

Övervakningsmanual

Metaller och organiska miljögifter i sediment Sötvatten, Kust och hav



Version 1:0, 2022-07-06

Handledning för miljöövervakning

Ärendenr: NV-07303-22

1. Innehåll

1.	Innehåll	2
2.	Bakgrund.....	3
3.	Syfte.....	3
3.1.	Vattendirektivet.....	4
3.2.	Havsmiljödirektivet.....	4
3.3.	Övriga bedömningsgrunder för miljö kvalitet.....	4
3.4.	Övriga vägledningsdokument	5
4.	Strategi	5
4.1.	Provplatser/övervakningsstationer	5
4.2.	Frekvens och tidpunkter	6
4.3.	Statistiska aspekter	8
5.	Undersökningen.....	8
5.1.	Variabler	8
5.2.	Observations- och provtagningsmetoder	12
5.3.	Utrustningslista	13
5.4.	Tillvaratagande av prov och analysmetod	13
5.5.	Fältprotokoll.....	15
6.	Andra förutsättningar inför undersökningens genomförande.....	15
6.1.	Krav på tillstånd	15
6.2.	Säkerhetsaspekter	16
7.	Kvalitetssäkring.....	16
7.1.	Fältarbete	16
7.2.	Laboratorieanalyser	16
7.3.	Rapportering	17
8.	Hantering och leverans av data.....	17
9.	Synergieffekter	18
10.	Tids- och kostnadsuppskattning	18
10.1.	Fasta kostnader	18
10.2.	Analyskostnader	18
10.3.	Tidsåtgång.....	18
11.	Författare och kontaktpersoner.....	19
12.	Referenser	19
13.	Uppdateringar, versionshantering.....	21
	Bilaga 1. Fältprotokoll	22

2. Bakgrund

Sediment utgör en betydelsefull, integrerad och dynamisk del i akvatiska system. Sediment som är relevant för den här undersökningstypen kan definieras som partikulärt material såsom sand, silt, lera eller organiskt material som har deponerats på botten och som kan transporteras av vatten (Ref. 1).

Många organiska föroreningar och grundämnen binds till partiklar och kan sedan sedimentera till botten och med tiden överlagras av nytt sediment. Föroreningarna kan dock spridas på nytt om sedimenten blandas om, eroderas och resuspenderas eller om den kemiska omgivningen förändras. Då svårnedbrytbara miljöföroreningar binds till sediment på en ackumulationsbotten med kontinuerlig sedimentation, obefintlig erosion och inga nämnvärda förändringar av hydrologiska eller kemiska förhållanden över tid kan trenderna av föroreningarna på ett effektivt sätt övervakas. Sediment kan således ge en bild av belastningen av ett ämne både i ett långt och kort historiskt perspektiv.

Denna övervakningsmanual ingår i programområde Kust och Hav samt Sötvatten.

3. Syfte

Miljöövervakningen kan delas in i trendövervakning och tillståndsbedömning. Syftet med miljöövervakning av föroreningar i sediment, inklusive inom vattenförvaltningsarbetet, är bland annat att:

- Bedöma långsiktiga förändringar och tillfälliga variationer, dvs. den historiska utvecklingen.
- Få underlag för att dokumentera halter av olika ämnen på olika platser.
- Få underlag för att bedöma om miljö kvalitetsnormer överskrids eller inte.
- Belysa olika källors påverkan, dvs. punktkällor eller diffusa källor.
- Få underlag för att kunna bedöma biologiska och ekologiska effekter.
- Få underlag för att ta beslut om åtgärder och följa upp vidtagna åtgärder.
- Följa upp miljömålet Giffri miljö.

Miljöövervakning är återkommande och systematiskt upplagda undersökningar för att följa upp tillståndet i miljön (Ref. 2). Vad som övervakas styrs bland annat av lagstiftning inklusive EU-direktiv, miljömål och Sveriges åtaganden inom internationella konventioner. De regionala konventionerna för skyddet av Östersjöns (Helcom) respektive Nordostatlantens (Ospar) miljöer hanterar internationella marina övervakningsfrågor som berör svensk nationell miljöövervakning (Ref. 2), inklusive gemensamma tillståndsbedömningar. Bedömningen av miljöföroreningars påverkan på hav, sjöar och vattendrag styrs i stor utsträckning av två EU-direktiv: vattendirektivet samt havsmiljödirektivet och deras nationella implementeringar (i Sverige miljöbalken samt relaterade förordningar och föreskrifter).

3.1. Vattendirektivet

Målet med EU:s vattendirektiv, även känt som ramdirektivet för vatten 2000/60/EG (Ref. 3), är när det gäller ytvatten att uppnå god kemisk och ekologisk status i vattenförekomster, bland annat genom att minska föroreningsnivåerna. Vattendirektivet är infört i Sverige genom vattenförvaltningsförordningen (2004:660; Ref. 4). Miljötillståndet för kemisk status klassificeras utifrån EU-gemensamma miljökvalitetsnormer för prioriterade ämnen som finns listade i direktivet om miljökvalitetsnormer för prioriterade ämnen och vissa andra förorenande ämnen 2008/105/EG (Ref. 5), uppdaterat genom 2013/39/EU (Ref. 6). Inom bedömningen av vattenförekomsternas ekologiska status utvärderas även så kallade särskilda förorenade ämnen (SFÄ), vilka är de ämnen som inte behandlas under kemisk status men ändå släpps ut i betydande mängder i vattenförekomsterna, och beskrivs i Havs- och vattenmyndighetens föreskrift om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25; Ref. 7). De flesta ämnen har bedömningsgrunder/gränsvärden för vatten men ett antal ämnen har det även för sediment eller biota. Aktuella bedömningsgrunder/gränsvärden finns för närvarande i HVMFS 2019:25 (Ref. 7). Direktivet om miljökvalitetsnormer för prioriterade ämnen och vissa andra förorenande ämnen ställer även krav på trendövervakning av ämnen som tenderar att ackumuleras i sediment eller biota och som släpps ut i eller på annat sätt tillförs till en ytvattenförekomst. I direktivet ställs även minimikrav på övervakningsfrekvens, både för att bedöma status och för att följa långsiktiga förändringar. Mer information finns i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om övervakning av ytvatten enligt vattenförvaltningsförordningen, HVMFS 2015:26 (Ref. 8).

3.2. Havsmiljödirektivet

Det slutliga målet med havsmiljödirektivet, även känt som ramdirektivet om en marin strategi 2008/56/EG (Ref. 9), är att uppnå eller upprätthålla en god miljöstatus i Europas hav, dvs. bevara den biologiska mångfalden och skapa hav som är rena, friska och produktiva. Havsmiljödirektivet är implementerat i svensk lagstiftning genom havsmiljöförordningen (2010:1341; Ref. 10), och vad som är god miljöstatus i svenska vatten enligt havsmiljöförordningen framgår i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter HVMFS 2012:18 (bilaga 2, del A och del B; Ref. 11).

3.3. Övriga bedömningsgrunder för miljö kvalitet

Förutom de effektbaserade bedömningsgrunderna inom vattenförvaltningen (Ref. 7) finns det också en klassindelning av föroreningshalter i sediment. Denna indelning publicerades ursprungligen 1999 i Naturvårdsverkets rapporter Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Kust och hav (Ref. 12) respektive Sjöar och vattendrag (Ref. 13). För organiska föroreningar gjordes en uppdatering 2017 (Ref. 14). För grundämnen i sediment i 'Kust och hav' finns det två olika klassningar beroende på analysmetoden som använts, svensk standard eller totalanalys (Ref. 12).

Klassindelningen kan användas som stöd vid tolkning av analysresultat för att få en uppfattning om föroreningsgraden i det undersökta området och kunna identifiera områden med förhöjda halter (Ref. 14). Den är inte relaterad till förekomst av negativa effekter i miljön eller miljökvalitetsnormer, utan beskriver hur provets halt är jämfört med andra prover tagna i svenska områden.

3.4. Övriga vägledningsdokument

Ett internationellt vägledningsdokument som är relevant för miljöövervakning i Sverige är CEMP Guidelines for monitoring contaminants in sediments, som är utgivet av Ospar (Ref. 15). Det är således relevant för marina, estuarina och kustsediment på västkusten och ger även allmänna råd om provtagning och analys av sediment. Helcom har vägledningar för metaller och organiska miljögifter i sediment uppdelat i tre dokument (22/11/2018 för tungmetaller, 16/11/2017 för klorerade kolväten och 16/11/2017 för PAH:er). Ett annat vägledningsdokument är CIS (Common Implementation Strategy) Guidance Document No. 25: Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive (Ref. 16), som är relevant för vatten- samt havsförvaltningsarbete inom EU. Vägledning från dessa har inkluderats i undersökningstypen, men för detaljerad information hänvisas till ursprungsdokumentet. Förutom ovan nämnda internationella vägledningsdokument finns det även standarder som kan vara lämpliga att följa, exempelvis ISO 5667-12:2017 Guidance on sampling of bottom sediments from rivers, lakes and estuarine areas (Ref. 17), SS-EN ISO 5667-19:2004 Riktlinjer för provtagning av marina sediment (Ref. 18) och SS-EN ISO 5667-15:2009 Vägledning om konservering och hantering av slam- och sedimentprover (Ref. 19).

4. Strategi

4.1. Provplatser/övervakningsstationer

Havs- och sjöbottnar kan delas in i erosions-, transport- och ackumulationsbottnar. För att provtagningsplatsen ska representera ett område där partiklar sedimenterar och blir kvar är det viktigt att välja områden som utgörs av ackumulationsbotten. Dessa förekommer i regel, men inte alltid, i de djupaste områdena i sjöar och havsbassänger. Där vindpåverkan normalt är liten kan ackumulationsbottnar finnas även relativt grunt. För att identifiera lämpliga provtagningsplatser i områden som inte tidigare undersökts rekommenderas att botten topografi, så kallat batymetri, och om möjligt även sedimentets beskaffenhet undersöks innan provtagning med hjälp av hydroakustiska mätningar (Ref. 15).

På ackumulationsbottnar sedimenterar finkornigt material med relativt hög halt av organiskt material, som komplexbinder och binder många organiska ämnen och metaller (Ref. 20). Föroreningshalterna är därför generellt högre i finkornigt sediment än i grövre

fraktioner som sand. Om provtagning, mot rekommendationen i denna manual, sker i sediment som inte är finkornigt är det viktigt att beakta att resultaten inte är direkt jämförbara men att normaliseringsmetoder kan förbättra jämförbarheten. Ett exempel på detta är att sikta sedimentet för att få ut finfraktionen ($< 63 \mu\text{m}$, i en del fall $< 20 \mu\text{m}$). Detta är inte ett vanligt förfarande inom svensk miljöövervakning men information om hur detta kan göras finns i vägledning från Ospar (Ref. 15). En tumregel från EU:s vattenförvaltningsarbete (Ref. 16) är att om sedimentet till övervägande del ($>80\%$) består av finmaterial är kornstorleken av mindre betydelse för föroreningshalterna och siktning är inte nödvändigt. I vissa fall används även normalisering till ett grundämne (aluminium eller litium) eller till en viss mängd organiskt kol, se kapitel 5 Undersökningen.

Vid val av passande provtagningsplatser ska således följande tas i beaktande där så är relevant utifrån frågeställningen:

- Bottnen ska huvudsakligen utgöras av samt ha en kontinuerlig sedimentation av finmaterial. Med finmaterial menas fraktioner med en diameter på $<63 \mu\text{m}$.
- Kunskap om i vilken hastighet sedimentet ackumuleras. Denna faktor påverkar valet av intervall med vilka provtagning bör ske och även vilket djup av sedimentet som bör provtas.
- I det fall trender av föroreningshalter i sediment ska bedömas bör bottnen om möjligt vara opåverkad av bioturberande organismer som påverkar sedimentets lagerföljd. Detta är av mindre betydelse då bedömningar av ekologiska effekter av föroreningar ska göras.
- Kunskap om botten lutning. Provplats bör varken ligga i ett eller nedanför ett område där botten har en så kraftig lutning att det föreligger risk för skred.
- Kunskap om eventuella föroreningskällor i området.

Sediment med innehåll av sand eller grus är tecken på en erosionsbotten. Den sortens iakttagelse gör att man vid provtagningen kan konstatera att provtagningsplatsen är olämplig för syftet med undersökningen. Det är dock inte alltid som ackumulationsbottnar bara innehåller nysedimenterat material; det kan ske stor resuspension även i t.ex. en del djupa sjöar (Ref. 21).

4.2. Frekvens och tidpunkter

Sediment är en matris som inte omsätts så snabbt, till skillnad från exempelvis ytvatten. Det är därför generellt inte meningsfullt att provta sediment flera gånger per år. Frekvensen för provtagning av sediment, och vilket djup som bör provtas, styrs av sedimentets ackumulationshastighet. Som exempel, om ackumulationshastigheten är beräknad till omkring 2 mm/år är en passande frekvens vart 5:e-6:e år med ett provtagningsdjup på 0–1 cm. Sediment i sjöar och nära kusten kan ha en stor tillförsel av material från land och därför också en hög ackumulationshastighet. På dessa ställen kan det vara lämpligt att ha en i tiden tätare provtagning, eller använda sig av ett större provtagningsdjup utan att få en försämrad upplösning i tid.

Inom vattenförvaltningsarbetet finns mer specifika krav på provtagningsfrekvens. I vägledningsdokument inom genomförandestrategin för vattendirektivet (CIS 25, Ref. 16) anges att övervakning bör ske minst en gång per år för att bedöma tillstånd för ämnen som har en bedömningsgrund (EQS) och minst en gång vart tredje år för trendanalys, om inte teknisk kunskap och expertbedömning motiverar ett annat intervall. Här anges också att provtagningsfrekvensen för sediment bör bestämmas med hänsyn till hur snabbt sedimentet förändras, då det påverkas av hydrodynamiska förhållanden och ackumulationshastighet. Det finns också regler om övervakningsfrekvens i HVMFS 2015:26 (Ref. 8), t.ex. att kontrollerande övervakning av sediment ska göras minst en gång vart 6:e år (17 §). Valet av frekvens för provtagning av sediment bör således motiveras, och hänsyn bör då tas till syftet med övervakningen och bestämmelser kopplade till detta, samt hur snabbt sedimentet förändras.

Det finns också krav inom vattenförvaltningsarbetet att dess övervakning ska möjliggöra en långsiktig trendanalys för en del ämnen som tenderar att ackumuleras i sediment (HVMFS 2015:25, Ref. 8, 15 §). Trendanalys kan genomföras över tid, men då är det särskilt viktigt att inte ändra provtagningsdjup på ytsedimentet under tiden. Det är också möjligt att provta en sedimentkärna och analysera flera nivåer, kombinerat med datering av nivåernas ålder.

Även om det generellt inte är meningsfullt att provta sediment ofta så finns det platser där de hydrodynamiska förhållandena kan variera stort över året, och därmed även sedimentets karaktär. Exempel på sådana platser är vissa estuarier, vattendrag och dammar (Ref. 16). Om sedimentets karaktär ändras, såsom andelen finmaterial, påverkas också föroreningshalterna. Rekommendationen i denna manual är att miljöövervakning ska ske i sediment med kontinuerlig ackumulation och vid återkommande provtagning under samma tid på året om möjligt. Om de hydrodynamiska förhållandena varierar under året bör provtagningen genomföras vid samma tid på året när vattenhastigheten är låg (Ref. 16). En annan sak som kan vara relevant att tänka på vid planering av övervakningsprovtagning är att föroreningshalterna i sediment kan variera över året på grund av ändringar i utsläppsmängder t.ex. användning av bekämpningsmedel (Ref. 16).

Vilket djup på ytsedimentet som ska provtas är kopplat till provtagningsfrekvensen och bör bestämmas utifrån sedimentackumulationshastigheten, hur omblandat sedimentet är av biota (s.k. mixing rate) och syftet med den specifika undersökningen (Ref. 15 och 16). Om undersökningen behöver ge en bra upplösning i tid bör endast det allra översta sedimentet provtas (t.ex. 0-1 cm, men beroende på ackumulationshastighet). Om syftet är att utvärdera ekologiska effekter eller genomföra en statusklassning enligt vattendirektivet är det möjligt att provta ett tjockare ytlager (enligt CIS 25 från en centimeter upp till fem centimeter tjockt, givetvis även detta beroende på ackumulationshastighet; Ref. 16). För att kunna jämföra över åren bör samma provtagningsdjup användas.

Eftersom sedimentackumulationshastigheten kan variera kraftigt från plats till plats är det avgörande att ha god kunskap om denna för att kunna planera provtagningen och för att kunna tolka resultaten. Variationer av halter av ett ämne mellan provlokaler kan bero på skillnader i ytsedimentets ålder på grund av varierande ackumulationshastighet, och inte nödvändigtvis av rumsliga skillnader orsakade av t.ex. punktkällor. Mätningar av ackumulationshastigheten kan göras med hjälp av radionuklider eller, då det är möjligt, med andra tekniker som räkning av varv. De vanligaste radionukliderna som används är ^{137}Cs , $^{239,240}\text{Pu}$, ^{210}Pb and ^{234}Th (Ref. 15).

4.3. Statistiska aspekter

Hur provtagningen ska planeras beror på syftet med undersökningen samt vilka frågeställningar som ska besvaras. Provplatser bör placeras representativt i området som är av intresse utifrån frågeställningen, med hänsyn taget till den förmodade variationen för relevanta parametrar (viktiga exempel kan vara sedimentets egenskaper och föroreningsnivåer samt batymetri). Fler provplatser behövs normalt vid högre variation men om syftet är att bedöma om halter inom ett område överskrider gällande gränsvärden bör provtagningen fokusera där föroreningsnivåerna förmodas vara högst.

Det är ofta önskvärt att få kunskap om hur föroreningshalterna varierar inom ett område. Då behövs replikat av prover (Ref. 15 och 16). En rekommendation som nämnts är tre till fem replikat per plats (Ref. 16). Då kemiska analyser av framför allt organiska föroreningar kan vara dyra är det inte alltid ekonomiskt möjligt att analysera flera replikat. En annan möjlighet är att ta prov på ett flertal platser inom ett område och föra ihop dessa till ett blandprov, förutsatt att det är förenligt med undersökningens syfte. På detta sätt får man en kostnadseffektiv skattning av medelvärde av halterna inom området även om man inte får ett mått på variationen. Det rekommenderas dock att replikat tas för en statistisk utvärdering av variabiliteten. Oavsett om replikat tas eller ett blandprov görs från flera platser ska koordinater för samtliga provplatser noteras. Blandprov rekommenderas inte heller för prover vars resultat avses användas till statusklassning inom vattenförvaltningen.

Vilka statistiska tester som bör väljas beror på frågeställning samt vad som ska utvärderas (Ref. 16). För att välja lämplig statistisk bearbetning eller metoder rekommenderas den handledning i "Dataanalys och hypotesprövning för statistikanvändare" som finns på Naturvårdsverkets webbplats. Se även en fristående webbplats med vägledning i miljöstatistik <http://www.miljostatistik.se>.

5. Undersökningen

5.1. Variabler

Vilka föroreningar som är aktuella att analysera i sediment varierar beroende på vad som är av intresse för den specifika undersökningen. Om sedimentet undersöks som en

del av arbetet inom vattenförvaltningen bör ämnen för vilka det finns bedömningsgrunder för sediment inkluderas (HVMFS 2019:25, Ref. 7). Det finns också ämnen som tenderar att ackumulera i sediment eller biota och vars trender ska övervakas även om inte alla har bedömningsgrunder för sediment (se HVMFS 2015:25, Ref. 8, 15 § där ämnen listas). Vattendirektivet ställer övergripande krav på att ämnen som ingår i klassificering av kemisk status (HVMFS 2019:25, Ref. 7, Bilaga 6) ska övervakas om de släpps ut i avrinnings- eller delavrinningsområdet, medan särskilt förorenande ämnen ska övervakas om de släpps ut eller tillförs i betydande mängd (HVMFS 2015:26, 8 §). Observera att inte alla ämnen tenderar att hamna i sediment, utan ämnen som är vattenlösliga eller flyktiga förekommer i stället företrädesvis i vattenfas eller i luften. Det bör därför göras en bedömning av om sediment är rätt matris för den aktuella frågeställningen samt ämnet i fråga. Vägledningsdokument inom genomförandestrategin för vattendirektivet (CIS 25, Ref. 16) utgår från ämnets fördelningskoefficient mellan oktanol och vatten (K_{OW}) för att avgöra detta. K_{OW} visar hur hydrofobt ett ämne är, dvs. hur gärna det löser sig i fett eller binder till partiklar i stället för att vara löst i vatten. Tumregeln enligt CIS 25 är att ämnen med en $\log K_{OW} > 5$ bör mätas i sediment, ämnen med en $\log K_{OW} < 3$ bör mätas i vatten, och för ämnen med $\log K_{OW}$ mellan 3 och 5 är sediment en möjlig matris. Analyser av vatten har ofta lägre analyskostnader då provberedning och upprening generellt är enklare än för en komplex matris som sediment. Att mäta ämnen i biota är också ett alternativ men där kan vissa organismer vara olämpliga för vissa ämnen; exempelvis metaboliseras polycykliska aromatiska kolväten, PAH:er, relativt snabbt i fisk och ansamlas inte.

Vissa uppgifter om sedimentet är obligatoriska att övervaka och rapportera till datavärd. Andra uppgifter är rekommenderade att ha med för att underlätta tolkningen av resultaten och kan även vara nödvändiga för att utföra en korrekt statusbedömning. Innan undersökningen bör datavärdens rapporteringsmall laddas ned (se kapitel 8 Hantering och leverans av data) för att säkerställa att samtliga variabler som ska rapporteras inkluderas. En del variabler är obligatoriska beroende på syftet med miljöövervakningen, t.ex. om det är övervakning inom vattenförvaltningen eller om data ska rapporteras till Oskar. Nuvarande obligatoriska/rekommenderade variabler finns i tabell 1. Nedan beskrivs en del variabler i mer detalj.

En normalisering av analysresultatet till halten totalt organiskt kol (TOC) kan vara nödvändig, t.ex. för vattenförvaltningens bedömningsgrunder (för alla organiska ämnen samt koppar; Ref. 7) eller för harmoniserade statusbedömningar inom Oskar (Ref. 15). Därför ska TOC analyseras när provtagningen görs i dessa syften, även om detta inte är en variabel som är obligatorisk att rapportera in till det nationella datavärdskapet. Det rekommenderas starkt att inkludera TOC även i övriga fall för att möjliggöra eventuella normaliseringar i framtiden på det lagrade datat. En tilläggsparameter som kan analyseras är glödningsförlust (även kallat glödförlust), vilket är ett mått på det organiska materialet i sedimentet. En del av detta organiska material är organiskt kol, och glödförlust kan därför räknas om till TOC med en korrelationsfaktor. För att kunna använda glödförlust

för att beräkna TOC krävs det att det finns en tillförlitlig korrelation mellan TOC och glödförlust för liknande typer av prover.

För metaller kan normalisering behöva göras inte bara till TOC, utan även till aluminium (Al) eller litium (Li) för att möjliggöra jämförelser med andra dataset. Om dessa variabler behöver mätas beror på syftet med undersökningen. Det finns inga krav på detta inom vattenförvaltningen (Ref. 7), däremot om data ska användas inom Ospar (Ref. 15). Kravet gäller då aluminium medan litium rekommenderas att rapporteras. Denna normalisering görs för att justera för variationer i innehållet av finmaterial i sedimentet, även efter en siktning. Det är emellertid bättre att provta ackumulationsbottnar med finkornigt sediment i stället för att behöva sikta. Att aluminium och litium kan användas som s.k. proxy (representant) för lerinnehållet beror på att lermineral innehåller mycket av dessa ämnen medan sand, som främst består av kvarts, inte gör det (Ref. 16). Ett problem gällande aluminium är dock att det på en del platser kan finnas betydande mängder även i grövre sedimentfraktioner, exempelvis om sedimentet härrör från glacial erosion av magmatiska bergarter. Det kan då finnas aluminium i fältspatsmineral i de grövre sedimentfraktionerna (Ref. 22). För mer information om normalisering, se Technical Annex 5 i CEMP Guidelines for monitoring of contaminants in sediment (Ref. 15).

En annan variabel som är av intresse är sedimentets vattenhalt, för att kunna göra omräkningar mellan föroreningshalt på torrvikts- respektive våtviktsbasis. Det rekommenderas därför starkt att detta mäts samt att det även rapporteras in till datavärd som en parameter för respektive prov, även om det inte är en obligatorisk variabel. Detta är av vikt i synnerhet om enheten som använts vid rapportering av föroreningshalter har varit per våtvikt sediment.

Redoxförhållandena, dvs. syretillgången, spelar en avgörande roll för metallers rörlighet i sedimentet. Detta är viktigt att ta hänsyn till t.ex. då jämförelser mellan koncentrationer i ytsediment och längre ner i sedimentet ska göras. Om sedimentet är reducerat men med en oxiderad yta brukar vissa grundämnen som mangan, järn, arsenik och fosfor migrera uppåt i sedimentet och anrikas i ytan där de adsorberas till järnoxider (Ref. 23). Tungmetaller som kvicksilver, bly, zink, koppar, nickel och kadmium är däremot mer stabila under reducerade förhållanden då de ofta faller ut med sulfider och bildar svårlösliga föreningar (Ref. 23). Det rekommenderas därför att notera om sedimentet är reducerat eller oxiderat och rapportera detta till datavärd. Vid hög belastning av organiskt material kan syrebrist uppkomma redan någon centimeter ned i sedimentet trots att syre finns tillgängligt i vattnet ovanför.

En del sedimentparametrar är som sagt obligatoriska eller rekommenderade att rapportera till datavärdskapet. Det är även önskvärt att det görs en allmän beskrivning av sedimentprovet utifrån en okulärbesiktning. Här hänvisas till standarderna SS-EN ISO 14688-1 *Benämning och indelning av jord* (Ref. 24) och SS-EN ISO 14688-2 *Identifiering och klassificering av jord* (Ref. 25) som även ligger till grund för Svenska geotekniska föreningens rapport 1:2016, Jordarternas indelning och benämning (Ref.

26). Förutom jordarter, dvs. sedimenttyp, och färg bör beskrivningen även omfatta observationer om lukt (t.ex. svavelväte), fastheten på sedimentet, om det är varvigt eller skiktat, om det förekommer t.ex. konkretioner eller aggregat, och om det förekommer biota.

Tabell 1. Variabler för övervakning av föroreningar i sediment. Föroreningsvariabler tillkommer men varierar beroende på undersökning. För varje variabel anges varför den är obligatorisk eller rekommenderad, t.ex. om den krävs vid inrapportering av data till nationell datavärd (DV).

Variabel	Metodmoment	Enhet / klassade värden	Prioritet	Referens
Sedimentdjup	Mätning	cm	Obligatorisk	Obligatorisk vid inrapportering till DV
Sedimenttyp	Uppskattat värde	Klassat ¹	Obligatorisk	Obligatorisk vid inrapportering till DV
TOC	Analys	%	Obligatorisk/ rekommenderad	Obligatorisk vid användande av en del bedömningsgrunder i HVMFS 2019:25 (Ref. 7), i övrigt starkt rekommenderad.
Aluminium	Analys	mg/kg TS	Obligatorisk/ rekommenderad	Obligatorisk vid användande av (grundämnes-) data inom Ospar, i övrigt starkt rekommenderad.
Litium	Analys	mg/kg TS	Rekommenderad	Rekommenderad, i synnerhet vid användande av (grundämnes-)data inom Ospar
Vattenhalt	Vägning/torkning	%	Rekommenderad	Viktig för omräkning av data som är angivet per torrsvikt respektive våtsvikt av sedimentet
Kornstorlek	Analys eller uppskattat värde	Klassat ¹	Rekommenderad	Rekommenderad vid inrapportering till DV, t.ex. om kornstorleken är < 63 µm eller < 20 µm
Sedimentfärg	Uppskattat värde	Klassat ¹	Rekommenderad	Rekommenderad vid inrapportering till DV
Redox-förhållanden	Uppskattat värde	Klassat ¹	Rekommenderad	Rekommenderad vid inrapportering till DV
Vattendjup	Mätning	m	Rekommenderad	Rekommenderad vid inrapportering till DV
Sedimentlukt			Rekommenderad	Viktig information om sedimentet, men ingår inte i inrapportering till DV
Sedimentets fasthet, varvighet/skiktning, förekomst av konkretioner/aggregat/biota			Rekommenderad	Viktig information om sedimentet, men ingår inte i inrapportering till DV

¹ Enligt kodlista för datavärdskapet för miljögifter, tillgänglig (2022-07-06) på <https://kodlistor.miljodatasamverkan.se/def/>.

5.2. Observations- och provtagningsmetoder

För att få sedimentskikt som motsvarar det djup man vill provta bör sedimentkärnorna tas med en rörprovtagare med efterföljande skivning av kärnan i fält. Ytsedimentet omhändertas för att bedöma den mest recenta föroreningssituationen, medan djupare prover också kan tas vid de djup/tidpunkter som kan vara av intresse. Ytsedimenten avspeglar de senaste årens belastning, medan sedimenten i djupare sedimentskikt avspeglar föroreningssituationen under tidigare år. Exakt vilket djup som motsvarar förindustriell tid beror på sedimentackumulationshastigheten på den specifika platsen.

Vid provtagning är rörprovtagare att föredra framför bottenhuggare som ger otillförlitlig uppfattning om skiktning och lagerföljder. Rörprovtagare med utbytbara plaströr finns i olika varianter, t.ex. Kajak, Limnos eller Willner. Vid provtagning av sediment från båt där vinsch finns att tillgå kan tyngre provtagare användas, t.ex. Gemini- eller GEMAX-provtagare. Om inte rörprovtagare kan användas är provtagare av typen lådprovtagare (t.ex. Boxcorer eller Ekman) att föredra framför typen gripskopor (t.ex. van Veen eller Ponar) då de sistnämnda ger en större störning av provet.

Att provtagaren ger en ostörd bottenyta är viktigt när ytsediment ska analyseras för sitt föroreningsinnehåll, så att inte små lätta partiklar försvinner från provet vilket ger felaktigt låga halter. Det kan därför vara bra att reducera hastigheten när provtagaren börjar närma sig sedimentet så att de fina partiklarna inte sköljs bort av tryckvågen (Ref. 16). Endast prov med ingen eller liten störning av ytsedimentet bör accepteras. Sedimentprovet får inte heller ha en lutande yta i förhållande till horisontalplanet i provtagningsröret eftersom det innebär att det inte går att få ett korrekt provtagningsdjup när sedimentkärnan skivas.

När en sedimentkärna skivas bör man undvika att provta det yttre sedimentet som har varit i kontakt med röret, eftersom detta sediment kan ha transporterats längs röret vid provtagningen (s.k. smearats) och således inte motsvarar rätt djup i sedimentet. En annan anledning att undvika att provta sediment som har varit i kontakt med provtagningsutrustningen är att minimera kontaminering från provtagarmaterialet. Rostfritt stål är till exempel ett bra material men kan kontaminera provet med nickel eller krom, och provtagare med en coating kan också ge kontaminering från t.ex. rost eller färg (Ref. 16). En rekommendation från Ospar är att om provtagare av metall används när sedimentet ska analyseras för metaller bör de vara av rostfritt stål och man bör undvika att provta sediment som har varit i kontakt med provtagarens ytor (provta > 1 cm från ytan; Ref. 15). Oavsett provtagningsutrustning är det viktigt att ta hänsyn till potentiell kontaminering och anpassa provtagningsutrustning och provtagningskärl utifrån detta. Exempelvis ska provtagning med metallutrustning undvikas när metallanalyser ska utföras och plastburkar ska undvikas för lagring av prover som ska analyseras för vissa organiska ämnen.

Vid provtagningen bör man notera de olika skiktens färg, speciellt om sedimentet är svart och luktar svavelväte, vilket är ett tecken på syrebrist och reducerade förhållanden. Det är också mycket viktigt att notera vattenhalten hos ytsedimentet för att säkerställa att tillräcklig provvolym samlas in. För att analysera ett stort antal organiska substanser krävs en stor mängd torrt sediment. På de platser där sedimenten är mycket vattenhaltiga krävs därför att en stor sedimentvolym samlas in för att erhålla tillräcklig mängd material, och om provdjupet är 0-1 cm krävs således att material från många sedimentkärnor slås ihop. Innan provtagning bör kontakt ha tagits med det planerade laboratoriet för att fastställa vilken provvolym som krävs.

Burkar som används för förvaring av sedimentprover kan i en del fall erhållas från det planerade laboratoriet. Om de inte är rengjorda bör de rengöras noggrant innan användning, för organiska miljögifter generellt med organiska lösningsmedel. Kärll för metaller rengörs generellt med syratvätt, även om detta är av större vikt vid vattenprover där metallerna kan förekomma i spårhalter än vid sedimentprover. Huruvida kärlden behöver syratvättas eller inte bör undersökas innan användning (Ref. 15). Även övrig utrustning bör hållas väl rengjord för att minimera risk för kontaminering. Tänk på att det kan finnas krav på rengöring för att förhindra spridning av sjukdomar mellan vattenförekomster, t.ex. kräftpest.

5.3. Utrustningslista

- Utrustning för djup- och positionsbestämning
- Sedimentprovtagare
- Tillhörande utrustning för att hantera och homogenisera prov, t.ex. kärll, skedar.
- Utrustning för att skiva sedimentkärnor i fält
- Tumstock för mätning av sedimentkärnans längd
- Burkar för förvaring av sedimentprov
- Kylväskor med frysklappar
- Utrustning för fotodokumentation
- Utrustning för att sikta sediment i fält (vid behov)

5.4. Tillvaratagande av prov och analysmetod

Tillvaratagande av prov

Om provet inte består av finmaterial, dvs. material med kornstorlek $< 63 \mu\text{m}$ (lera och silt), kan en siktning behöva göras. Mer information om hur detta görs finns i Ref. 15.

Prover för analys av organiska miljögifter brukar i regel förvaras i glasburkar, och så mycket av utrustningen som möjligt bör vara i metall för att minimera användningen av plast, t.ex. skedar och kärll. Aluminiumburkar kan också användas. Glasburkars lock har ofta en insida av plast, och här är teflon generellt ett bra material då det är inert och inte drar åt sig ämnet som ska analyseras. Teflon är emellertid inte ett bra material om

provet ska analyseras för sitt innehåll av fluorerade ämnen. För metaller och andra grundämnen används generellt plastburkar och annan utrustning i plast, även om glas tillåts enligt vägledningen för sedimentprovtagning inom vattenförvaltningen för att förenkla provtagningen (Ref. 16). Det är därför viktigt att anpassa valet av förvaringskärl utifrån vilka analyser som ska göras, och eventuellt ta flera prov i olika typer av burkar. En del burkar kan behöva vara i färgat material för att minimera nedbrytning på grund av solljus, vilket kan vara ett problem för t.ex. PAH:er, PBDE:er och organiska tennföreningar (Ref. 15). Diskussioner med det planerade laboratoriet rekommenderas innan provtagning för att välja rätt typ av förvaringskärl.

Burkarna bör förvaras svalt, eventuellt fryst. Frysning minimerar nedbrytning av föroreningar eller andra parametrar i proverna, t.ex. organiskt material, och är att föredra vid långvarig förvaring. Frysning kan emellertid påverka det organiska materialet och hur föroreningar kan fördela sig mellan olika delar av sedimentet (partiklar, organiskt material, porvatten). Det finns dessutom en risk för sönderfrysning av burkar, inte minst om de har fyllts av vattenhaltigt sediment. Även här rekommenderas en diskussion med det planerade laboratoriet för att fastställa hur snabbt proverna ska analyseras och hur de ska förvaras fram till detta. Vid långvarig förvaring bör proverna förvaras frysta eller frystorkade, även om de exakta instruktionerna kan skilja sig mellan olika ämnen/ämnesgrupper (se exempelvis Ref. 15). För totalanalyser av metaller är förvaringen vanligtvis inte kritisk och proverna kan förvaras kylt några veckor men det rekommenderas att de förvaras fryst eller frystorkat, framför allt vid längre förvaring. Prov för analys av kvicksilver bör förvaras i glaskärl då ämnet kan diffundera igenom plastkärl (Ref. 15 och 16).

Sedimentet kan analyseras som det är (vått) eller frystorkas innan analys beroende på ämne. Om en torkning görs kan sedimentet behöva mortlas/malas innan analys. Dyiga sediment med hög andel organiskt material är lätta att homogenisera, medan det för mer lerhaltiga sediment kan krävas malning i mortel, t.ex. en agatmortel. Vid alla behandlingar av prover är det viktigt att tänka på att minimera förlusten av ämne samt risken för att proverna förorenas. Det är också mycket viktigt att tänka på att göra en analys av vattenhalten, inte minst om proverna analyseras i vått skick; detta för att kunna redovisa föroreningshalten per torrsubstans av sedimentet.

Analysmetodik

Beroende på syftet med undersökningen kan vissa dokument med riktlinjer vara mer relevanta än andra. För Västerhavet bör riktlinjerna i Ospars vägledningsdokument CEMP Guidelines for monitoring contaminants in sediments följas, vilket även rekommenderas i vägledningsdokument för vattenförvaltningsarbetet (CIS 19; Ref. 27). För Östersjön har Helcom även tagit fram riktlinjer för vissa ämnesgrupper, nämligen tungmetaller, klorerade kolväten och PAH:er (t.ex. Ref. 28), som bör följas. Beroende på analys kan det också vara relevant att följa vissa standarder, eller delar av dessa, framtagna inom SIS/CEN eller ISO. Alla ämnen har dock inte analysmetoder nämnda i CEMP eller Helcom:s riktlinjer, eller i svenska och internationella standarder. Det

viktiga är att tillförlitliga och kvalitetssäkrade metoder används för extraktion, upprening samt kvantifiering av de organiska ämnen och grundämnen som ska analyseras.

En viktig fråga för grundämnen är vilken uppslutnings/extraktionsmetod som används vid analysen, total eller partiell. Total innebär en total upplösning av sedimentprovet med smälta eller fluorvätesyra (HF) vilket ger ett mått på totala innehållet av grundämnen i provet, inklusive ämnen bundna i mineralpartiklar. Den partiella uppslutningen görs med syror som kungsvatten eller salpetersyra (t.ex. svensk standard med 7 M HNO₃), vilket till skillnad mot totaluppslutningen gör att partiklar i den grövre fraktionen inte löses upp. När finkorniga sediment (< 63 µm) ska analyseras kan både total och partiell uppslutning användas. Studier har visat att liknande resultat erhöles med både totala och starka partiella uppslutningsmetoder för många grundämnen (Ref. 15), men det finns även studier som visar att olika uppslutningsmetoder ger skillnader i resultat (Ref. 29). Om mer grovkornigt sediment har provtagits, mot rekommendationerna i denna övervakningsmanual, föreslår Oskar att en totaluppslutning med HF görs och att normalisering till aluminium eller litium tillämpas (Ref. 15). Vägledning inom det europeiska vattenförvaltningsarbetet rekommenderar däremot en partiell metod med HNO₃ eller kungsvatten istället för HF (Ref. 16) En anledning till detta är att totaluppslutning kräver att det finns kunskap om bakgrundkoncentrationerna på grund av sedimentets geokemiska ursprung för att kunna utvärdera resultaten. Vid en jämförelse av koncentrationer inom ett område är det givetvis fördelaktigt att använda sig av samma uppslutningsmetoder. Observera också att om bedömningsgrunder från Naturvårdsverket för metaller i sediment i kust och hav används skiljer sig indelningen beroende på vilken uppslutningsmetod som använts (Ref. 12).

5.5. Fältprotokoll

Ett exempel på ett fältprotokoll finns i Bilaga 1. Det innehåller uppgifter som samlas in i fält och som är obligatoriska/rekommenderade vid inrapportering till datavärd efter slutförd mätkampanj, samt andra uppgifter som kan vara viktiga. Datavärdens rapporteringsmall bör dock gås igenom innan provtagning för att säkerställa att ett uppdaterat fältprotokoll används.

6. Andra förutsättningar inför undersökningens genomförande

6.1. Krav på tillstånd

Observera att det enligt lagen (2016:319) om skydd för geografisk information finns restriktioner för sjömätning och spridning av lägesbestämd information om havsbotten, t.ex. djup och sedimenttyp (Ref. 30). Detta gäller för undersökningar inom Sveriges sjöterritorium men limniska miljöer som sjöar och vattendrag är undantagna. Det kan

således vara nödvändigt att ansöka om sjömättnings- och spridningstillstånd för den geografiska informationen vid undersökningar i kust- och havssediment. Tillstånd för sjömätning söks hos Försvarsmakten och tillstånd för spridning hos Sjöfartsverket. Detta bör göras i god tid innan den planerade undersökningen.

6.2. Säkerhetsaspekter

Vid provtagning av sediment är två risker hantering av tung provtagningsutrustning och att falla överbord eller på annat sätt hamna i vattnet, t.ex. att gå genom isen. Hanteringen av provtagningsutrustningen bör gås igenom innan provtagning för att identifiera och förebygga riskfyllda moment. Flytväst bör bäras om det finns risk att hamna i vatten, och vid kall vattentemperatur bör räddningsdräkt eller liknande övervägas. Ensamarbete bör undvikas, och det är även fördelaktigt att ha en kontaktperson i land som kontaktas innan man ger sig ut och efter man har återvänt till land efter provtagningen.

7. Kvalitetssäkring

Samtliga procedurer inom miljöövervakningens genomförande måste regelbundet kontrolleras och valideras. Här kan NV:s och HaV:s gemensamma kvalitetsledningssystem för miljöövervakning (Ref. 31) vara till hjälp. Nedan följer några råd.

7.1. Fältarbete

Provtagning ska utföras av personer som har hög fältkompetens och som har erfarenhet av sedimentprovtagning för analys av föroreningar. Säkerställ att proverna märks på ett tydligt och permanent sätt så att prover inte sammanblandas och resultaten kan kopplas till rätt provtagningsplats. Proverna bör sparas tills resultaten är kvalitetsgranskade.

7.2. Laboratorieanalyser

Analyslaboratorierna måste ha ett kvalitetsledningssystem. I detta ingår bland annat att laboratoriet ska säkerställa detektions- och kvantifieringsgränser, mätosäkerhet och styrka deltagande i interkalibreringstester (exempelvis genom programmet WEPAL/QUASIMEME, se <https://www.wepal.nl/en/wepal/Home/Proficiency-tests.htm>). Om möjligt bör laboratoriet vara ackrediterat (enligt ISO/IEC 17025) för de relevanta analysmetoderna. En detaljerad lista över kvalitetskrav även på icke ackrediterade verksamheter, samt information om hur laboratoriers datakvalitet kan uppskattas och säkras, finns i bilagor till NV:s och HaVs kvalitetsledningssystem (Ref. 31).

För övervakning av ytvatten, inklusive sediment, inom vattenförvaltningsförordningen (HVMFS 2015:26, 26 och 27 §; Ref. 8) ställs mer specifika krav som med fördel även tillämpas vid andra övervakningssyften. Dessa krav omfattar, liksom de mer allmänna reglerna ovan, att analysmetoder ska valideras eller dokumenteras enligt standarden EN

ISO/IEC 17025 eller motsvarande och att laboratorierna ska ha visat sin kompetens genom att delta i provningsjämförelser samt analysera referensmaterial. Vidare får analysmetoderna ha en mätosäkerhet som är högst 50 % (vid $k = 2$) och kvantifieringsgränsen får inte vara högre än 30 % av nivån på kvalitetskravet, t.ex. en bedömningsgrund som ska utvärderas. I föreskrifterna anges också att om det inte finns ett fastställt kvalitetskrav för en viss parameter eller det inte finns en analysmetod som uppfyller kraven ovan, ska övervakningen utföras med bästa tillgängliga teknik som inte medför orimliga kostnader.

Vid övervakning av sediment med låga halter av föroreningar, till exempel sediment från utsjön, är det särskilt viktigt att beakta kvantifieringsgränser. I kustnära områden där miljön påverkas av större tillrinning från land och av eventuella punktkällor kan halterna vara högre.

Om syftet med övervakningen är trendövervakning är det viktigt att säkerställa kontinuitet med tidigare övervakning, både vad gäller provtagning och analys. Förändringar bör bara genomföras om jämförbarhet med tidigare data kan garanteras (Ref. 16), exempelvis vid byte av analysmetod.

7.3. Rapportering

För att underlätta rapportering till datavärd bör laboratoriet tillfrågas om resultaten i så stor utsträckning som möjligt kan levereras enligt datavärdens leveransmall. Säkerställ att all nödvändig information levereras från laboratoriet. Granska resultaten och kontakta laboratoriet för att verifiera avvikande värden.

8. Hantering och leverans av data

Nationell datavärd för föroreningar i sediment är Sveriges geologiska undersökning (SGU). Data som tagits fram med statlig finansiering ska vara öppna data och därmed rapporteras in. Data rapporteras in i en mall som erhålls på datavärdens webbplats, för närvarande på <https://www.sgu.se/produkter/geologiska-data/nationella-datavardskap/datavardskap-for-miljogifter/>. Det är lämpligt att ladda ner dataleveransmallen innan undersökningen påbörjas för att säkerställa att all information som krävs för rapportering samlas in. Data kan rapporteras in till datavärden i olika enheter, men det rekommenderas att rapportering sker som halt per torrsubstans (t.ex. $\mu\text{g}/\text{kg}$ TS) samt att vattenhalt också rapporteras.

Resultat kan även redovisas i en sammanställning, som med fördel publiceras i DiVA-portalen och länk sedan rapporteras till datavärd. Detta bestäms i samråd med uppdragsgivaren. Hur data ska utvärderas beror på syftet med undersökningen, se kapitel 4.3 om Statistiska aspekter. För bedömningsgrunder, se kapitel 3 om Strategi.

För beräkning av medelvärden ska, inom övervakningen av ytvatten enligt vattenförvaltningsförordningen (HVMFS 2015:26, Ref. 8), halva värdet av kvantifieringsgränsen användas i de fall halten anges vara under kvantifieringsgränsen. Om det däremot är en sammanlagd summa ska noll användas för resultat under kvantifieringsgränsen (29 och 30 §).

9. Synergieffekter

Det kan i vissa fall vara lämpligt att samordna provtagningen av sediment med annan provtagning, exempelvis av bottenlevande djur (mjukbottenlevande makrofauna för kust och hav och bottenfauna i sjöars profundal och sublittoral) eller av vattenkemiska variabler (t.ex. undersökningstyp för vattenkemi i sjöar). Vid anoxiska, dvs. syrefattiga, sediment bör man dock inte förvänta sig att finna makrofauna.

10. Tids- och kostnadsuppskattning

10.1. Fasta kostnader

Lättare provtagningsutrustning, såsom Kajak-provtagare och liknande, som kan användas i små båtar, har en hyrkostnad på i storleksordningen tusentals kronor per vecka (2022), medan tyngre utrustning för fartyg är dyrare. Kostnaden för båt eller fartyg varierar också kraftigt beroende på vilken miljö som provtas. För större utsjögående fartyg är kostnaden med bränsle i storleksordningen hundratusen kronor per dygn. Provtagning kan med fördel göras från is när möjligheten finns.

10.2. Analyskostnader

Analyskostnaderna beror på antalet prover som ska analyseras, vilka och hur många ämnen som ska bestämmas, vilken analysmetod man använder sig av och vilken kvantifieringsgräns som krävs. Då dessa parametrar kan variera stort mellan olika undersökningar är det inte möjligt att ange en generell analyskostnad.

10.3. Tidsåtgång

Även den arbetstid som krävs för provtagning och analys är i hög grad avhängig av ambitionsnivån. Generellt kan sägas att provtagning av sedimentkärnor på några lokaler i en måttligt (några hektar) stor sjö eller ett mindre kustområde tar upp till en arbetsdag för två personer.

11. Författare och kontaktpersoner

Kontakt Naturvårdsverket:

Johan Näslund
Miljögiftsenheten
Naturvårdsverket
106 48 Stockholm
Tel: 010- 698 10 33
E-post: johan.naslund@naturvardsverket.se

Författare:

Sarah Josefsson
Sveriges geologiska undersökning (SGU)
Box 670
751 28 Uppsala
Tel: 018-17 90 14
E-post: sarah.josefsson@sgu.se

12. Referenser

1. Brils, J. 2008. Sediment monitoring and the European Water Framework Directive. Ann. Ist. Super. Sanità 44, 218–23.
2. Havs- och vattenmyndigheten. Miljöövervakningens programområde Kust och hav. Hämtad 2022-07-06 från <https://www.havochvatten.se/overvakning-och-uppfoljning/miljoovervakning/organisation-och-programomraden/miljoovervakningens-programomrade-kust-och-hav.html>
3. Europaparlamentet och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. Europeiska gemenskapernas officiella tidning (L 327).
4. SFS 2004:660. Vattenförvaltningsförordning. Hämtad 2022-07-06 från https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/forordning-2004660-om-forvaltning-av_sfs-2004-660.
5. Europaparlamentet och rådets direktiv 2008/105/EG om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring och senare upphävande av rådets direktiv 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG och 86/280/EEG, samt om ändring av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60. Europeiska gemenskapernas officiella tidning (L 348).
6. Europaparlamentets och rådets direktiv 2013/39/EU av den 12 augusti 2013 om ändring av direktiven 2000/60/EG och 2008/105/EG vad gäller prioriterade ämnen på vattenpolitikens område). Europeiska gemenskapernas officiella tidning (L 226).

7. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling (HVMFS) 2019:25. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten.
8. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling (HVMFS) 2015:26. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om övervakning av ytvatten enligt vattenförvaltningsförordningen (2004:660).
9. Europaparlamentet och rådets direktiv 2008/56/EG om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på havsmiljöpolitikens område (Ramdirektiv om en marin strategi). Europeiska unionens officiella tidning (L 164).
10. SFS 2010:1341. Havsmiljöförordning. Hämtad 2020-07-06 från https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/havsmiljoforordning-20101341_sfs-2010-1341
11. Havs- och vattenmyndighetens författningssamling (HVMFS) 2012:18. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om vad som kännetecknar god miljöstatus samt miljökvalitetsnormer med indikatorer för Nordsjön och Östersjön.
12. Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Kust och hav. Rapport/Naturvårdsverket 4914. ISBN 91-620-4914-3. Naturvårdsverket, Stockholm.
13. Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport/Naturvårdsverket 4913. ISBN 91-620-4913-5. Naturvårdsverket, Stockholm.
14. Josefsson, S. 2017. Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. SGU-rapport 2017:12. Sveriges geologiska undersökning. Tabell även tillgänglig (2022-07-06) på Naturvårdsverkets hemsida, <https://www.naturvardsverket.se/vagledning-och-stod/miljoovervakning/bedomningsgrunder/>.
15. OSPAR Commission, 2018. CEMP Guidelines for Monitoring Contaminants in Sediments. Oskar Agreement 2002-16.
16. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document No. 25. Guidance on chemical monitoring of sediment and biota under the Water Framework Directive. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2010.
17. ISO 5667-12:2017. Water quality - Sampling - Part 12: Guidance on sampling of bottom sediments from rivers, lakes and estuarine areas. Fastställd 2017-07-18.
18. SS-EN ISO 5667-19:2004. Vattenundersökningar - Provtagning - Del 19: Riktlinjer för provtagning av marina sediment (ISO 5667-19:2004). Fastställd 2005-01-14.
19. SS-EN ISO 5667-15:2009. Vattenundersökningar - Provtagning - Del 15: Vägledning om konservering och hantering av slam- och sedimentprover (ISO 5667-15:2009). Fastställd 2009-08-31.
20. Håkanson, L., Jansson, M. 1983. Principles of lake sedimentology. Springer Verlag, ISBN 3-540-12645-7, 316 s.
21. Weyhenmeyer, G., Meili, M., Pierson, D. 1995. A simple method to quantify sources of settling particles in lakes: Resuspension versus new sedimentation of material from planktonic production. Marine and Freshwater Research 46, 223–231.

22. Loring, D.H. 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. *ICES Journal of Marine Science* 48, 101–115.
23. Farmer, J. G. 1991. The perturbation of historical pollution records in aquatic sediments. *Environmental Geochemistry and Health* 13, 76–83.
24. SS-EN ISO 14688-1: 2018. Geoteknisk undersökning och provning - Benämning och indelning av jord - Del 1: Benämning och beskrivning (ISO 14688-1:2017). Fastställd 2018-02-22.
25. S-EN ISO 14688-2:2018. Geoteknisk undersökning och provning - Identifiering och klassificering av jord - Del 2: Klassificeringsprinciper (ISO 14688-2:2017). Fastställd 2018-02-22.
26. Svenska geotekniska föreningen 2016. Jordarternas indelning och benämning. SGF Rapport 1:2016. Tillgänglig (2022-07-06) på www.sgf.net.
27. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC): Guidance Document No. 19. Guidance on surface water chemical monitoring under the Water Framework Directive. Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 2009.
28. HELCOM. Guidelines for the determination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in sediment. Hämtad 2022-07-06 från <https://www.helcom.fi/wp-content/uploads/2019/08/Guidelines-for-determination-of-PAH-in-sediment.pdf>.
29. Länsstyrelsen i Stockholm 2015. Miljögifter i sediment i Stockholm skärgård och östra Mälaren 2013. Rapport 2015:3. Tillgänglig (2022-07-06) på www.lansstyrelsen.se/stockholm/publikationer.
30. SFS 2016:319. Lag (2016:319) om skydd för geografisk information. Hämtad 2022-07-06 från https://www.riksdagen.se/sv/dokument-lagar/dokument/svensk-forfattningssamling/lag-2016319-om-skydd-for-geografisk-information_sfs-2016-319.
31. Naturvårdsverket & Havs- och vattenmyndigheten 2022-02-10. Systematiskt kvalitetsledningsarbete för samordnad miljöövervakning. Tillgänglig (2022-07-06) på <https://www.naturvardsverket.se/globalassets/vagledning/miljoovervakning/handledning/systematiskt-kvalitetsledningsarbete-for-samordnad-miljoovervakning.pdf>

13. Uppdateringar, versionshantering

Version 1:0, 2022-07-06. Övervakningsmanualen är en sammanslagning och omarbetning av de två tidigare undersökningstyperna för organiska miljögifter i sediment (version 1:0) respektive metaller i sediment (version 1:2). Den är även kompletterad med information från undersökningstypen för Basundersökning Sediment men ersätter inte denna.

Bilaga 1. Fältprotokoll

Datum:.....

Projekt:.....

Namn på provtagningspersonal, ackrediterad (ja/nej) samt organisation:

.....

Provplatsens namn:.....

SWEREF 99TM, N: E:

Provplatsmiljö¹:Provplatstyp¹:

Provtagningsmetod¹:

Vattendjup:m Mätmetod för djup:.....

Sedimentreplik nr: Kärnans totallängd: cm

Nivå (cm)	Sediment-typ ¹	Korn-storlek ¹	Sediment-färg ¹	Red/ox ¹	Provkod	Direkt-behandling ^{1,2}

Övriga observationer, t.ex. sedimentets fasthet och varvighet/skiktning, sedimentlukt (t.ex. svavelväte) och förekomst av konkretioner/aggregat/biota:

.....
.....
.....
.....

Kommentarer:.....

.....
.....

¹ Enligt kodlista för datavårdskapet för miljögifter, tillgänglig (2022-07-06) på <https://kodlistor.miljodatasamverkan.se/def/>.

² Hur provet behandlats efter det provtagits, innan det skickats till laboratorium.