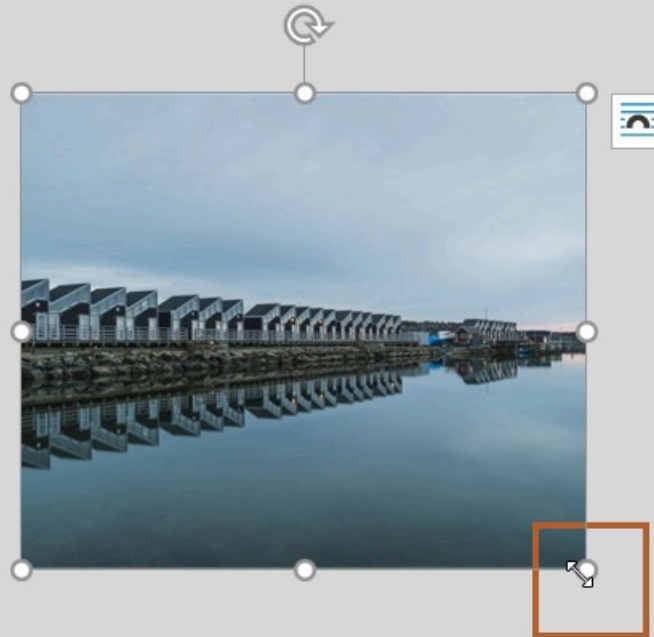




Högerklicka här och välj "Ändra bild" för att infoga en bild.

**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 #

## Grunder för riskbedömning av förorenade sediment

---

Underlag till vägledning. REMISSVERSION

---

SGI Vägledning:	#
Beställning:	Namn
Diariernr:	Diariernr
Uppdragsnr:	Uppdragsnr
Totalt antal sidor	44

Ladda ner vägledningen som PDF, [sgi.diva-portal.org](http://sgi.diva-portal.org)

Hänvisa till detta dokument på följande sätt:

SGI XXXX2022, Grunder för riskbedömning av förorenade sediment, Underlag till vägledning.  
REMISSVERSION, SGI Vägledning #, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping.

Foto på omslag: [Fotografens namn](#), [Organisation](#)

## Förord

Regeringen tilldelade i juli 2019 Naturvårdsverket, Sveriges geologiska undersökning (SGU), Statens geotekniska institut (SGI), Havs- och vattenmyndigheten samt länsstyrelserna ett regeringsuppdrag om förbättrad kunskap för hantering av förorenade sediment (2019-07-04 M2019/01427/Ke). Ett av delprojekten inom regeringsuppdraget och en myndighetsgemensam färdplan (Severin et al 2018) avser framtagande av vägledning för riskbedömning av förorenade sediment.

Vägledningen om riskbedömning av förorenade sediment är tänkt att användas tillsammans med redan tillgänglig vägledning för förorenade områden, se Naturvårdsverkets webb och rapporterna 4918, 5976, 5977 och 5978 (Naturvårdsverket 1999, 2009a, 2009b, 2009c). Innehållet i dessa rapporter har tonvikt på markfrågor. På senare tid har dock föroreningar i vattenmiljön hamnat mer och mer i fokus, inte minst sedan miljö kvalitetsnormer för vatten infördes.

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

I denna rapport presenteras grunder för undersökning och riskbedömning av förorenade sedimentområden. De utgår från de spridningsvägar och skyddsobjekt (det som behöver skyddas) samt de miljörättsliga bestämmelser och miljö- och hållbarhetsmål som ofta aktualiseras vid förorenade sediment. De presenterade grunderna kan användas vid både förenklad och fördjupad riskbedömning av förorenade sedimentområden.

SGI har stått för det huvudsakliga skrivarbetet av denna rapport, men innehållet och slutsatserna har tagits fram gemensamt av SGI, Naturvårdsverket, SGU, Havs- och vattenmyndigheten och Länsstyrelserna. Ett stort antal medarbetare vid dessa myndigheter har bidragit och här kan särskilt nämnas Ann-Sofie Wernersson, Henrik Bengtsson, Sofie Hermansson och Yvonne Ohlsson vid SGI, Clara Neuschütz, Ingrid Tjensvoll, Åsa Granath och Björn Johansson vid Naturvårdsverket, Tobias Porsbring vid Havs- och vattenmyndigheten, Anna Wemming och Anna Stjärne vid Länsstyrelserna och Carola Lindeberg vid SGU.

Synpunkter på innehållet i rapporten har inhämtats genom remissförfarande och en enkätförfrågan riktad till branschnätverk för förorenade sediment.

Namn på beslutande, Ange GD eller Chef för avdelning [avdelningens namn], har beslutat att ge ut vägledningen, Linköping i XXXX2022.



## Innehållsförteckning

Sammanfattning .....	7
Summary .....	8
1 Inledning .....	9
1.1 Bakgrund .....	9
1.2 Förenklad vs fördjupad riskbedömning av förorenade sediment ..	12
1.3 Syfte med rapporten .....	14
1.4 Målgrupper och läsanvisning .....	14
1.5 Terminologi .....	16
1.6 Avgränsningar .....	16
2 Spridning och belastning.....	18
2.1 Utgör sedimenten en källa till föroreningar? .....	18
2.2 Hur stor är belastningen? .....	19
3 Effekter på organismer som lever i eller exponeras via den påverkade recipienten.....	21
3.1 Påverkas vatten- och sedimentlevande organismer eller ekosystemets motståndskraft? .....	21
3.2 Påverkas ekosystemtjänster? .....	22
3.3 Föreligger risk för sekundärförgiftning av predatorer? .....	23
3.4 Kan boskap och vilda djur påverkas? .....	24
3.5 Kan skyddade naturområden eller fridlysta arter påverkas? .....	24
3.6 Hur är förutsättningarna för återhämtning? .....	24
4 Direkta och indirekta hälsorisker .....	26
4.1 Hur exponeras människor för sedimentföroreningar? .....	26
4.2 Vilka hälsorisker kan uppstå? .....	27
5 Samverkande påverkansfaktorer .....	28
5.1 Finns andra källor till samma förorening och vilka andra föroreningar förekommer? .....	28
5.1.1 Andra källor till samma ämne .....	28
5.1.2 Rådande bakgrund .....	29
5.1.3 Blandningseffekter .....	29
5.2 Vilken annan typ av stresspåverkan förekommer? .....	30

6	Planerat nyttjande av området .....	31
6.1	Utgör föroreningarna hinder för användningen av området? .....	31
6.2	Utgör föroreningarna ett hinder för att nyttja naturresurser? .....	32
6.2.1	Dricksvattenframställning .....	32
6.2.2	Fiske .....	32
7	Miljökvalitetsnormer.....	33
7.1	Bidrar sedimenten till att bedömningsgrunder överskrids?.....	33
7.2	Uppnås kvalitetskraven i tid?.....	34
7.3	Har vattenmyndigheten beslutat om undantag? Sprids ackumulerande prioriterade ämnen? .....	34
8	Ämnen med särskilt farliga miljöegenskaper.....	36
8.1	Förekommer ämnen med särskilt farliga miljöegenskaper? .....	36
8.2	Sprids ämnen som redan är generellt problematiska? .....	37
9	Framtidsscenarioer .....	38
9.1	Vilka miljörisker innebär föroreningarna idag och i framtiden? ....	38
9.2	Vilken framtida områdesanvändning kan förutspås? .....	39
9.3	Vad händer när klimatet ändras eller land höjs?.....	41
	Referenser.....	42

## Sammanfattning

I denna rapport presenteras grunder för riskbedömning av förorenade sedimentområden, som är så förorenade att de behöver utredas, undersökas och eventuellt också åtgärdas. Det är den sammanlagda påverkan, både i närmiljön och nedströms, som behöver beaktas vid riskbedömningen. Grunderna kan användas som en checklista över aspekter som behöver undersökas och belysas i både förenklade och fördjupade riskbedömningar av förorenade sedimentområden.

Grunderna för riskbedömning av förorenade sediment utgår från att det i de flesta fall är nödvändigt att utreda om

- föroreningarna sprids eller kan komma att spridas från sedimenten till andra områden (recipienter) eller matriser (vatten eller biota) eller genom näringsväven
- det akvatiska ekosystemet är påverkat eller kan komma att påverkas av föroreningarna och om dess möjlighet till återhämtning är påverkad
- föroreningarna påverkar eller kan komma att påverka predatorer via näringsväven
- boskap och vilda djur påverkas eller kan komma att påverkas negativt av föroreningarna
- människors hälsa, direkt eller indirekt, påverkas eller kan komma att påverkas negativt av föroreningarna
- föroreningarna äventyrar beslutade miljö kvalitetsnormer.

Ovanstående bedömningar behöver göras i både ett kort och ett långt tidsperspektiv samt med hänsyn till både andra påverkansfaktorer och storskaliga förändringsprocesser såsom klimatförändringen. Det är också viktigt att undersöka om ämnen med särskilt farliga miljöegenskaper förekommer och kan spridas från sedimenten.

Utöver dessa risker behöver normalt också utredas om

- föroreningarna utgör eller kan komma att utgöra ett hinder för att bedriva fiske (yrkes- och fritidsfiske) och att saluföra fisken
- föroreningarna utgör eller kan komma att utgöra ett hinder för att producera dricksvatten
- föroreningarna utgör eller kan komma att utgöra ett hinder för bad och friluftsliv.

Beroende på hur området används eller kan komma att användas inom överskådlig tid behöver i flera fall även utredas om

- föroreningarna utgör eller kan komma att utgöra ett hinder för sjöfart och båtliv till exempel på grund av spridningsrisker vid underhåll av vattendjup
- föroreningarna utgör eller kan komma att utgöra ett hinder för framtida anläggningsarbeten till exempel i form av spridningsrisker vid muddring.

I det enskilda fallet kan ytterligare aspekter behöva beaktas.

## Summary

Summary text



# 1 Inledning

## 1.1 Bakgrund

Föroreningar, såsom organiska miljögifter och tungmetaller, kan på olika sätt spridas till sjöar, hav och vattendrag. Många föroreningar binder till partiklar som sedimenterar (sjunker till botten) och på så vis uppkommer förorenade sedimentområden i våra vattenmiljöer. Det kan även ha släppts ut orenat processvatten direkt till vattenmiljön eller förekommit dumpning av avfall. Sedimentföroreningar kan påverka ekosystem, biologisk mångfald och ekosystemtjänster negativt. Föroreningarna kan utgöra en risk för sediment- och vattenlevande organismer och störa viktiga processer. Föroreningarna kan också spridas från det förorenade området till andra områden (recipienter) eller matriser (vatten och biota) eller utgöra hinder för människors möjlighet att nyttja vattenmiljön på önskvärd sätt. Föroreningar som tas upp i den akvatiska näringsväven kan direkt eller indirekt påverka ekosystemen samt oss människor.

Om ett område är förorenat i sådan grad att det innebär oacceptabla risker för hälsa eller miljö eller hindrar nyttjandet av naturresurser behöver ansvariga vidta åtgärder. Riskminskande åtgärder kan också behöva vidtas i samband med exploatering av ett förorenat område. Åtgärder vid förorenade områden kan behövas både för att minska akuta risker och för att långsiktigt minska risken för skada eller olägenhet för människors hälsa eller miljön. Att bedöma riskerna för hälsa och miljö, idag och på sikt, är därför en central del av utredningen av ett förorenat område, se **figur 1**.

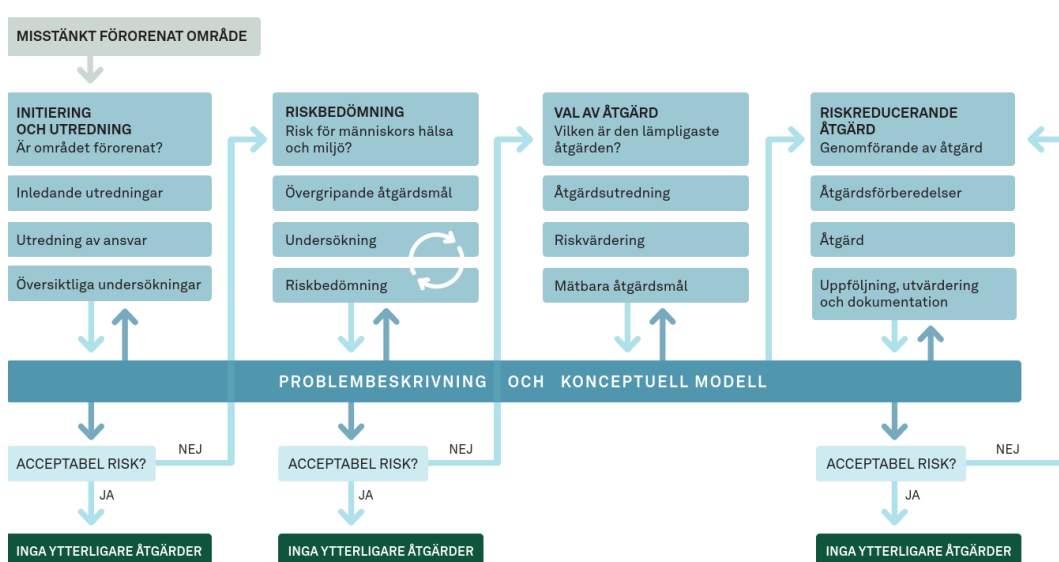


Fig 1. Riskbedömning är en central del i de utredningar som görs inom ramen för avhjälpandeprocessen. Den är tätt sammankopplad med framtagande av problembeskrivning och konceptuell modell samt formulering av övergripande åtgärds mål. Om det inte finns tillräckligt med underlag för att kunna dra några slutsatser angående om risken är acceptabel eller inte, behövs fortsatt utredning. Visar däremot det befintliga underlaget att risken är acceptabel görs ingen ytterligare utredning.



Som stöd vid utredningar av förorenade områden har Naturvårdsverket på sin webb etablerat ett antal utgångspunkter för avhjälpan av förorenade områden. Dessa utgångspunkter genomsyrar utredningsmetodikerna för förorenade områden och utgör grunden för framtagandet av 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.

Utgångspunkterna ovan är tänkta att kunna användas oavsett vilken matris som är förorenad. Flera av utgångspunkterna är dock problematiska att direkt tillämpa på förorenade sediment. Det är för sediment sällan aktuellt att ta höjd för någon "sedimentanvändning" motsvarande det som ovan avses med "markanvändning", möjligen vattenanvändning. Skyddet av yt- och grundvatten behöver vidare tolkas utifrån perspektivet att det vid förorenade sediment redan är ett faktum att vattenmiljön har påverkats. Möjligheten till återhämtning blir då viktig att bedöma. Därutöver behöver utredaren av ett förorenat sedimentområde beakta om föroreningarna innebär negativ inverkan på vattenmiljöns ekosystemtjänster och om föroreningarna kan utgöra hinder för önskat nyttjande av området, exempelvis som farled.

Generella riktvärden, där även spridningsaspekter och indirekta miljö- och hälsorisker är medräknade, har inte etablerats för förorenade sediment. Spridningsförutsättningarna är annorlunda under vatten och föroreningssituationen i vattenmiljöer är ofta mer komplex och svårare att avgränsa än på land. Människor exponeras sällan direkt för

sedimentföroreningar i någon större utsträckning. Samtidigt kan sedimentföroreningarna innebära betydande indirekt exponering via exempelvis upptag av föroreningar i matfisk. Det förekommer också ofta fler föroreningskällor till en och samma vattenrecipient. Det är vid förorenade vattenmiljöer därför extra viktigt att ta höjd även för annan påverkan. Sedimentföroreningar kan överlagras naturligt på ett annat sätt än vad som är fallet vid förorenad mark. Samtidigt kan det på sikt ändå uppstå situationer som innebär att föroreningarna sprids igen. Några av dessa situationer kan uppstå på naturlig väg, eventuellt kopplat till storskaliga processer såsom klimatförändringar. Andra uppstår till följd av mänskliga aktiviteter. Slutligen omfattas vattenmiljön av delvis andra regelverk och miljö- och hållbarhetsmål än markmiljön, vilket behöver avspeglas i bedömningen.

Sammanfattningsvis kan konstateras att utredningar och riskbedömning av förorenade sedimentområden kräver delvis andra angreppssätt än förorenad mark, se även exempelvis Sternbeck et al (2008). I de följande kapitlen i denna rapport presenteras grunder för riskbedömning av förorenade sedimentområden, som är så förorenade att de behöver utredas, undersökas och eventuellt också åtgärdas. Grunderna utgår från de spridningsvägar och skyddsobjekt (det som behöver skyddas), som ofta aktualiseras vid förorenade sediment, miljörättsliga bestämmelser och miljö- och hållbarhetsmål av relevans för vattenmiljöer (se även [RUF 3A:1](#)) samt Naturvårdsverkets utgångspunkter för avhjälpan av förorenade områden.

## 1.2 Förenklad vs fördjupad riskbedömning av förorenade sediment

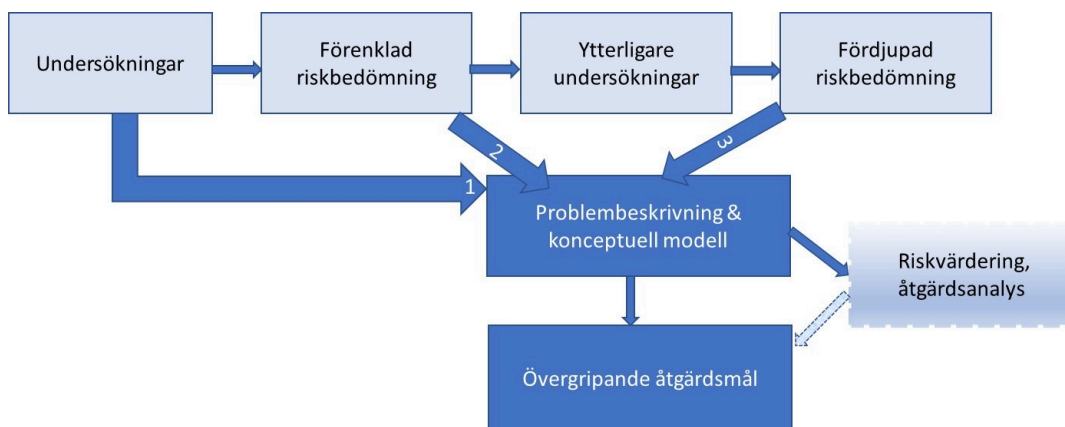
I Naturvårdsverkets vägledning om riskbedömning av förorenade områden presenteras en stegvis riskbedömningsprocess (se till exempel fig 3.1. i Naturvårdsverket, 2009b). I det första steget (förenklad riskbedömning) används enkla metoder för att utredningsinsatserna ska hållas på en miniminivå. Vid osäkerheter görs därför konservativa (försiktiga) antaganden, för att säkerställa att inga risker, idag eller på sikt, förbises. Eftersom en förenklad riskbedömning bör utgå från försiktiga antaganden behöver även mindre troliga, men ändå fullt möjliga, framtidsscenarier ingå i utredningen. Detta för att exempelvis avgöra vilka spridningsvägar som är av betydelse och därmed vilka skyddsobjekt som kan komma att exponeras.

I praktiken avses med en förenklad riskbedömning av mark i de flesta fall att representativa halter jämförs med generella riktvärden. Samma riskbedömningsprocess, det vill säga att först göra en förenklad bedömning och sedan, om och när det behövs, en fördjupad bedömning, kan tillämpas på sediment. En viktig skillnad är dock att för sediment finns det inga generella riktvärden. Det finns visserligen ett flertal bedömningsgrunder av relevans, men de bedömningsgrunder som är uttryckta som en sedimentkoncentration avser i normalfallet endast vilka koncentrationer som kan utgöra en fara för sedimentlevande organismer (och då avses oftast endast vertebrater). De är dessutom avsedda att tillämpas på ytliga sediment. Risker för andra skyddsobjekt som också kan exponeras, inklusive hälsorisker, kan således inte bedömas endast genom en jämförelse mellan uppmätta halter i ytsediment med dessa bedömningsgrunder. Inte heller spridningsrisker och belastning på omgivningen, idag och i framtiden, beaktas genom sådana jämförelser.

De punkter som presenteras i kapitel 2-9 i denna rapport kan fungera som checklistor avseende aspekter som behöver belysas vid undersökning och riskbedömning av förorenade sedimentområden. Grunderna är desamma oavsett om det är en förenklad eller fördjupad riskbedömning. Det är således inte acceptabelt att vare sig i en förenklad eller fördjupad riskbedömning hoppa över någon aspekt eller ett skyddsobjekt som kan tänkas vara eller bli relevant.

Baserat på innehållet i den platspecifika problembeskrivningen (se även RUF3 3A:3) och de grunder för riskbedömning som redovisas i denna rapport kan en första övergripande bedömning av riskerna med de förorenade sedimenten göras. En förenklad riskbedömning baserad på ett begränsat underlag kan för sediment i stora delar behöva vara kvalitativ, alltså beskrivande i ord. Det kanske till exempel endast är möjligt att beskriva vilka spridningsvägar som kan förekomma och att uppskatta mängden som sprids som "stor" eller "liten". En förenklad riskbedömning kan ändå, precis som för förorenad mark, vara fullt tillräcklig om det går att dra tillräckligt tillförlitliga slutsatser utifrån underlaget angående huruvida riskvärdering och åtgärdsanalys behövs.

För sediment är det emellertid ofta nödvändigt att gå vidare med fördjupade utredningar för att på ett tillförlitligt sätt kunna uttala sig om riskerna och bedöma behovet av riskreduktion. Det gäller särskilt då det är oklart om föroreningarna är biotillgängliga, i komplexa föroreningssituationer eller då det finns risk för att föroreningar kan föras vidare till näringsväven. Även då det behövs en fördjupad riskbedömning för att kunna dra tillförlitliga slutsatser är det dock ofta lämpligt att börja med en förenklad bedömning för att sedan lättare kunna rikta in de fortsatta utredningarna åt rätt håll, se figur 2. Det är de aspekter som inte går att bedöma på ett tillräckligt tillförlitligt sätt utifrån befintligt underlag som kommer att behöva utredas vidare. Det kan därför vara endast vissa frågeställningar som går vidare till en mer förfinad eller fördjupad analys.



**Fig 2.** Baserat på kunskap om området och resultaten från inledande undersökningar (såsom kemisk analys av sedimenten) tas en första problembeskrivning fram (1), övergripande åtgärds mål formuleras och en förenklad riskbedömning kan göras. Baserat på slutsatserna i den förenklade riskbedömningen uppdateras problembeskrivningen (2) och de övergripande åtgärds målen kan behöva revideras. De risker som inte kan bedömas på ett tillräckligt säkert sätt utreds vidare i en fördjupad riskbedömning och då kan ytterligare undersökningar behövas. Problembeskrivningen uppdateras återigen (3) i takt med att ytterligare information tillkommer och slutsatser kan dras. Även de övergripande åtgärds målen kan behöva ses över, både efter den fördjupade riskbedömningen och efter riskvärdering och åtgärdsanalys. Den här rapporten fokuserar på vilka aspekter som behöver bedömas (och därmed undersökas) inom ramen för både förenklade och fördjupade riskbedömningar.

### 1.3 Syfte med rapporten

Syftet med den här underlagsrapporten är att presentera grunder för undersökning och riskbedömning av förorenade sedimentområden. Grunderna kan användas som en checklista för vilka aspekter som behöver ingå i undersökningar av och belysas i både förenklade och fördjupade riskbedömningar av förorenade sedimentområden. Grunderna kan ses som preciseringar av Naturvårdsverkets utgångspunkter för avhjälpan av förorenade områden, tillämpat på just förorenade sediment men också avgränsade till riskbedömningsfasen.

Underlaget kommer i sin tur att läggas till grund för en webbaserad vägledning om riskbedömning av förorenade sediment.

### 1.4 Målgrupper och läsanvisning

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

En målsättning med rapporten är att den ska underlätta både för den som utreder riskerna (sakägare) och för myndigheter som granskar riskbedömningen (handläggare). Vägledningen kan användas för både bidrags- och tillsynsobjekt och oavsett när föroeningen uppstod. Den kan även komma till användning i exploateringsprojekt där sanering utförs, då det även i dessa sammanhang är motiverat att bedöma miljö- och hälsorisker.

Grunder för riskbedömning av förorenade sediment utgår från de spridnings- och exponeringsvägar samt skyddsobjekt som ofta aktualiseras i vattenmiljön men baseras även på de miljörättsliga bestämmelser och miljö- och hållbarhetsmål som är av relevans för vattenmiljön, se [RUF 3A:1](#). Grunderna presenteras i de följande åtta kapitlen av denna rapport (kapitel 2-9). De första tre kapitlen (kapitel 2-4) fokuserar på viktiga aspekter att tänka på vid utredning och bedömning av risk för spridning, effekter på miljön respektive effekter på människors hälsa, se även [figur 3](#). Dessa frågeställningar är, precis som för förorenade markområden, de mest centrala frågorna i en miljö- och hälsoriskbedömning. De två nästföljande kapitlen beskriver vikten av att även beakta annan påverkan (kapitel 5) och tänkbar områdesanvändning (kapitel 6); aspekter som kan inverka på både spridning, exponering och effekter. Därefter följer två kapitlen med kopplingar till några av de miljörättsliga bestämmelser som aktualiseras för vattenmiljön och som därför också aktualiseras vid riskbedömningar av förorenade sedimentområden. Kapitel 7 är tänkt att ge stöd vid bedömning av om det förorenade området bidrar till att miljökvalitetsnormer för vattenmiljön äventyras. Kapitel 8 lyfter vikten av att uppmärksamma förekomst och spridning av ämnen med särskilt farliga miljöegenskaper,



## 1.5 Terminologi

Med *föroreningar* avses här huvudsakligen giftiga ämnen och som via mänskliga aktiviteter har spridits till och koncentrerats i miljön. De kan därmed direkt eller indirekt orsaka negativa effekter på ekosystem, biologisk mångfald och ekosystemtjänster. De kan även påverka människors hälsa, direkt eller indirekt.

Med *förorenat sedimentområde* menas ett relativt väl avgränsat område där en eller flera föroreningar förekommer i halter över rådande bakgrundshalter hos sedimenten.

Med *rådande bakgrund* avses här summan av naturlig (alternativt förindustriell) bakgrundshalt och det tillskott som kommer från långväga diffus spridning av föroreningar.

Med *sediment* menas här partiklar som i ytvattenmiljöer sjunker ner genom vattnet och samlas på exempelvis havs- och sjöbottnar. Sedimenten kan bestå av fasta partiklar som kommer från vittrad och eroderad berggrund. Även rester från döda växter och djur kan avlagras som sediment på botten.

Med *biologisk mångfald* avses artrikedom och artsammansättning som ger en förutsättning för upprätthållandet av ekologiska system, vilket också är en förutsättning för fortsatt leverans av ekosystemtjänster.

*Ekosystemtjänster* kan definieras som ekosystemens direkta och indirekta bidrag till människors välbefinnande. Ekosystemtjänsterna delas ofta in i fyra kategorier: stödjande, reglerande, försörjande/producerande och kulturella.

De flesta termer som i övrigt används i denna rapport förklaras antingen första gången de används eller framgår av kunskapsplattformen [www.renasediment.se](http://www.renasediment.se).

## 1.6 Avgränsningar

De grunder för riskbedömning av förorenade sedimentområden som beskrivs i den här rapporten omfattar endast riskbedömningssteget. De utgår från det tillstånd i miljön som generellt bör uppnås eller den användning som normalt är önskvärd. Till vilken nivå som föroreningarna slutligen avhjälpas avgörs längre fram i avhjälpandeprocessen.

Fokus för rapporten ligger på riskbedömning av sediment *in situ* (på plats), inte exempelvis risker med dumpning eller deponering av förorenade sediment som har muddrats (och därefter flyttas till annan plats). Inte heller risker kopplat till genomförandet av olika typer av åtgärder, exempelvis i samband med muddring eller olika typer av *in situ*-behandlingsåtgärder såsom täckning eller stabilisering, beskrivs i denna rapport. Avseende risker med muddring och olika muddringstekniker, se istället Havs- och vattenmyndigheten (2015, 2018a), Naturvårdsverket (2009d), Karlsson et al (2020) och Miljösamverkan Sverige (2006). För mer information om tekniker och risker med övertäckning av förorenade sediment, se bland annat Jersak et al (2016). Ytterligare information finns på [www.renasediment.se](http://www.renasediment.se).





## 2 Spridning och belastning

Både spridningsvägar och belastning (den mängd förorening som sprids eller kan komma att spridas över tid), är centrala frågor vid riskbedömning av förorenade områden och så även för förorenade sediment. För förorenade sedimentområden är det viktigt att bedöma om föroreningarna kan spridas från sediment till andra områden, till andra matriser (vatten och biota), vidare i näringsväven eller till oss människor, och i så fall hur stora mängder det handlar om.

### Spridning och belastning

- Utred och undersök om sedimenten utgör en sänka eller en källa till föroreningar. Det vill säga om föroreningar sprids, eller kan komma att spridas, från sedimenten till andra matriser, till näringsväven eller till andra områden.
- Uppskatta om belastningen (de mängder som sprids över tid) kan innebära att koncentrationerna i vattnet eller i sediment vid ackumulationsbottnar nedströms höjs. Utred också om de mängder som sprids eller kan komma att spridas till näringsväven från det förorenade sedimentområdet kan leda till förhöjda bakgrundshalter i bytesdjur för fåglar och däggdjur.

### 2.1 Utgör sedimenten en källa till föroreningar?

Sedimentföroreningar kan spridas i löst form eller i gasform, partikelbundet eller efter upptag i organismer. Föroreningar som tas upp i sedimentlevande organismer kan exempelvis föras vidare i den akvatiska näringsväven till landlevande djur, såsom fiskätande fåglar och däggdjur, se [figur 4](#). Vi människor kan exponeras för föroreningarna vid konsumtion av fisk och skaldjur men även via förorenat vatten. Bottenlevande organismers rörelser i sediment (bioturbation) innebär att sedimenten störs fysiskt och är en viktig spridningsväg för föroreningar från sediment till överliggande vattenmassa. Föroreningar kan dock också långsamt diffundera upp till bottenvattnet även vid ostörda sediment. Sedimentföroreningar som temporärt har ansamlats på en plats kan även spridas till andra platser i samband med erosion eller fysisk störning och följa med strömmar. En central fråga i riskbedömningen av ett förorenat sedimentområde är om sedimenten utgör en sänka eller källa till föroreningar, vilka spridningsvägar som kan aktualiseras och därmed vilka skyddsobjekt som kan exponeras och vilka ytterligare områden (recipienter) som kan bli förorenade. Spridningsvägarna ska framgå av den platsspecifika problembeskrivningen och i [RUFS 3A:3](#) ges fördjupande beskrivningar av olika spridningsvägar för föroreningar från sediment.

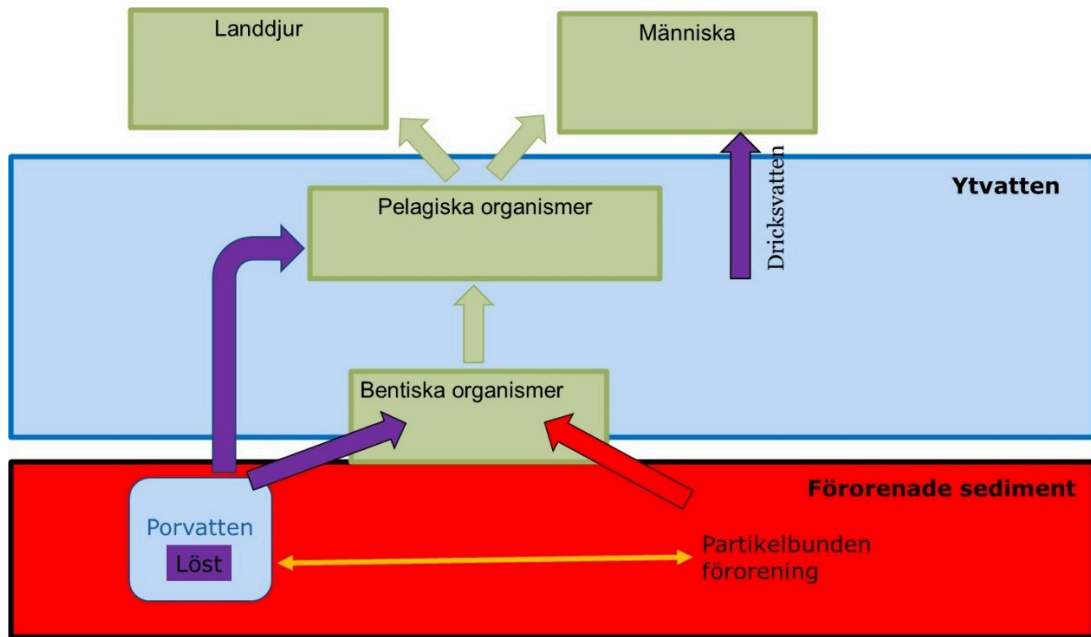


Fig. 4. Schematisk illustration av spridningens betydelse för vilka skyddsobjekt som exponeras, direkt eller indirekt. Illustration: Mats Fröberg.

Sedimentföroreningarna kan dock även i vissa områden, vid så kallade ackumulationsbottnar, långsamt överlagras med renare sediment. Föroreningarna täcks då över och blir alltmer otillgängliga för spridning eller upptag i organismer. En sådan ackumulationsbotten blir med tiden alltså en föroreningssänka och leder till minskande risker. Hur lång tid det tar innan sedimentföroreningarna på naturlig väg har täckts över så pass mycket att de inte är tillgängliga för bottenlevande organismer beror på de platsspecifika förhållandena och behöver också framgå av problembeskrivningen, se vidare i [RUF3 3A:3](#).

De idag rådande spridningsförutsättningarna kan ändras. Fysiska störningar till följd av både mänskliga aktiviteter och naturliga förlopp samt storskaliga förändringar såsom klimatförändringen kan leda till att djupare liggande föroreningsskikt störs och föroreningar återigen sprids. Även framtida spridningsförutsättningar behöver ingå i problembeskrivningen och beaktas vid riskbedömningen (se även kapitel 6 och 9).

Som underlag vid både förenklad och fördjupad riskbedömning används en platsspecifik problembeskrivning med en konceptuell modell, där samtliga tänkbara spridningsvägar identifierats (se [RUF3 3A:3](#)).

## 2.2 Hur stor är belastningen?

Utöver att olika tänkbara spridningsvägar behöver identifieras, behöver även belastning (mängden som sprids över tid) på andra områden (sekundära recipienter) och på andra matriser (vatten och biota) uppskattas och bedömas.

Mängder som sprids från sedimenten (till bottenvatten, andra lokaler respektive näringsväven) uppskattas utifrån mängd förorening som är tillgänglig för spridning samt antaganden om fördelning mellan olika spridningsvägar (se RUF 3A:4).

I Fröberg et al (2021) ges förslag på hur belastningen från ett förorenat område kan bedömas. Samma angreppssätt kan användas även för att bedöma belastningen från förorenade sedimentområden. En samlad bedömning görs då utifrån flera olika aspekter såsom risk för effekter (på vatten- eller sedimentlevande organismer eller via näringsväven, se kapitel 3) och vilka ämnen det är som sprids (se kapitel 8). Dessutom kan beräkning av ett akvatiskt fotavtryck göras och ge en uppfattning om mängden generellt kan betraktas som stor eller liten. Belastningen på andra områden (recipienter) och näringsväven bör också bedömas utifrån risk för förhöjd bakgrundshalt (på ackumulationsbottnar nedströms respektive i bytesdjur). Föroreningar som sprids från ett förorenat sedimentområde och leder till att halterna någon annanstans (gradvis eller plötsligt) höjs ökar gradvis risker nedströms eller till havs. Spridda föroreningar är dessutom än mer problematiska att åtgärda, än föroreningar samlade vid källan. Vid förorenade sediment behöver riskbedömningen därför omfatta en bedömning av om de mängder som sprids över tid kan innebära att koncentrationerna vid ackumulationsbottnar nedströms eller i vattenfas höjs. Det behöver särskilt framgå om spridningsrisken är överhängande och åtgärdsbehovet därför akut, exempelvis då en fiberbank riskerar att kollapsa och plötsligt kan sprida stora mängder föroreningar över en stor yta vilket i sig leder till en förhöjd bakgrundsbelastning (se även kapitel 9).

Vidare är det svårt att förutspå och bedöma de faktiska riskerna kopplat till upptag av stabila ämnen i en näringsväv eftersom många rovdjur hämtar sin föda från ett stort geografiskt område. De mängder som förs vidare från det förorenade sedimentområdet kan emellertid lättare bedömas utifrån frågeställningen om det innebär att bakgrundshalterna i näringsvävens bas respektive bytesdjur höjs. En viktig fråga är därför om de föroreningsmängder som sprids till näringsväven från det förorenade sedimentområdet är högre än de föroreningsmängder som sprids från jämförbara bakgrundsområden. Om sedimentföroreningarna sannolikt bidrar till förhöjda halter av biomagnifierbara ämnen i exempelvis rovfåglars bytesdjur såsom rovfisk är det tillräcklig anledning till oro. Även något förhöjda halter av biomagnifierbara ämnen i bottenlevande organismer i jämförelse med bakgrunden (referenslokaler) är angeläget att motverka eftersom föroreningshalterna ökar för varje steg i näringsväven.

RUF 3A:3 går in närmare på spridningsvägar från sediment och hur spridningsrelaterade övergripande åtgärdsåtgärder kan formuleras, RUF 3A:4 beskriver hur exponering och belastning kan undersökas.

### 3 Effekter på organismer som lever i eller exponeras via den påverkade recipienten

Riskbedömningen behöver alltid omfatta en bedömning av om sedimentföroreningarna innebär att det akvatiska ekosystemet eller organismer som påverkas indirekt störs. Ofta avses i detta sammanhang ett skydd av populationer och samhällen snarare än enskilda individer. Särskild hänsyn kan dock behöva tas till om sedimentföroreningar riskerar att påverka fridlysta arter eller skyddad natur. Det vill säga om sediment- eller vattenlevande organismer, fiskätande fåglar och däggdjur eller exempelvis boskap som vadar i området har tagit skada eller kan skadas på sikt. Även påverkan på ekosystemets förmåga att leverera ekosystemtjänster behöver utredas. Om ekosystemet är skadat behöver riskbedömningen utreda förutsättningar (ur föroreningssynpunkt) för återhämtning och återetablering av eventuellt tidigare förekommande arter.

#### Effekter på organismer som lever i eller exponeras via den påverkade recipienten

- Utred om föroreningarna ger, eller riskerar att ge, negativa effekter på det akvatiska ekosystemet och dess motståndskraft. Bedöm risker för både vatten- och sedimentlevande organismer (populationer och samhällen), påverkan på produktion av biomassa och på biodiversiteten.
- Uppskatta risken för att föroreningarna påverkar, eller kan komma att påverka, ekosystemtjänster.
- Om det förekommer sedimentföroreningar som kan lagras in i biologiska vävnader, utred risken för sekundärförgiftning av fiskätande fåglar och däggdjur som använder området som födosökslokal.
- 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.

#### 3.1 Påverkas vatten- och sedimentlevande organismer eller ekosystemets motståndskraft?

Sedimentlevande organismer påverkas direkt av föroreningarna, genom upptag av lösta föroreningar i porvattnet eller i det överliggande vattnet, via gälar men ofta även genom oralt upptag av partiklar i vattnet (suspenderat material) respektive sedimenten (deponerat material). 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. Vattenlevande organismer kan också exponeras indirekt via näringsväven, exempelvis predatorfisk som

äter småfisk som i sin tur har ätit bottenlevande evertebrater. Sedimentföroreningar kan därför ge upphov till störningar på både sediment- och vattenlevande populationer, direkt och indirekt.

Vad som här menas med störning kan behöva definieras. Riskbedömningen behöver i det här sammanhanget fokusera på påverkan på populationer och samhällen och enbart i undantagsfall skyddet av enskilda individer (se dock avsnitt 3.5.). Att det förekommer negativa effekter på cellulär eller subcellulär nivå hos enskilda individer innebär inte nödvändigtvis att det kommer att uppstå negativa effekter på individernas hälsa. Att enskilda individers hälsa påverkas innebär inte heller att det automatiskt får genomslag på populations- eller samhällsnivå. Det här behöver man beakta när kemisk-analytiska data och resultat från toxicitetstester utvärderas. Hur risk för effekter på vatten- och sedimentlevande organismer (populationer och samhällen) kan bedömas utvecklas vidare i [RUF 3A:5](#).

En nyckelfråga i riskbedömningen är om den biologiska mångfalden har påverkats. En utarmad biodiversitet innebär generellt att ekosystemens motståndskraft (även kallat resiliens) mot framtida förändringar minskar. Bottensamhället kan dock påverkas av en mängd faktorer, inte bara giftiga ämnen, utan även till exempel näringsämnen (indirekt syrebrist) eller fysisk störning av bottensubstratet. Miljögifternas bidrag till effekterna behöver därför också utredas.

[RUF 3A:3](#) ger förslag på hur övergripande åtgärds mål kopplat till effekter på ekosystemet kan formuleras. [RUF 3A:5](#) går in närmare på metoder för att utreda om det förekommer effekter på det akvatiska ekosystemet och hur olika typer av bevislinjer och resultat kan vägas samman för att kunna dra slutsatser om storleksordningen hos identifierade risker.

### 3.2 Påverkas ekosystemtjänster?

Det akvatiska ekosystemet levererar många ekosystemtjänster. Sediment fungerar som substrat och livsmiljö för många olika typer av organismer, som i sin tur fyller viktiga funktioner i ekosystemet och de kan vara direkt eller indirekt involverade i leveransen av ekosystemtjänster. Sediment och därtill hörande vegetation kan fungera både som skydd mot och gömställe för predatorer. Vissa organismer äter sedimentpartiklar och kan tillgodogöra sig näring på detta vis, dessa organismer blir sedan kanske föda åt fisk.

Vattenmiljön och dess ekosystem behöver därför skyddas från föroreningseffekter inte bara för sin egen skull utan även för att vattenmiljön på olika sätt levererar ett stort antal tjänster som människan är beroende av, direkt eller indirekt.

Om det akvatiska ekosystemets funktion (exempelvis nedbrytande eller renande förmåga) störs kan det i sin tur inverka negativt på flera ekosystemtjänster (såsom syresättning, produktion av biomassa, fastläggning och cirkulation av grund- och näringsämnen inklusive kolinlagring). Sedimentföroreningar kan exempelvis inverka negativt på människans möjligheter att nyttja viktiga naturresurser såsom fisk eller dricksvatten, se [kapitel 6](#).

Sedimentföroreningar kan dock även påverka andra ekosystemtjänster negativt och på annat sätt, exempelvis spridning av föroreningar till vatten som används som råvatten (dricksvattenproduktion) eller upptag av föroreningar i matfisk. För samtliga fem vattendistrikt i Sverige har statusen för de olika ekosystemtjänsterna som sjöar och vattendrag levererar bedömts som måttlig eller sämre (Havs- och vattenmyndigheten, 2017). Även om det dåliga tillståndet idag inte nödvändigtvis främst beror på giftiga ämnen, och kanske i än mindre grad på förorenade sediment, är det viktigt att minska inverkan från alla de påverkansfaktorer som bidrar, även sedimentföroreningar. De akvatiska ekosystemen behöver skyddas från (ytterligare) störning kopplat till förorenade sediment och i RUFSS 3A:3 utvecklas hur övergripande åtgärds mål kopplat till detta kan formuleras. Av riskbedömningen behöver det därför framgå vilka ekosystemtjänster som eventuellt uteblir (helt eller delvis) på grund av sedimentföroreningarna. Hur detta i praktiken undersöks beror i hög grad på vilken typ av tjänst som är aktuell och detta utvecklas vidare i RUFSS 3A:5.

### 3.3 Föreligger risk för sekundärförgiftning av predatorer?

Fiskätande fåglar och däggdjur 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 avsnitt 3.1.). Dels av sekundärförgiftningseffekter om bytesdjuren har ackumulerat höga halter svårnedbrytbara föroreningar. Effekterna kan då bli storskaliga och återhämtning tar normalt mycket lång tid även efter det att tillförseln av föroreningar till näringskedjan har minskat eller upphört. Storskaliga populationsnedgångar observerade i miljön har till exempel kunnat kopplas till sekundärförgiftning av DDT (havsörn) och 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 kan inte uteslutas. Det går inte heller att utesluta att till exempel uttern påverkas av miljögifter såsom PCB, PFAS och PBDE, utöver andra hot såsom förstörelse av utterns livsmiljöer.

Topppredatorer är ofta nyckelarter och om dessa påverkas negativt kan det få följd effekter för hela ekosystemet<sup>1</sup>. I de fall då ett förorenat sedimentområde är förorenat med svårnedbrytbara ämnen som kan lagras in i vävnader behöver riskbedömningen således även bedöma risk för att sedimentföroreningarna tas upp och lagras in i näringsväven i allt högre halter (se kapitel 2) samt om det föreligger någon risk för sekundärförgiftning av predatorer som hämtar sin föda från området. I det senare fallet kan exempelvis särskilda jämförvärden som har utvecklats för att skydda mot sekundärförgiftning, näringsvävsmodeller samt bioupptagsstudier vara användbara (se vidare i RUFSS 3A:4 och 3A:5). RUFSS 3A:3 ger förslag på hur övergripande åtgärds mål kopplat till upptag i näringsväven och risk för sekundärförgiftning kan formuleras.

<sup>1</sup> 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. Exempel på nyckelarter är flera fiskätande fåglar och däggdjur såsom pilgrimsfalk, bäver och säl men även rovfisk såsom gädda och torsk.

### 3.4 Kan boskap och vilda djur påverkas?

Ibland kan djur som är beroende av tillgång till vattenmiljön påverkas negativt av sedimentföroreningar, direkt eller indirekt. 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. **RUFS 3A:3** ger förslag på hur övergripande åtgärds mål kan formuleras och **RUFS 3A:5** hur riskerna kan undersökas.

### 3.5 Kan skyddade naturområden eller fridlysta arter påverkas?

Vissa vattenmiljöer har, precis som på land, ett särskilt områdesskydd<sup>2</sup>, till exempel i form av naturreservat, naturskyddsområde eller Natura 2000-område. Om de förorenade sedimenten förekommer inom eller riskerar att påverka skyddad natur, direkt eller indirekt är det viktigt att utreda om föroreningarna äventyrar syftet med skyddet, exempelvis att bevara artrikedomen. Undersökningar av föroreningarnas inverkan på den biologiska mångfalden blir då extra angelägna, se även **RUFS 3A:5**.

Av Naturvårdsverkets andra utgångspunkt framgår att yt- och grundvatten bör skyddas så att inga risker för skador på ekosystemen uppstår och särskilt skyddsvärda arter värnas. Om det förekommer eller kan antas ha förekommit fridlysta arter behöver riskbedömningen ta höjd för att förhållandena ska vara sådana att den enskilda populationen av arten inte ska påverkas negativt. För vissa arter gäller dessutom fridlysningen på individnivå (se **RUFS 3A:1**). Det innebär en högre skyddsnivå, eftersom känsligheten hos individer av en enskild population i hög grad kan variera och det behöver beaktas både vid riskbedömning och formulering av övergripande åtgärds mål, se vidare i **RUFS 3A:3** och **3A:5**.

### 3.6 Hur är förutsättningarna för återhämtning?

Vid förorenade sediment har det akvatiska ekosystemet oftast redan störts, om än i olika omfattning. Om föroreningarna i sedimenten exempelvis har lett till att den biologiska mångfalden hos bottenfaunan har reducerats (känsliga arter eller populationer har försvunnit) eller funktionen har störts och därmed vissa ekosystemtjänster, är det viktigt att förhållandena ur förorenings synpunkt tillåter återhämtning på sikt, såsom återetablering av eventuellt tidigare förekommande arter och därmed funktioner. Det är särskilt angeläget att fridlysta arter och nyckelarter kan återetableras om det är sannolikt att de har försvunnit till följd av föroreningarna, se avsnitt 3.5.

Det kan samtidigt vara många olika faktorer som ligger bakom att en art har försvunnit. Hur det "oskadade" tillståndet såg ut och vilka arter som fanns tidigare liksom vilka faktorer som har bidragit till deras försvinnande är ibland okänt. I praktiken kan förutsättningar för återhämtning, ur ett föroreningsperspektiv, därför översättas till att de ytliga (biologiskt tillgängliga) sedimenten inte får vara giftiga. Det kan undersökas dels genom toxicitetstester och dels genom att de effektbaserade jämförvärden som används för att bedöma uppmätta halter även ska skydda de mest känsliga organismerna, även

---

<sup>2</sup> Läs mer om skyddad natur på <https://www.naturvardsverket.se/arnesomraden/skyddad-natur/> och sök fram skyddade områden i Naturvårdsverkets kartverktyg över skyddad natur via <https://skyddadnatur.naturvardsverket.se/>.



sådana som inte just nu förekommer i sedimenten. Förutsättningar för nedbrytning av föroreningarna och/eller (fortsatt) överlagring av de förorenade sedimenten med rena sediment behöver vara goda och framtida störningar av de förorenade sedimenten (vilket riskerar att sprida eller göra föroreningarna mer tillgängliga) ska inte heller förväntas, se vidare i RUFS 3A:3 och 3A:5.

## 4 Direkta och indirekta hälsorisker

Både direkta och indirekta risker för människor behöver bedömas. Direkt exponering för sedimentföroreningar kan exempelvis uppstå i samband med bad, indirekt exponering vid konsumtion av fisk och skaldjur som har lagrat in stabila föroreningar i ätliga vävnader, se **figur 5**. Vid bedömning av hälsorisker avses i detta sammanhang risk på individnivå, det vill säga det är risker för de människor som bor eller tillfälligt vistas i området som behöver bedömas.

### Direkta och indirekta hälsorisker

- Beakta både direkt och indirekt exponering av människor. Utred därför hälsorisker kopplat till direkt och indirekt exponering för sedimentföroreningarna i samband med bad, intag av fisk och skaldjur som fiskas i området samt användning av vattnet för dricksvatten- eller bevattningsändamål oavsett vad som är känt om hur området används idag.
- Ta höjd för att även känsliga grupper behöver skyddas och att exponeringen för olika befolkningsgrupper kan variera. Beakta att människor kan exponeras för samma föroreningar även från andra källor.



**Fig. 5.** Människor kan exponeras för sedimentföroreningar både direkt, exempelvis vid bad på grunda områden med lösa sediment, och indirekt, via exempelvis fisk och skaldjur. Illustration: Thereze Ladekrans.

### 4.1 Hur exponeras människor för sedimentföroreningar?

Människors direkta exponering för förorenade sediment är ofta låg, särskilt vid stora vattendjup, men kan förekomma vid exempelvis bad på grunt vatten med lösa sediment. Människor kan också exponeras då sediment grumlas upp till följd av vågverkan, sjöfart och annan båttrafik.

Sedimentföroreningar som sprids till vatten kan förorena råvatten för dricksvattenframställning 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 eller för bevattning av egen odling eller gräsmattor.

Människor kan även exponeras indirekt via födan (vildfångad fisk, skaldjur och annan mat från havet) om sedimentföroreningar som kan bioackumuleras är biotillgängliga för organismer som lever i eller har kontakt med sedimentet.

Allemansrätten innebär relativt långtgående rättigheter. För att inte förbise potentiella exponeringsvägar är det därför lämpligt att utgå ifrån att allmänheten kan komma att bada, fiska och dricka vattnet. Detta oavsett vad som är känt om hur området används idag eller om det idag påbjödes genom till exempel befintlig badplats eller fiskekort.

## 4.2 Vilka hälsorisker kan uppstå?

Varken direkta eller indirekta hälsorisker är medräknade i de bedömningsgrunder som har etablerats för sediment i HVMFS 2019:25. Att sedimenthalterna inte överskrider vattenförvaltningens bedömningsgrunder uttryckta för sediment utesluter alltså inte hälsorisker. Hälsoriskerna behöver bedömas separat utifrån vilka halter människor (boende och de som tillfälligt vistas i området) exponeras för, direkt eller indirekt samt tolerabelt intag (se [RUFS 3A:4-5](#)).

Några av de bedömningsgrunder för biota som har etablerats inom vattenförvaltningen styrs visserligen av skyddet av människors hälsa via konsumtion av fisk eller skaldjur (se [Havs- och vattenmyndigheten, 2016](#)). Bedömningsgrunderna för biota och som styrs av skydd av människors hälsa baseras dock på schablonuppskattningar. Det är för ett enskilt förorenat sedimentområde lämpligt att även ta hänsyn till lokala förhållanden. Lokalt kan det till exempel förekomma en ovanligt hög konsumtion av fisk fångad i området, exempelvis av fritidsfiskare och deras familjer, bosatta i närheten. Det är också angeläget att även känsliga grupper, såsom gravida, barn, ammande och kvinnor i fertil ålder skyddas.

När hälsorisker bedöms är det slutligen viktigt att tänka på att människor kan exponeras för samma förorening även från andra källor, t ex annan typ av livsmedel eller via varor och via andra exponeringsvägar (inandning, hudupptag), se även Naturvårdsverkets utgångspunkter och [kapitel 5](#).

## 5 Samverkande påverkansfaktorer

Föroreningsituationen i en vattenmiljö kan vara mycket komplex. Det förekommer ofta flera källor till samma ämne och det kan förekomma många ämnen samtidigt. Ett och samma område kan vara exponerat för flera typer av stressfaktorer, utöver föroreningar, såsom förstörelse av livsmiljöer eller stora fluktuationer i salinitet men även storskaliga förändringar som kan påverka på sikt. Det är angeläget att bedöma riskerna även då recipienten påverkas även av andra källor eller påverkansfaktorer. Den sammanlagda föroreningspåverkan och ytterligare stressfaktorer kan tillsammans innebära att motståndskraften mot sedimentföroreningarna är lägre än för en i övrigt ostörd miljö. Riskbedömningen av de förorenade sedimenten behöver ta höjd för detta och även beakta att ytterligare påverkansfaktorer kan tillkomma i framtiden.

### Samverkande påverkansfaktorer

- Beakta föroreningsbidrag från andra källor. Exempelvis utsläppskällor till samma förorening, men även andra förorenande ämnen.
- Beakta inverkan av annan stresspåverkan inklusive storskaliga förändringar såsom klimatförändringar och landhöjningen.

### 5.1 Finns andra källor till samma förorening och vilka andra föroreningar förekommer?

#### 5.1.1 Andra källor till samma ämne

För att kunna bedöma risker kopplade till föroreningsspridning från ett förorenat sedimentområde till andra områden, andra matriser eller i näringsväven, behövs även kännedom om vilken annan tillförsel som förekommer. Om samma ämne tillförs även från andra källor kommer föroreningshalterna i det påverkade området/vattnet/näringsväven att bli högre än vad som kan förutspås enbart med kännedom om vilka mängder som sprids från det förorenade sedimentområdet. Det ökar även risken för återkontaminering.

Vattenrecipenter påverkas ofta i högre grad än mark av flera olika källor. Det kan finnas ett stort antal källor uppströms. Därtill förekommer regional och storskalig föroreningsbelastning kopplat till långväga lufttransport. Några ämnen (främst metaller) kan dessutom förekomma i naturligt höga halter (se 5.1.2.).

För förorenade vattenmiljöer är det därför ofta extra viktigt att se till helheten och att även söka information om övriga källor till samma ämne. För vattenförekomster har betydande<sup>3</sup> (mänsklig) påverkan ofta redan identifierats och framgår av VISS, se vidare i [RUF3 3A:3](#).

<sup>3</sup> 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

### 5.1.2 Rådande bakgrund

Som betydande påverkan räknas inom vattenförvaltningen även atmosfärisk deposition. Nedfallet av exempelvis kvicksilver över Sverige är fortfarande så pass stort att det är tillräckligt för att uppmätta koncentrationer i fisk överstiger effektbaserade bedömningsgrunder (för biota) enbart till följd av detta bidrag.

Rådande bakgrund, vilket kan definieras som summan av naturlig (alternativt förindustriell) bakgrund och det tillskott som kommer från långväga diffus spridning av föroreningar, behöver kontrolleras innan det fattas beslut om riskbedömning av ett förorenat sedimentområde inom ramen för en avhjälpandeprocess. Om föroreningarna i sedimenten endast härrör från naturliga och/eller långväga atmosfärstransport betraktas sedimenten inte som ett förorenat område (se även figur 3.1. i Naturvårdsverket 2009b)<sup>4</sup>.

Om det däremot därutöver förekommer ett betydande lokalt tillskott, det vill säga sedimentföroreningar förekommer i lokalt förhöjda halter eftersom de åtminstone delvis härstammar från föroreningar som har spridits eller fortfarande sprids från lokala källor, kan sedimentföroreningen behöva avhjälpas. En förhållandevis hög rådande bakgrund innebär att det utrymme som normalt finns innan effekter uppstår nu är mycket mindre. Och i fallet med kvicksilver saknas idag helt något ytterligare "belastningsutrymme" när det gäller halter i fisk. Kviksilver, ett ämne med särskilt farliga miljö- och hälsoegenskaper betraktas som ett "generellt problematiskt ämne" och alla ytterligare tillskott (till näringsväven) bör minimeras, se vidare i **kapitel 8**. Riskbedömningen behöver således i dessa fall utreda vilka mängder som sprids från de förorenade sedimenten till basen i näringsväven i jämförelse med den övriga belastningen på näringsväven (se även kapitel 2 och RUF 3A:3-4) samt om detta tillskott kan bidra till uppkomst av sekundärförgiftning av predatorer (avsnitt 3.3.) eller hälsorisker för människa (kapitel 4), se även RUF 3A:4 och RUF 3A:5.

### 5.1.3 Blandningseffekter

I förorenade sediment förekommer ofta många olika 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 kallat cocktaileffekt). Sådana blandningseffekter kan sällan på ett säkert sätt förutspås enbart utifrån uppmätta koncentrationer av enskilda ämnen. De flesta effektbaserade bedömningsgrunder bygger på tester av ett ämne i taget. Ett sätt att undersöka frågan vidare är genom toxicitetstester på sedimenten eller andra effektbaserade övervakningsmetoder. Sådana metoder, som svarar på ett brett spektrum av ämnen alternativt ämnen med samma typ av verkningsmekanism, beskrivs utförligare i RUF 3A:5.

---

medföra att en ytvattenförekomst riskerar att inte uppfylla kvalitetskrav enligt 4 kap. förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön" (se vidare i RUF 3A:1)

<sup>4</sup> För sediment behöver dock sedimentdjupet som provtagits kontrolleras liksom om det finns tillräckligt med information om förorening av djupare liggande sediment innan det går att dra slutsatsen att området inte behöver utredas vidare. Om exempelvis uppmätta halter i ytsediment visserligen inte är högre än bakgrunden, men det finns ett förorenat skikt längre ner och det totalt sett handlar om stora mängder föroreningar inom området, kan det ändå föreligga risk för spridning i samband med fysisk störning av sedimentet. Riskbedömningen kan då inriktas mot att utreda spridningsrisker och tänkbara konsekvenser av detta.

## 5.2 Vilken annan typ av stresspåverkan förekommer?

Ett och samma område kan vara exponerat för flera olika typer av stressfaktorer, utöver föroreningar. Exempelvis förstörda eller fragmenterade livsmiljöer, ohållbar jakt och fiske, invasiva främmande arter, eller naturligt förekommande variation i salinitet. Eide et al (2014) drog till exempel slutsatsen att för att uppnå gynnsam bevarandestatus för marina naturtyper och arter behöver övergödning, miljögifter och exploatering minska. Detta samtidigt som områdesskyddet behöver utökas, det kommersiella fisket regleras parallellt med utveckling av selektiva redskap och fiskemetoder som inte förstör bottenarna. Klimatförändringar kan också utmana framöver och för grundare bottenar kan landhöjningen ändra förutsättningarna på sikt. Om föroreningarna har lett till en utarmad genetisk variation genom att föroreningskänsliga arter har slagits ut kan känsligheten för annan stress såsom klimatförändringar öka. Toleranta organismer kan nämligen behöva lägga energi på att utveckla toleransmekanismer, vilket i sig kan innebära sämre möjligheter att klara annan stress.

Annan typ av problematik kan också förekomma parallellt med miljögifterna i sedimenten, såsom näringsämnen, cellulosafiber och annat skräp och mikroskräp, som i samband med deras nedbrytning leder till syrebrist och bildning av svavelväte som i sin tur är giftigt. Olja innehåller inte bara giftiga ämnen, utan kan även leda till andra typer av effekter såsom mekanisk störning (nedkletning), som i sin tur kan leda till att växter och djur dör.

Den sammanlagda exponeringen och stressen är det som är avgörande för vilka effekter som kan uppstå i organismer som lever i det förorenade sedimentområdet. Risker med de föroreningar som eventuellt sprids från det primärt förorenade sedimentområdet till andra områden, exempelvis ackumulationsbottenar nedströms, styrs också av vilken ytterligare tillförsel som sker där. Det är den sammanlagda påverkan, både i närmiljön och nedströms, som behöver beaktas vid riskbedömningen, och därför framgå av problembeskrivningens områdesbeskrivning, se även [RUF3 3A:3](#).

## 6 Planerat nyttjande av området

Föroreningar som har lagrats i sediment kan, om de lämnas kvar utan åtgärd, på olika sätt stå i vägen för ett visst (framtida) nyttjande av området som sådant eller av dess naturresurser. Föroreningar kan exempelvis leda till att området inte kan användas på ett visst sätt utan att föroreningar riskerar att spridas på ett oacceptabelt sätt (varvid den önskade användningen inte kan tillåtas). Eller att området bara kan nyttjas på planerat sätt om spridningsbegränsande åtgärder vidtas, vilka i sig kan innebära kostnader. Det kan också handla om att den som vill använda naturresurser behöver bekosta extra rening eller inte får sälja resursen på grund av för höga föroreningshalter.

Fysisk störning av sediment kan exempelvis uppstå till följd av mänskliga aktiviteter kopplat till hur ett område används. Exempelvis genom fartygstrafik (båt- och propellerrörelser eller ankring), muddring, pålning, iläggning av kabel/ledning eller bottentrålning. Även förorenade sediment som har överlagrats med renare sediment kan då åter bli tillgängliga och resuspenderas (grumlas upp), vilket innebär att riskerna för föroreningsutbredning ökar. Det kan då behövas fördyrande eller tidskrävande åtgärder för att minska eller förebygga spridning av föroreningar.

Sedimentföroreningar kan spridas till exempelvis råvatten avsett för dricksvattenframställning eller fisk och skaldjur för konsumtion. Utöver att detta kan innebära hälsorisker (se kapitel 4) kan föroreningarna då utgöra ett hinder (för dricksvattenproducenter) att kunna nyttja vattnet som råvatten, inverka negativt på produktionen av fisk (både i det vilda och i fiskodlingar) eller möjligheten för fiskare att sälja fisken.

En riskbedömning ska göras utifrån såväl ett kortsiktigt som ett långsiktigt perspektiv och kan inte enbart utgå från nuvarande områdesanvändning (inklusive användning av dess naturresurser). Det är därför oftast lämpligast att ta höjd för *tänkbara* nyttjande snarare än att enbart utgå ifrån hur området används i dagsläget, se även [kapitel 9](#).

### Planerat nyttjande av området

- Utred om sedimentföroreningarna utgör, eller kan komma att utgöra, ett hinder för eller innebära fördyrande åtgärder för att kunna nyttja naturresurser. Exempelvis råvatten för dricksvattenframställning eller fisk och skaldjur för försäljning.
- Utred om sedimentföroreningarna utgör eller kan komma att utgöra hinder för nyttjande av området eller innebära att det behövs fördyrande åtgärder för att förhindra att föroreningarna sprids då exempelvis djupare liggande sediment störs eller friläggs vid anläggningsarbeten, underhåll av vattendjup eller i samband med sjöfart.

### 6.1 Utgör föroreningarna hinder för användningen av området?

Det kan behövas fördyrande eller tidskrävande åtgärder för att minska eller förebygga spridning av sedimentföroreningar i samband med mänskliga aktiviteter såsom fartygstrafik och muddring. Vid anläggningsarbete i tätortsnära vattenområden tillämpas till exempel ofta skyddsåtgärder för att inte föroreningar ska spridas från sediment som tidigare verksamhetsutövare har förorenat.

Av riskbedömningen behöver det därför framgå om sedimentföroreningarna utgör eller kan komma att utgöra hinder för nyttjande av området eller innebära att det behövs fördyrande åtgärder för att förhindra att föroreningar sprids, exempelvis då djupare liggande sediment störs eller friläggs vid anläggningsarbeten (såsom konstruktion av bryggor), underhåll av vattendjup (muddring av farled eller hamn) eller i samband med att fartyg/fritidsbåtar framförs (propellerrörelser). Områdesanvändningen behöver framgå av den platsspecifika problembeskrivningen. I RUF 3A:3 beskrivs vilka spridningsrisker som kan aktualiseras vid olika typer av anläggningsarbeten, både i anläggningsfasen och under drift.

## 6.2 Utgör föroreningarna ett hinder för att nyttja naturresurser?

Sedimentföroreningar kan inverka negativt på exempelvis förutsättningar för dricksvattenproducenter respektive fiskerinäringen/vattenbruk. Sediment som innebär hälsorisker i samband med bad kan på motsvarande sätt sägas utgöra ett hinder för friluftssektorn.

### 6.2.1 Dricksvattenframställning

Sedimentföroreningar som sprids till dricksvattenintag kan leda till att en dricksvattenkälla inte kan nyttjas eller att det behövs kompletterande reningsmetoder. Reningsprocesserna i ett dricksvattenverk är normalt inriktade mot att ta bort exempelvis patogena organismer men har sämre kapacitet att rena vattnet från vissa föroreningar, såsom perfluorerade ämnen (PFAS). Om farliga ämnen, som sedan inte renas effektivt, hamnar i råvattnet riskerar de därför att vara kvar i det vatten som kommer ur kranen. Av riskbedömningen behöver det därför framgå om föroreningar som sprids från sedimenten till vattnet kan komma att utgöra hinder för eller innebära fördyrande reningsprocesser om vattnet ska kunna nyttjas för dricksvattenframställning. I praktiken kan därför åtminstone i en förenklad riskbedömning uppmätta eller beräknade föroreningskoncentrationer i råvatten jämföras mot dricksvattenkriterier (riktvärden för kranvatten, se RUF 3A:1), se vidare i RUF 3A:5.

### 6.2.2 Fiske

Föroreningar som sprids från sediment till överliggande vatten i samband med mänskliga aktiviteter kan leda till att fisk och skaldjur får svårt att reproducera sig (se kapitel 3), men de kan också leda till att fisk och skaldjur lagrar upp farliga ämnen i ätliga vävnader, vilka utgör en hälsorisk (kapitel 4) men drabbar också fiskerinäringen. Det behöver därför av riskbedömningen framgå om nuvarande eller framtida områdesanvändning kan leda till restriktioner för saluföring av fisken, i Sverige eller utomlands. Här kan gränsvärden för saluföring av livsmedel användas som utgångspunkt, se även RUF 3A:1 och RUF 3A:5. Observera dock att dessa gränsvärden inte anger vid vilka koncentrationer föroreningarna utgör en hälsorisk. Hälsoriskerna behöver bedömas separat (se även kapitel 4 och RUF 3A:5).



## 7 Miljökvalitetsnormer

Förorenade sedimentområden får inte ensamma eller tillsammans med annan påverkan äventyra möjligheterna att följa de miljökvalitetsnormer som har beslutats. Här kan särskilt konstateras att miljökvalitetsnormer fastställda enligt bestämmelserna i vattenförvaltningsförordningen består av två delar – dels ett kvalitetskrav (exempelvis en koncentration som inte får överskridas), dels en tidpunkt när kvalitetskravet ska vara uppfyllt, se även **RUFS 3A:1**. Utredningen av ett förorenat sedimentområde behöver således undersöka om sedimentföroreningarna bidrar till att beslutade miljökvalitetsnormer äventyras och då beakta både de kvalitetskrav och tidsperspektiv som gäller.

Miljökvalitetsnormer ska alltid beaktas, men aktualiseras inte för alla vatten. För ”övrigt vatten”, det vill säga vattenmiljöer som inte utgör eller är del av en vattenförekomst, fastställs inga normer. Eftersom övriga vatten ofta är sammankopplade med vattenförekomster behöver riskbedömningen ändå omfatta en utredning av om föroreningsspridningen från det förorenade sedimentområdet beläget i ett sådant övrigt vatten kan bidra till att miljökvalitetsnormerna för en nedströms liggande vattenförekomst äventyras.

### Miljökvalitetsnormer

- Utred om sedimentföroreningarna bidrar till att beslutade miljökvalitetsnormer, avseende både kvalitetskrav och tidsperspektiv, äventyras. Detta gäller oavsett om det förorenade sedimentområdet befinner sig inom en vattenförekomst eller i ett ”övrigt vatten”.
- Vid undantag (förlängd tidsfrist eller sänkt kvalitetskrav): utred om föroreningsspridning från sedimenten motverkar återhämtningen.
- Om sedimenten är förorenade med ackumulerande prioriterade ämnen: utred om dessa sprids.

### 7.1 Bidrar sedimenten till att bedömningsgrunder överskrids?

En grundläggande aspekt att beakta vid en bedömning av om de förorenade sedimenten riskerar att äventyra miljökvalitetsnormerna är de grunder för bedömning – eller snarare kvalitetskrav – som har etablerats i form av ”bedömningsgrunder” och ”gränsvärden” inom vattenförvaltningen<sup>5</sup>, ”tröskel- och målvärden” inom havsmiljöförvaltningen<sup>6</sup> och ”rikt- och gränsvärden” i fisk- och musselvattenförordningen<sup>7</sup>, se **RUFS 3A:1**. Om sedimenten påverkar kemin i en grundvattenförekomst ska även ”riktvärden” för grundvatten (länsstyrelsens föreskrifter) beaktas. Här använder vi oss av begreppet ”bedömningsgrunder” som ett samlingsbegrepp.

Om flera kvalitetskrav aktualiseras för en och samma parameter och vattenförekomst, exempelvis två olika bedömningsgrunder för ett och samma ämne fastställda enligt

<sup>5</sup> Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten

<sup>6</sup> Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2012:18) om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljökvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön

<sup>7</sup> Förordning (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten

vattenförvaltningsförordningen respektive fisk- och musselvattenförordningen, gäller det strängaste kravet (se även [RUF 3A:1](#)).

De flesta bedömningsgrunder för miljögifter uttrycks som en koncentration som inte får överskridas. Om till exempel vattenförvaltningens bedömningsgrunder överskrids för något eller några ämnen, i geografiska lägen som representerar vattenförekomsten, behöver de förorenade sedimentens bidrag utredas. Vad som kan anses vara ett representativt geografiskt läge varierar mellan olika vattenförekomster, men också beroende på vilken matris som avses, vilket utvecklas i [RUF 3A:5](#) (se även Havs- och vattenmyndigheten, 2016).

## 7.2 Uppnås kvalitetskraven i tid?

Vattenförvaltningsförordningen och miljökvalitetsnormerna inom vattenförvaltningen uttrycker inte bara vilken status som ska nås (i normalfallet "god") utan även till vilken tidpunkt god status ska nås (så kallat mållår, se även [RUF 3A:1](#)). I de flesta fall hade det behövt vara god status redan 2015, men för vissa ämnen gäller mållåret 2027 och för flera vattenförekomster har beslutats om undantag i form av förlängd tidsfrist, se även [avsnitt 7.3](#). Om föroreningskoncentrationerna i ytliga sediment överskrider beslutade bedömningsgrunder för de ämnen som ingår i bilaga 2, 5 och 6 till HVMFS 2019:25 är det därför angeläget att utreda hur trenden över tid ser ut. Detta kan exempelvis göras genom att undersöka hur halterna varierar i djupled hos en sedimentkärna från ostörd ackumulationsbotten, se även [RUF 3A:4](#). Även om trenden är nedåtgående, det vill säga att föroreningskoncentrationerna minskar mot ytan, är det kanske inte säkert att förhållandena fortsatt kommer att förbättras och att god status kommer att råda i tid avseende mållåret för ämnet/vattenförekomsten?

Motsvarande frågeställning aktualiseras i de fall sedimentföroreningar sprids till andra matriser (vatten eller biota) eller områden (ackumulationsbottnar nedströms) och belastningen är så pass stor att den bidrar till att bedömningsgrunderna för dessa matriser eller sedimenten nedströms överskrids. Kommer då föroreningskoncentrationerna i biota och vatten – eller sediment på andra platser – att kunna minska så pass mycket att god status nås när mållåret inträffar? Om så inte är fallet kan konstateras att sedimentföroreningarna bidrar till att beslutade miljökvalitetsnormer äventyras.

## 7.3 Har vattenmyndigheten beslutat om undantag? Sprids ackumulerande prioriterade ämnen?

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). Undantagen är då en del av normen, men eftersom normerna (inklusive undantagen) ses över varje förvaltningscykel och undantag inte ska ses som skäl för att möjliga åtgärder inte behöver vidtas (se även [RUF 3A:1](#)) behöver riskbedömningen fortsatt fokusera på att bedöma om sedimenten inom det förorenade området på ett betydande sätt bidrar till att god status inte kan nås i tid.

Om exempelvis sänkt kvalitetskrav beslutats avseende halter i biota behöver riskbedömningen omfatta en utredning av vilket bidrag som kommer från sedimenten i det förorenade området. Parallellt kan då motsvarande mätningar behövas i referensområden. Om det istället har beslutats om förlängd tidsfrist avseende ämnen som uppmätts i för höga halter i någon eller flera matriser behöver utredningen fokusera på trenden och de förorenade sedimentens bidrag (se avsnitt 7.2.). Kommer god status att uppnås i tid till det nya mållåret eller bidrar sedimentföroreningarna till att återhämtningen motverkas? Det vill säga motverkar föroreningsspridningen från sedimenten att koncentrationerna i vatten, biota eller sediment på för vattenförekomsten representativa geografiska lägen minskar?

Av direktivet om prioriterade ämnen framgår vidare att medlemsländerna behöver vidta åtgärder så att koncentrationerna av ackumulerande prioriterade ämnen inte ökar signifikant i sediment och/eller biota. Vilka ämnen som avses i det här fallet framgår av bilaga 6 till HVMFS 2019:25, se även RUF 3A:1. Att trenden inte får öka ingår visserligen inte i sig som en del av normen, men en uppåtgående trend innebär ändå att normerna på sikt äventyras. Om status idag eller på sikt<sup>8</sup> riskerar att bli sämre än god är det därför angeläget att utreda om föroreningsspridning från sedimenten bidrar till att återhämtningen försvåras (att föroreningsspridningen av prioriterade ämnen inte avtar eller till och med ökar).

Slutligen kan konstateras att vissa ämnen förekommer i så pass höga halter att bedömningsgrunden för ämnet överskrids i ett stort antal eller till och med alla vattenförekomster. Om föroreningarna i sedimenten endast härrör från naturliga och/eller långväga atmosfärstransport betraktas sedimenten dock inte som ett förorenat område. Det är först då det även förekommer lokalt förhöjda halter som riskbedömning inom ramen för en avhjälpande process aktualiseras, se vidare i avsnitt 5.1.2.

---

<sup>8</sup> Här avses ofta en eller två förvaltningscykler. En förvaltningscykel varar i sex år.

## 8 Ämnen med särskilt farliga miljöegenskaper

Särskilt farliga egenskaper hos ett ämne i ett akvatiskt miljöperspektiv är exempelvis om ämnet bryts ner väldigt långsamt (är persistent) och i synnerhet om ämnet även kan lagras in i organismer (är bioackumulerande), så kallade PBT- eller vPvB-ämnen<sup>9</sup>, se även [RUF 3A:1](#). 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.

### Ämnen med särskilt farliga miljöegenskaper

- Utred om det förekommer ämnen med särskilt farliga miljöegenskaper, liksom om det finns etablerade utfasningsmål som särskilt behöver beaktas vid bedömning av belastning och spridningsrisker.
- Undersök i synnerhet om det förekommer spridning av ämnen som generellt förekommer i halter som överskrider effektbaserade bedömningsgrunder och för vilka det därför är extra angeläget att minimera ytterligare tillskott.

### 8.1 Förekommer ämnen med särskilt farliga miljöegenskaper?

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.

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, så kallade STOT-ämnen<sup>10</sup> bör särskilt uppmärksammas i riskbedömningen. Människor och däggdjur kan då höra till de mest känsliga skyddsobjekten. Vid komplext förorenade sediment, där föroreningarnas identitet eller deras egenskaper inte är tillräckligt kända kan det vara lämpligt att genom olika tester undersöka förekomsten av exempelvis mutagena eller hormonstörande ämnen i sedimenten, se [RUF 3A:5](#).

Om stabila ämnen sprids i näringsväven tar det generellt lång tid, flera decennier, för återhämtning. Blotta 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

<sup>9</sup> PBT/vPvB-ämnen är **p**ersistenta (svårmedbrytbara), **b**ioackumulerande (ansamlas i levande organismer) och **t**oxiska (giftiga) alternativt mycket svårmedbrytbara och mycket bioackumulerande, då v står för engelskans very.

<sup>10</sup> Specific Target Organ Toxicity

samt om koncentrationen i omgivande biota eller andra sedimentområden riskerar att öka.

Det behöver därför av riskbedömningen framgå om sedimenten är förorenade med ämnen med särskilt farliga miljöegenskaper. Vilka skyddsobjekt som är särskilt utsatta, antingen för att de exponeras för högst koncentrationer eller för att de är extra känsliga – eller både ock – behöver identifieras och framgå av problembeskrivningen (se [RUF 3A:3](#)). Det behöver också framgå om det finns etablerade utfasningsmål eller krav för dessa ämnen, och detta behöver i så fall särskilt beaktas vid bedömning av spridningsrisker och belastning, se även [kapitel 2](#). I bilaga 4 i Fröberg et al (2021) finns en sammanställning av miljöfarliga ämnen för vilka det finns utfasningsmål/krav i exempelvis vattendirektivet och POP-förordningen, se även [RUF 3A:1](#).

## 8.2 Sprids ämnen som redan är generellt problematiska?

Några av ämnena med särskilt farliga miljöegenskaper förekommer redan idag i vattenmiljön i så pass höga halter att bedömningsgrunderna<sup>11</sup> frekvent överskrider, i vissa fall i samtliga Sveriges ytvattenförekomster (kvicksilver och PBDE) i inlandet och längs kusten. För dioxiner, PFOS, TBT, PAH och kadmium överskrider bedömningsgrunderna frekvent, se även bilaga 4.4. i Fröberg et al, 2021. Även till havs kan konstateras att flera ämnen förekommer i koncentrationer som överstiger effektbaserade bedömningsgrunder (Havs- och vattenmyndigheten, 2018b). Återhämtningen går för vissa ämnen också mycket långsamt. 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. Någon nedåtgående trend i tillförseln av kadmium och kvicksilver via vattenvägar kan inte heller observeras.

Ämnen med särskilt farliga miljöegenskaper och som dessutom frekvent förekommer i halter som överskrider effektbaserade bedömningsgrunder kan betraktas som ”generellt problematiska” (”värsta värstingar”) och ytterligare spridning bör helt upphöra se även [RUF 3A:1](#). När de effektbaserade bedömningsgrunderna 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 tål kan plötsligt leda till en stor ökning av andelen organismer i populationen som förgiftas, se även bilaga 1.4. i Fröberg et al, 2021. Lokalt/regionalt kan ytterligare ämnen förekomma i halter över bedömningsgrunderna eller ha givit upphov till observerbara effekter. Ytterligare tillförsel av sådana ämnen bör förstås också upphöra, av samma skäl.

För exempelvis kvicksilver, PBDE, dioxiner, TBT, PFAS, PAH och kadmium, eller andra ämnen som finns i förhöjda halter lokalt/regionalt (nedströms det förorenade sedimentområdet är det extra angeläget att undersöka hur mycket som sprids från sedimenten, se vidare i [3A:3](#) och [3A:4](#).

---

<sup>11</sup> Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten

## 9 Framtidsscenarioer

Miljö- och hälsorisker bör bedömas i ett kort såväl som långt tidsperspektiv. Förutsättningarna för området kan förändras på olika sätt, t ex genom havsnivåförändringar eller genom förändrad användning av området. Av problembeskrivning och riskbedömning behöver förtydligas vad man vet om förändringar som kan komma/kommer att ske.

Med långt tidsperspektiv avses i dessa sammanhang oftast storleksordningen 100-tals till 1 000 år. Av riskbedömningen behöver det framgå utifrån vilket tidsperspektiv som en specifik fråga har bedömts. Vilka tidshorisonter som är lämpliga eller ens möjliga att ha i en riskbedömning varierar dock beroende på vad det är som ska bedömas, vad som är känt i det specifika fallet och vilka verktyg (undersöknings- och bedömningsmetoder och modeller) som finns tillgängliga. Vi kan exempelvis med god säkerhet förutse att landhöjning kommer att fortsätta under mycket lång tid framöver (1000-årsperspektiv). I ett lite kortare tidsperspektiv (decennier-århundrade) kan vi istället räkna med att förändrat klimat kommer att påverka havsnivåer. I vissa fall anger de övergripande åtgärdsmålen tydligt tidsramarna. Det kan för den akvatiska miljön också ha etablerats miljö kvalitetsnormer där ett specifikt mål-år behöver beaktas för när ett visst ämne inte längre ska förekomma i halter som innebär att god status inte kan nås.

Hur ett specifikt område och dess naturresurser kan tänkas användas är dock normalt bara överblickbart i ett tidsperspektiv betydligt kortare än 100 år; detta gäller både mark- och vattenområden. Eftersom behovet av dricksvatten och andra resurser såsom fisk och skaldjur kan antas öka generellt bör dock hälsorisker kopplat till detta normalt bedömas, även då det idag inte är aktuellt med vare sig dricksvattenproduktion, fritids- eller yrkesfiske (se även kapitel 2 och 6). Undantag finns, då det av andra skäl är orimligt eller olämpligt att använda vattnet för dessa syften.

### Framtidsscenarioer

- Ställ både diagnos (undersök nuläget) och gör en prognos (förutse framtiden), avseende miljörisker. Identifiera även akuta situationer som skulle kunna uppstå.
- Ta höjd för att nyttjandet av området kan förändras på sikt och att behov av exempelvis dricksvatten och andra resurser såsom fisk och skaldjur då kan öka. I övrigt: utgå som ett minimum från den områdesanvändning som ryms inom gällande detaljplan och om sådan inte finns, gällande översiktsplan.
- Inkludera framtida risker till följd av storskaliga processer, såsom klimatförändring och landhöjning och hur de kan inverka på både spridning, exponering och effekter.

### 9.1 Vilka miljörisker innebär föroreningarna idag och i framtiden?

Framtidens utmaningar, med en ökad befolkningstillväxt och klimatförändringar sätter ett tryck på våra ekosystem. Detta är i sig ett motiv till att störningar på det akvatiska ekosystemet och dess motståndskraft och förmåga att leverera ekosystemtjänster behöver utredas (se kapitel 3). Miljöriskerna behöver dock bedömas både utifrån nuläget och hur situationen kan förändras på sikt. Det som beskrivs ovan vad gäller spridning och belastning (kapitel 2), bedömning av effekter på organismer i och via vattenmiljön

(kapitel 3) och samverkande påverkansfaktorer (kapitel 5) avser i samtliga fall således både nutid och framtid. Vid bedömning av effekter på vattenlevande organismer kan exempelvis organismer som lever i vattenmiljön undersökas – diagnos ställas – men bedömningen behöver också omfatta en prognos – vilka skyddsobjekt kan påverkas på sikt och hur?

Förändringar kan verka både i positiv och negativ riktning, det vill säga minska eller öka riskerna. För föroreningar på land uppstår risker på lång sikt ofta i samband med att föroreningar sprids. En i nuläget opåverkad recipient kan t ex påverkas i framtiden av en föroreningsplym i grundvattnet. För förorenade sediment är skadan i recipienten redan skedd och det är därför kanske mindre vanligt att riskerna ökar i framtiden. Nedbrytning och överlagring av sedimentföroreningar med renare sediment är för det mesta snarare positivt ur risksynpunkt. Förorenade sediment som har överlagrats med renare sediment kan dock åter bli tillgängliga och resuspenderas (grumlas upp) vid fysiska störningar. Spridning från förorenade sediment kan leda till att allt större områden påverkas eller att föroreningar gradvis ackumuleras i biota. I kombination med långsam nedbrytning kan riskerna därför även öka på sikt.

Då förutsättningarna kan ändras på sikt saknas möjligheterna att (idag) direkt mäta värdet på viktiga parametrar som (tänkbart) styr utfallet. Riskerna behöver istället uppskattas på olika sätt. I dessa sammanhang brukar man ofta utgå från modeller där värdet på parametrar har skattats och/eller från olika scenarier. Prognoser kan exempelvis utgå från realistiska "värsta fall-scenarier" (såsom spridningsförhållanden vid 100-årsflöden), modellering eller trender observerade hos sedimentkärnor från ackumulationsbottnar. Osäkerheterna i både diagnos och prognos behöver beskrivas och kan, om det är möjligt och lämpligt, även uttryckas i kvantitativa termer (såsom sannolikheten att en viss händelse kan inträffa).

Ibland är riskerna överhängande och åtgärdsbehovet därför akut. För sediment kan nämnas fiberbankar som ofta är starkt förorenade. De kan plötsligt kollapsa i samband med till exempel stormar eller annan fysisk störning. Om fiberbanken kollapsar kan de förorenade fibrerna snabbt spridas över en större yta, vilket försvårar eller omöjliggör åtgärdsarbetet framöver. Av riskbedömningen behöver även sårbarheten utredas. Det behöver framgå om det inom överskådlig tid plötsligt skulle kunna uppstå situationer med potentiellt omfattande konsekvenser.

## 9.2 Vilken framtida områdesanvändning kan förutspås?

En riskbedömning ska göras utifrån såväl ett kortsiktigt som ett långsiktigt perspektiv och kan därför inte enbart utgå från nuvarande områdesanvändning. Det är därför oftast lämpligast att ta höjd för tänkbart nyttjande snarare än att enbart utgå från hur området används i dagsläget. Observera att här ligger fokus på vad som behöver ingå i riskbedömningen. Genom att riskbedömningen tar höjd för den användning som rimligtvis kan bli aktuell i framtiden, skapas en medvetenhet om vilka risker, merkostnader eller uteblivna vinster som föroreningarna skulle kunna innebära på sikt om de skulle lämnas kvar (se även kapitel 6). Inskränkningar i hur ett område får nyttjas, exempelvis genom fiske-, ankrings- eller badförbud, kan visserligen innebära att dessa risker aldrig kommer att uppstå, men sådana ställningstaganden görs först senare i

avhjälpandeprocessen och återspeglas i så fall i justerade övergripande åtgärds mål, se även **RUFS 3A:3**.

Hälsorisker kopplat till bad, intag av fisk och skaldjur eller användning av vattnet för bevattning eller som dricksvatten bör, för att säkerställa ett framtidsperspektiv utgå ifrån att denna typ av användning nästan alltid skulle kunna aktualiseras (se även kap 4). Bedömning av hälsorisker kopplat till dricksvatten bör således inte inskränkas till vattenskyddsområden och vattenförekomster som specifikt utpekats som dricksvattenförekomster. Ökad befolkningsmängd innebär inte bara ökat påverkanstryck utan även ett ökat behov av att nyttja olika typer av ekosystemtjänster och naturresurser. Behov av exempelvis dricksvatten och att kunna fiska eller odla fisk och skaldjur överlag kan antas öka i framtiden. I vissa fall kan det dock finnas andra skäl till att utesluta sådana scenarier. Ett dricksvattenscenarie kanske 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 heller bedömas i de fall då (mat)fisk saknas av andra skäl än på grund av föroreningar.

För att få en uppfattning om hur ett visst vattenområde i övrigt kan tänkas nyttjas framöver kan olika planer konsulteras. Kommuner reglerar till exempel användningen av mark- och vattenområden genom detaljplaner.<sup>12</sup> 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. Särskilt vid föroreningar på större sedimentdjup behöver 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) utredas (**se kapitel 7**).

Havsplaner<sup>13</sup>, som beslutas av Havs- och vattenmyndigheten, syftar till att i större skala peka ut olika områdens långsiktiga användning, exempelvis anläggande av vindkraftsparker. Sjöfartsbestämmelser med farleder och ankringsområden, styr också hur vattenmiljön får användas.

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.<sup>14</sup> Om området ingår i en detaljplan ska gällande planbestämmelser vara utgångspunkt snarare än dagens områdesanvändning. Också kommande eventuella förändringar i översikts- och detaljplaner, där industrimark till exempel ändras till bostadsändamål, behöver kunna samspela med framtida nyttjande även av vattenmiljön.

<sup>12</sup> <https://www.boverket.se/sv/samhallsplanering/sa-planeras-sverige/>

<sup>13</sup> <https://www.havochvatten.se/planering-forvaltning-och-samverkan/havsplanering.html>

<sup>14</sup> 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.



### 9.3 Vad händer när klimatet ändras eller land höjs?

Längs Norrlandskusten är landhöjningen stor, närmare 1cm/år. Havsdjupet kan då minska med en meter på 100 år. En ackumulationsbotten kan övergå till att bli en erosionsbotten i samband med exempelvis landhöjning, särskilt i redan grunda områden. Med tiden kan landhöjningen innebära att vissa sediment kan komma att blottläggas och syresättas. Det innebär i sin tur bl.a. att ytterligare skyddsobjekt kan tillkomma, såsom vadande fåglar. Landhöjningen är relativt förutsägbar även i ett mycket långt tidsperspektiv och här kan det därför vara lämpligt att ta höjd för hur den akvatiska miljön ser ut även i ett mycket långt tidsperspektiv (hundratals till tusen år).

Framtida stigande havsnivåer kan dock komma att motverka landhöjningen i norr och i åtminstone södra delarna av Sverige leda till att sedimenten succesivt kommer att ligga på allt större djup. Klimatförändringen kan även ge andra konsekvenser vilka inverkar på riskerna med föroreningarna. Ämnesegenskaper hos föroreningarna kan ändras (till exempel ökad löslighet, men också nedbrytningshastighet) med högre temperatur, vilket i sin tur kan påverka deras giftighet och spridningsmönster. Mer frekventa stormar ger vindinducerade vågrörelser som kan leda till att sediment störs och föroreningar frigörs i högre grad än tidigare. Ökad nederbörd och skyfall med ökade flöden i vattendrag kan öka transport av förorenade sediment. Sedimentföroreningar är ofta deponerade på sluttningar som är skredbenägna. Skred och ras kan orsakas av både landhöjning och erosionen i samband med extrema väder vilket kan skapa instabila strandbrinkar längs floder och branter längs kusterna.

I RUFS 3A:3 beskrivs utförligare hur landhöjning och klimatförändringen kan inverka på skredrisker och föroreningsspridning.

## Referenser

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.

Förordning (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten.

Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2012:18) om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljökvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön.

Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2017:20) om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.

Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.

Havs- och vattenmyndigheten. 2015. Handläggning av en dumpningsdispens. Vad ska man tänka på? Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:28.

Havs- och vattenmyndigheten. 2016. Miljögifter i ytvatten – klassificering av status. Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26.

Havs- och vattenmyndigheten. 2017. Ekosystemtjänster från svenska sjöar och vattendrag. Identifiering och bedömning av tillstånd. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2017:7.

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.

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.

Mark- och miljööverdomstolens dom den 18 maj 2016 i mål nr M 5107-15.

Miljösamverkan Sverige. 2006. Vägledning för muddring och kvittblivning av muddermassor.

Naturvårdsverket 1999. Metodik för inventering av förorenade områden. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Rapport 4918.

Naturvårdsverket. 2009a. Riktvärden för förorenad mark. Modellbeskrivning och vägledning. Naturvårdsverket Rapport 5976

Naturvårdsverket. 2009b. Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. Naturvårdsverket Rapport 5977

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.

RUFS 3A:1. Vattenrelaterade bestämmelser och miljömål att grunda övergripande åtgärds mål på. (under framtagande)

RUFS 3A:3. Problembeskrivning och övergripande åtgärds mål vid riskbedömning av förorenade sediment. (under framtagande)

RUFS 3A:4. Exponering och belastning från förorenade sediment. (under framtagande)

RUFS 3A:5. Effektanalys vid riskbedömning av förorenade sediment. (under framtagande)

Severin M, Josefsson S, Nilsson P, Ohlsson Y, Stjärne A, Wernersson A-S. 2018. Förorenade sediment – behov och färdplan för en renare vattenmiljö. Redovisning av miljömålsrådsåtgärd. SGU rapport 2018:21.

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.



**STATENS  
GEOTEKNISKA  
INSTITUT**

Statens geotekniska institut

581 93 Linköping

[www.sgi.se](http://www.sgi.se)

E post: [sgi@sgi.se](mailto:sgi@sgi.se)

Växelnr: 013-20 18 00