m fl, 1996 MacDonald, D.D., R.S. Carr, F.D. Calder, E.R. Long, and C.G. Ingersoll. 1996. Development and evaluation of sediment quality guidelines for Florida coastal waters. *Ecotoxicology*. 5: 253-278.
- McDonald m fl, 2000 MacDonald, D.D., C.G. Ingersoll, and T.A. Berger. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39: 20-31.
- Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1998 Ministerie van Verkeer en Waterstaat, 1998. Vierde Nota waterhuishouding Regeringsbeslissing. https://rvs.rivm.nl/sites/default/files/2018-05/vierde_nota_waterhuishouding-regeringsbeslissing.pdf

- OGewV, 2011 OGeWV, 2011. Oberflächengewässerverordnung vom 20. Juli 2011 (BGBl. I S. 1429).
https://www.bgbl.de/xaver/bgbl/start.xav?start=%2F%2F%5B%40attr_id%3D%27bgbl111s1429.pdf%27%5D#__bgbl__%2F%2F%5B%40attr_id%3D%27bgbl111s1429.pdf%27%5D__1547133100804
- OSPAR, 2004 OSPAR, 2004. OSPAR/ICES workshop on the evaluation and update of background reference concentrations (BRCS) and ecotoxicological assessment criteria (EACs) and how these assessment tools should be used in assessing contaminants in water, sediment, and biota. Workshop The Hague, 9-13 February 2004. Final Report.
- RIVM, 2001 Technical evaluation of the Intervention Values for Soil/sediment and Groundwater. RIVM report 711701023
- RIVM, 2005 Environmental Risk Limits for several phosphate esters, with possible application as flame retardant. RIVM report 601501024/2005
- Simpson m fl, 2013 Simpson SL, Batley GB and Chariton AA (2013). Revision of the ANZECC/ARMCANZ Sediment Quality Guidelines. CSIRO Land and Water Science Report 08/07. CSIRO Land and Water.
- Tornero mfl, 2019 Tornero, V., Hanke, G., and the MSFD Expert Network on Contaminants, Marine chemical contaminants – support to the harmonization of MSFD D8 methodological standards: Matrices and threshold values/reference levels for relevant substances. EUR 29570 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 2019, ISBN 978-92-79-98395-5, doi:10.2760/052740, JRC114795
- VROM, 2017 Ministerie van Volkshuisvesting, Ruimtelijke Ordening en Milieubeheer, 2017. NOBO: Normstelling en boemkwaliteitsgeoordeling. Onderbouwing en beleidsmatige keuzes voor de bodemnormen in 2005, 2006 en 2007.
- Fröberg M, Wernersson A-S, Hermansson S, Bengtsson H. 2021. Förorenade områdets belastning på yt- och grundvatten. Förslag på hur belastningen av föroreningar kan bedömas. Statens geotekniska institut.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2015. Handläggning av en dumpningsdispens. Vad ska man tänka på? Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:28.
- Havs- och vattenmyndigheten. 2017. Ekosystemtjänster från svenska sjöar och vattendrag. Identifiering och bedömning av tillstånd. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:7.
- Havs- och vattenmyndigheten, 2018b. Marin strategi för Nordsjön och Östersjön. 2018-2023. Bedömning av miljötillstånd och socioekonomisk analys. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:27.
- Jersak, J, Göransson, G, Ohlsson, Y, Larsson, L, Flyhammar, P & Lindh, P 2016. In-situ övertäckning av förorenade sediment. Övergripanade sammanfattning. SGI Publikation 30-7, Statens geotekniska institut, Linköping.
- Karlsson, M., Kraufvelin, P. & Östman, Ö. (2020). Kunskapssammanställning om effekter på fisk och skaldjur av muddring och dumpning i akvatiska miljöer. En syntes av grumlingens dos och varaktighet. Aqua reports 2020:1. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Drottningholm Lysekil Öregrund. 73 s.
- Miljösamverkan Sverige. 2006. Vägledning för muddring och kvittblivning av muddermassor.

- Håkansson L & Jansson M. 1983. Principles of lake sedimentology. Springer Verlag, Berlin.
- Josefsson, S. & Norrlin, J. 2017. Förorenade fibersediment i svenska hav och sjöar. Förorenade fibersediment i svenska hav och sjöar.
<https://resource.sgu.se/dokument/publikation/sgurapport/sgurapport201717rapport/sl707-rapport.pdf>
- Lehoux, A.P., 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.
<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2021.146772>
- Mackay D, Shiu WY, Ma K-C, Lee SC (2007) Handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. Taylor & Francis, Boca Raton
- Miljöstyrelsen, 2015. Riskovurdering av förorenset sediment. Veileder. Rapport M-409.
- SGI 2022, Riskvärdering vid förorenade områden, Arbetsgång för hållbara åtgärder, SGI, Vägledning 7, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping.
- Skyllberg, U, Drott A, Lambertsson L, Björn E. 2006. Förbättrad riskbedömning av kvicksilverförorenade sediment. Naturvårdsverkets rapport 5629.

9.2 Lagstiftning och domar

- 14 FS 2007:554. Länsstyrelsens i Västra Götalands län föreskrift avseende förteckning över musselvatten som skall skyddas enligt förordningen (SFS 2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten**
- Europaparlamentets och rådets förordning (EU) nr 528/2012 av den 22 maj 2012 om tillhandahållande på marknaden och användning av biocidprodukter CLP-förordningen, förordning (EG/1272/2008) om klassificering, märkning och förpackning av ämnen och blandningar**
- EU 2023/915. KOMMISSIONENS FÖRORDNING (EU) 2023/915 av den 25 april 2023 om gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel och om upphävande av förordning (EG) nr 1881/2006**
- EU direktiv (2009/90/EG) om tekniska specifikationer och standardmetoder för kemisk analys och övervakning av vattenstatus**
- Förordning (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten.**
- HVMFS 2012:18 Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2012:18) om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljökvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön.**
- HVMFS 2017:20 Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2017:20) om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.**

HVMFS 2019:25 Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten

LIVSFS 2022:12. Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten.

Mark- och miljööverdomstolens dom den 18 maj 2016 i mål nr M 5107-15.

NFS 2002:6. Naturvårdsverkets förteckning över fiskvatten som ska skyddas enligt förordningen (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten

EG) nr 1907/2006 (REACH-förordningen). 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

9.3 Standarder och metodbeskrivningar

ASTM metod E 1688-97a (1998)

ASTM 2019 Standard Guide for Conducting the Frog Embryo Teratogenesis Assay-Xenopus (FETAX). ASTM E1439-12

ISO 17924:2018. Markundersökningar - Bedömning av humanexponering för jord och jordmaterial genom intag - Metod för uppskattning av human biotillgänglighet av metaller i jord (ISO 17924:2018, IDT) (Rättad version 2021-09)

Svensk Standard, 2020. SS-EN ISO 21365:2020, Soil quality - Conceptual site models for potentially contaminated sites.

ISO 19204:2017 Soil quality – Procedure for site-specific ecological risk assessment of soil contamination (soil quality TRIAD approach).

SS-EN ISO 5667-3:2024. Vattenundersökningar – Provtagning – Del 3: Konservering och hantering av vattenprover (ISO 5667-3:2024, IDT)

SS-EN ISO 5667-14:2016. Vattenundersökningar - Provtagning - Del 14: Vägledning för kvalitetssäkring och kvalitetskontroll för provtagning och hantering av vatten (ISO 5667-14:2014)

ISO 23893-1:2007 Water quality – Biochemical and physiological measurements on fish. Part 1: Sampling of fish, handling and preservation of samples.

ISO 5667- 12:2017. Water quality -- Sampling -- Part 12: Guidance on sampling of bottom sediments from rivers, lakes and estuarine areas.

ISO 5667-15:2009. Water quality — Sampling. Part 15: Guidance on the preservation and handling of sludge and sediment samples.

ISO 5667-19:2004. Water quality - Sampling - Part 19: Guidance on sampling of marine sediments (ISO 5667-19:2004).

Vattenundersökningar - Bestämning av några utvalda polybromerade difenyletrar i sediment och avloppsslam - Gaskromatografisk metod med masspektrometrisk detektion (ISO 22032:2006)

OECD (1992), *Test No. 301: Ready Biodegradability*, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 3, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264070349-en>.

Ändrad fältkod

OECD (1995a), *Test No. 105: Water Solubility*, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 1, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264069589-en>.

Ändrad fältkod

OECD (1995b), *Test No. 107: Partition Coefficient (n-octanol/water): Shake Flask Method*, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 1, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264069626-en>.

Ändrad fältkod

OECD (2001), *Test No. 121: Estimation of the Adsorption Coefficient (K_{oc}) on Soil and on Sewage Sludge using High Performance Liquid Chromatography (HPLC)*, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 1, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264069909-en>.

Ändrad fältkod

OECD (2000), *Test No. 106: Adsorption - Desorption Using a Batch Equilibrium Method*, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 1, OECD Publishing, *Test No. 106: Adsorption -- Desorption Using a Batch Equilibrium Method (EN)*

Ändrad fältkod

OECD (2006), *Test No. 104: Vapour Pressure*, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 1, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264069565-en>.

Ändrad fältkod

OECD (2008), *Test No. 315: Bioaccumulation in Sediment-dwelling Benthic Oligochaetes*, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 3, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264067516-en>.

Ändrad fältkod

OECD (2012), *Test No. 305: Bioaccumulation in Fish: Aqueous and Dietary Exposure*, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 3, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264185296-en>.

Ändrad fältkod

OECD (2025a), *Test No. 308: Aerobic and Anaerobic Transformation in Aquatic Sediment Systems*, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 3, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264070523-en>.

Ändrad fältkod

OECD (2025b), *Test No. 111: Hydrolysis as a Function of pH*, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 1, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264069701-en>.

Ändrad fältkod

OECD (2025c), *Test No. 316: Phototransformation of Chemicals in Water – Direct Photolysis*, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 3, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264067585-en>.

Ändrad fältkod

OECD (2025d), *Test No. 236: Fish Embryo Acute Toxicity (FET) Test*, OECD Guidelines for the Testing of Chemicals, Section 2, OECD Publishing, Paris, <https://doi.org/10.1787/9789264203709-en>.

Ändrad fältkod

Standard - Vattenundersökningar - Bestämning av korta polyklorerade alkaner (SCCPs) i sediment och suspenderat

material - Gaskromatografisk-masspektrometrisk metod (GC-MS) med negativ kemisk jonisering (NCI) (ISO 18635:2016) SS-EN ISO 18635:2016 - Svensk

Standard - Soil quality - Determination of selected phthalates in sludge, sediment, solid waste and soil after extraction and determination using gas chromatography mass spectrometry (GC-MS) DIN 19742 - Svenska institutet för standarder, SIS

Ändrad fältkod

Standard - German standard methods for the examination of water, waste water and sludge - Sludge and sediments (group S) - Determination of 15 polycyclic aromatic hydrocarbons by high performance liquid chromatography (HPLC) using fluorescence detection

Ändrad fältkod

**Tekniska specifikationer · SIS-CEN/TS 16800:2020.
Markundersökningar -Vägledning för validering av fysikaliska och kemiska analysmetoder**

SS-EN ISO 22036:2024. Fasta miljömatriser – Bestämning av grundämnen med induktivt kopplad plasma optisk emissionsspektroskopi (ICP-OES) (ISO 22036:2023, IDT)

ASTM D7458-21. Standard Test Method for Determination of Beryllium in Soil and Sediment Using Ammonium Bifluoride Extraction and Fluorescence Detection

SS-EN ISO 22032:2009. Vattenundersökningar - Bestämning av några utvalda polybromerade difenyletrar i sediment och avloppsslam - Gaskromatografisk metod med masspektrometrisk detektion (ISO 22032:2006)

SS-EN ISO 18635:2016. Vattenundersökningar - Bestämning av korta polyklorerade alkaner (SCCPs) i sediment och suspenderat material - Gaskromatografisk-masspektrometrisk metod (GC-MS) med negativ kemisk jonisering (NCI) (ISO 18635:2016)

ISO 23646:2022. Soil quality — Determination of organochlorine pesticides by gas chromatography with mass selective detection (GC-MS) and gas chromatography with electron-capture detection (GC-ECD)

ISO 18475:2023. Environmental solid matrices — Determination of polychlorinated biphenyls (PCB) by gas chromatography - mass selective detection (GC-MS) or electron-capture detection (GC-ECD)

SS-EN 17322:2020. Fasta miljömatriser -Bestämning av polyklorerade bifenyl (PCB) genom gaskromatografi med masselektiv detektion (GC-MS) eller med elektroninfångningsdetektor (GC-ECD)

DIN 19742. Soil quality - Determination of selected phthalates in sludge, sediment, solid waste and soil after extraction and determination using gas chromatography mass spectrometry (GC-MS)

DIN 38414-23. German standard methods for the examination of water, waste water and sludge - Sludge and sediments (group S) - Part 23: Determination of 15 polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) by high performance liquid chromatography (HPLC) and fluorescence detection (S 23)

DIN 38414-14. German standard methods for the examination of water, waste water and sludge - Sludge and sediments (group S) - Part 14: Determination of selected polyfluorinated compounds (PFC) in sludge, compost and soil - Method using high performance liquid chromatography and mass spectrometric detection (HPLC-MS/MS) (S 14)

ASTM D7363-13A(2021)E1. Standard Test Method for Determination of Parent and Alkyl Polycyclic Aromatics in Sediment Pore Water Using Solid-Phase Microextraction and Gas Chromatography/Mass Spectrometry in Selected Ion Monitoring Mode.

[Produktguiden-Utgava-5-reviderad--2024-02-02.pdf](#)

9.3.1.1 Provtagning och analys av stödjande parametrar

Även för provtagningen och analys av flera relevanta stödparametrar finns standardmetoder, som bör följas. För sediment är det exempelvis vanligtvis lämpligt att analysera torrsubstans och glödningsrest eller organisk kolhalt. För provtagning, se även aktuell undersökningstyp (REF).

SS-ISO 11277:2020

Markundersökningar - Bestämning av kornstorleksfördelningen i mineraldelen av jord - Sikt- och sedimentationsmetod (ISO 11277:2020, IDT)

DIN 38414-17. German standard methods for the examination of water, waste water and sludge - Sludge and sediments (group S) - Part 17: Determination of the organically bound halogens amenable to extraction (EOX) (S 17)

ISO 5667-19:2004. Water quality - Sampling - Part 19: Guidance on sampling in marine sediments

DIN 38414-17. German standard methods for the examination of water, waste water and sludge - Sludge and sediments (group S) - Part 17: Determination of the organically bound halogens amenable to extraction (EOX) (S 17)

DIN 38414-11. German standard methods for the examination of water, waste water and sludge; sludge and sediments (group S); sampling of sediments (S 11)

DIN 38402-24. German standard methods for the examination of water, waste water and sludge - General informations (group A) - Part 24: Guidance on sampling of suspended sediments (A 24)

ASTM E1688-19. Standard Guide for Determination of the Bioaccumulation of Sediment-Associated Contaminants by Benthic Invertebrates.

Kommenterad [AW19]: The U.S. Environmental Protection Agency (USEPA) narcosis model for benthic organisms in sediments contaminated with polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs) is based on the concentrations of dissolved PAHs in the interstitial water or "pore water" in sediment. This test method covers the separation of pore water from PAH-impacted sediment samples, the removal of colloids, and the subsequent measurement of dissolved concentrations of the required 10 parent PAHs and 14 groups of alkylated daughter PAHs in the pore water samples. The "24 PAHs" are determined using solid-phase microextraction (SPME) followed by Gas Chromatography/Mass Spectrometry (GC/MS) analysis in selected ion monitoring (SIM) mode. Isotopically labeled analogs of the target compounds are introduced prior to the extraction, and are used as quantification references.

1.2 Lower molecular weight PAHs are more water soluble than higher molecular weight PAHs. Therefore, USEPA-regulated PAH concentrations in pore water samples vary widely due to differing saturation water solubilities that range from 0.2 µg/L for indeno[1,2,3-cd]pyrene to 31 000 µg/L for naphthalene. This method can accommodate the measurement of microgram per litre concentrations for low molecular weight PAHs and nanogram per litre concentrations for high molecular weight PAHs.

1.3 The USEPA narcosis model predicts toxicity to benthic organisms if the sum of the toxic units (ΣTU_c) calculated for all "34 PAHs" measured in a pore water sample is greater than or equal to 1. For this reason, the performance limit required for the individual PAH measurements was defined as the concentration of an individual PAH that would yield 1/34 of a toxic unit (TU). However, the focus of this method is the 10 parent PAHs and 14 groups of alkylated PAHs (Table 1) that contribute 95 % of the toxic units based on the analysis of 120 background and impacted sediment pore water samples.³ The primary reasons for eliminating the rest of the 5-6 ring parent PAHs are: (1) these PAHs contribute insignificantly to the pore water TU, and (2) these PAHs exhibit extremely low saturation solubilities that will make the detection of these compounds difficult in pore water. This method can achieve the required detection limits, which range from approximately 0.01 µg/L, for high molecular weight PAHs, to approximately 3 µg/L for low molecular

Kommenterad [AW20]: Svensk standard · SS-EN ISO 5667-19:2005
Vattenundersökningar - Provtagning - Del 19: Riktlinjer för provtagning av marina sediment (ISO 5667-19:2004)

Kommenterad [AW21R20]: ISO 5667-15:2009
Water quality - Sampling - Part 15: Guidance on the preservation and handling of sludge and sediment samples

Kommenterad [AW22R20]: SS-EN ISO 5667-15:2009
Vattenundersökningar - Provtagning - Del 15: Vägledning om konservering och hantering av slam- och sedimentprover (ISO 5667-15:2009)

Kommenterad [AW23R20]: ISO 5667-12:2017
Water quality -- Sampling -- Part 12: Guidance on sampling of bottom sediments from rivers, lakes and estuarine areas

Kommenterad [AW24]: Svensk standard · SS 28113
Vattenundersökningar - Bestämning av torrsubstans och glödningsrest i vatten, slam och sediment

REMISSVERSION

REMISSVERSION



STATENS
GEOTEKNISKA
INSTITUT

Statens geotekniska institut

581 93 Linköping

www.sgi.se

E post: sgi@sgi.se

Växeln: 013-20 18 00