



**STATENS
GEOTEKNISKA
INSTITUT**



SGI Vägledning 10

Bakgrundshalter i sediment

Begrepp, undersökningsmetoder och tillståndsbaserade
bedömningsgrunder

Linköping april 2024

SGI Vägledning:	10
Beställning:	Statens geotekniska institut
Diariernr:	1.1-2307-0893
Uppdragsnr:	10082
Totalt antal sidor	54

En vägledning från SGI ger kunskap, råd och rekommendationer, men är inte en anvisning för tillämpning av föreskrifter eller regelverk. Vägledningar ger uttryck för SGI:s samlade syn inom ett område.

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

Hänvisa till detta dokument på följande sätt:

SGI 2024, Bakgrundshalter i sediment, Begrepp, undersökningsmetoder och tillståndsbaserade bedömningsgrunder, SGI Vägledning 10, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping.

Foto på omslag: Thomas Adolfsén, Johnér

Förord

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

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

Regeringen tilldelade i juli 2019 Naturvårdsverket, SGI, Sveriges geologiska undersökning (SGU), Havs- och vattenmyndigheten samt länsstyrelserna ett regeringsuppdrag om förbättrad kunskap för hantering av förorenade sediment (2019-07-04 M2019/01427/Ke). Den här vägledningen är en av flera rapporter som följer av detta regeringsuppdrag.

Denna vägledning har en bred målgrupp, eftersom det är aktuellt att utvärdera uppmätta föroreningshalter i sediment i många olika situationer. I vägledningen förtydligas innebörden av begreppet bakgrundshalt i sediment och hur begreppet används i olika sammanhang, såsom vid inventering och utredning av förorenade sedimentområden, vattenförvaltning, provning och tillsyn av miljöfarlig verksamhet och vid hantering av dumpningsdispenser. Här lyfts också några viktiga aspekter att tänka på vid undersökning av bakgrundshalter i sediment. Vägledningen kompletterar och förtydligar delar av bland annat avsnitt 3.2.4 om bakgrundshalter i Naturvårdsverkets rapport 5977 *Riskbedömning av förorenade områden* (Naturvårdsverket, 2009b).

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

Johan Anderberg, GD, har beslutat att ge ut vägledningen, Linköping i april 2024.

Innehållsförteckning

Sammanfattning	8
Summary	10
1 Inledning	11
1.1 Bakgrund	11
1.2 Syfte med vägledningen	12
1.3 Målgrupper	13
1.4 Läsanvisning	13
1.5 Avgränsningar	13
1.6 Terminologi	14
2 Vad menas med bakgrundshalt i sediment?.....	15
2.1 Naturlig och förindustriell bakgrundshalt.....	15
2.1.1 När används begreppet naturlig bakgrundshalt?	15
2.1.2 Vad är naturligt?	16
2.1.3 Förindustriell bakgrundshalt	17
2.2 Undersökning av förindustriell bakgrundshalt	18
2.2.1 Förindustriell bakgrundshalt undersöks på ackumulationsbottnar	18
2.2.2 Flera skikt bör analyseras	20
2.2.3 Provtagningsdjupet	20
2.2.4 Åldersbestämning behövs	22
2.2.5 Att tänka på vid kemisk analys och tolkning av data.....	22
2.3 Rådande bakgrundshalt och antropogen storskalig diffus föroreningsspridning.....	23
2.3.1 Rådande bakgrundshalt	24
2.3.2 Allmänt förekommande föroreningar i vattenmiljön	25
2.4 Undersökning av föroreningstillskott och rådande bakgrundshalt	27
2.4.1 Uppströms halt	27
2.4.2 Uppmätt halt vid referenslokaler	29
2.4.3 Att tänka på vid tolkning av data	29
2.5 Lokal och nationell bakgrundshalt	30
3 Tillståndsbaserade bedömningsgrunder	31

3.1	Förindustriell bakgrundshalt och avvikelse från denna	31
3.1.1	Förindustriella bakgrundshalter.....	31
3.1.2	Avvikelseklasser för metaller	36
3.2	Tillståndsklasser för organiska ämnen	40
3.3	Jämförelser mot övervakningsdata	44
4	Hur bakgrundshalterna kan användas i praktiken.....	45
4.1	När kan bakgrundshalter i sediment behöva beaktas?	45
4.2	Fiktivt exempel	46
	Havsviken Strandhugget i vattenförekomsten Kustpärlan.....	47
5	Referenser	50

Sammanfattning

Föroreningars bakgrundshalter i sediment kan behöva beaktas vid olika typer av utredningar och myndighetsbeslut. Beroende på sammanhanget kan begreppet bakgrundshalt emellertid ha olika betydelse. I den här rapporten beskrivs innebörden av begreppen *naturlig*, *förindustriell* respektive *rådande* bakgrundshalt.

Exempel på sammanhang där kännedom om olika typer av bakgrundshalter behövs är utredningar av förorenade områden, vattenförvaltning, vattenverksamhet, dispensgivning till dumpning av muddermassor samt provning och tillsyn av miljöfarlig verksamhet.

Naturlig bakgrundshalt är ett relevant begrepp bara för de ämnen som förekommer naturligt och som spridits via naturliga processer. Begreppet kan definieras som *halten av ett naturligt förekommande ämne utan tillskott från mänskliga aktiviteter*.

I de fall då hänsyn till den naturliga bakgrundshalten behöver tas bör uppmätt *förindustriell bakgrundshalt* användas som referenstillstånd. Den förindustriella bakgrundshalten kan definieras som *halten av ett naturligt förekommande ämne utan tillskott från mänskliga aktiviteter som ägt rum efter industrialiseringens början*.

Den förindustriella halten i sediment varierar geografiskt och bör bestämmas platsspecifikt. Genom att undersöka olika nivåer av en sedimentkärna går det att mäta hur halterna har varierat tillbaka i tiden. Förindustriell bakgrundshalt kan därför i normalfallet bestämmas genom provtagning på ackumulationsbottnar och analys av de skikt som sedimenterat före år 1800. Åldersbestämning av sedimentskikten kan göras med hjälp av till exempel isotopanalys eller studier av trender av föroreningar med kända utsläppstoppar.

Med *rådande bakgrundshalt* avses *summan av naturlig halt och diffust antropogent tillskott*. Begreppet kan för sediment även definieras som *förindustriell bakgrundshalt plus det föroreningstillskott som inte kan spåras till en eller flera relativt väl definierade källor*. I huvudsak den förorening som uppstått till följd av långväga atmosfärstransport eller persistenta föroreningar som har transporterats långväga i vattnet, exempelvis ute till havs.

Den rådande bakgrundshalten varierar geografiskt och föroreningskoncentrationer vid referenslokaler kan användas som jämförelse för att bedöma i hur hög grad uppmätta halter avviker från rådande bakgrundshalter.

I de fall platsspecifika undersökningar inte är möjliga kan så kallade *tillståndsbaserade bedömningsgrunder* användas för att få en uppfattning om hur hög en uppmätt halt är i ett nationellt perspektiv. Valda tillståndsbaserade bedömningsgrunder redovisas i den här rapporten och genom ett fiktivt exempel illustreras hur de kan användas.

Summary

The background concentrations of sediment contaminants need to be considered on various occasions, such as when making regulatory decisions. The term *background concentration* may carry different meanings in different contexts, such as during the investigation of contaminated sites, river basin management, dredging and the handling of dredged sediment as well as in permitting processes and regulation of environmentally hazardous activities. Therefore, in this report, we elaborate on the use of *natural*, *pre-industrial* and *ambient background*.

A natural background concentration is a relevant concept only for those substances that occur naturally and that have been released and transported through natural processes. The term can be defined as *the concentration of a naturally occurring substance with no additional contaminant load arising from anthropogenic activities*.

In cases where the natural background concentration needs to be considered, the measured *pre-industrial background concentration* should be used as a reference state. The pre-industrial background concentration can be defined as *the concentration of a naturally occurring substance with no additional contaminant load from anthropogenic activities that took place after the beginning of industrialization*.

The pre-industrial concentration of sediment contaminants varies geographically and should be assessed per individual site. By examining different layers within a sediment core, it is possible to measure how the contaminant concentration has varied previously. Pre-industrial background concentration of sediment contaminants can therefore typically be determined by sampling in accumulation areas and analyzing layers that were deposited before the year 1800. The age of the different layers can be determined using, for example, isotope analyses or studies of pollution trends of contaminants with known emission peaks.

Ambient background concentration, also called diffuse background concentration, refers to the sum of *the natural concentration and the diffuse anthropogenic load*. For sediments, the term can also be defined as *pre-industrial background concentration plus the contaminant load that cannot be traced to one or more relatively well-defined sources*. Thus, mainly the pollution that has arisen because of long-distance atmospheric transport or persistent pollutants that have been transported long distances in the aquatic environment.

The ambient background concentration varies geographically. Contaminant concentrations at reference monitoring stations can be used to assess how much a measured concentration deviates from the local ambient concentration. Where site-specific investigations are not possible, assessment criteria based on the distribution of measured concentrations in the environment can be used to get an idea of how high a measured concentration is in a national perspective. These assessment criteria are presented in this report and a fictitious example illustrates how they can be used.

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Våra vattenmiljöer är idag påverkade av storskalig diffus föroreningsspridning, som en följd av till exempel långväga lufttransport. Lokalt och regionalt tillkommer föroreningar från både pågående och historiska mänskliga aktiviteter. Höga metallhalter i vattenmiljön kan även ha naturliga orsaker såsom höga halter i berggrunden.

Många föroreningar binder till partiklar, som i vattenmiljöer förr eller senare sedimenterar (sjunker till botten). Sedimentföroreningar är numera allmänt förekommande, men halterna varierar. Vid tillräckligt höga halter kan sedimentföroreningar utgöra en risk för sediment- och vattenlevande organismer och störa de akvatiska ekosystemen.

Rovdjur, såsom fiskätande fåglar, men också vi människor, kan påverkas negativt av sedimentföroreningar som tas upp i bottenlevande organismer och sprids vidare i den akvatiska näringsväven. Sker det en spridning av föroreningar från sedimenten kan det leda till att nyttjandet av vattenmiljön och dess naturresurser, exempelvis som dricksvatten, försväras.

Föroreningshalten säger inte automatiskt vilken toxisk effekt föroreningen har på levande organismer eller hur stora mängder förorening som kan spridas från sedimenten. Inte heller vilken typ av åtgärder som kan behövas för att minska riskerna.

Ett första steg för att avgöra om riskerna behöver bedömas, och om någon form av åtgärder behöver vidtas för att minska riskerna, är att jämföra uppmätta halter mot de halter som förekommer naturligt eller som en följd av diffus storskalig föroreningsspridning. Kännedom om sådana bakgrundshalter kan behövas vid till exempel:

- Inventering av förorenade sedimentområden
- Problembeskrivning vid utredning av förorenade sedimentområden
- Riskbedömning av förorenade sedimentområden
- Formulering av övergripande åtgärds mål för förorenade områden
- Vattenmyndighetens klassificering av status hos en vattenförekomst
- Dumpningsdispenser
- Tillståndsgivning till muddring och andra arbeten i vatten som påverkar sediment
- Tillsyn och prövning av miljöfarlig verksamhet

Det är dock olika typer av bakgrundshalter som avses i olika sammanhang, vilket beskrivs i denna rapport.

Den här rapporten är en av flera rapporter som har tagits fram inom ramen för ett regeringsuppdrag om förbättrad kunskap för hantering av förorenade sediment (RUFSS) som gavs till flera myndigheter år 2019. I Tabell 1 redovisas samtliga SGI-rapporter med koppling till inventering och riskbedömning av förorenade sediment som tas fram inom regeringsuppdraget, varav denna är den första att publiceras.

Tabell 1. Denna rapport (rad 3) är en av flera SGI-rapporter med koppling till inventering och riskbedömning av förorenade sediment som tas fram inom RUF5.

Rapport	Rapportens innehåll
Branschlista för sediment.	Branschlista för historiska verksamheter med avseende på sediment. Ger stöd vid inventering av förorenade sedimentområden.
Inventerings- och prioriteringsmetodik för förorenade sedimentområden.	Metodik för inventering och prioritering av potentiellt förorenade sedimentområden fram till verifierande utredning.
Bakgrundshalter i sediment. Begrepp, undersökningsmetoder och tillståndsbaserade bedömningsgrunder.	Innebörden av begreppet bakgrundshalt och vad som avses i olika sammanhang samt aspekter att tänka på vid egna undersökningar av bakgrundshalter. Tillståndsbaserade bedömningsgrunder och hur de har tagits fram.
Riskbedömning av förorenade sediment: Önskat tillstånd i vattenmiljön enligt bestämmelser och miljömål.	Redovisning av de miljörättsliga bestämmelser, miljö- och hållbarhetsmål som uttrycker önskat tillstånd i den akvatiska miljön och därför behöver beaktas vid riskbedömning och formulering av övergripande åtgärds mål.
Riskbedömning av förorenade sediment: Vad som behöver utredas och bedömas.	Övergripande beskrivning av vad som behöver utredas vid riskbedömning av förorenade sedimentområden.
Riskbedömning av förorenade sediment: Problembeskrivning, konceptuell modell och övergripande åtgärds mål.	Stöd vid framtagande av problembeskrivning och konceptuell modell samt formulering av övergripande åtgärds mål för förorenade sedimentområden.
Riskbedömning av förorenade sediment: Spridning, exponering och belastning.	Stöd vid bedömning av vilka spridningsvägar som kan aktualiseras och hur exponeringen av identifierade skyddsobjekt kan undersökas. Förslag på hur belastningen på omgivningen kan beräknas och bedömas.
Riskbedömning av förorenade sediment: Effektanalys och riskkaraktärisering.	Metoder och angreppssätt för att bedöma effekter på botten- och vattenlevande organismer, sekundärförgiftning av predatorer samt direkta och indirekta hälsorisker.

1.2 Syfte med vägledningen

Det primära syftet med den här vägledningen är att förtydliga innebörden av begreppet bakgrundshalt i sediment i olika sammanhang. Rapporten lyfter även viktiga aspekter att tänka på vid provtagning och analys av bakgrundshalter samt beskriver hur tillståndsbaserade bedömningsgrunder har tagits fram.

Vägledningen kan ge stöd vid inventering och riskbedömning av förorenade sedimentområden, men även i andra typer av utredningar, relaterade till exempelvis vattenförvaltning, vattenverksamheter, dumpningsdispenser, prövning och tillsyn av miljöfarliga verksamheter, samt vid mer allmän tolkning av övervakningsdata.

1.3 Målgrupper

Den här vägledningen har en bred målgrupp, eftersom det är aktuellt att utvärdera uppmätta föroreningshalter i sediment i många olika sammanhang, se exempel ovan. Det betyder att såväl tillsynsmyndigheter, verksamhetsutövare och konsulter som handläggare på vattenmyndigheterna med flera kan ha nytta av denna rapport.

1.4 Läsanvisning

Den här rapporten kompletterar och förtydligar delar av bland annat avsnitt 3.2.4. om bakgrundshalter i Naturvårdsverkets rapport 5977 *Riskbedömning av förorenade områden* (Naturvårdsverket, 2009b).

Inledningsvis beskriver vi vad som menas med bakgrundshalt i sediment och viktiga aspekter att tänka på vid egna undersökningar av olika typer av bakgrundshalter (kapitel 2). Därefter redogör vi för vilka tillståndsbaserade bedömningsgrunder som finns och hur de har tagits fram (kapitel 3). De viktigaste slutsatserna i varje avsnitt sammanfattas i en inledande ruta. Slutligen ges en översikt över några olika sammanhang där kännedom om olika typer av bakgrundshalter kan behövas i form av en sammanfattande tabell och ett fiktivt fall (kapitel 4).

De tillståndsbaserade bedömningsgrunderna i kapitel 3 har hämtats från SGU:s rapport 2017:12 *Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment* (Josefsson, 2017), Ospar (2005) och ICES (2008) samt Naturvårdsverkets rapport nr 4914 *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Kust och hav* och rapport nr 4913 *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Sjöar och vattendrag* (Naturvårdsverket, 1999b, 1999a)¹. Dessa bedömningsgrunder kan komma att revideras och andra bedömningsgrunder kan tillkomma. Läsaren behöver därför kontrollera om det tillkommit nya bedömningsgrunder innan värdena i den här rapporten används.

1.5 Avgränsningar

Rapportens innehåll är avgränsat till bakgrundshalter av föroreningar i sediment från ackumulationsbottnar. Den tar alltså inte upp bakgrundshalter i jord eller andra matriser.

Med föroreningar avses i den här rapporten miljöfarliga ämnen, i betydelsen ämnen som kan skada människors hälsa och miljön genom att de till exempel är toxiska i låga koncentrationer eller kan bioackumuleras och är svårnedbrytbara. Näringsämnen omfattas inte, även om de också kan betraktas som föroreningar i sediment.

¹ Dessa två rapporter finns inte tillgängliga digitalt utan är endast tillgängliga via bibliotek.

Rapporten lyfter några viktiga aspekter att tänka på vid undersökning av bakgrundshalter, men ger inga fullständiga instruktioner. Här hänvisas i stället till exempelvis undersökningsportalen på SGF:s webb² och övervakningsmanualen för sediment (Naturvårdsverket, 2022). Fler undersökningstyper finns även på Havs- och vattenmyndighetens webb³.

1.6 Terminologi

De flesta termer som används i denna rapport förklaras första gången de används. Många beskrivs också på kunskapsplattformen www.renasediment.se. Nedan definieras dock de olika typerna av bakgrundshalter som omnämns i denna rapport liksom hur begreppet tillståndsbaserade bedömningsgrunder definieras i den här rapporten:

- **Naturlig bakgrundshalt:** halten av ett naturligt förekommande ämne utan tillskott från mänskliga aktiviteter.
- **Förindustriell bakgrundshalt:** halten av ett naturligt förekommande ämne utan tillskott från mänskliga aktiviteter som ägt rum efter industrialiseringens början. Används ofta synonymt med naturlig bakgrundshalt.
- **Rådande bakgrundshalt:** summan av naturlig halt och antropogent diffust tillskott. Motsvarar ”bakgrundshalt” vid bland annat utredning av förorenade områden.
- **Lokal bakgrundshalt:** en halt som beräknats utifrån data som samlats in i det aktuella området från förindustriellt avsatta sediment (lokal förindustriell bakgrundshalt) eller ytliga nyligen avsatta sediment som inte påverkats av en väldefinierad källa (lokal rådande bakgrundshalt).
- **Nationell bakgrundshalt:** en halt som beräknats utifrån data som samlats in från olika delar av landet. De nationella förindustriella bakgrundshalterna av metaller utgörs av medianvärden.
- **Tillståndsbaserade bedömningsgrunder:** Värden som speglar tillståndet i miljön genom att för metaller utgå från både förindustriella bakgrundshalter och uppmätta halter i ytliga sediment. För organiska ämnen utgår bedömningsgrunderna endast från uppmätta halter i ytliga sediment.

² <https://www.foroarenadeomraden.se/index.php/undersokningar>

³ <https://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/vagledning/ovriga-vagledning/overvakningsmanualer-for-miljoovervakning.html>

2 Vad menas med bakgrundshalt i sediment?

I detta kapitel förklaras betydelsen av begreppet bakgrundshalt i sediment. För att undvika missförstånd är det viktigt att förtydliga vad för typ av bakgrundshalt som avses när begreppet används i olika sammanhang. Detta då det finns flera typer av bakgrundshalter, med olika innebörder.

2.1 Naturlig och förindustriell bakgrundshalt

Naturlig bakgrundshalt beaktas bland annat vid utredning av förorenade områden och inom vattenförvaltningen vid klassificering av status.

Naturlig bakgrundshalt är ett relevant begrepp bara för de ämnen som förekommer naturligt och som sprids med naturliga processer.

I de fall då hänsyn till den naturliga bakgrundshalten i sediment behöver tas bör uppmätt förindustriell bakgrundshalt användas som referenstillstånd.

Den naturliga och förindustriella bakgrundshalten i sediment varierar geografiskt och bör bestämmas platsspecifikt.

Förindustriell bakgrundshalt i sediment kan i normalfallet undersökas genom provtagning och analys av de skikt som sedimenterat före år 1800.

2.1.1 När används begreppet naturlig bakgrundshalt?

Det svenska miljökvalitetsmålet *Giftfri miljö* definieras som ett tillstånd då bland annat halterna av naturligt förekommande ämnen är nära bakgrundsnivåerna.

Vid utredningar av förorenade områden är det vid bedömning av åtgärdsbehov viktigt att veta om lokalt förhöjda bakgrundshalter enbart har naturliga orsaker, se till exempel avsnitt 3.2.4 om bakgrundshalter i Naturvårdsverkets rapport 5977 *Riskbedömning av förorenade områden* (Naturvårdsverket, 2009b). Därför behövs kännedom om naturlig bakgrundshalt både vid inventering och avgränsning av förorenade sedimentområden (se avsnitt 4.1).

Begreppet naturlig bakgrundskoncentration används i bland annat Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten. För arsenik, uran och zink i vatten samt koppar i sediment ska den naturliga bakgrundskoncentrationen subtraheras från uppmätt koncentration före jämförelsen mot bedömningsgrunderna i bilaga 2 och 5 till HVMFS 2019:25. Vattenmyndigheten får dock vid klassificering av kemisk ytvattenstatus, enligt bilaga 6.2. till HVMFS 2019:25, även för metallerna bly, nickel, kvicksilver och kadmium ta hänsyn till den naturliga bakgrundskoncentrationen i vatten samt för bly och kadmium i sediment. Se även vägledning från Havs- och vattenmyndigheten (2016).

I lagstiftning och vägledningar för hantering av avfall hänvisas till den naturliga bakgrundshalten i jord.⁴ För sediment kan avfallsrelaterad lagstiftning bli relevant i de fall muddermassor behöver tas om hand.



Foto: SGI/Torbjörn Thuresson

2.1.2 Vad är naturligt?

Naturliga bakgrundshalter är ett relevant begrepp bara för ämnen som förekommer naturligt och sprids med naturliga processer. Metaller och andra grundämnen är vanligt förekommande i minerogena partiklar. Vittring av berggrund leder till att metaller frigörs och kan spridas till mark, grund- och ytvatten, men spridningen avspeglas även i sediment. De naturliga halterna av metaller i sediment skiljer sig åt mellan olika geografiska områden beroende på variationer i typ av berggrund och lösa avlagringar samt geokemiska processer.

Det är inte relevant att prata om naturliga bakgrundshalter för ämnen som är syntetiskt framställda och som därför inte alls förekommer naturligt, såsom tributyltenn (TBT), perfluoroktansulfonat (PFOS) och diklordifenyltrikloreten (DDT). Vissa organiska föroreningar som normalt associeras med mänskliga aktiviteter förekommer dock även naturligt i miljön. Polycykliska aromatiska kolväten (PAH) kan exempelvis bildas av levande organismer. Vulkanutbrott och skogsbränder kan också ge upphov till att metaller, PAH och dioxiner sprids till den akvatiska miljön.

⁴ Ett utvinningsavfall som klassificeras som inert ska bland annat inte innehålla halter av ett antal preciserade ämnen som "...överstiger den halt som kan anses vara den nationella naturliga bakgrundshalten...", se 6 § förordning (2013:319) om utvinningsavfall. I Naturvårdsverkets handbok 2010:1 *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten* (Naturvårdsverket, 2010) har nivåer för ett urval av metaller beräknats som motsvarar "mindre än ringa risk", det vill säga gränsen för när en användning av avfall inte behöver anmälas. Som indata till denna beräkning används data från SGU vilka i huvudsak baseras på provtagning av morän från ett jorddjup som anses vara i stort sett opåverkat av jordmänsprocesserna (C-horisonten).

Den naturliga bakgrundshalten är för sediment på ackumulationsbottnar relativt statisk över tid, men inte densamma över hela landet. Eftersom den naturliga bakgrundshalten varierar geografiskt bör den bestämmas för den aktuella platsen. [SGU:s geokemiska atlas](#) (SGU, 2014) ger en uppfattning om variation i naturlig bakgrundshalt mellan olika geografiska områden i Sverige. Av den geokemiska atlasen framgår förekomst av huvud- och spårelement i morän, betesmark respektive bäckvattenväxter.

De naturliga bakgrundshalterna av metaller kan vara kraftigt förhöjda lokalt. I områden med sulfidinnehållande bergarter och jordar kan bakgrundshalterna av arsenik och metaller som koppar, bly, zink och kobolt vara förhöjda. Om sulfidrika material exponeras för syre kan en pH-sänkning ske som i sin tur leder till att metaller mobiliseras och sprider sig till vattenmiljön. I områden med sulfidrika bergarter är det därför viktigt att skilja mellan förekomst av förhöjda metallhalter i sediment kopplat till naturliga processer, såsom landhöjning, från den spridning som uppstår på grund av mänskliga aktiviteter, såsom brytning och bearbetning av malm.

Ibland är det svårt att avgöra om påträffade halter är orsakade av naturliga processer eller mänskliga aktiviteter, eller både och. Det kvicksilver som påträffas i den akvatiska miljön idag, långt från lokala mänskliga verksamheter, kan både härstamma från naturliga vittringsprocesser och ha släppts ut i samband med mänskliga aktiviteter såsom kolförbränning, varefter kvicksilvret spridits långväga via luft och sedan deponerats på mark- och vattenytor (se avsnitt 2.3.2).

Ett annat exempel är skogsbränder som leder till spridning av föroreningar, men det kan vara oklart om branden har startat på naturlig väg eller inte. För enkelhetens skull kan dock föroreningar som härrör från skogsbränder anses bidra till den naturliga bakgrundshalten, oavsett hur de startade.

Isotopanalyser kan ibland användas som fingeravtryck för en viss källa. Bly har exempelvis fyra stabila isotoper. Sammansättningen hos naturligt förekommande bly i Sverige skiljer sig åt från till exempel blyet som tillsattes i blyad bensin. $^{206}\text{Pb}/^{207}\text{Pb}$ -kvoten har därför använts för att uppskatta hur stor andel av den påträffade blykoncentrationen som kan härledas till naturliga källor (se till exempel Renberg et al., 2001; Shotyk & Krachler, 2010).

2.1.3 Förindustriell bakgrundshalt

För sediment finns ofta möjligheten att undersöka hur höga föroreningshalterna var längre tillbaka i tiden genom att provta sedimentkärnor och analysera djupare liggande skikt (se avsnitt 2.2). Det är dock inte alltid enkelt att avgöra hur långt tillbaka i tiden, det vill säga hur djupt ner i sedimentet prov ska tas, för att finna av människan opåverkade sediment.

Människan började bruka mark och utvinna metaller för flera tusen år sedan. Blyanvändning redan under romarriket avspeglas i förhöjda halter i sediment (se till exempel Bindler et al., 2008; Renberg et al., 2001). Påverkan på miljön av denna förindustriella användning av metaller och andra naturligt förekommande ämnen var dock begränsad i jämförelse med de halter och den påverkan på våra ekosystem som sedan uppstod i samband med industrialismen. Att provta sediment som deponerades

flera tusen år tillbaka i tiden innebär också vissa svårigheter rent praktiskt i och med att prov kan behöva tas på stora sedimentdjup. Förhållandena i övrigt kan också ha ändrats vilket försvårar tolkningen. Provtas glacialleror⁵ kan en felaktig bild fås av naturlig lokal bakgrundshalt eftersom glacialleror kan representera material som transporterats långväga.

Mot bakgrund av ovanstående kan vi dra slutsatsen att i de fall då hänsyn till den naturliga bakgrundshalten behöver tas, men då det egentligen är ett slags referenstillstånd som avses, bör uppmätt förindustriell bakgrundshalt användas som referenstillstånd.⁶ Industrialismen anses i Sverige ha börjat under första halvan av 1800-talet. Halten metaller och andra naturligt förekommande ämnen i material som sedimenterade före år 1800 representerar således den *förindustriella bakgrundshalten*.

2.2 Undersökning av förindustriell bakgrundshalt

Genom att undersöka olika skikt i en sedimentkärna, kan man mäta hur halterna av föroreningar har varierat över tid.

Förindustriella bakgrundshalter undersöks på ackumulationsbottnar, det vill säga bottnar med kontinuerlig tillförsel av finkornigt material.

För åldersbestämning behöver flera skikt i en sedimentkärna analyseras. Bestämning av sedimentens ålder kan göras med hjälp av till exempel isotopanalys eller studier av trender av föroreningar med kända utsläppstoppar.

Grundämnen bör analyseras efter partiell uppslutning. Även allmänna grundämnen bör ingå i analyspaketet.

2.2.1 Förindustriell bakgrundshalt undersöks på ackumulationsbottnar

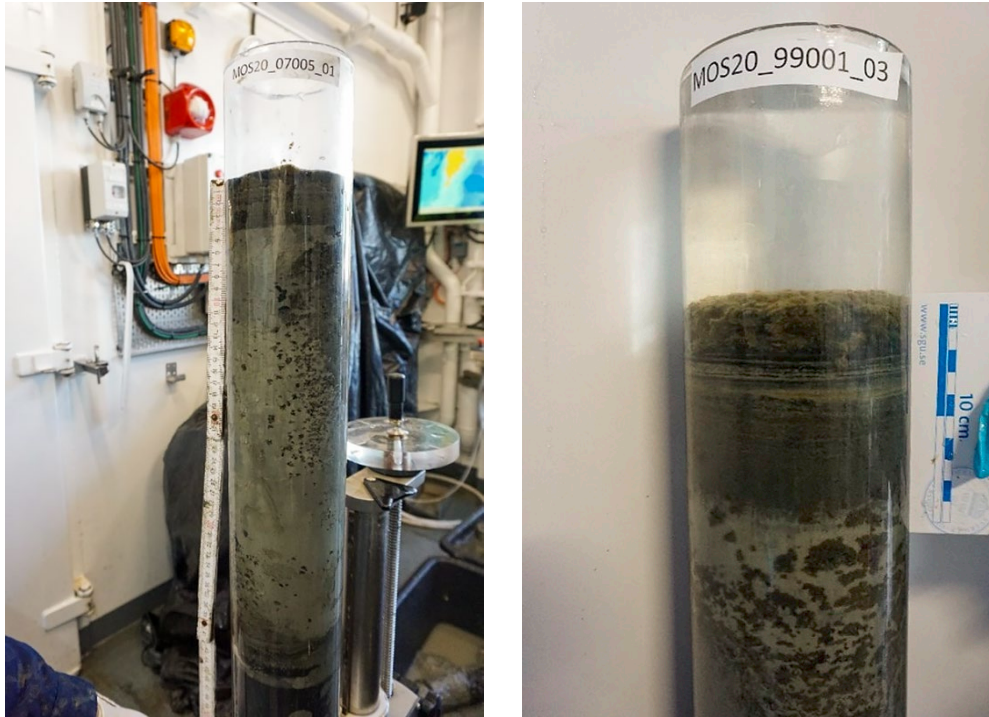
De partiklar som sedimenterat kommer med tiden ofta att översedimenteras med nya partiklar. De partiklar som sedimenterade på förindustriell tid finns sålunda ofta bevarade längre ner i sedimenten. En vanlig metod för att undersöka vilka halter som förekom längre tillbaka i tiden är därför att analysera djupare liggande skikt hos en sedimentkärna, se Figur 1.⁷

Eftersom naturliga och förindustriella bakgrundshalter varierar geografiskt är platspecifika data, som fås vid provtagning och analys av djupare liggande sediment på samma plats, att föredra. För rättvisande resultat är det viktigt att provta sediment från ackumulationsbottnar, det vill säga bottnar med kontinuerlig tillförsel av material med kornstorlek mindre än 63 µm.

⁵ Finkorniga sediment som avsattes i samband med inlandsisens avsmältning.

⁶ Ett sådant angreppssätt får stöd av Bindler et al. (2011), som föreslår att begreppet referenshalter används i stället för naturliga halter. Begreppet referenstillstånd används även inom vattenförvaltningen i till exempel bedömningsgrunder för allmänna fysikalisk-kemiska parametrar.

⁷ Det finns även andra metoder för att undersöka naturlig eller förindustriell bakgrundshalt, exempelvis genom att beräkna globalt medelvärde för uppmätta halter i jordskorpan eller marin skiffer eller genom provtagning i "örörd miljö", se till exempel Birch (2017).



Figur 1. Två sedimentkärnor från Östersjön. Närmast ytan på kärnorna är sedimentet tydligt laminerat, vilket visar att bioturbation, det vill säga omrörning av djur, inte har förekommit. Detta beror på att kärnorna är hämtade från botten som nu är syrefria. Sedimentet längre ner i kärnorna är omrört och ingen laminering kan urskiljas, vilket indikerar att sedimentet kan ha varit syresatt förr. Fotograf: Sarah Josefsson, Sveriges geologiska undersökning.

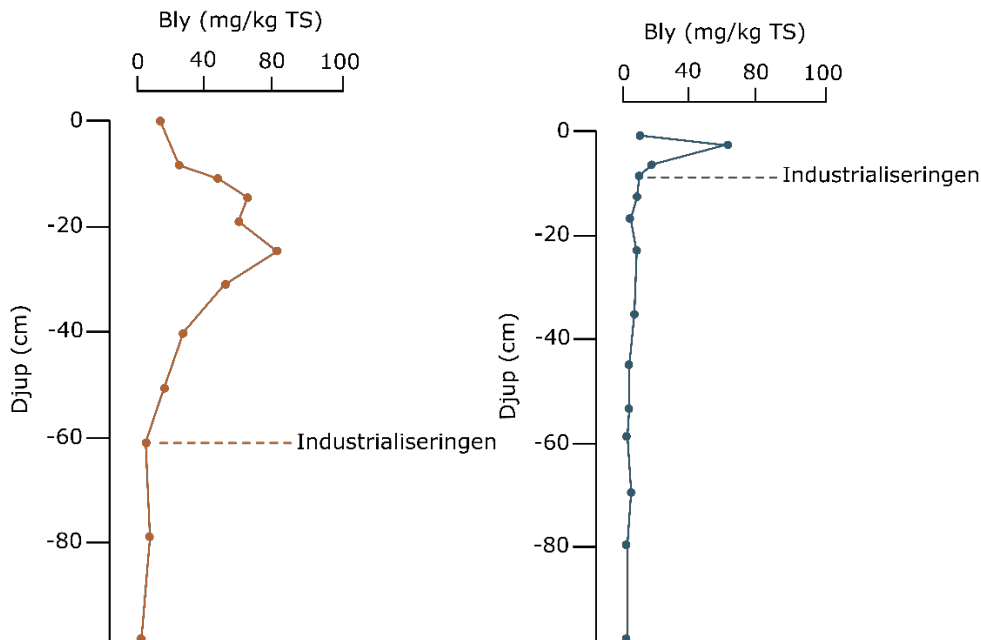
Förutsättningar för ackumulation förekommer vanligen på botten i djuphålur och flacka ostörda områden. Sedimenten är på dessa botten lösa, med hög halt vatten och organiskt material. Halten organiskt material kan dock variera och syrefria lokaler har ofta höga halter i jämförelse med botten där det förekommer biota som kan konsumera det organiska materialet.

Akkumulation förekommer vanligen inte på botten med en lutning större än 4–5 % (Håkanson & Jansson, 1983). Här återfinns i stället transport- och erosionsbotten. Transportbotten förekommer där finkornigt material tidvis kan ackumulera, för att sedan förflytta sig, till exempel vid stormar. Bottenmaterialet kan vara av varierande grovlek, från sand till lös lera. Erosionsbotten förekommer där finkornigt material inte kan ackumuleras, vanligtvis på grund av att botten lutar eller utsätts för strömmar. Botten består här ofta av renspolad äldre lera, grovt material eller berg. Varken transport- eller erosionsbotten lämpar sig för undersökning av förindustriella bakgrundshalter i sediment.

Vid undersökning av förindustriell bakgrundshalt behöver säkerställas att provet som tas utgörs av postglacial leryttja eller gyttjeler och inte glacial lera. Detta syns oftast tydligt på materialet, då glacialeran är homogen och ofta mer kompakt än postglacial lera. Färgen hos glacialeran kan visserligen variera, men den saknar brunheten som ses hos gyttjeleran på grund av dess innehåll av organiskt material. Förekomst av glacialera i ytan visar på att ingen nutida ackumulation har skett.

2.2.2 Flera skikt bör analyseras

Vid undersökning av förindustriell bakgrundshalt bör prov tas ut och analyseras från olika djup för att få en indikation om på vilken nivå i sedimentet som de undersökta ämnena börjar förekomma i förorenande halter, se Figur 2.



Figur 2. Schematisk skiss över hur blyhalterna i sedimentet varierar på djupet, redovisad för två olika sedimentkärnor från lokaler med olika sedimentackumulationshastighet. Sedimentackumulationshastigheten för sedimentkärnan till vänster är högre än för den till höger. Det skikt som sedimenterade i början av 1800-talet (industrialiseringen, markerad med streckad linje) hamnar därför längre ner i sedimentkärnan till vänster. Illustratör: Thereze Ladekrans, Statens geotekniska institut.

Ju fler och ju tunnare skikt som analyseras desto större är möjligheten att identifiera både vilka halter som förekom innan industrialiseringen och när i tiden de största utsläppen skedde. Kostnaderna för undersökningen ökar visserligen vid kemisk analys av flera skikt, men de stora kostnaderna är i dessa sammanhang normalt förknippade med själva provtagningen. Vid utredning av förorenade sedimentområden behöver provtagning på djupet dessutom ändå ofta göras för att få en uppfattning om föroreningens utbredning i tre dimensioner. Detta för att få en bild av hur föroreningshalten varierar samt om det går att utläsa en nedåtgående trend över tid.

2.2.3 Provtagningsdjupet

Hur djupa sedimentkärnor som behöver tas för att få med de skikt som sedimenterade före år 1800 beror i huvudsak på sedimentackumulationshastigheten på den aktuella platsen. Sedimentackumulationshastigheten varierar mellan olika recipienter, men kan också variera över tid. Den påverkas av till exempel näringsstatusen och tillförseln av partiklar ifrån omgivningen.

Sedimentackumulationshastigheten varierar även med hur stor andel av den totala bottenarean som utgörs av ackumulationsbotten. Ett fenomen som kallas ”sediment focusing” (Blais & Kalff, 1995). I en sjö med en relativt stor utbredning av ackumulationsbotten fördelas de sedimentande partiklarna på en förhållandevis stor yta. Givet att det är samma belastning av sedimentande material blir då ackumulationshastigheten lägre i jämförelse med en sjö med liten utbredning hos ackumulationsbotten.

Sedimentackumulationshastigheten kan beräknas utifrån laminering eller genom att skiva och åldersbestämma en sedimentkärna (se avsnitt 2.2.4). Exempel på sedimentackumulationshastigheter i marin miljö går att finna i EMODnet's kartverktyg för marina bottensubstrat. De hydrodynamiska förhållandena skiljer sig dock åt mellan stationer, även i närliggande områden. Vid stationer i den marina miljöövervakningen i svenska utsjöområden beräknades ackumulationshastigheten variera mellan cirka 0,05 och 1,5 cm/år (Josefsson & Apler, 2019). De lägsta hastigheterna förekom på stationer i Egentliga Östersjön, men där fanns även stationer som hade en ackumulationshastighet på upp till 1 cm/år. Detta visar att det är svårt att uppskatta ackumulationshastigheten vid en lokal utifrån data från andra områden.

Hur snabbt sediment bildas i sjöar varierar och beror på bland annat omgivningen. Lägst ackumulation sker vanligen i högt belägna fjällsjöar medan låglänta små, men djupa sjöar, uppvisar de högsta ackumulationshastigheterna (Rose m.fl., 2011). Inom större sjöar kan ackumulationshastigheten variera betydligt mellan olika ackumulationsområden. Vid undersökning av sediment i Vätern beräknades ackumulationshastigheten variera mellan 0,1 cm/år till 0,5 cm/år på de 13 undersökta stationerna (Larsson m.fl., 2021).

Om det till exempel ackumuleras 0,5 cm sediment varje år behövs en kärna som är åtminstone 110 cm lång för att säkerställa att de lager som sedimenterade i slutet av 1700-talet kommer med. Om sedimentackumulationshastigheten i stället är 0,1 cm per år räcker det att kärnan är 25 centimeter lång. Även andra faktorer, såsom sedimentens sammantryckning på större djup, behöver dock beaktas vid val av provtagningsdjup och vid tolkning av data. I anslutning till vissa förorenande verksamheter med direktutsläpp till vattenmiljön, såsom pappersbruk, kan ackumulationshastigheten dessutom ha varit betydligt högre under den förorenande perioden, vilket också påverkar hur lång kärna som behöver tas ut för att ge ett rättvisande resultat.

I vissa fall behöver sediment längre tillbaka än år 1800 provtas för att hitta av människan relativt opåverkade sediment. Detta leder då till att än djupare prover behöver tas ut.⁸

⁸ I Västra Götaland fanns till exempel ett fartygsvarv som var aktivt redan på 1300-talet och inom vars område det förekommer tydligt förhöjda halter av PAH och metaller. Förindustriell tid i det området förelåg således långt tidigare än år 1800, varför man i detta och liknande fall behöver provta längre ner i sedimentet än normalt.

2.2.4 Åldersbestämning behövs

För att få en bättre uppfattning om vad en viss provtagningsnivå i sedimenten motsvarar för årtal behöver sedimentskiktet åldersbestämmas. Generellt sett är det fördelaktigt om flera metoder kan användas i kombination för att verifiera åldern.

En av de vanligaste metoderna för att datera sediment som ansamlats under det senaste seklet är att analysera ^{210}Pb (bly-210) (Swarzenski, 2014). Denna isotop bildas naturligt i miljön och sönderfaller sedan med en halveringstid på cirka 22 år. Genom att mäta hur halterna i sedimentet förändras med djupet kan sedimentskiktets ålder bestämmas.

Det går också att datera sediment med hjälp av ämnen med kända utsläppstoppar. ^{137}Cs (cesium-137) spreds exempelvis i samband med provsprängningar av kärnvapen i början av 1960-talet och i samband med kärnkraftsolyckan i Tjernobyl 1986 (Ilus E, 1998). Luftnedfallet kort därefter avspeglas i sedimenten, men för att identifiera sådana toppar krävs att analyser görs på flera olika nivåer och av relativt tunna skikt så att en profil träder fram.

Information om när olika ämnen började eller slutade släppas ut kan också bidra till åldersbestämningen. Totalhalter av bly som analyseras på olika djup kan ge en uppfattning om sedimentets ålder kopplat till de diffusa blyutsläpp till luft som gradvis ökade fram till 1970-talet varefter de minskade efter att bly förbjöds som tillsats i bensin (Renberg m.fl., 2001).

Blyet i blyad bensin har en annan isotopsammansättning än vad som förekommer naturligt. Därför har förändring av isotopsammansättningen hos bly också använts för åldersbestämning. Isotopanalyser är relativt dyra och provet kan behöva skickas utomlands.

I sediment från syrefria bottenar utan bioturbation kan det ibland vara möjligt att avgöra åldern utifrån sedimentens laminering (se Figur 1). Lamineringen uppstår på grund av säsongsvariationer i sedimenterat material, liknande årsringarna i träd (se till exempel Salminen et al., 2019). Även sedimentackumulationshastigheten kan bestämmas utifrån antalet laminae och antagandet att ett laminae motsvarar ett års⁹ ackumulation av sediment.

2.2.5 Att tänka på vid kemisk analys och tolkning av data

I Sverige finns ett relativt stort utbud av kemiska analysmetoder med grund i olika svenska eller internationella standarder. För oorganiska föroreningar blir val av extraktionsmetod viktig, då dessa ämnen även förekommer naturligt i minerogen form. Inför analys av grundämnen görs en uppslutning av provet i syra, där val av syra och andra faktorer som temperatur och uppslutningstid spelar roll för vilken halt som uppmäts. I Naturvårdsverkets rapport nr 4914 *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Kust och hav* (Naturvårdsverket, 1999a) görs olika indelningar för metaller beroende på vilken analysmetod som har använts, se kapitel 3.

⁹ I verkligheten motsvarar ett laminae en sedimentologisk cykel, som inte nödvändigtvis är det samma som ett kalenderår.

När syftet är att studera ämnen som tillförts miljön i samband med mänskliga aktiviteter bör inte de minerogent bundna ämnena lösas ut vid uppslutningen. Därför bör uppslutning ske med så kallad partiell uppslutning, där extraktion sker med salpetersyra eller kungsvatten. För analys av arsenik (As), barium (Ba), bly (Pb), kadmium (Cd), kobolt (Co), koppar (Cu), krom (Cr), kvicksilver (Hg), nickel (Ni), vanadin (V) och zink (Zn) i jordprover används till exempel oftast den svenska standarden SS 28311, varvid uppslutning sker med hjälp av 7 molar salpetersyra (SGI, 2009). Rekommendationer och råd angående val av analysmetoder kommer att ges i en kommande vägledning om riskbedömning av förorenade sediment, se rad 7 i Tabell 1.

Många grundämnen följer varandra åt i haltvariation. Vid val av kemiskt analyspaket för metaller rekommenderas därför ett utökat paket där allmänna grundämnen ingår. Om en metall som kan vara antropogent spridd förekommer i förhöjda halter, men samtidigt uppvisar liknande förekomstmönster som allmänna grundämnen i prover på olika djup, kan den förhöjda metallhalten ha naturliga orsaker.



Foto: Mikael Svensson, Scandinav Bildbyrå

2.3 Rådande bakgrundshalt och antropogen storskalig diffus föroreningsspridning

Med rådande bakgrundshalt avses summan av naturlig halt och antropogent diffust tillskott. Begreppet kan för sediment även definieras som förindustriell bakgrundshalt plus det föroreningstillskott som inte kan spåras till en eller flera relativt väl definierade källor

Med antropogent diffust tillskott avses det föroreningstillskott som kommer från långväga atmosfärstransport. För vattenmiljöer avses även svårnedbrytbara föroreningar som färdats långt i vattnet och som inte kan härledas till en eller flera definierbara källor.

2.3.1 Rådande bakgrundshalt

Både den akvatiska och den terrestra miljön är idag påverkade av antropogen¹⁰ storskalig diffus förorenings-spridning. Vid utredning av förorenade områden behövs därför kunskap om vilka föroreningshalter som förekommer generellt i miljön, bland annat för att kunna avgöra om ett område ska betraktas som ett förorenat *område*¹¹ eller inte.

Inom arbetet med förorenade områden hänvisar man alltså till bakgrundshalter och begreppet definieras då som *summan av naturlig bakgrundshalt och antropogent diffust tillskott*, se bland annat avsnitt 3.2.4. i Naturvårdsverkets rapport 5977 *Riskbedömning av förorenade områden* (Naturvårdsverket, 2009b).

För att särskilja den typen av bakgrundshalt från till exempel förindustriell eller naturlig bakgrundshalt används framöver i denna rapport begreppet *rådande bakgrundshalt*.

SGI har tagit fram en hjälpmatris som stöd vid frågor om bakgrundshalt vid utredning av förorenade områden (Back, 2022). Fokus för dokumentet är på förorenad jord. I hjälpmatrisen definieras *antropogent diffust tillskott* som det *föroreningstillskott som inte kan spåras till en bestämd punktkälla*.

Notera att punktkälla i dessa sammanhang definieras som *en källa till förorening där källan kan definieras relativt väl*. Begreppet rådande bakgrundshalt kan således även definieras som *förindustriell bakgrundshalt plus det föroreningstillskott som inte kan spåras till en eller flera relativt väl definierade källor*.

Vad som kan betraktas som en definierbar källa är inte alltid tydligt, men förorenade sedimentområden påträffas ofta i anslutning till förorenad mark eller verksamheter med utsläpp av ackumulerande föroreningar. Exempelvis är TBT-halterna i anslutning till hamnar och båtuppställningsplatser frekvent så pass höga att effekter i form av imposex hos snäckor observeras. Förorenade fiberbankar påträffas ofta i anslutning till pappersbruk.

Ibland är källbegreppet mer svårtolkat. Till exempel kan förhöjda föroreningshalter i anslutning till en väg eller en farled sällan spåras till enskilda fordon eller fartyg, men både vägen och farleden är definierbara källor. Samtidigt kan de samlade utsläppen från bilismen och fartygstrafiken i en region anses utgöra ett antropogent, relativt storskaligt diffust föroreningstillskott.

Vad som är ett antropogent diffust föroreningstillskott avgörs inte bara av avståndet till föroreningskällan. Källan till förorenade sediment, exempelvis en större industri, kan ibland även finnas på relativt stort avstånd. Sådan förorening kan inte anses bero på ett antropogent diffust tillskott.

¹⁰ Med antropogen förorenings-spridning avses sådan förorenings-spridning som kan kopplas till mänskliga aktiviteter.

¹¹ Ett förorenat område är ett väl avgränsat område (mark, grundvatten, ytvatten, sediment, byggnader eller anläggningar) där en eller flera föroreningar förekommer i halter över bakgrundshalter.

När rådande bakgrundshalt i sediment definieras avses med antropogent diffust tillskott främst atmosfäriskt nedfall kopplat till storskalig lufttransport eller föroreningar som i vatten har färdats mycket långväga, se avsnitt 2.3.2. Det kan visserligen trots detta vara möjligt att koppla förekomsten av föroreningarna till en viss typ av aktivitet, exempelvis förbränning eller klorblekning, men inte till någon eller några definierbara källor.

2.3.2 Allmänt förekommande föroreningar i vattenmiljön

Inom vattenförvaltningen betraktas följande ämnen och ämnesgrupper som allmänt förekommande i vattenmiljön:¹²

- bromerade difenyletrar
- kvicksilver och kvicksilverföreningar
- polyaromatiska kolväten (PAH)
- tributyltennföreningar (tributyltenn-katjon)
- perfluoroktansulfonsyra och dess derivat (PFOS)
- dioxiner och dioxinlika föreningar
- hexabromcyklododekan (HBCDD)
- heptaklor och heptakloreoxid

Även andra föroreningar, såsom hexaklorbensen (HCB) och DDT:er¹³, är dock allmänt spridda i vattenmiljön. Dessa allmänt förekommande ämnen har tillförts miljön under lång tid, är långlivade och har spridits i stor skala.

Vilken spridning en förorening får beror i hög grad på ämnets egenskaper, men även på hur ämnet tillförs miljön (till luft, vatten eller mark). Gemensamt för de ämnen som sprids långväga i atmosfären och sedan deponeras på mark- och vattenytor är att de brukar vara halvflyktiga och samtidigt mycket persistenta¹⁴. Med halvflyktig menas att ämnet är så pass flyktigt att det vid höga temperaturer kan övergå till gasform, medan det vid kallare temperaturer kondenseras. Eftersom de är persistenta kan föroreningarna ackumuleras i både terrester och akvatisk miljö i allt högre halter.

Kvicksilver¹⁵, dioxiner¹⁶, polyklorerade bifenyler (PCB)¹⁷ samt vissa per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS)¹⁸ är exempel på föroreningar med sådana inneboende egenskaper att de vid utsläpp till luft kan spridas mycket långväga i

¹² Dessa ämnen och ämnesgrupper betecknas i HVMFS 2019:25 som *ämnen som uppträder som allmänt förekommande långlivade, bioackumulerande och toxiska (PBT-ämnen)*. Eftersom de är så pass vanligt förekommande får den kemiska statusen avseende dessa ämnen, enligt 2 kap. 12 § HVMFS 2019:25, redovisas separat.

¹³ Hit räknas isomererna 1,1,1-triklor-2,2-bis(p-klorfenyl)etan; 1,1,1-triklor-2-(o-klorfenyl)-2-(p-klorfenyl)etan; 1,1-diklor-2,2-bis(p-klorfenyl)etylen och 1,1-diklor-2,2-bis(p-klorfenyl)etan.

¹⁴ Stabila, det vill säga svärnedbrytbara.

¹⁵ Av det kvicksilver som årligen belastar Östersjön uppsattas ungefär 50 % härröra från atmosfärsdeposition (Helcom, 2021). Kvicksilver inlagrat i marken till följd av atmosfärsdeposition kan spridas vidare till ytvattenmiljöer i samband med exempelvis skogsbruk (Eklöf m.fl., 2016).

¹⁶ För dioxiner är atmosfärsdepositionen en viktig tillförselväg (Maclachlan & Undeman, 2020). Totalhalten i sediment från Egentliga Östersjön härstammade under perioden 1919–2010 till över 80 % från atmosfärstillförseln (Assefa m.fl., 2014). För Bottenhavet och Bottenviken är motsvarande siffra 50 %. Notera att här avses totalhalten dioxiner (summan på koncentrationsbasis), inte dioxinhalt uttryckt som toxicitetskvivalenter, TEQ. Kongensammansättningen för dioxiner skiljer sig åt mellan olika typer av källor. Även spridningsmönstret för olika dioxinkongener skiljer sig åt.

¹⁷ Den största andelen PCB i luften härstammar numera från PCB som avgår från sediment och vatten, snarare än nytillskott från långväga atmosfärstransport (Maclachlan & Undeman, 2020).

¹⁸ Atmosfärsdeposition beräknas stå för 20 % av tillförseln av PFOS, 11–37 % av PFHxA, 34–43 % av PFOA och 31–72 % av PFDA till Östersjön (Filipovic m.fl., 2013).

atmosfären innan de till slut deponeras på mark- och vattenytor. Om till exempel kvicksilver släpps ut i luften vid ekvatorn kan de följa luftströmmarna mot det kallare norra halvklotet och deponeras på mark- och vattenytor i samband med nederbörd.

Depositionen av ämnen som sprids långväga via luften är relativt jämnt fördelad över landet, men en viss avtagande trend i föroreningsbelastning norrut kan ofta observeras, vilket även kan avspelas i sedimenten (se till exempel Josefsson, 2022).

Det är inte bara långväga atmosfärstransport som leder till storskalig förorening av vattenmiljöer. Den akvatiska miljön är idag påverkad även av svårnedbrytbara föroreningar som släppts ut i eller på annat sätt läckt till vattnet. Många föroreningar binder till partiklar och dessa kan i vattenmiljöer färdas långt innan de sedimenterar på ackumulationsbottnar eller vid dämmen. Tidigare användes till exempel tributyltenn (TBT) som biocid i bland annat båtbottnfärger och kylvatten. TBT-förorenade sediment förekommer långt ute till havs (Josefsson, 2022) och i höga halter i stora delar av exempelvis den bohuslänska skärgården (Pacariz m.fl., 2019).

På senare tid har även begreppet persistenta mobila toxiska ämnen (PMT) börjat användas. Eftersom sådana ämnen både är persistenta och vattenlösliga kan de spridas långväga i vattenmiljöer. Till denna grupp hör många PFAS. Den huvudsakliga spridningen (77 %) av till exempel PFOS till Östersjön sker via vattenvägar (Filipovic m.fl., 2013). Samtidigt som PFAS är vattenlösliga kan de dock även binda till partiklar och påträffas i sediment.

De rådande bakgrundshalterna kan för vissa av dessa allmänt förekommande ämnen till och med vara högre än effektbaserade bedömningsgrunder. Avgränsningen av ett enskilt förorenat *område* i sedimenten behöver därför för dessa ämnen utgå från rådande bakgrundshalter, snarare än effektbaserade bedömningsgrunder.

Ovanstående ska dock inte tolkas som att det inte behövs åtgärder för att även minska den storskaliga diffusa föroreningsspridningen och därmed på sikt även den rådande bakgrundshalten. Denna storskaliga föroreningstillförsel är viktig att motverka, i synnerhet för de föroreningar som generellt förekommer i så pass höga halter att de utgör en risk för ekosystem och människors hälsa. Det görs dock främst genom att förhindra eller reducera utsläppen vid källan.

2.4 Undersökning av föroreningstillskott och rådande bakgrundshalt

För att fastställa föroreningstillskottet från en enskild verksamhet kan ytliga sediment undersökas uppströms respektive nedströms verksamheten i punkter med i övrigt jämförbara förhållanden. Här bör begreppet uppströms halt användas i stället för bakgrundshalt.

Föroreningskoncentrationer vid referenslokaler kan användas som jämförelse för att bedöma i hur hög grad uppmätta halter inom det förorenade sedimentområdet avviker från rådande bakgrundshalter. Referenslokalerna bör inte vara påverkade vare sig av föroreningar som sprids från det förorenade sedimentområdet, den eller de källor som orsakade föroreningen av sedimenten och inte heller av annan verksamhet.

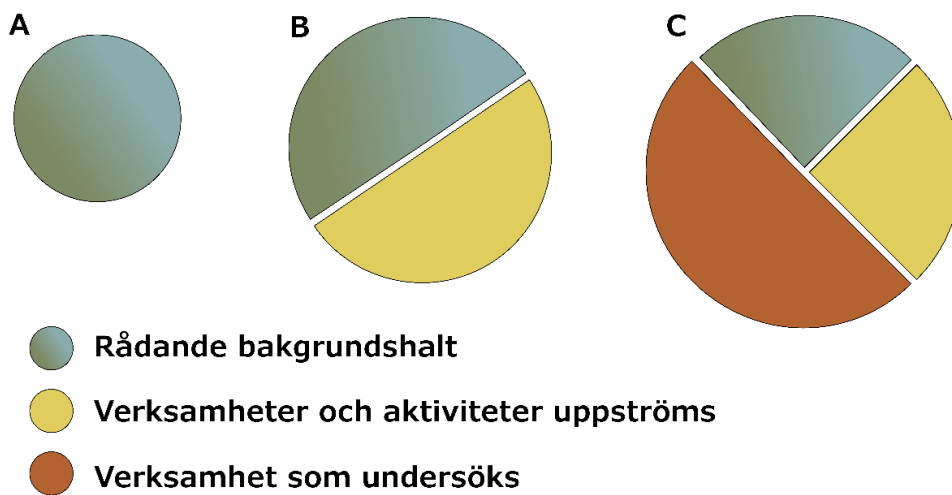
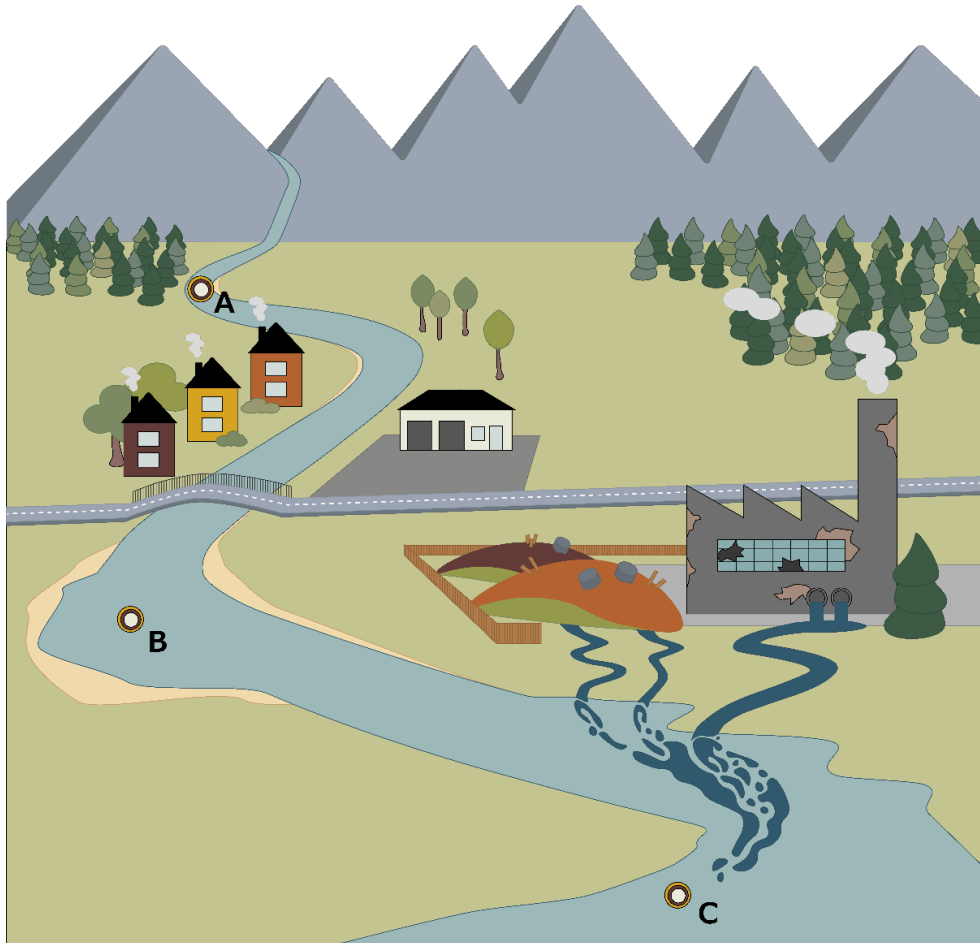
Vid tolkning av data behöver beaktas att föroreningshalten i sediment, även vid samma belastning, kan variera beroende på variation i till exempel sedimentackumulationshastighet, partikelstorlek, halten organiskt material och redoxförhållanden.

2.4.1 Uppströms halt

En verksamhetsutövare ansvarar för att förhindra att negativ påverkan uppstår i en recipient och att föroreningsskador, som trots det uppstått, avhjälps. Att fastställa vem som är ansvarig verksamhetsutövare ingår i tillsynsmyndighetens uppgifter. Då behöver beaktas att spridningsförutsättningarna i vattenmiljöer skiljer sig från de på land och att flera verksamhetsutövare kan ha bidragit till föroreningssituationen i sedimenten.

Föroreningskoncentrationen uppströms respektive nedströms den aktuella verksamheten är relevant att undersöka för att kunna bedöma betydelsen av tillskottet från den utpekade verksamheten (se även Fröberg et al., 2021). En förutsättning är att den aktuella källan inte har påverkat uppströms, exempelvis genom utsläpp av föroreningar till luft. Tillskott från en eller flera definierbara källor bör generellt sett inte räknas in som en del av den rådande bakgrundshalten, i alla fall inte så som begreppet definieras i den här rapporten. Begreppet *uppströms halt*, i stället för bakgrundshalt, är således att föredra i dessa situationer, se Figur 3.

Angreppssättet att provta ackumulationsbottensediment upp- respektive nedströms en föroreningskälla för att få en uppfattning om dess bidrag är främst tillämpligt på punktutsläpp till vattendrag. Att undersöka sediment uppströms respektive nedströms en föroreningskälla är dock i praktiken inte alltid möjligt. Det kan till exempel saknas ackumulationsbottnar uppströms.



Figur 3. Pajdiagrammen representerar det föroreningstillskott som ger upphov till uppmätta halter i respektive provtagningspunkt (A-C). Rådande bakgrundshalt undersöks genom provtagning i punkt A. Genom att mäta halter upp- respektive nedströms en verksamhet (punkt B respektive C) kan däremot föroreningstillskottet från denna verksamhet (den bruna pajbiten i diagrammet) uppskattas. Notera att uppströms halt (punkt B) inte nödvändigtvis är att betrakta som rådande bakgrundshalt eftersom den kan vara påverkad av andra källor.

2.4.2 Uppmätt halt vid referenslokaler

Det kan i samband med utredningar av förorenade sedimentområden bli aktuellt att undersöka halterna från en eller flera referenslokaler, ibland även kallat bakgrundslokaler. Dessa ska i huvudsak bara vara påverkade av naturliga källor och storskalig diffus förorenings-spridning. Föroreningskoncentrationer uppmätta på ackumulationsbottnar vid referenslokaler kan användas som jämförelse för att bedöma i hur hög grad uppmätta halter på ackumulationsbottnar inom det förorenade sedimentområdet avviker från rådande bakgrundshalter.

Referenslokaler väljs lämpligen i närområdet. Det är viktigt att referenslokalerna inte har påverkats av den föroreningskälla vars bidrag ska bedömas. Det vill säga vare sig av föroreningar som sprids från det förorenade sedimentområdet eller den eller de påverkanskällor som från första början orsakade föroreningen i sedimenten. En referenslokal bör inte heller vara tydligt påverkad av andra verksamheter. Referenslokaler bör således väljas med omsorg och kräver kunskap om andra potentiella källor, inklusive avloppsutsläpp, dagvattentillförsel etcetera.

I Geiselbrecht et al. (2019) beskrivs hur undersökningar av rådande bakgrundshalter kan göras. Stöd för val av referenslokaler kan till exempel hämtas från en konceptuell modell, som bland annat beskriver påverkanskällor såsom landanvändning, utsläpp från stadsområden och direkta utsläpp, transport av sediment, atmosfärsdeposition och även naturliga förutsättningar som sedimenttyp och hydrodynamik. Sådana konceptuella modeller tas vanligtvis fram i samband med utredningar av förorenade områden.

2.4.3 Att tänka på vid tolkning av data

Föroreningskoncentrationer i sediment kan, även vid samma belastning, variera beroende på till exempel skillnader i:

- sedimentackumulationshastighet
- sedimentens partikelstorlek
- halten organiskt material
- redoxförhållanden

Vid lägre sedimentackumulationshastighet fördelas föroreningarna på mindre mängd sedimentande material, varför föroreningskoncentrationen kan förväntas bli högre.

Ju finare partiklar, desto högre halter brukar påträffas i ett sedimentprov vid en och samma belastning. Detta då finare partiklar erbjuder en större yta att binda till i relation till volym jämfört med grövre partiklar.

Sediment på ackumulationsbottnar innehåller organiskt material, vilket hydrofoba ämnen, såsom PAH och vissa metaller, har en tendens att binda till. Ju högre halt organiskt material, desto högre halt föroreningar.

Halten metaller som binder som sulfider är ofta högre i anoxiska, sulfidrika sediment än i oxiska.

Vid placering av referens- eller uppströms lokal bör förhållandena i övrigt likna de förhållanden som råder inom det förorenade sedimentområdet. För att underlätta vid tolkningen av data bör till exempel organisk kolhalt och partikelstorlek analyseras.

Ett bredare paket av grundämnen bör också analyseras. Genom att studera den geokemiska sammansättningen går det att få en bild av om materialet har ett liknande ursprung eller inte (se även avsnitt 2.2.5).

2.5 Lokal och nationell bakgrundshalt

Både förindustriell och rådande bakgrundshalt bör undersökas lokalt.

Med lokal bakgrundshalt avses en halt som beräknats utifrån data som samlats in i det aktuella området från förindustriellt avsatta sediment (lokal förindustriell bakgrundshalt) eller ytliga nyligen avsatta sediment som inte påverkats av en spårbar källa (lokal rådande bakgrundshalt).

Med nationell bakgrundshalt avses en föroreningshalt som beräknats utifrån data som samlats in från olika delar av landet.

Både förindustriell och rådande bakgrundshalt varierar och bör därför undersökas lokalt. I Naturvårdsverkets rapport 5977 *Riskbedömning av förorenade områden* (Naturvårdsverket, 2009b) används begreppet *lokal bakgrundshalt*. Vid utredning av förorenade områden avses med lokal bakgrundshalt de halter på en viss plats som beror på naturlig bakgrundshalt och antropogent diffust tillskott.

Om höga halter huvudsakligen har naturliga orsaker (lokal förindustriell bakgrundshalt) eller beror på storskaligt antropogent diffust förorenings tillskott (lokal rådande bakgrundshalt) leder en efterbehandlingsåtgärd normalt inte till någon väsentlig förbättring. Den lokala bakgrundshalten behöver därför beaktas i inventeringen och prioriteringen av förorenade sedimentområden (se avsnitt 4.1).

I samma rapport används även begreppet *nationell bakgrundshalt*. Den nationella bakgrundshalten är dock inte en nivå som förekommer som bakgrund överallt i landet. Den naturliga (förindustriella) och rådande bakgrundshalten varierar geografiskt, både i mark och i sediment. Med nationell bakgrundshalt avses en föroreningshalt som beräknats utifrån data som samlats in från olika delar av landet. De nationella förindustriella bakgrundshalterna av metaller utgörs till exempel av medianvärden av uppmätta halter, se kapitel 3.

3 Tillståndsbaserade bedömningsgrunder

För att underlätta vid utvärdering av uppmätta halter i sediment etablerades i slutet av 1990-talet så kallade tillståndsbaserade bedömningsgrunder. I detta kapitel beskrivs kortfattat hur de tillståndsbaserade bedömningsgrunderna för sediment togs fram och valda bedömningsgrunder redovisas i tabellform. Värdena speglar tillståndet i miljön och kan användas för att avgöra hur hög en uppmätt halt är i ett nationellt perspektiv. Tillståndsbaserade bedömningsgrunder för sediment kan däremot inte användas för att bedöma vilka effekter som kan uppstå.

Notera att bedömningsgrunder som bygger på uppmätta halter i ytliga sediment kan bli inaktuella i takt med att föroreningsbelastningen ändras över tid. De tillståndsbaserade bedömningsgrunderna kan därmed komma att revideras. Läsaren uppmanas att alltid kontrollera om värdena har justerats eller om det tillkommit nya bedömningsgrunder.

3.1 Förindustriell bakgrundshalt och avvikelse från denna

Om det saknas lokala förindustriella bakgrundshalter kan de nationellt framräknade medianvärdena för förindustriella bakgrundshalter av metaller och BC-värden från Oskar användas. Alternativt uppmätta förindustriella halter i andra studier.

Förindustriell bakgrundshalt har använts som utgångspunkt för att ta fram tillståndsbaserade bedömningsgrunder i form av avvikelseklasser (1–5) för metaller. Avvikelseklasser för metaller i sediment kan användas för att bedöma i hur hög grad en uppmätt halt avviker från förindustriell bakgrundshalt.

Vid jämförelse med resultat från andra studier behöver hänsyn tas till vilken standard som använts.

3.1.1 Förindustriella bakgrundshalter

Tabell 34 i Naturvårdsverkets rapport nr 4914 *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Kust och hav* (Naturvårdsverket, 1999a) presenterar så kallade jämförvärden för metaller och halvmetaller¹⁹ i marina sediment. Jämförvärdena baseras på medianvärdet för uppmätta halter på prover tagna på 55 centimeters djup på ackumulationsbotten i kust- och utsjöområden längs Sveriges kust. De anses därmed spegla förindustriella bakgrundshalter av metaller i marina sediment.

Naturvårdsverkets rapport redovisar sådana värden både för prover som analyserats enligt då gällande svensk standard, det vill säga med uppslutning i 7 M salpetersyra, respektive med totalanalys. För metallerna krom, nickel, kobolt och bly skiljer sig värdena åt. I normalfallet är det mest relevant att utgå från de värden som beräknats utifrån prover som analyserats med svensk standard. Svensk standard grundar sig nämligen på en partiell syralakning av provet, varför analysresultatet i högre grad representerar mer löst bundna ämnen. Totalhaltsanalys innebär att även ämnen bundna i matrisen frigörs.

¹⁹ I denna rapport avser begreppet metaller framöver även halvmetaller, såsom arsenik.

I Naturvårdsverkets rapport 4913 *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Sjöar och vattendrag* (Naturvårdsverket, 1999b) anges på motsvarande sätt förindustriella bakgrundshalter för metaller i limniska sediment. Observera dock att dessa värden grundar sig på prover som tagits i sjöar ojämnt fördelat över landet med överrepresentation av näringsfattiga norrländska sjöar (Lithner, 1989). Förindustriell bakgrundshalt av bly anges till exempel ligga på 5 mg/kg, vilket troligen är för lågt angivet om det ska tillämpas på hela landet.

De nationella förindustriella bakgrundshalterna i både marin och limnisk miljö redovisas i Tabell 2.

Tabell 2. Nationella förindustriella bakgrundshalter (medianvärden) i sediment enligt Naturvårdsverkets rapport nr 4914 *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Kust och hav* (Naturvårdsverket, 1999a) respektive rapport nr 4913 *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Sjöar och vattendrag* (Naturvårdsverket, 1999b). Proverna är analyserade efter uppslutning i 7M salpetersyra.

Metaller	Förindustriell bakgrundshalt i marin miljö (mg/kg torrsvikt)	Förindustriell bakgrundshalt i limnisk miljö (mg/kg torrsvikt)
Arsenik	10	8
Kadmium	0,2	0,3
Kobolt	12	15
Krom	40	15
Koppar	15	15
Kvicksilver	0,04	0,08
Nickel	30	10
Bly	25	5
Zink	85	100
Vanadin	-	20

För sediment i nordöstra Atlanten har Oskar (2005) och ICES (2008) tagit fram så kallade BC-värden²⁰ för metaller och PAH, se Tabell 3. De används i Oskars bedömningar av miljötillståndet i Nordsjön för att avgöra om naturligt förekommande ämnen börjar närma sig de naturliga bakgrundshalterna. Dessa bedömningsgrunder kan således vara användbara vid utvärdering av uppmätta halter av de ämnen för vilka det än så länge saknas nationella värden att jämföra med.

²⁰ BC utläses background concentration (bakgrundskoncentration). Med bakgrundskoncentration menas då koncentrationen av en förorening vid en orörd eller avlägsen plats, baserad på samtida eller historiska data.

Tabell 3. BC-värden för metaller och PAH (Ospar, 2005) och alkylerade PAH (markerade med C1-C3; ICES (2008)) i sediment från nordöstra Atlanten. Värden för metaller är normaliserade till 5 % för aluminium och för PAH till 2,5 % organisk kolhalt.

Ämne	BC (Background concentration) ²¹
Metaller (mg/kg torrsvikt)	
Arsenik	15
Kadmium	0,2
Krom	60
Koppar	20
Kvicksilver	0,05
Nickel	30
Bly	25
Zink	90
PAH (µg/kg torrsvikt)	
Naftalen	5
Fenantren	17
Antracen	3
Fluoranten	20
Pyren	13
Benz[a]antracen	9
Krysen	11
Benzo[a]pyren	15
Benzo(g,h,i)perylene	45
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	50
Acenaftylen	4
Acenaften	6
Fluoren	17
Benzo(b-k)fluoranten	458

²¹ Värdena för acenaftylen, acenaften, fluoren, benzo(b-k)fluorenten och dibenzo(a,h)antracen avser norra Nordsjön och är så kallade "maximum background reference concentrations", vilka antogs 1997.

PAH ($\mu\text{g}/\text{kg}$ torrsvikt)	
Dibenzo(a,h)antracen	30
Dibenzotiofen (DBT)	0,6
C1-naftalen	2,7
C2-naftalen	6,7
C3-naftalen	3,3
C1-fenantren/antracen ²²	2,7
C2-fenantren/antracen	3,7
C3-fenantren/antracen	2,2
C1-DBT	1,0
C2-DBT	0,7
C3-DBT	0,4

Såsom framförts i kapitel 2 är lokala förindustriella bakgrundshalter att föredra då uppmätt halt i ett visst område ska jämföras mot den förindustriella bakgrundshalten. Särskilt om det finns skäl att anta att den lokala naturliga bakgrundshalten kraftigt kan avvika från de ovanstående värdena.

Om lokala förindustriella bakgrundshalter inte är möjliga att ta fram kan data från andra studier vara värdefulla som jämförelse och eventuellt mer rättvisande än medianhalter för hela landet. Jonsson (2018) fann till exempel att särskilt kopparhalten, men även kadmiumhalten, i Stockholmsregionen är betydligt högre än riksgenomsnittet, se Tabell 4. Borg & Jonsson (1996) noterade betydligt lägre blyhalter i förindustriella sediment i Bottenviken jämfört med övriga delar av Östersjön.

Vid jämförelser med data från andra studier bör det för grundämnen råda liknande förhållanden, såsom samma typ av berggrund och lösa avlagringar. Vilken extraktionsmetod som använts bör också kontrolleras.

²² Summan av alkylerad fenantren och antracen.

Tabell 4. Förindustriella bakgrundshalter uppmätta i några enskilda studier (1: Stenungsundsområdet längs Bohuskusten (Cato, 2006), 2: Egentliga Östersjön (Shahabi-Ghahfarokhi, Josefsson, m.fl., 2021; Shahabi-Ghahfarokhi, Åström, m.fl., 2021), 3: Östersjöns delbassänger (Borg & Jonsson, 1996), 4: Stockholms mellanskärgård, Mälaren och en sjö i Stockholmsområdet (Jonsson, 2018) samt 5: Västeråsfjärden i Mälaren (Jonsson, 2014)). De två första kolumnerna avser medianhalter och de övriga medelvärden och standardavvikelser. Antalet provtagna sedimentkärnor, metod för åldersbestämning, provtagningsdjup samt sedimentens ålder samt extraktionsmetod skiljer sig åt mellan studierna.

Geografiskt område	Bohuskusten (1)	Egentliga Östersjön (2)	Egentliga Östersjön (3)	Ålands hav (3)	Bottenhavet (3)	Bottenviken (3)	Stockholmsområdet (4)	Mälaren (5)
METALLER (enhet mg/kg torrsvikt)								
Arsenik	13	12	9±3	10±1	9±2	6±5	6,8±3	5,2±0,9
Kadmium	0,11	0,25	0,31±0,19	0,24±0,06	0,10±0,07	0,37±0,27	0,37±0,24	0,23±0,05
Kobolt	-	21	16±4	21±1	17±4	15±4	15±3	18±1,6
Krom	43	-	52±13	56±5	40±7	37±7	56±5	53±6,8
Koppar	17	39	45±13	40±3	36±5	27±7	35±8	25±2,6
Kvicksilver	0,07	-	0,04±0,02	0,03±0,00	0,03±0,01	0,02±0,01	0,05±0,01	<0,04
Nickel	25	-	39±7	39±1	36±8	32±18	39±4	34±4,2
Bly	14	36	25±15	26±8	24±6	4,2±2,9	20±4	30±0,9
Zink	92	140	120±30	155±16	132±17	71±21	121±18	130±20
Järn	-	-	47±17	56±15	47±11	51±40	-	-
Mangan	-	-	0,6±0,3	0,7±0,1	3,2±1,8	1,0±1,0	-	-
Tenn	2	-	-	-	-	-	-	-
Vanadin	76	-	-	-	-	-	-	-
Silver	-	-	-	-	-	-	0,09±0,03	-
Uran		6,3						
PAH (µg/kg torrsvikt)								
PAH 11	-	-	-	-	-	-	31±33	-
Antracen	-	-	-	-	-	-	3±1	-
Fluoranten	-	-	-	-	-	-	7±7	-

3.1.2 Avvikelseklasser för metaller

För att bedöma hur mycket en uppmätt metallhalt i ett sedimentprov avviker från rådande bakgrundshalt bör i första hand den lokala rådande bakgrundshalten undersökas och användas som jämförelse, se avsnitt 2.4. Om det däremot inte är möjligt att undersöka lokal rådande bakgrundshalt, kan tillståndsbaserade bedömningsgrunder för metaller i form av fem så kallade *avvikelseklasser* användas som jämförelse i stället.²³

I Naturvårdsverkets rapport nr 4914 *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Kust och hav* finns för metaller i sediment i marin miljö två tabeller, en avseende prover analyserade enligt svensk standard och en avseende totalhaltsanalys (Tabell 36 respektive 37 i Naturvårdsverket, 1999a). I Tabell 5 nedan redovisas avvikelseklasserna för prover analyserade enligt svensk standard.

Avvikelseklasserna för metaller är i Naturvårdsverkets rapport uttryckta som så kallade *avvikelsefaktorer*, inte koncentrationer. Avvikelsefaktorerna har beräknats utifrån hur halterna av enskilda metaller varierar i ytliga sediment i Sverige. Med kännedom om den lokalt uppmätta förindustriella bakgrundshalten av respektive metall kan sedan *platspecifika avvikelseklasser*, uttryckta som koncentrationsintervall, beräknas.

De platspecifika avvikelseklasserna beräknas genom att den lokalt uppmätta förindustriella halten multipliceras med avvikelsefaktorerna för ämnet. På så sätt fås ett koncentrationsspann för varje klass. Den uppmätta halten i ett ytligt sedimentprov från samma plats kan sedan jämföras mot de platspecifika avvikelseklasserna, för att få en uppfattning om det rör sig om en *liten avvikelse* (klass 2), *tydlig avvikelse* (klass 3), *stor avvikelse* (klass 4) eller *mycket stor avvikelse* (klass 5) från den lokala förindustriella bakgrundshalten.

Avvikelsefaktorn som skiljer klass 4 från klass 5 baseras för prover analyserade enligt svensk standard på 95-percentilen²⁴ av mätdata för ytliga sediment. Sedimentprover som hamnar i klass 5 anses indikera att sedimenten har påverkats av en punktkälla. För exempelvis arsenik hamnar denna avvikelsefaktor på 4,5 (se översta raden, sista kolumnen i Tabell 5). Det ska enligt rapporten tolkas som att om uppmätt arsenikhalt i ytligt prov är >4,5 gånger högre än den lokala förindustriella bakgrundshalten av arsenik är sedimenten i området sannolikt påverkade av en punktkälla.

Om uppmätt halt är samma (eller lägre) än den förindustriella bakgrundshalten hamnar sedimenten i klass 1 (*ingen eller obetydlig avvikelse*). Avvikelsefaktorn som skiljer klass 1 från klass 2 har därmed värdet 1 för samtliga metaller.

Avvikelsefaktorerna för de övriga klassgränserna (mellan klass 2 och 3 respektive mellan klass 3 och 4) har beräknats från en fast faktor som multipliceras med föregående klassgräns (för mer detaljer, se Naturvårdsverket, 1999a).

²³ De tillståndsbaserade bedömningsgrunderna för sediment var ursprungligen tänkta att baseras på underlag om föroreningarnas effekter. Eftersom det inte fanns tillräckligt med underlag, baserades de på uppmätta halter. Parallellt med tillståndsklasserna togs tabeller fram över avvikelse från jämförvärde, i det fallet förindustriell bakgrundshalt, vilka visade vad som var låg upp till mycket hög halt i jämförelse med uppmätta halter på andra platser. Även dessa tabeller hänvisas ofta till som "tillståndsbaserade bedömningsgrunder".

²⁴ För nickel och krom utgår klassgränsen 4–5 i stället från 99-percentilen.

För att förenkla för läsaren, som inte har tillgång till eller möjlighet att undersöka den lokala förindustriella bakgrundshalten, redovisar vi i Tabell 5 nedan även avvikelseklasserna uttryckta som koncentrationsintervall. Avvikelseklasserna är då baserade på de i Tabell 2 angivna nationella förindustriella bakgrundshalterna för metaller i marina sediment.

Tabell 5. Avvikelseklasser för metaller i marina sediment. Dessa är uttryckta som avvikelsefaktorer, men här har även koncentrationsintervall (enhet mg/kg; kursiverade värden) beräknats utifrån avvikelse från nationell förindustriell bakgrundshalt. Vid tillgång till lokal förindustriell bakgrundshalt rekommenderas att platsspecifika avvikelseklasser räknas fram genom att multiplicera förindustriella bakgrundshalter med avvikelsefaktorerna. Avvikelsefaktorerna har hämtats från Naturvårdsverkets rapport nr 4914 Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Kust och hav (Naturvårdsverket, 1999a), koncentrationsintervallen har beräknats av SGI.

		KLASS 1	KLASS 2	KLASS 3	KLASS 4	KLASS 5
		Ingen eller obetydlig avvikelse	Liten avvikelse	Tydlig avvikelse	Stor avvikelse	Mycket stor avvikelse
As	Faktor	≤1,0	1,0–1,7	1,7–2,8	2,8–4,5	>4,5
	<i>Koncentration</i>	≤10	10–17	17–28	28–45	>45
Cd	Faktor	≤1,0	1,0–2,5	2,5–6,0	6,0–15	>15
	<i>Koncentration</i>	≤0,2	0,2–0,5	0,5–1,2	1,2–3,0	>3,0
Co	Faktor	≤1,0	1,0–1,7	1,7–2,9	2,9–5,0	>5,0
	<i>Koncentration</i>	≤12	12–20	20–35	35–60	>60
Cr	Faktor	≤1,0	1,0–1,2	1,2–1,5	1,5–1,8	>1,8
	<i>Koncentration</i>	≤40	40–48	48–60	60–72	>72
Cu	Faktor	≤1,0	1,0–2,0	2,0–3,3	3,3–5,3	>5,3
	<i>Koncentration</i>	≤15	15–30	30–50	50–80	>80
Hg	Faktor	≤1,0	1,0–3,0	3,0–10	10–25	>25
	<i>Koncentration</i>	≤0,04	0,04–0,12	0,12–0,4	0,4–1,0	>1,0
Ni	Faktor	≤1,0	1,0–1,5	1,5–2,2	2,2–3,3	>3,3
	<i>Koncentration</i>	≤30	30–45	45–66	66–99	>99
Pb	Faktor	≤1,0	1,0–1,6	1,6–2,6	2,6–4,4	>4,4
	<i>Koncentration</i>	≤25	25–40	40–65	65–110	>110
Zn	Faktor	≤1,0	1,0–1,5	1,5–2,4	2,4–4,2	>4,2
	<i>Koncentration</i>	≤85	85–130	130–200	200–360	>360

I Naturvårdsverkets rapport 4913 *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Sjöar och vattendrag* (Naturvårdsverket, 1999b) finns tillståndsbaserade bedömningsgrunder för metaller i limniska sediment. Där ingår två olika tabeller, en för tillståndsklasser och en för avvikelse från jämförvärde. I Tabell 6 redovisas de senare värdena. De har tagits fram på liknande sätt som avvikelseklasserna för marin miljö (se Tabell 5 ovan).

Avvikelseklasserna uttrycks även som koncentrationsintervall, baserade på de i Tabell 2 angivna nationella förindustriella bakgrundshalterna för metaller i limniska sediment.

Tabell 6. Avvikelseklasser för metaller i limniska sediment Dessa är uttryckta som avvikelsefaktorer, men här har även koncentrationsintervall (enhet mg/kg; kursiverade värden) beräknats utifrån avvikelse från nationell förindustriell bakgrundshalt. Vid tillgång till lokal förindustriell bakgrundshalt rekommenderas att platsspecifika avvikelseklasser räknas fram genom att multiplicera förindustriella bakgrundshalter med avvikelsefaktorerna. Avvikelsefaktorerna har hämtats från Naturvårdsverkets rapport nr 4913 *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Sjöar och vattendrag* (Naturvårdsverket, 1999b), koncentrationsintervallen har beräknats av SGI.

		KLASS 1	KLASS 2	KLASS 3	KLASS 4	KLASS 5
		Ingen eller obetydlig avvikelse	Liten avvikelse	Tydlig avvikelse	Stor avvikelse	Mycket stor avvikelse
As	Faktor	≤1,0	1,0–2,0	2,0–3,0	3,0–4,0	>4,0
	<i>Koncentration</i>	≤8	8–16	16–24	24–32	>32
Cd	Faktor	≤1,0	1,0–5,0	5,0–13	13–23	>23
	<i>Koncentration</i>	≤0,3	0,3–1,5	1,5–3,9	3,9–6,9	>6,9
Cr	Faktor	≤1,0	1,0–2,0	2,0–6,0	6,0–11	>11
	<i>Koncentration</i>	≤15	15–30	30–90	90–170	>170
Cu	Faktor	≤1,0	1,0–2,0	2,0–4,0	4,0–7,0	>7,0
	<i>Koncentration</i>	≤15	15–30	30–60	60–110	>110
Hg	Faktor	≤1,0	1,0–3,0	3,0–8,0	8,0–13	>13
	<i>Koncentration</i>	≤0,08	0,08–0,24	0,24–0,64	0,64–1,0	>1,0
Ni	Faktor	≤1,0	1,0–2,0	2,0–4,0	4,0–8,0	>8,0
	<i>Koncentration</i>	≤10	10–20	20–40	40–80	>80
Pb	Faktor	≤1,0	1,0–15	15–45	45–80	>80
	<i>Koncentration</i>	≤5	5–75	75–225	225–400	>400
Zn	Faktor	≤1,0	1,0–2,0	2,0–5,0	5,0–10	>10
	<i>Koncentration</i>	≤100	100–200	200–500	500–1000	>1000

De tillståndsbaserade bedömningsgrunderna för metaller bör användas med försiktighet. Ett stort antal, men högst 20 år gamla, mätdata för ytsediment användes som utgångspunkt när dessa avvikelsefaktorer togs fram. Notera dock att rapporten är från slutet av 1990-talet och att vissa ytsedimentprover i underlaget därmed togs på 1970-talet. Föroreningssituationen har ändrats sedan dess. Metallutsläppen har över lag minskat och därmed påverkat fördelningen av metallernas förekomst i sediment. De prover som låg till grund för beräkning av faktorer för avvikelseklassning har dessutom hämtats huvudsakligen från kustnära stationer. De är vanligen mer diffust påverkade och innehåller över lag högre halter organiskt material.

En översyn av de tillståndsbaserade bedömningsgrunderna för metaller i både marin och limnisk miljö pågår och värdena kan på sikt komma att revideras.



Foto: Johnér/Stefan Isaksson.

3.2 Tillståndsklasser för organiska ämnen

Data från referenslokaler är att föredra för att bedöma hur hög en uppmätt halt av organiska föroreningar är i jämförelse med rådande bakgrundshalter.

Om det saknas möjlighet att mäta på referenslokaler kan tillståndsklasser (klass 1–5) för organiska ämnen i sediment användas för att bedöma hur hög halten är.

För att bedöma hur hög en uppmätt halt av organiska föroreningar är i jämförelse med rådande bakgrundshalter bör i första hand den lokala rådande bakgrundshalten undersökas, se avsnitt 2.4. Om det däremot inte är möjligt att undersöka lokal rådande bakgrundshalt, kan tillståndsbaserade bedömningsgrunder för organiska ämnen i form av fem så kallade tillståndsklasser användas som jämförelse i stället. Sådana tillståndsklasser framgår av SGU:s rapport 2017:12 *Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment* (Josefsson, 2017).²⁵ Tillståndsklasserna redovisas även i Tabell 7 nedan.

Tillståndsklasserna för organiska ämnen baseras på i Sverige uppmätta föroreningshalter i marina sediment, provtagna mellan 1986 och 2014. Observera att värdena inte är normaliserade för organisk kolhalt. Det är en faktor som kan antas ha stor betydelse för vilka halter som uppmättes i de prover som ingick i underlaget.

Tabell 7. Tillståndsklasser för organiska miljögifter ($\mu\text{g}/\text{kg}$ torrsvikt) i sediment från marin miljö. Värdena har hämtats från SGU:s rapport 2017:12 *Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment* (Josefsson, 2017).

	KLASS 1	KLASS 2	KLASS 3	KLASS 4	KLASS 5
Ämne och tillståndsklass	Mycket låg halt	Låg halt	Medelhög halt	Hög halt	Mycket hög halt
Naftalen		<4,9	4,9–19	19–63	≥63
Acenaften			<5,5	5,5–33	≥33
Fluoren		<2,0	2,0–9,4	9,4–35	≥35
Fenantren	<7,0	7,0–17	17–50	50–150	≥150
Antracen	<1,0	1,0–3,1	3,1–11	11–45	≥45
Fluoranten	<18	18–45	45–140	140–390	≥390
Pyren	<12	12–30	30–100	100–380	≥380

²⁵ I *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet Kust och hav* (Naturvårdsverket, 1999a) fanns bedömningsgrunder för organiska miljögifter som räknats fram baserat på uppmätta halter i ytsediment, uttryckta som olika klasser (klass 1 – 5), genom ett system som då kallades för statistisk tillståndsklassning. Dessa tillståndsklasser har dock ersatts med de som presenteras i SGU:s rapport 2017:12 *Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment* (Josefsson, 2017). De nya bedömningsgrunderna inkluderar fler ämnen än tidigare, exempelvis även tennorganiska föreningar och PBDE, och baseras på nyare data. De gamla värdena ska därför inte användas som jämförelse mot uppmätt halt i ytliga sediment.

	KLASS 1	KLASS 2	KLASS 3	KLASS 4	KLASS 5
Ämne och tillståndsklass	Mycket låg halt	Låg halt	Medelhög halt	Hög halt	Mycket hög halt
Benz[a]antracen	<7,5	7,5-19	19-62	62-180	≥180
Krysen	<11	11-26	26-27	67-200	≥200
Bens(b)fluoranten	<32	32-69	69-200	200-440	≥440
Bens(k)fluoranten	<11	11-28	28-79	79-180	≥180
Bens[a]pyren	<12	12-31	31-99	99-240	≥240
Dibens(ah)antracen	<4,4	4,4-8,9	8,9-27	27-79	≥79
Bens(g,h,i)perylene	<22	22-62	62-180	180-400	≥400
Indeno(1,2,3-c,d)pyren	<24	24-76	76-220	220-530	≥530
Summa PAH11	<170	170-440	440-1200	1200-2800	≥2800
Summa PAH15	<250	250-440	440-1200	1200-4700	≥4700
Summa PAH M	<57	57-110	110-320	320-1700	≥1700
Summa PAH H	<180	180-320	320-940	940-2600	≥2600
PCB28		<0,066	0,066-0,30	0,30-1,3	≥1,3
PCB52		<0,12	0,12-0,40	0,40-1,9	≥1,9
PCB101	<0,10	0,10-0,34	0,34-1,1	1,1-5,5	≥5,5
PCB118	<0,084	0,084-0,31	0,31-0,84	0,84-3,6	≥3,6
PCB138	<0,21	0,21-0,67	0,67-2,0	2,0-9,1	≥9,1
PCB153	<0,20	0,20-0,61	0,61-2,0	2,0-7,9	≥7,9
PCB180	<0,081	0,081-0,29	0,29-0,90	0,90-4,9	≥4,9
Summa PCB7	<0,81	0,81-2,5	2,5-7,6	7,6-34	≥34
HCB	<0,020	0,020-0,15	0,15-0,45	0,45-1,6	≥1,6
α-HCH	<0,006	0,006-0,04	0,04-0,17	0,17-0,36	≥0,36

	KLASS 1	KLASS 2	KLASS 3	KLASS 4	KLASS 5
Ämne och tillståndsklass	Mycket låg halt	Låg halt	Medelhög halt	Hög halt	Mycket hög halt
β -HCH	<0,003	0,003–0,11	0,11–0,57	0,57–1,2	$\geq 1,2$
γ -HCH	<0,006	0,006–0,034	0,034–0,12	0,12–0,30	$\geq 0,30$
Summa HCH	<0,025	0,025–0,21	0,21–0,87	0,87–2,0	$\geq 2,0$
γ -klordan		<0,018	0,018–0,090	0,090–0,39	$\geq 0,39$
α -klordan		<0,006	0,006–0,082	0,082–0,30	$\geq 0,30$
trans-nonaklor		<0,021	0,021–0,088	0,088–0,30	$\geq 0,30$
Summa klordan		<0,063	0,063–0,27	0,27–0,81	$\geq 0,81$
p,p'-DDT		<0,019	0,019–0,29	0,29–2,0	$\geq 2,0$
p,p'-DDD	<0,029	0,029–0,32	0,32–1,7	1,7–5,3	$\geq 5,3$
p,p'-DDE	<0,057	0,057–0,32	0,32–1,2	1,2–3,6	$\geq 3,6$
Summa DDT	<0,32	0,32–0,89	0,89–3,5	3,5–10	≥ 10
EOCI	<200	200–830	830–2700	2700–5600	≥ 5600
EPOCI		<100	100–560	560–2100	≥ 2100
PBDE 47		<0,045	0,045–0,11	0,11–0,37	$\geq 0,37$
PBDE 100			<0,041	0,041–0,14	$\geq 0,14$
PBDE 99		<0,047	0,047–0,13	0,13–0,47	$\geq 0,47$
PBDE 85			<0,15	0,15–0,55	$\geq 0,55$
PBDE 209 (Deca)			<2,4	2,4–13	≥ 13
EOBr	<180	180–590	590–1900	1900–3000	≥ 3000

	KLASS 1	KLASS 2	KLASS 3	KLASS 4	KLASS 5
Ämne och tillståndsklass	Mycket låg halt	Låg halt	Medelhög halt	Hög halt	Mycket hög halt
EPOBr		<88	88–480	480–700	≥700
monobutyltenn, MBT		<1	1–10	10–20	≥20
dibutyltenn, DBT		<1	1–10	10–26	≥26
tributyltenn, TBT		<1	1–19	19–55	≥55

Eftersom de förindustriella bakgrundshalterna av organiska ämnen i de flesta fall är noll används ett något annorlunda system för att räkna fram klassgränserna än för metaller. Tillståndsklasserna för organiska ämnen utgår från fördelningen hos uppmätta halter av organiska ämnen i marina sediment i svenska havsområden och ekonomisk zon. Gränsen mellan klass 1 (Mycket låg halt) och klass 2 (Låg halt) har satts vid 5-percentilen av alla data, gränsen mellan klass 2 och klass 3 (Medelhög halt) vid 25-percentilen, gränsen mellan klass 3 och klass 4 (Hög halt) vid 75-percentilen och gränsen mellan klass 4 och klass 5 (Mycket hög halt) vid 95-percentilen. Hälften av alla uppmätta halter i underlaget har således hamnat i klass 3, som sträcker sig från 25-percentilen till 75-percentilen.

För tennföreningarna gäller andra percentilgränser. Detta eftersom det var nödvändigt att inkludera fler prover tagna i lokalt påverkade områden, såsom nära marinor, för att få tillräckligt med underlag, se SGU:s rapport 2017:12 *Klassning av halter av organiska föreningar i sediment* (Josefsson, 2017).

Även prover med halter under rapporteringsgränsen har använts. I de fall då många datapunkter låg under rapporteringsgränsen saknas därför någon eller några av de lägre klasserna. Detta då 5-percentilen och ibland även 25-percentilen av data låg under rapporteringsgränsen.

Gränsen mellan klass 1 och klass 2 motsvarar ungefär de lägsta halterna i prover tagna i områden långt från mänskliga verksamheter. Prover från områden med en hög föroreningsgrad, ofta kustnära, hamnar i klass 5.

Den rådande bakgrundshalten varierar över landet och det är därför svårt att fastställa en nationellt rådande bakgrundshalt eller ange vilken tillståndsklass det skulle motsvara. Uppmätta halter som hamnar i klass 5 anses dock mycket höga i ett nationellt perspektiv och förknippas ofta med påverkan från punktkälla. De kan således inte betraktas som rådande bakgrundshalt.

Några tillståndsklasser för organiska ämnen i limniska sediment har ännu inte tagits fram eftersom det inte funnits tillräckligt med underlag. Tills vidare kan de tillståndsbaserade bedömningsgrunderna för marin miljö användas. Att tänka på är att halten organiskt kol kan variera avsevärt mellan sjöar eller i samma (större) sjö och att det även skiljer sig mot marina system.

3.3 Jämförelser mot övervakningsdata

Övervaknings- och screeningdata från andra studier kan ge en grov uppfattning om hur hög en uppmätt halt är. Övervakningsdata kan laddas ner fritt från SGU:s webb.

Underlaget behöver kvalitetsgranskas innan användning. Till exempel var provet har tagits (inverkan av påverkanskällor respektive på vilken typ av botten) och hur det har analyserats (extraktions- och analysmetod).

Om det saknas tillståndsbaserade bedömningsgrunder kan befintliga övervakningsdata ge en grov uppfattning om hur hög en uppmätt halt är. SGU är nationell datavärd för miljögifter i bland annat sediment.²⁶ Genom att använda SGU:s kartvisare²⁷ kan övervakningsdata som rapporterats in av utförare inom den nationella övervakningen fritt laddas ner. Här finns ofta även data från regionala övervakningsprogram och enskilda studier. Även vattenvårdsförbund kan ha tagit fram data inom ramen för den samordnade recipientkontrollen. Det kan finnas ytterligare uppgifter om uppmätta halter i sediment i den så kallade screeningdatabasen^{28, 29}

Vid användning av befintliga övervakningsdata som jämförelse bör kontrolleras var provet är taget, till exempel om det har tagits i anslutning till en punktkälla. Då kan det inte anses representera rådande bakgrundshalt.

Om dataunderlaget inte har kvalitetsgranskats bör det göras först. För sediment bör till exempel kontrolleras att det är ackumulationsbotten som har provtagits. Annars kan det vara svårt att dra slutsatser om vad dataunderlaget representerar. En kontroll av vilken extraktions- och analysmetod som har använts bör också göras. Jämförs till exempel uppmätt metallhalt som har analyserats enligt svensk standard, med en som analyserats med hjälp av totalhaltsanalys kan det påverka slutsatserna.

Om jämförelser görs mot till exempel medelvärdet för en mängd sammanställda övervakningsdata bör kontrolleras hur värden under rapporteringsgränsen har hanterats. Andra analysrelaterade frågor som bör ställas är om rapporteringsgränsen är tillräckligt låg och analysosäkerheten tillräckligt god (max 50 %).

Slutligen kan konstateras att även om analyslaboratorierna är ackrediterade för analys av ett och samma ämne finns det en variation mellan rapporterade halter (Johansson m.fl., 2021). Sammantaget innebär detta att man inte bör dra alltför långtgående slutsatser vid små skillnader mellan uppmätta halter i studier där olika laboratorier har anlitats.

26 <https://www.sgu.se/produkter-och-tjanster/nationella-datavardskap/datavardskap-for-miljogifter/>

27 <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-miljoovervakning-sediment.html>

28 <https://www.sgu.se/produkter-och-tjanster/nationella-datavardskap/datavardskap-for-miljogifter/miljoovervakningsdata-screening-av-miljogifter/>

29 Screening görs med olika syften, ofta i form av tillfälliga kampanjer exempelvis för att studera förekomst av nyligen uppmärksammade föroreningar i olika matriser. Övervakningsprogram bygger i stället vanligen på återkommande undersökningar med syftet att utläsa trender.

4 Hur bakgrundshalterna kan användas i praktiken

4.1 När kan bakgrundshalter i sediment behöva beaktas?

Föroreningars bakgrundshalter i sediment kan behöva beaktas vid utredningar och myndighetsbeslut i olika sammanhang. I Tabell 8 ges exempel på olika sammanhang då kännedom om olika typer av bakgrundshalt är viktig, även om också andra frågeställningar behöver utredas.

Tabell 8. Exempel på olika sammanhang då kännedom om bakgrundshalter i sediment kan behövas samt vilken typ av bakgrundshalt som avses.

Sammanhang	När används bakgrundshalter och vilken typ av bakgrundshalt avses?	Kommentar
Inventering av förorenade sedimentområden: Fas 2 - verifiering av att sedimenten är förorenade och fortsatt prioritering av objekt att utreda vidare	Uppmätta halter jämförs mot bland annat rådande bakgrundshalter eller tillståndsbaserade bedömningsgrunder. Platsspecifik förindustriell bakgrundshalt indikerar om höga halter har naturliga orsaker.	Vid prioritering av objekt som ska utredas vidare beaktas även exempelvis spridningsförutsättningar, känslighet, skyddsvärde, ämnets farlighet och mängd förorening det handlar om.
Riskbedömning av förorenade sedimentområden: Identifiering av problemämnena, avgränsning av det förorenade sedimentområdets utbredning.	Uppmätta halter jämförs mot bland annat rådande bakgrundshalter eller tillståndsbaserade bedömningsgrunder. Kännedom om den platsspecifika förindustriella bakgrundshalten kan också behövas för att kunna avgränsa det förorenade området på djupet.	Utredning av det förorenade områdets utbredning och dess påverkansområde kräver ofta en fördjupad kartläggning i jämförelse med vad som undersöks inom ramen för verifieringen (inventering fas 2).
Riskbedömning av förorenade sedimentområden: Bedömning av belastning på omgivningen	Halter uppmätta nedströms det förorenade sedimentområdet kan behöva jämföras mot halter uppmätta uppströms eller på referenslokal.	Vid bedömning av belastning beaktas även andra aspekter, såsom mängden som sådan och vilket ämne det handlar om (Fröberg m.fl., 2021).
Riskbedömning av förorenade områden: Övergripande åtgärds mål	Hänvisning till rådande bakgrundshalter kan göras vid formulering av övergripande åtgärds mål för förorenade områden.	Ett övergripande åtgärds mål kan exempelvis uttryckas som att det inte ska ske någon spridning som leder till halter över rådande bakgrundshalt (Naturvårdsverkets webb; Naturvårdsverket, 2009a).

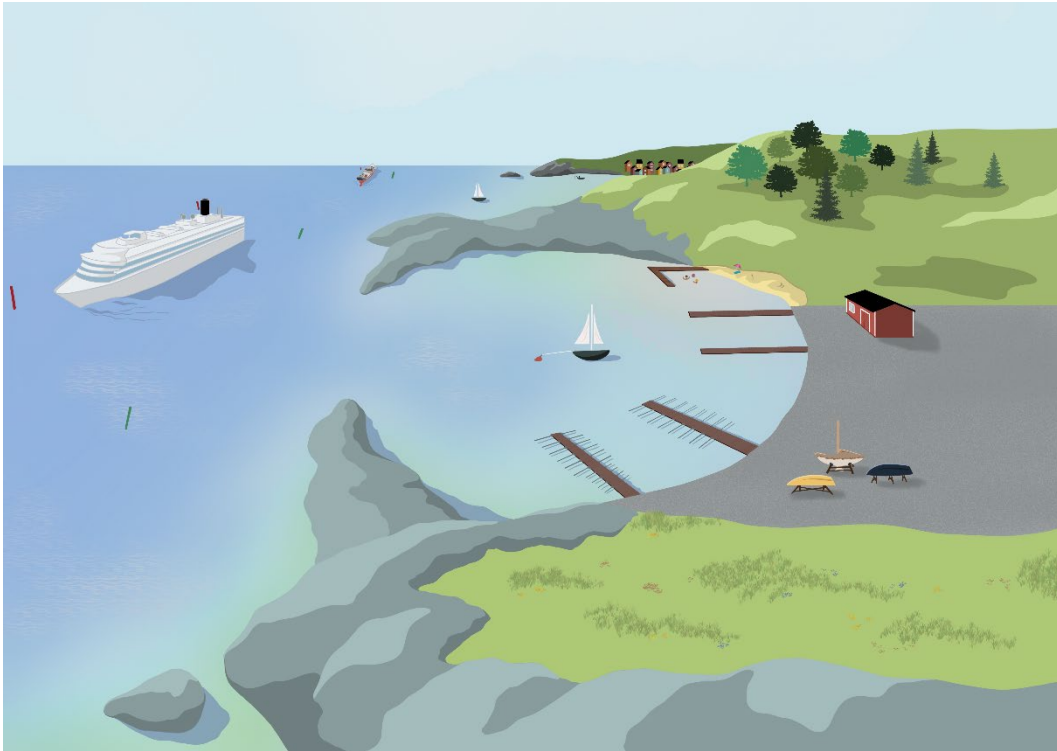
Sammanhang	När används bakgrundshalter och vilken typ av bakgrundshalt avses?	Kommentar
Vattenförvaltning: Vattenmyndighetens statusklassificering av en ytvattenförekomst	Naturlig bakgrundshalt kan behöva beaktas vid klassificering av ytvattenförekomsternas status.	Om naturlig bakgrundshalt ska subtraheras från uppmätt halt före jämförelse med bedömningsgrund anges detta i HVMFS 2019:25.
Dumpningsdispens: Bedömning av föroreningsnivå	Som grund för beslut om dispens beaktas bland annat halter i närområdet till dumpningsplatsen. Om sådana uppgifter saknas kan uppmätta halter i muddermassorna jämföras mot tillståndsbaserade bedömningsgrunder.	Även effektbaserade bedömningsgrunder och andra aspekter såsom risk för spridning, bottens beskaffenhet, årstiden med mera vägs in i beslutet (Havs- och vattenmyndigheten, 2018).
Muddring av sediment (vattenverksamhet): Bedömning av föroreningsnivå	Föroreningsnivån bedöms utifrån bland annat jämförelse med halter i närområdet. Om sådana uppgifter saknas kan föroreningshalten i sedimenten jämföras mot tillståndsbaserade bedömningsgrunder.	Även effektbaserade bedömningsgrunder och andra aspekter såsom risk för grumling och förorenings-spridning, årstiden med mera vägs in i bedömningen av om, när och hur muddring kan utföras (Havs- och vattenmyndigheten, 2018).
Tillsyn och prövning av miljöfarlig verksamhet: Bedömning av verksamhetens påverkan på vattenrecipient (recipientkontroll)	Halter uppmätta nedströms eller i anslutning till verksamheten kan behöva jämföras mot halter uppmätta uppströms eller vid referenslokal.	Även många andra aspekter behöver beaktas, se till exempel Naturvårdsverket (2001).

4.2 Fiktivt exempel

Nedan illustreras genom det fiktiva exemplet "Havsviken Strandhugget" hur kännedom om olika bakgrundshalter och tillståndsbaserade bedömningsgrunder kan användas i praktiken. Exemplet rör klassificering av status inom vattenförvaltningen och inventering av förorenade sedimentområden.

I exemplet görs jämförelser med tillståndsbaserade bedömningsgrunder och förindustriella bakgrundshalter i syfte att illustrera deras användning. I praktiken bör till exempel jämförelser helst göras mot förindustriella halter uppmätta på den aktuella platsen, hellre än medianvärden för hela Sverige.

Havsviken Strandhugget i vattenförekomsten Kustpärlan



Figur 4. Illustration av den fiktiva havsviken "Strandhugget" i kustvattenförekomsten Kustpärlan, med en marina med bryggor och uppställningsplatser. Illustratör Thereze Ladekrans, SGI.

Vid havsviken Strandhugget på Västkusten ligger en marina med ett stort antal bryggor och uppställningsplatser på land, se Figur 4.

Havsviken ingår i en relativt stor kustvattenförekomst, Kustpärlan. Av Vatteninformationssystem Sverige (VISS) framgår att kemisk status avseende TBT och antracen inte är god. Kvalitetsfaktorn *särskilda förorenande ämnen* är däremot klassificerad till god ekologisk status med avseende på koppar.

Av VISS framgår också att vattenmyndighetens statusklassificering baseras på uppmätta halter av föroreningar i sediment, på relativt långt avstånd (några hundra meter) från marinan. Proverna har tagits i närheten av en farled och TBT-halterna i skärgården är över lag höga. Länsstyrelsen misstänker dock att TBT-föroreningen som påträffats i närheten av farleden åtminstone delvis kan bero på att TBT sprids från marinan. Exempelvis i samband med båtupptag och båttvätt eller från båtuppställningsplatserna, men eventuellt även från sedimenten.

I samband med länsstyrelsens inventering i fas 1 av förorenade sedimentområden har marinan identifierats som potentiellt förorenat sedimentområde och nu är det dags för inventering i fas 2, det vill säga en verifierande provtagning. Några sedimentprover tas inne bland bryggorna och på ett avstånd om 40–50 meter från dessa.

Högst uppmätta halter³⁰ i både Kustpärlan och Strandhugget redovisas tillsammans med både effekt- och tillståndsbaserade bedömningsgrunder i Tabell 9.

Tabell 9. Högst uppmätta föroreningshalter (enhet µg/kg torrsvikt) i ytsediment provtagna inom ramen för övervakningsprogrammet för vattenförekomsten Kustpärlan respektive sediment provtagna i Strandhugget vid bryggorna inom ramen för fas 2 inventeringen. Effektbaserade bedömningsgrunder (så kallade EQS-värden) för ämnet i HVMFS 2019:25 och de tillståndsbaserade bedömningsgrunderna redovisas som jämförelse. EQS-värdena för dessa ämnen avser sediment med 5 % TOC. För koppar ska enligt HVMFS 2019:25 den naturliga bakgrundshalten subtraheras från uppmätt koncentration innan jämförelser mot värdet.

Analysparameter	Kustpärlan	Strand - hugget	EQS @5 % TOC	Klass 1	Klass 2	Klass 3	Klass 4	Klass 5
TBT	40	1 350	1,6		<1	1-19	19-55	>55
Antracen	20	50	24	<1	1-3,1	3,1-11	11-45	>45
Koppar	30 000	55 000	52 000	≤15 000	15 000-30 000	30 000-50 000	50 000-79 000	>79 000
TOC	2 %	4 %						

Av Tabell 10 framgår både hur länsstyrelsens beredningssekretariat resonerat vid klassificering av Kustpärlan (rad 1) och hur handläggaren inom förorenade områden resonerat vid utvärdering av fas 2-resultaten (rad 2).

Handläggaren inom förorenade områden kommer fram till att sedimenten i anslutning till marinan fortsatt ska betraktas som ett förorenat område. Sedimentobjektet registreras som ett verifierat förorenat objekt i EBH-stödet och både land- och sedimentobjektet prioriteras för fortsatt utredning av miljö- och hälsorisker, inklusive spridning av föroreningar från marinan till omgivningen. Länsstyrelsens inventerare kontaktar tillsynsmyndigheten för marinan, i det här fallet kommunen, som ställer krav på marinan att göra en utredning. Marinan anlitar en miljökonsult som tar fram en problembeskrivning, konceptuell modell och förslag på övergripande åtgärdsåtgärder.

³⁰ För enkelhets skull redovisas i det här exemplet endast högst uppmätta halter. I ett verkligt fall behöver man titta på alla uppmätta halter för att få en helhetsbild.

Tabell 10. Länsstyrelsens resonemang vid utvärdering av uppmätta halter i samband med statusklassificering av Kustpärlan respektive fas 2-inventeringen av sedimenten vid Strandhuggets marina.

Rad	Sammanhang	Beslut/hantering	Motiv
1	Vattenmyndighetens statusklassificering av vattenförekomsten Kustpärlan	Ej god kemisk status avseende TBT och antracen, men god status avseende koppar.	<p>Normaliserat till 5 % är uppmätt TBT-halt i ytsediment i Kustpärlan: $40 \cdot 5/2 = 100 \mu\text{g}/\text{kg}$. Uppmätta halter TBT är således betydligt högre än EQS.</p> <p>Naturlig bakgrundshalt (klass 1) av koppar subtraheras från uppmätt halt ($30\,000 - 15\,000 = 15\,000$). Efter TOC-normalisering: $15\,000 \cdot 5/2 = 37\,500 \mu\text{g}/\text{kg}$. EQS för koppar överskrids således inte.</p> <p>Efter TOC-normalisering av uppmätt halt antracen: $20 \cdot 5/2 = 50 \mu\text{g}/\text{kg}$. Högre än EQS.</p>
2	Verifiering och prioritering av sedimentobjektet	<p>TBT-halterna är mycket höga och marinans sediment bör fortsatt betraktas som ett förorenat sedimentområde. Även antracenhalterna indikerar detta.</p> <p>Kopparhalterna bedöms inte på samma sätt utgöra ett motiv till fortsatt utredning.</p>	<p>TBT-halterna kan efter jämförelse med tillståndsbaserade bedömningsgrunder konstateras vara mycket höga – långt över gräns mellan tillståndsklass 4–5.</p> <p>TBT är dessutom ett prioriterat ämne som är allmänt problematiskt i miljön samtidigt som föroreningsspridning från marinan och dess sediment, jord och aktiviteter på land är troligt med tanke på de höga TBT-halterna även i Kustpärlan.</p> <p>Antracenhalterna i marinan hamnar i klass 5 (dock strax över klassgränsen). Uppmätt kopparhalt hamnar i klass 4.</p>

5 Referenser

- Assefa, A. T., Tysklind, M., Sobek, A., Sundqvist, K. L., Geladi, P., & Wiberg, K. (2014). Assessment of PCDD/F source contributions in baltic sea sediment core records. *Environmental Science and Technology*, 48(16).
<https://doi.org/10.1021/es502352p>
- Back, P.-E. (2022). *Hjälpmatris för bakgrundshalter. SGI PM. 2022-03-14. Dnr 1.1.-2009-0637*. SGI.
- Bindler, R., Renberg, I., & Klaminder, J. (2008). Bridging the gap between ancient metal pollution and contemporary biogeochemistry. I *Journal of Paleolimnology* (Vol. 40, Nummer 3). <https://doi.org/10.1007/s10933-008-9208-4>
- Bindler, R., Rydberg, J., & Renberg, I. (2011). Establishing natural sediment reference conditions for metals and the legacy of long-range and local pollution on lakes in Europe. *Journal of Paleolimnology*, 45(4). <https://doi.org/10.1007/s10933-010-9425-5>
- Birch, G. F. (2017). Determination of sediment metal background concentrations and enrichment in marine environments – A critical review. I *Science of the Total Environment* (Vol. 580). <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.12.028>
- Blais, J. M., & Kalff, J. (1995). The influence of lake morphometry on sediment focusing. *Limnology and Oceanography*, 40(3). <https://doi.org/10.4319/lo.1995.40.3.0582>
- Borg, H., & Jonsson, P. (1996). Large-scale metal distribution in Baltic Sea sediments. *Marine Pollution Bulletin*, 32(1). [https://doi.org/10.1016/0025-326X\(95\)00103-T](https://doi.org/10.1016/0025-326X(95)00103-T)
- Cato, I. (2006). *Miljö kvalitet och trender i sediment och biota utmed Bohuskusten 2000/2001 – en rapport från sju kontrollprogram. SGU rapporter och meddelanden 122*.
- Eklöf, K., Lidskog, R., & Bishop, K. (2016). Managing Swedish forestry's impact on mercury in fish: Defining the impact and mitigation measures. *Ambio*, 45.
<https://doi.org/10.1007/s13280-015-0752-7>
- Filipovic, M., Berger, U., & McLachlan, M. S. (2013). Mass balance of perfluoroalkyl acids in the Baltic sea. *Environmental Science and Technology*, 47(9).
<https://doi.org/10.1021/es400174y>
- Fröberg, M., Wernersson, A.-S., Hermansson, S., & Bengtsson, H. (2021). *Bedömning av förorenade områdets belastning på yt- och grundvatten, Statens geotekniska institut, SGI, Linköping, 2021-12-14*.
- Geiselbrecht, A., Rouhani, S., Thorbjornsen, K., Blue, D., Nadeau, S., Gardner-Brown, T., & Brown, S. (2019). Important considerations in the derivation of background at sediment sites. *Integrated Environmental Assessment and Management*, 15(3).
<https://doi.org/10.1002/ieam.4124>

- Havs- och vattenmyndigheten. (2016). *Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus. Vägledning för tillämpning av HVMFS 2013:19. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2016:26.*
- Havs- och vattenmyndigheten. (2018). *Muddring och hantering av muddermassor. Vägledning och kunskapsunderlag för tillämpningen av 11 och 15 kap. miljöbalken. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:19.*
- Helcom. (2021). Inputs of hazardous substances to the Baltic Sea. I *Baltic Sea Environment Proceedings No.179. HELCOM (2021).*
- HVMFS 2019:25. (u.å.). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2019:25) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten.*
- Håkanson, L., & Jansson, M. (1983). Principles of Lake Sedimentology. The Blackburn Press, New Jersey, USA. I *Principles of Lake Sedimentology.*
<https://doi.org/10.1007/978-3-642-69274-1>
- ICES. (2008). *Report of the Working Group of Marine Sediments (WG MS). ICES CM 2008/MHC:03.*
- Ilus E. (1998). *Dating of sediments and determination of sedimentation rate. Proceedings of a seminar held in Helsinki 2 - 3 April 1997. Helsinki 1998, 149 pp.*
- Johansson, H., Hagström, J., & Knulst, J. (2021). *Utvärdering av länsstyrelsernas gemensamma delprogram för provbankning och analys av miljögifter i fisk under perioden 2013–2019. Länsstyrelsen i Stockholms län rapport 2021:12.*
- Jonsson, P. (2014). *Regionala bakgrundshalter av metaller i Västeråsfjärden. JP Sedimentkonsult Rapport 2014:2.*
- Jonsson, P. (2018). *Regionala bakgrundshalter av metaller, PAH-er och dioxiner/furaner i Stockholmsområdet. JP sedimentkonsult Rapport 2018:5.*
- Josefsson, S. (2017). *Klassning av halter av organiska föroreningar i sediment. SGU-rapport 2017:12.*
- Josefsson, S. (2022). *Results from the national environmental monitoring programme. Contaminants in Swedish offshore sediments 2003–2021. SGU-rapport 2022:08. Diarie-nr: 35-1370/2021.*
- Josefsson, S., & Apler, A. (2019). *Miljöföroreningar i utsjösediment – geografiska mönster och tidstrender. SGU-rapport 2019:06.*
- Larsson, O., Norrlin, J., Johansson, H., & Josefsson, S. (2021). *Förorenade sedimentområden i Vänern. SGU-rapport 2021:21.*
- Lithner, G. (1989). *Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Bakgrundsdokument 2. Metaller. Naturvårdsverket. Rapport 3628.*
- Maclachlan, M., & Undeman, E. (2020). Dioxins and PCBs in the Baltic Sea. *Helcom Baltic Sea Environment Proceedings n°171.*

- Naturvårdsverket. (1999a). *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Kust och hav. Rapport 4914. (Endast tillgänglig på bibliotek).*
- Naturvårdsverket. (1999b). *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913. (Endast tillgänglig på bibliotek).*
- Naturvårdsverket. (2001). *Egenkontroll, en fortlöpande process. Handbok 2001:3. Naturvårdsverket, Stockholm.*
- Naturvårdsverket. (2009a). *Att välja efterbehandlingsåtgärd. En vägledning från övergripande till mätbara åtgärds mål. Rapport 5978.*
- Naturvårdsverket. (2009b). *Riskbedömning av förorenade områden. En vägledning från förenklad till fördjupad riskbedömning. Rapport 5977.*
- Naturvårdsverket. (2010). *Återvinning av avfall i anläggningsarbeten. Handbok 2010:1. .*
- Naturvårdsverket. (2022). *Övervakningsmanual. Metaller och organiska miljögifter i sediment. Sötvatten, Kust och hav. Handledning för miljöövervakning.*
- Ospar. (2005). *Agreement on Background Concentrations for Contaminants in Seawater, Biota and Sediment. OSPAR Agreement 2005–6.*
- Ospar. (2009). *Background Document on CEMP assessment criteria for the QSR 2010. Monitoring and assessment series. Oskar Commission.*
- Pacariz, S., Larsson, T., Drenning, P., & Bernstén, K. (2019). *Bohuskustens vattenvårdsförbunds kontrollprogram: delprogram 3. Miljögifter samlad rapport. COWI rapport till Bohuskustens vattenvårdsförbund. Mars 2019 justerad augusti 2019.*
- Renberg, I., Bindler, R., & Brännvall, M. L. (2001). Using the historical atmospheric lead-deposition record as a chronological marker in sediment deposits in Europe. *Holocene, 11*(5). <https://doi.org/10.1191/095968301680223468>
- Rose, N. L., Morley, D., Appleby, P. G., Battarbee, R. W., Alliksaar, T., Guilizzoni, P., Jeppesen, E., Korhola, A., & Punning, J. M. (2011). Sediment accumulation rates in European lakes since AD 1850: Trends, reference conditions and exceedence. *Journal of Paleolimnology, 45*(4). <https://doi.org/10.1007/s10933-010-9424-6>
- Salminen, S., Saarni, S., Tammelin, M., Fukumoto, Y., & Saarinen, T. (2019). Varve distribution reveals spatiotemporal hypolimnetic hypoxia oscillations during the past 200 years in Lake Lehmilampi, eastern Finland. *Quaternary, 2*(2). <https://doi.org/10.3390/quat2020020>
- SGI. (2009). *Metoder för haltbestämning av huvud- och spårelement och PAH i jord och avfall. Statens geotekniska institut. Dnr 2-0810-0689.*
- SGU. (2014). *Geokemisk atlas över Sverige. Geochemical atlas of Sweden. Uppsala: Sveriges geologiska undersökning (SGU).*

- Shahabi-Ghahfarokhi, S., Josefsson, S., Apler, A., Kalbitz, K., Åström, M., & Ketzer, M. (2021). Baltic Sea sediments record anthropogenic loads of Cd, Pb, and Zn. *Environmental Science and Pollution Research*, 28(5).
<https://doi.org/10.1007/s11356-020-10735-x>
- Shahabi-Ghahfarokhi, S., Åström, M., Josefsson, S., Apler, A., & Ketzer, M. (2021). Background concentrations and extent of Cu, As, Co, and U contamination in Baltic Sea sediments. *Journal of Sea Research*, 176.
<https://doi.org/10.1016/j.seares.2021.102100>
- Shotyk, W., & Krachler, M. (2010). The isotopic evolution of atmospheric Pb in central Ontario since AD 1800, and its impacts on the soils, waters, and sediments of a forested watershed, Kawagama Lake. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74(7).
<https://doi.org/10.1016/j.gca.2010.01.009>
- SS28311:2017. Markundersökningar – bestämning av spårmetaller i jord genom extraktion med salpetersyra.
- Swarzenski, P. W. (2014). *210Pb Dating*. In: Rink W., Thompson J. (eds) *Encyclopedia of Scientific Dating Methods*. Springer, Dordrecht. https://doi.org/10.1007/978-94-007-6326-5_236-1.



**STATENS
GEOTEKNISKA
INSTITUT**

Statens geotekniska Institut

581 93 Linköping

www.sgi.se

E post: sgi@sgi.se

Växel: 013-20 18 00