


Praktisk vägledning

# Operativ övervakning av miljögifter



Länsstyrelserna





PRODUKTION: Länsstyrelserna  
REDAKTÖR: Carin Lundqvist  
LAYOUT: Camilla Zilo  
FOTOGRAF: Camilla Zilo (där inget annat anges)  
OMSLAG: Storlom i Sandsjön. Foto taget av Stefan Gustafsson.  
TRYCK: E-print  
UPPLAGA: 100 exemplar



# Innehållsförteckning

Inledning .....	6
Hur väljer man provtagningslokal?.....	8
1. Kartläggning av miljögiftsdata från miljö-övervakningen.....	9
2. Sammanställ uppgifter om förorenande verksamheter och objekt.....	13
3. Prioriterade verksamheter.....	14
4. Välj provtagningsstation för operativ miljöövervakning.....	16
Vilka ämnen ska övervakas?.....	18
1. Befintlig miljöövervakningsdata.....	18
2. Utsläppskrav i verksamhetens tillstånd.....	18
3. Karakterisering av komplexa utsläpp.....	18
4. Ämnen typiska vid vissa utsläppskällor.....	19
5. Kemikalieinspektionens produktregister.....	19
6. Branschspecifika kemikalier.....	19
7. Effektbaserade parametrar.....	19
Vilken matris ska provtas?.....	20
1. Mest känsliga organismer.....	21
2. Substansens egenskaper och förekomst i olika matriser.....	21
3. I vilken matris är risken störst?.....	21
5. Koordinera med trendövervakningen.....	22
6. Provtagningskostnader.....	22
7. Andra aspekter.....	22
Hur ofta och när ska man genomföra provtagning?.....	24
1. Vatten.....	24
2. Sediment.....	30
3. Biota.....	35
4. Effektbaserade metoder.....	41
Undersökande och kontrollerande övervakning.....	44
1. Kontrollerande övervakning.....	44
2. Undersökande övervakning.....	44
3. Prioritering av vattenförekomster och substanser.....	44
4. Varför är det inte god status? Källspårning för att föreslå åtgärder.....	45
5. Identifiera punktkällor med pågående utsläpp.....	45
6. Identifiera påverkan från diffusa källor.....	46
7. Hur skiljer jag mellan gammal påverkan och pågående utsläpp?.....	46
Rapportering och utvärdering av data.....	48
1. Kvalitetsgranskning.....	48
2. Inrapportering av data.....	48
Referenser.....	50
Ordlista.....	54



# Förord

Vattendirektivet ställer krav på övervakning av prioriterade ämnen för att kunna ange kemisk status för en vattenförekomst samt för att kunna genomföra relevanta åtgärder gentemot punktkällor och diffusa källor. De riktlinjer som tagits fram, sedan direktivet implementerades, har varit av relativt övergripande karaktär. Denna vägledning beskriver på ett mer tillämpligt sätt hur man kan upprätta ett nytt, eller förändra ett befintligt, övervakningsprogram för miljögifter så att den data som erhålls kan användas för status- och påverkansbedömningar. Det är min och arbetsgruppens förhoppning att vägledningen bidrar till en bättre samordning mellan länen och till bättre kunskap om vilka ämnen och vilka källor som utgör de huvudsakliga problemen.

Projektet Övervakning av vattendirektivets prioriterade ämnen initierades hösten 2008. Då bildades en arbetsgrupp, med representanter från länsstyrelserna, och en referensgrupp, med representanter från länsstyrelser, nationella myndigheter och konsulter. Följande personer har ingått i arbetsgruppen under hela eller en del av denna period. Ett stort tack till er alla för ett givande samarbete!

Karin de Beer, Länsstyrelsen Värmland

Maria Carlsson, Länsstyrelsen Östergötland

Håkan Johansson, Länsstyrelsen Kronoberg och Stockholm

Elisabeth Lindqvist, Länsstyrelsen Västra Götaland

Anita Lundmark, Länsstyrelsen Dalarna

Carin Lundqvist, Länsstyrelsen Jönköping

Pardis Pirzadeh, Länsstyrelsen Skåne

Anna Sobek, Länsstyrelsen Gävleborg och ITM

Linnéa Vemhäll, Länsstyrelsen Uppsala

Ann-Sofie Wernersson, Länsstyrelsen Västra Götaland och Havs- och Vattenmyndigheten

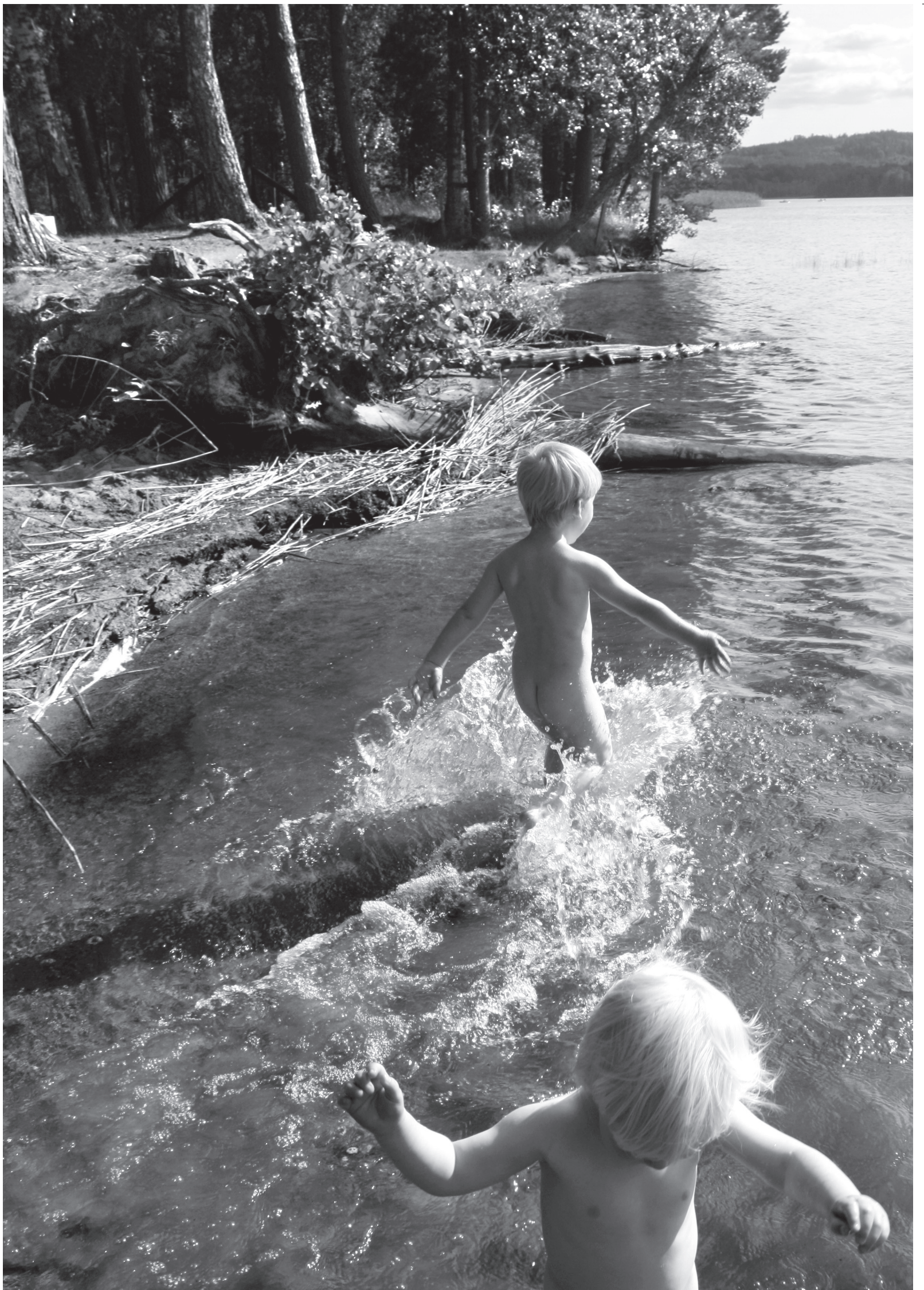
Jag vill också tacka er alla som på ett eller annat sätt ingått i referensgruppen, och som deltagit i projektet och lämnat värdefulla synpunkter utifrån era behov och er specifika kompetens. Ett stort antal län har deltagit i provtagning och test av vägledningen. Utan er och era synpunkter hade vi aldrig kunnat testa vägledningens användbarhet.

Projektet har finansierats av regionala utvecklingsmedel från Naturvårdsverket, Havsmiljöanslaget och Södra Östersjöns vattendistrikt.

Den slutliga redigeringen och utformningen har genomförts av Carin Lundqvist och Camilla Zilo, båda Länsstyrelsen Jönköping, med hjälp av Stefan Bydén, Melica.

Fredrik Andreasson, Länsstyrelsen Blekinge







# Inledning

I och med införandet av vattendirektivet (2000/60/EG) har behovet och även till viss del syftet med miljöövervakning av vattenmiljöer förändrats. Vattenmyndigheterna och länsstyrelserna har fått ansvar att kartlägga den kemiska och ekologiska statusen i Sveriges vattenförekomster. Ett miljöövervakningsprogram ska upprättas inom varje vattendistrikt för att få en bild av vattenkvaliteten. Detta miljöövervakningsprogram ska omfatta kontrollerande, operativ och undersökande övervakning.

## ÖVERVAKNING INOM VATTENDIREKTIVET

**Kontrollerande övervakning:** Ska ge en bild av den övergripande vattenstatusen i distriktet.

**Operativ övervakning:** Ska ligga till grund för att fastställa status på de vattenförekomster som bedöms ligga i riskzonen att inte uppnå god status. Den operativa övervakningen ska även användas till att följa upp ifall effekterna av de åtgärdsprogram som satts in uppnår önskad effekt och mål.

**Undersökande övervakning:** För att ta reda på varför god status inte uppnås då orsaken är okänd eller för att undersöka omfattning och konsekvenser av tillfällig utsläpp. Undersökande övervakning kan även behövas för att ge en övergripande bild av en parameter (biologisk eller kemisk) där situationen är okänd eller dåligt undersökt sedan tidigare.

## Kemisk status

Kemisk status baseras på halter av ett antal prioriterade ämnen eller ämnesgrupper samt ytterligare åtta andra substanser. Dessa ämnen är gemensamma för medlemsländerna inom EU. De uppmätta halterna jämförs med EU:s gemensamma bedömningsgrunder, så kallade EQS värden<sup>1</sup>. Dessa EQS värden är, med några få undantag, satta som halt i vatten. Enskilda medlemsländer får använda andra matriser men då jämföra med nationellt framtagna bedömningsgrunder så länge samma skyddsnivå uppnås. Förteckningen över prioriterade ämnen ska revideras vart fjärde år. Förutom att halterna av de prioriterade ämnena inte får överskrida EQS, får halterna av ackumulerande substanser inte heller öka i sediment och/eller biota.

## Ekologisk status

Miljögifter ska beaktas även i samband med ekologisk statusklassning med utgångspunkt från både biologiska kvalitetsfaktorer och kemisk-fysikaliska kvalitetsfaktorer. Detta görs i form av så kallade särskilt förorenande ämnen (SFÄ). Biologiska bedömningsgrunder för att bedöma ekologisk status med avseende på miljögifter har

hittills saknats. Bedömningsgrunder för SFÄ ska precis som för prioriterade ämnen även beakta risk för organismer som lever högt upp i näringskedjan (till exempel fåglar och däggdjur) och effekter på människor både vid konsumtion av fisk/skaldjur och vid dricksvattenintag. SFÄ utgörs inte av en lista på individuella substanser på samma sätt som de prioriterade substanserna, utan det är ämnen som har vissa farliga egenskaper (till exempel cancerogena, mutagena eller hormonstörande ämnen) eller substanser som tillhör en viss grupp av ämnen (se bilaga VIII till 2000/60/EG). Varje medlemsland ska ta fram egna bedömningsgrunder för SFÄ som man anser vara betydande för det egna landet. Förslag på bedömningsgrunder för några tänkbara SFÄ återfinns i Naturvårdsverkets rapport nummer 5799 (Naturvårdsverket 2008). Under den första förvaltningscykeln (2003-2009) var de olika distrikten återhållsamma med bedömning av ekologisk status med avseende på miljögifter och den strategi som valdes överlag var att beakta SFÄ enbart vid riskbedömningen.

## Innehåll

Vägledningen är uppdelad i ett antal avsnitt som beskriver olika delmoment som är viktiga i arbetet för att ta fram operativa övervakningsprogram för miljögifter. Den ska vara en hjälp för att på rätt sätt provta väsentliga ämnen i de mest lämpade matriserna på relevanta platser. Viktigt att tänka på är att mycket händer inom vattenförvaltningen, riktlinjer och liknande kan i vissa fall förändras snabbt. Till vägledningen finns ett antal bilagor, dessa återfinns på Vattenmyndighetens hemsida. Bilagorna kommer att uppdateras när ny information framkommer (se datum på bilagorna för senaste uppdatering). Sist i vägledningen finns en ordlista där facktermer och uttryck som används i vägledningen förklaras.

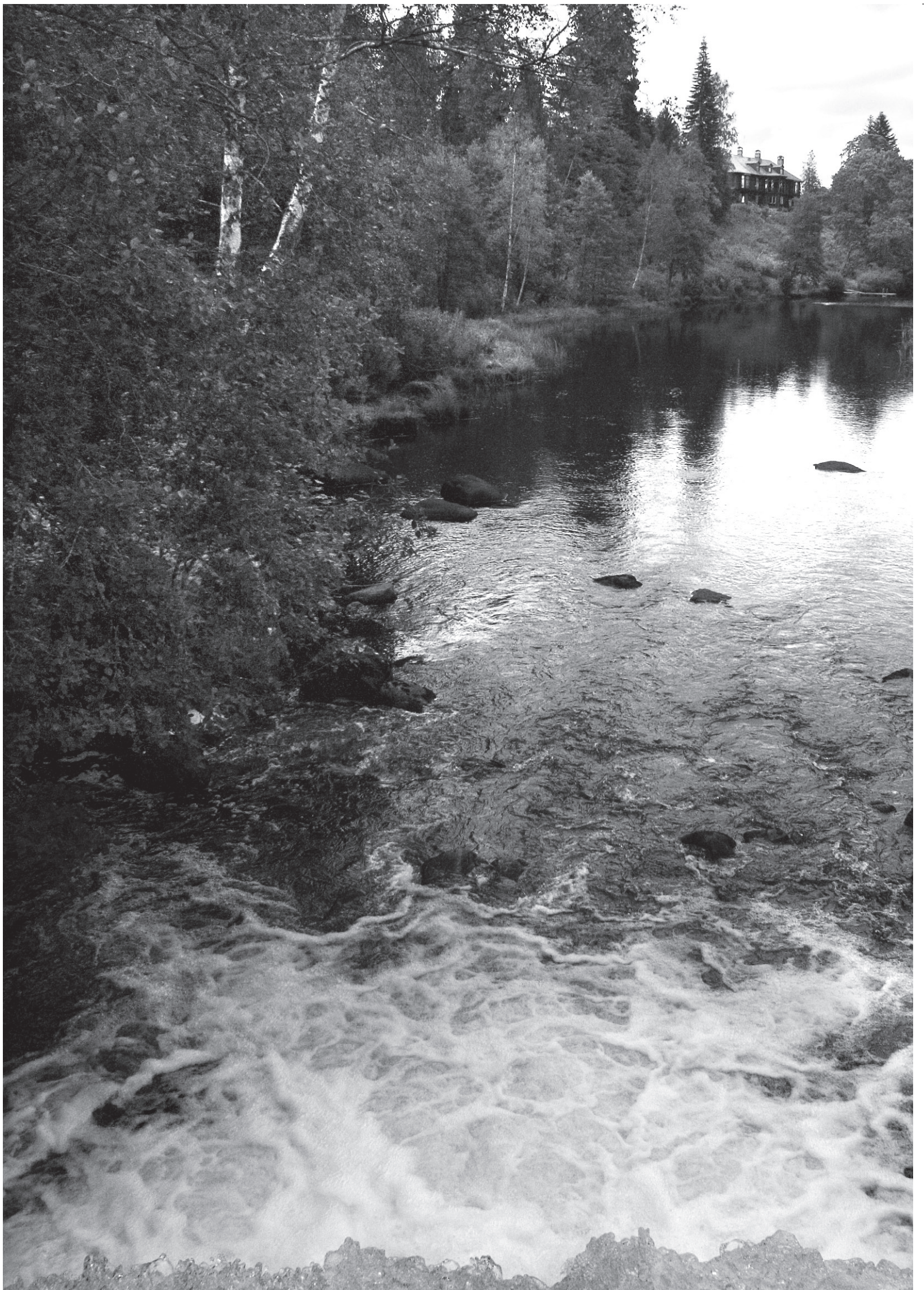
I vägledningen beskrivs:

- Val av provtagningslokal
- Vilka ämnen ska övervakas?
- Vilken matris ska provtas?
- Hur ofta och när ska man genomföra provtagning?
- Undersökande och kontrollerande övervakning
- Rapportering och utvärdering av data

## ▷ LÄSTIPS

Vill du läsa mer om EU:s ramdirektiv för vatten, gå in på [www.vattenmyndigheterna.se](http://www.vattenmyndigheterna.se)







# Hur väljer man provtagningslokal?

Arbetsgång för val av provtagningslokal:

1. Kartläggning av miljögiftsdata från miljöövervakningen
2. Kartlägg verksamheter med utsläpp till vatten
3. Välj ut de mest betydelsefulla källorna
4. Välj provtagningsstation för operativ miljöövervakning

För att kunna välja lämpliga provtagningslokaler behövs kunskap om vilka påverkanskällor det finns och i vilken grad vattenförekomsterna är påverkade. Dessa två delar kan sammanfattas med benämningen påverkansanalys och den bör genomföras på vattenförekomstnivå medan övervakningsprogrammet samordnas på avrinningsområdesnivå. Källor till påverkan kan vara både pågående verksamheter och förorenade områden, men även diffusa källor som tätorter och vägar bidrar. Ett nära samarbete med de handläggare som arbetar med tillsyn och prövning av miljöfarlig verksamhet och inventering av förorenade områden underlättar arbetet och ökar möjligheten att få en nyanserad bild av påverkan inom ett avrinningsområde.

Påverkansanalysen utgör grunden för var vi väljer att genomföra provtagning, men är också väsentlig för vilka ämnen vi väljer att analysera. Meningen med påverkansanalysen är inte att få full kunskap om samtliga omgivningsfaktorer, utan att den ska ge en tillräcklig förståelse om det som påverkar eller kan påverka vattnets kvalitet. Detta för att kunna genomföra provtagning på ett lämpligt sätt. Kartbilden över påvisade halter tillsammans med kartbilden över utsläppskällor kan ge en fingervisning av vilka källor som kan vara upphovet till de förhöjda halterna.

Börja arbetet med att identifiera lämpliga lokaler för miljögiftsövervakning med en kartläggning av befintliga miljögiftsdata. Recipientkontroll, screening, eventuell egenkontroll, löpande miljöövervakning, utredningar inom efterbehandlingen (EBH) med mera, kan tillsammans ge information om vilka vattenförekomster som är förorenade av något eller flera ämnen. Med hjälp av den resulterande bilden kan man eventuellt se

ett mönster som ger vägledning i valet av lokal. Detta kräver dock att det finns tillräckligt med data i avrinningsområdet.

Befintliga miljöövervakningsprogram på regional- och nationell nivå mäter ofta en samlad påverkan i ett vatten eller bakgrundshalter i opåverkade referenslokaler. Lokala program, som vattenvårdsförbundens, är oftare mer inriktade mot påverkan från specifika utsläppskällor. Det nationella referensprogrammet har oftast tätast provtagning och flest variabler medan det på lokal nivå oftast är en brist i frekvens eller i vad som analyseras. Det som oftast analyseras är metaller och några klassiska organiska miljögifter som till exempel polyklorerande bifenyler (PCBer) och polyaromatiska kolväten (PAHer). Mätningar av nyare miljögifter (till exempel inom den nationella screeningen) genomförs bara någon enstaka gång, vilket gör att datamaterialet ofta är statistiskt svagt. Resultat från screeningstudier bör bedömas konservativt, påvisas låga halter vid en tidpunkt, kan högre halter eventuellt förekomma en annan gång. Det är inte alltid nödvändigt att det finns mätningar av alla miljögifter för att indikera att en vattenförekomst är påverkad. Finns det till exempel PAHer i sjösediment i närheten av en tätort finns det troligen även metaller och andra organiska ämnen då de ofta kommer från samma källa.

Ett nationellt påverkansverktyg kommer att tas fram under 2012. Verktyget indikerar risker för ett antal ämnesgrupper per avrinningsområde. Detta görs utifrån specificering av verksamhetsdata (punktkällor och diffusa källor) samt branchspecifika schablonvärden för olika påverkansfaktorer. Verktyget ska även ta hänsyn till transportvägar och spridningsförutsättningar, ack-

umulation från verksamheter uppströms och retentionskoefficienter. Risken för området erhålls genom att summera risken för alla ämnesgrupper. Den totala risken och risken för varje ämnesgrupp kan redovisas per påverkansfaktor, i något som blir källfördelning av risken.

Ett mål med den ökade kunskapen som samlas in är att prioritera vilka påverkanskällor som ska behandlas först.

### 1. Kartläggning av miljögiftsdata från miljöövervakningen

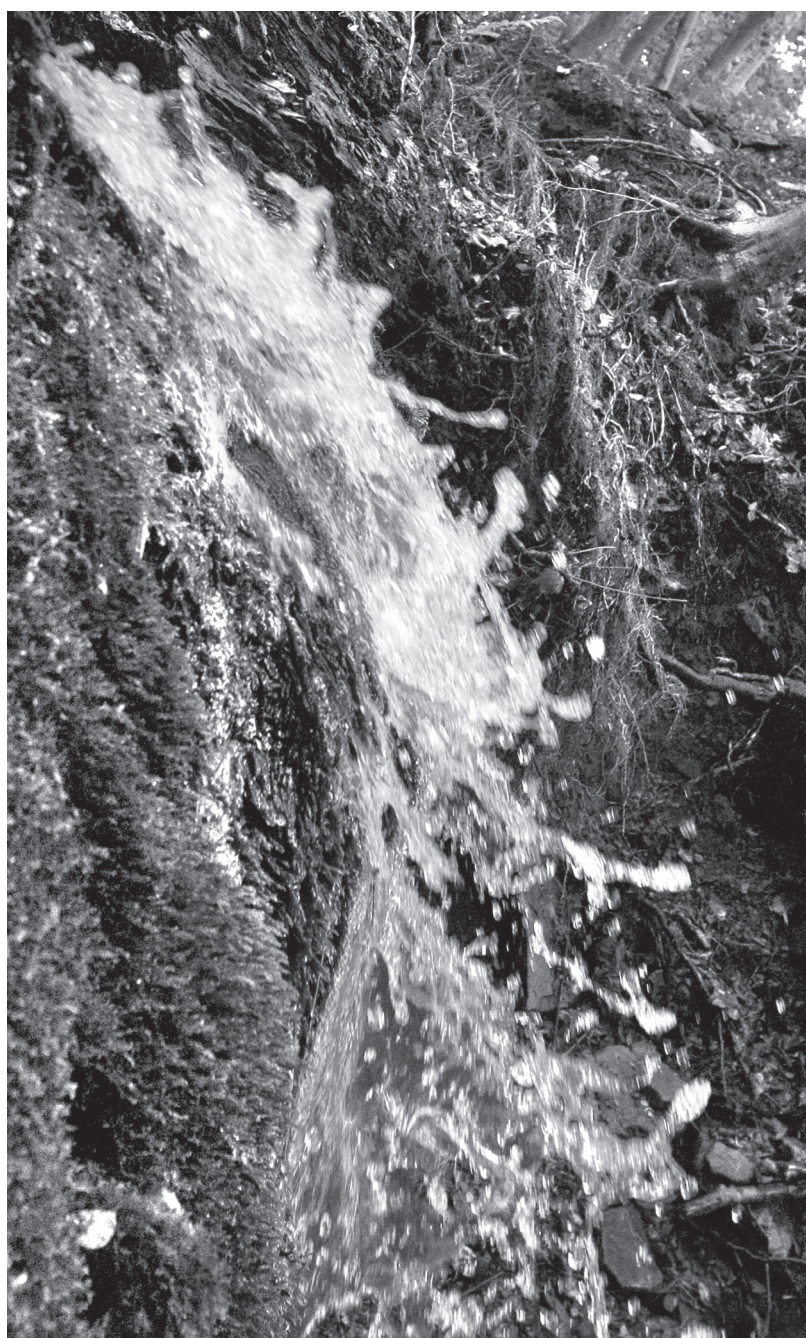
#### Hämta data från databaser och rapporter

Hämta data från den senaste femårsperioden från databaser och rapporter och spara i ett kalkylark. Välj lämpliga kolumner och förbered gärna för en attributtabel i GIS-skiktet. Se exempel nedan.

Tabell 1. Exempel på lämpliga kolumner i kalkylark och attributtabel.

Tabell i kalkylark	GIS-skiktets attributtabel
Projekt/Program (till exempel recipientkontroll, Rönne å)	Projekt/Program (till exempel recipientkontroll, Rönne å)
Stationsnamn	Stationsnamn
Stations ID	Stations ID
X-koordinat	X-koordinat
Y-koordinat	Y-koordinat
Datum	Medeltal av halten
Halt för ämne x	Enhet
Matris	Antal datavärden
Namn på vattenförekomst	Tidsperiod för datamaterial
Vattenförekomst ID	Klass

Not. Koordinatsystemet SWEREF99 som används numera kan ha olika lokala datum så koordinater som fås från kommunala källor kan behöva konverteras.



## Operativ övervakning av miljögifter

Miljögiftsdata kan hämtas från datavärddar (se tabell 2). Observera att samma datavärd ofta har flera olika databaser som kan vara aktuella för att erhålla miljögiftsdata, beroende på vilken matris (sediment, vatten, biologiskt material), ämne och vilken typ av program (nationellt, löpande eller en-

staka kampanj) det handlar om. Det finns även fler datavärddar för samma matris beroende på om det är screening eller annan övervakning. Miljögiftsdata för biota kan till exempel återfinnas både i IVLs biotadatabas och i dess screeningdatabas.

**Tabell 2. Nationella datavärddar för miljögiftsdata från olika typer av undersökningar.**

Program	Nivå	Parameter	Matris	Datavärd	Påverkanstyp
Recipientkontroll	Lok.	Metaller	Vatten	SLU	Punktkällor; diffusa källor
Recipientkontroll	Lok.	Bekämpningsmedel	Vatten	SLU	Diffusa källor
Recipientkontroll	Lok.	Metaller	Vattenmossa	IVL	Punktkällor; diffusa källor
Recipientkontroll	Lok.	Metaller; organiska miljögifter	Sediment	SGU	Punktkällor; diffusa källor
Recipientkontroll	Lok.	Metaller; organiska miljögifter	Biota	IVL	Punktkällor; diffusa källor
Regionala referensvattendrag	Reg.	Metaller	Sötvatten	SLU	Bakgrundstillstånd
Regionala referenssjöar	Reg.	Metaller	Sötvatten	SLU	Bakgrundstillstånd
Regionala referenssjöar	Reg.	Metaller	Fisk	IVL	Bakgrundstillstånd
Screening av miljögifter	Reg.+ Nat.	Organiska miljögifter; metaller	Olika	IVL	Olika
Flodmynningar	Nat.	Metaller	Vatten	SLU	Transport till havet
Bekämpningsmedel i jordbruksområden	Nat.	Bekämpningsmedel	Vatten och sediment	SLU	Punktkällor; diffusa källor
Integrerad kustfiskövervakning	Nat.	Populationseffekter, hälsotillstånd, biomarkörer	Fisk	SLU	Bakgrundstillstånd
Biologisk effektövervakning i snäckor	Nat.	Tennorganiska föreningar	Snäckor	IVL	Punktkällor, Bakgrundstillstånd
Miljögifter i fisk (limnisk)	Nat.	Metaller; organiska miljögifter	Fisk	IVL	Bakgrundstillstånd
Trendstationer, vattendrag	Nat.	Kviksilver	Sötvatten	SLU	Bakgrundstillstånd
Integrerad kalkuppföljning	Nat.	Metaller	Sötvatten, Fisk (Hg)	SLU/IVL	Effekter av kalkning
Trendstationer, sjöar	Nat.	Metaller	Sötvatten	SLU	Bakgrundstillstånd
Metaller och organiska miljögifter i marin biota	Nat. + Reg.	Metaller; organiska miljögifter	Musslor, Fisk, Sillgrissleägg	IVL	Trendövervaka utsjö och kustlokaler
De stora sjöarna (Vänern, Vättern, Mälaren)	Reg.	Metaller; organiska miljögifter	Vatten, Sediment, Fisk	SLU/ SGU/ IVL	Bakgrundstillstånd
Metaller och organiska miljögifter i marint sediment	Nat.	Metaller; organiska miljögifter	Sediment	SGU	Dokumentera utbredningen av vatten- eller luftburna metallföreningar i utsjösediment.





Effektbaserade data återfinns via SMHI (till exempel såldata, märkräftar<sup>1</sup>), SLU (fiskfysiologisk påverkan) samt IVL (imposex<sup>2</sup>). De nationella datavärdena ska ta emot både nationella och regionala data, men inrapporteringen av särskilt de sistnämnda är ofta bristfällig. Ett bra sätt att erhålla ytterligare data från ett visst område är därför att ta direktkontakt med respektive vattenvårdsförbund/vattenråd. Många gånger är rapporterna och grunddata tillgängliga via hemsidor men ibland finns bara tryckta exemplar.

### Bearbeta data

Syftet med bearbetning av data i detta skede är främst för att bedöma behov av att övervaka ett visst område, inte primärt som stöd för en slutlig statusklassificering. Bearbetningen ger även stöd vid val av substans, matris med mera. Beräkna till exempel följande värden för varje ämne och lokal:

- Antal datavärden
- Median
- Medeltal
- Minimum
- Maximum
- Tidsperiod för datamaterial

Efter det att medelvärdet är beräknat så sker en preliminär bedömning av status och behov av operativ (alternativt undersökande) övervakning genom att jämföra max-, min- och medelhalter med lämpliga bedömningsgrunder. Substanser som uppvisar halter som överlag överskrider effektbaserade bedömningsgrunder, behöver främst övervakas i kontrollerande övervakningsprogram, om de inte förekommer eller misstänks förekomma även i lokalt förhöjda halter. Exempel på sådana substanser är kvicksilver (Hg) i fisk, tributyltenn (TBT) och dioxiner/dioxinlika ämnen i sediment. Det kan i detta skede vara lämpligt att inte bara jämföra med effektbaserade bedömningsgrunder utan även sådana som baseras på statistisk tillståndsklassning (vad som är en hög halt i ett nationellt perspektiv) där sådana finns.

Om statistisk tillståndsklassning saknas kan man även jämföra med data från andra lokaler (till exempel nationella data för referenslokaler, men även max- och minvärden för screeningdata på samma typ av matris<sup>3</sup>) för att bilda sig en uppfattning om halterna är högre än vanligt på den aktuella platsen. Effektbaserade bedömningsgrunder saknas också ofta, i synnerhet för andra matriser än vatten.

1. Än så länge inte tillgängliga dock (2011).

2. Imposex innebär att individer av honkön utvecklar hanliga karaktärsdrag.

3. Man behöver dock se upp med screeningdata för vissa matriser. Det går till exempel inte helt lätt att särskilja data för ytvattenrecipenter från data för dagvatten eller utgående vatten i screeningdatabasen.





För att ändå få en ungefärlig uppfattning om uppmätta halter kan tänkas ge effekter kan till exempel en omräkning från vattenfas till sediment ske med hjälp av de ekvationer som ges i EU:s vägledningsdokument nummer 27 (Technical Guidance For Deriving Environmental Standards, CIS 27<sup>1</sup>). Här finns också tips på informationskällor om olika substansers toxicitet.

Nedan listas några bedömningsgrunder som kan vara användbara i sammanhanget.

- I Dotterdirektivet 2008/100/EG finns EQS-värden för vatten för de befintliga prioriterade ämnena (bilaga 1 Gränsvärden). För tre av dem (kvicksilver, hexaklorbensen och hexaklorbutadien) anges också högsta tillåtna halt i biota (våtvikt). Dessa EQS-värden är grundade på ekotoxikologiska data och anses skydda de vattenlevande organismerna för negativa effekter, men skyddar även sedimentlevande organismer samt predatorer och människor från sekundärförgiftning. Överskrider EQS så uppnår vattenförekomsten inte god kemisk status.
- I Naturvårdsverkets Rapport 5799, Förslag till gränsvärden för särskilt förorenande ämnen, finns förslag på motsvarande bedömningsgrunder för vatten, sediment och biota för ytterligare några

miljögifter (potentiella SFÄ). Om dessa halter överskrider kan vattenförekomsten högst uppnå måttlig ekologisk status.

- Det finns även norska effektbaserade bedömningsgrunder för marina sediment och vatten<sup>2</sup>. Bedömningsgrunderna är framtagna med ungefär samma metod som ovan men indelade i fem klasser. Klassgränsen mellan god och moderat motsvarar dotterdirektivets årsmedelvärde och gränsen mellan moderat och dålig motsvarar dotterdirektivets högsta tillåtna halt.
- Naturvårdsverkets gamla bedömningsgrunder från 1999 kan användas som komplement. Halterna är indelade i fem klasser där klassbenämningarna är ”mycket låga halter”, ”låga halter”, ”måttligt höga halter”, ”höga halter” och ”mycket höga halter”. Detta är en ren statistisk indelning av nationella data över funna halter.
- EAC (Environmental Assessment Criteria)- och BAC (Background Assessment Concentration)-värden utvecklade av OSPAR kan också underlätta utvärderingen av marina data. EAC baseras på en bedömning av vilka koncentrationer som, om de underskrider, troligen inte ger upphov till negativa effekter. BAC anger snarare bakgrundsnivåer.

1. Vägledningsdokumentet finns tillgängligt på CIRCA:s hemsida

2. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann – Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter

### Skapa en karta

För att ytterligare illustrera vilka lokaler som kan vara extra angelägna att undersöka i ett operativt program kan det vara bra att skapa ett GIS-skikt, med data från alla program, för varje miljögift och matris (till exempel, kvicksilver i biota, kvicksilver i sediment). För förslag på kolumner i attributtabeln se tabell 1 på sidan 9.

### 2. Sammanställ uppgifter om förorenande verksamheter och objekt

För att göra en bedömning av påverkanssituationen måste en kartläggning av pågående verksamheter, aktiviteter och förorenade områden göras för varje vattenförekomst. Exempel på ovanstående är: industrier, avloppsreningsverk, deponier, jordbruk, skogsbruk, tätorter, förorenade områden, hamnar, flygplatser, fordonstvättar, golfbanor, växthus- och frilandsodlingar med flera.

### Uppgifter om tillståndspliktiga verksamheter, prövningsnivå A och B kan fås genom:

- VISS - VatteninformationsSystem Sverige ([www.viss.lansstyrelsen.se](http://www.viss.lansstyrelsen.se)). Klicka i rutan framför påverkan i ”visa på karta”.
- Länsstyrelsernas tillsynsregister Miljöreda.
- Kontakta ansvarig handläggare för verksamhetens tillsyn på länsstyrelse eller kommun.

### Uppgifter om anmälningspliktiga verksamheter, prövningsnivå C, samt övriga verksamheter, U-anläggningar kan fås genom:

- Ett utdrag ur respektive kommuns miljötillsynsregister.

### Uppgifter om förorenade områden kan fås genom:

- Den nationella EBH-databasen (efterbehandling). Länsstyrelseanställda kan få tillgång till databasen genom ansökan hos Länsstyrelsens IT-avdelning.
- Kontakt med EBH-handläggare på länsstyrelse eller kommun.

De inventeringar och riskklassningar som genomförts inom efterbehandlingsarbetet (EBH-arbetet) är betydelsefulla för såväl val av provtagningslokal som vilka ämnen som ska analyseras. Inom EBH-arbetet finns branschspecifika underlag för vilka olika typer av föroreningar som olika branscher historiskt har gett upphov till. Även i fall där det inte finns undersökningar i form av kemiska analyser av vatten och sediment kan informationen om ett förorenat område ge underlag

för vilka ämnen som kan påträffas i anslutande vattenförekomst. Risken är dock att den bild man får blir alltför generell och även felaktig då det naturligtvis finns skillnader mellan företag inom samma bransch.

### Uppgifter om dagvatten i tätort kan fås genom:

- Kommunernas tekniska förvaltning (tätort).
- Huvudmän för trafikinfrastruktur (vägar, järnvägar, flygplatser).

### Följande uppgifter kan vara bra att sammanställa för varje enskild verksamhet eller källa:

- Verksamhetens namn
- Fastighetsbeteckning
- Branschkod (SNI-kod)
- X- och Y-koordinater för fastigheten
- X- och Y-koordinater för utsläppspunkten (om punktutsläpp)
- Vattenförekomstens namn
- Vattenförekomstens ID
- Utsläppstyp punkt eller diffus (areella näringar eller städer ej atmosfärisk deposition)
- Verksamhetsnivå (A, B, C eller U)
- Tillsynsmyndighet
- Ansvarig handläggare
- Kemiska substanser (läs mer i kapitlet Vilka ämnen ska övervakas?):

- Utsläppskrav i tillståndet. Ämnen som mäts i utgående vatten inom ramen för verksamhetens egenkontroll. Utsläppshalter kan hämtas från de årliga miljörapporterna.

- Kemikalier införda i verksamhetens kemikalieförteckning och som särskilt bör uppmärksammas.

- Eventuell genomförd screening/bred kemisk och biologisk karakterisering. Sprutjournaler från lantbruk och golfbanor.

- Källtypiska kemikalier (se bilaga 2 Förslag på ämnen för övervakning).

- Branschspecifika kemikalier (Kontroll av kemikalier i Jönköpings län, 2006, Vinka, 2007).

### Urvalskriterier för olika utsläppskällor

#### Miljöfarliga verksamheter

- A-, B-, C- och U-anläggningar med utsläpp till vatten.

#### Förorenade områden

- Objekt som har pekats ut som risk för vattenmiljön i inventeringen.
- Objekt som ligger inom 200 meter från vattenförekomst, övrigt vatten eller vattenskyddsområden.
- Objekt som ligger på ytliga grundvattenförekomster i områden med högpermeabla jordar (isälvavlagringar som sand, grus, sten) eller permeabla jordar (vanlig morän < 5 % lera). Observera dock att denna information kan vara missvisande om det finns ledningsgravar med fyllnadsmassor i området som ger större spridningsrisker.

#### Tätort (dagvatten)

- Dagvattenutsläpp från tätorter (mer än 200 invånare) (Tholander, 2008).
- Dagvattenutsläpp som utgör mer än en viss andel av flödet i recipienten.

### Jordbruk och skogsbruk

- Jordbruk och skogsbruk över viss storlek. Tholander (2008) har till exempel föreslagit jordbruksföretag med en areal större än 50 hektar. För skogsbruk finns för närvarande inget konkret förslag. Underlaget kan fås från SMHIs GIS-skikt "Delavrinningsområde Sverige". Attributtabellen innehåller marktäckedata.

### 3. Prioriterade verksamheter

När verksamheter och aktiviteter med utsläpp till vatten eller med indirekt risk att påverka vatten är sammanställda kan det behöva göras en prioritering av vilka påverkanskällor som ska behandlas först. Prioriteringen kan till exempel grundas på prioriteringskriterier (tabell 3) eller bedömning av betydande utsläpp.

#### Bedömning av vad som är betydande utsläpp

Det behövs ofta göras en bedömning om en utsläppt mängd eller koncentration är att anse som betydelsefull för att prioritera vilka lokaler som bör undersökas. En sådan bedömning är dock ofta relativt komplicerad, eftersom det först måste uppskatta ungefär vilka halter ett visst utsläpp kan tänkas ge upphov till (i relevant matris) på en viss plats. Detta kommer att bero

Tabell 3. Förslag på prioriteringskriterier för olika typer av påverkanskällor

Miljöfarliga verksamheter	Utifrån bransch
Förorenade områden	Utifrån branschklass och/eller riskklass
Tätort (dagvatten)	Utifrån storlek på samhälle
Hamnar	Utifrån storlek på hamn Småbåtshamn eller transporthamn
Jordbruk och skogsbruk	Täckningsgrad av jordbruksmark eller skogsbruksmark i tillflödet uppströms, ju högre andel desto mer högprioriterat

## Hur väljer man provtagningslokal?

på en rad olika faktorer såsom substansens egenskaper, hur och när utsläppet sker, recipientens hydrologiska egenskaper, naturlig kemisk status och ekologi. Det går dock att dock bilda sig en ungefärlig uppfattning om utsläppets betydelse genom att jämföra det med utsläpp från andra källor. Detta görs åtminstone för persistenta och ackumulerande ämnen bäst på mängdbasis (koncentrationen kan behöva räknas om med utgångspunkt från flödet). För vattenlösliga ämnen som inte är så stabila och ackumulerande kan tekniska riktlinjer för beräkning av blandningszoner och tillhörande beräkningsprogram användas. Dessa program finns för att beräkna huruvida ett utsläpp från punktkälla till vattenfas kan tänkas ge ett överskridande av EQS-värdena utanför en på förhand definierad blandningszon<sup>1</sup>. Men tänk då på att detta beräkningsprogram inte beaktar

ämnets egenskaper och därför inte kan rekommenderas för att uppskatta acceptabla utsläppta halter av persistenta och ackumulerande ämnen (det vill säga substanser som inte kan ”spädas bort” utan ackumuleras med tiden i biota och sediment).

Ett vanligt dilemma är att kunskap saknas om utsläppta halter/mängder av enskilda substanser från olika verksamheter i området eftersom de sällan analyseras på utgående vatten (eller luftutsläpp) om verksamhetsutövaren inte har något utsläppsvillkor för just denna substans. Det kan i vissa fall göras en uppskattning av betydelsefulla typer av källor för vissa substanser utifrån till exempel screeningdata eller analyser gjorda vid liknande verksamheter.

Tabell 4. Sammanställning av verksamheter med utsläpp av miljögifter och hur relevanta ämnen väljs ut.

Verksamhet	Vilka ämnen ska väljas
Miljöfarliga verksamheter med utsläpp till vatten: industrier, deponier, avloppsreningsverk, med flera	Hämta data från SMP för att få ämnen som är mätta i egenkontrollen  Utgå från: – Kemikalieförteckning – Branschspecifika kemikalielistor – Källspecifika kemikalielistor (bilaga 2 Förslag på ämnen för övervakning) – eventuell karakterisering av utgående vatten
Förorenade områden  De som utpekats att utgöra risk för vatten.  De som ligger nära ytvattenförekomster eller vattenskyddsområden (fill exempel inom 200 m).  De som ligger på strandområden och områden med högpermeabla jordar (isälvsavlagringar som sand, grus, sten) eller permeabla jordar (vanlig morän < 5 % lera).	Mät kända ämnen, utgå från en branschspecifik lista eller gör ekotoxikologisk test
Jordbruk/Skogsbruk  De områden med hög andel jord- eller skogsbruk till exempel >40% av avrinningsområdet uppströms vattenförekomsten.	Då olika bekämpningsmedel används för olika grödor är en inventering av möjliga utsläppsämnen besvärlig. Ett alternativ är att ta fram en lista på vanliga bekämpningsmedel eller som ofta förekommer i halter nära gränsvärdet (bilaga 2 Förslag på ämnen för övervakning).
Dagvatten  Vid större tätorter eller om dagvattenutsläppet utgör en betydande andel av flödet i vattenförekomsten, fill exempel tio procent	Utgå från en lista på ämnen som är vanliga i betydande halter i dagvatten (bilaga 2 Förslag på ämnen för övervakning) eller gör ekotoxikologisk test.



### 4. Välj provtagningsstation för operativ miljöövervakning

En övergripande vägledning vid val av antal prover, placering av provtagningsstationer med mera för att sedan säkerställa att man får statistiskt tillförlitliga svar ges i bilaga 1 och 2 till Naturvårdsverkets handbok 2008:2. Lokalisering av miljöövervakningsstationer som är anpassade till ramdirektivet, beror på om utsläppskällan är ett punktutsläpp eller ett diffust utsläpp, om det förekommer flera källor i området samt typ av recipient (vattendrag, sjö, kust). Även vilken matris som provtas och om övervakningen är av operativ, kontrollerande eller undersökande karaktär. Med diffust utsläpp menas här utsläpp från areella näringar och genom dagvatten i tätorter och inte genom atmosfärisk deposition.

Provtagning för operativ övervakning sker i recipienten i anslutning till utsläppskällor från både punktutsläpp och diffusa utsläpp. Den operativa övervakningen syftar till att kontrollera utsläppskällornas påverkan på recipienten, så att åtgärder för att minska utsläpp/påverkan kan ske vid behov, samt för att följa trender. Provtagningsstationernas placering och parametrar utgår från var utsläppskällorna finns och vad de släpper ut.

#### Vattendrag

##### • Punktutsläpp

- Prova uppströms och nedströms utsläppspunkten.

##### • Diffust utsläpp

###### -Jordbruk och skogsbruk

Detta är ett område som måste utvecklas både naturvetenskapligt för mätprinciper och juridiskt/ekonomiskt för skälighet. För närvarande diskuteras att kontroll bör ske för jordbruk större än 50 hektar (Tholander, 2008). Ett annat alternativ är att lantbruken inom ett delavrinningsområde gemensamt svarar för kontrollen i proportion till verksamhetens storlek. Utsläppen kommer från små dräneringsrör, större uppsamlade dräneringsrör, kulvertar som kan ha vatten från mer eller mindre stora arealer täckdikad mark och/eller kulverterade bäckar. Diffust läckage kan även ske genom översvämningar av låglänt plöjd åkermark och genom ytavrinning vid kraftiga regn. För skogsbruk finns inga aktuella förslag men denna fråga måste också utredas.

##### - Städer och tätorter

Även om det numera arbetas för ökad ekologisk dagvattenhantering, har de hårdgjorda ytorna i ett historiskt perspektiv vuxit och kontroll av dagvattnet är mycket väsentligt. Även bräddat vatten från kombinerade system av spill- och dagvatten kan behöva övervakas. Förhållandena är dock mycket olika i olika kommuner och frågan måste utredas närmare lokalt. Dagvattenledningars mynningar, bräddpunkter och recipientförhållanden är exempel på faktorer som bör beaktas.

##### - Infrastruktur (vägar, järnvägar, flygplatser, hamnområden)

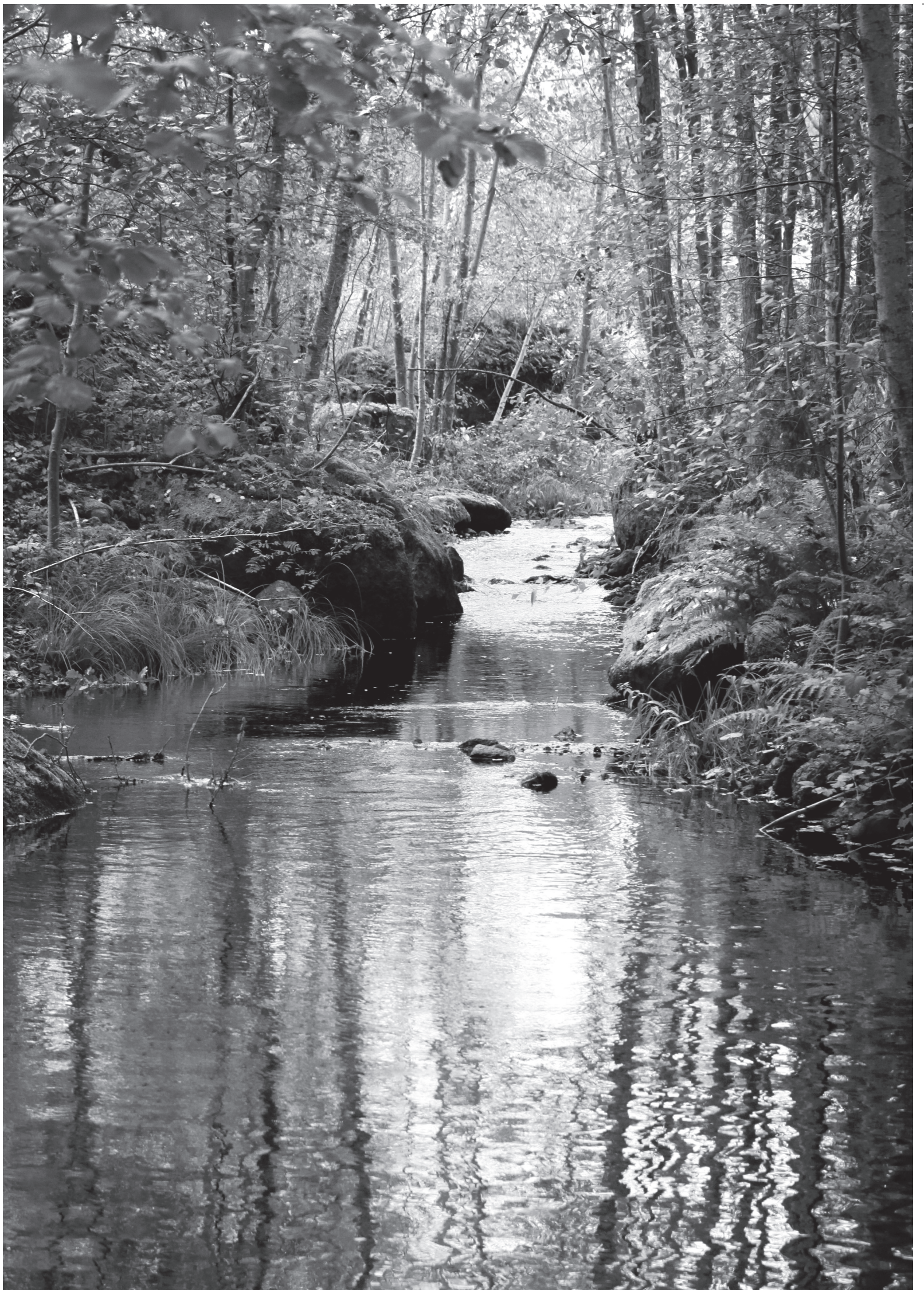
Tillståndbeslut som reglerar kontrollen kan finnas för till exempel flygplatser och hamnar, men generellt behöver lokalisering av stationer för övervakning av diffusa utsläpp från infrastrukturåtgångningar utredas lokalt när övervakningsprogrammen förnyas.

#### Sjö och hav

- Lokalisering av provtagningsstation i sjö och hav är beroende av föroreningarnas spridning samt variationen i sjön eller havet. Viss vägledning finns i Naturvårdsverkets handbok 2008:2.









# Vilka ämnen ska övervakas?

1. Befintlig miljöövervakningsdata
2. Utsläppskrav i verksamhetens tillstånd
3. Karaktärisering av komplexa utsläpp
4. Ämnen typiska vid vissa utsläppskällor
5. Kemikalieinspektionens produktregister
6. Branschspecifika kemikalier
7. Effektbaserade parametrar

## 1. Befintlig miljöövervakningsdata

Som redan tagits upp i kapitlet om provtagningslokal, så kan ett första steg för att peka ut relevanta parametrar, vara att sammanställa befintlig miljöövervakningsdata. Håll i minnet att det kan finnas flera relevanta miljögifter, som idag inte mäts i miljöövervakningen. I samband med påverkansanalysen ska man beakta samtliga prioriterade substanser som släpps ut till vattenförekomsten och de särskilt förorenande ämnena (SFÄ) som släpps ut i betydande mängd. ”Betydande mängd” har man valt att tolka som att den är betydande i förhållande till de mängder/halter som kan tänkas ge negativa effekter. ”Släpps ut” tolkas i vid bemärkelse, det vill säga omfattar även mer diffusa källor.

## 2. Utsläppskrav i verksamhetens tillstånd

Då man genomför kartläggningen av pågående verksamheter och förorenade områden, som beskrevs i föregående kapitel, får man också göra en kartläggning över ämnen som verksamheten släpper ut eller troligen kan släppa ut. I verksamhetens tillstånd kan det finnas utsläppsvillkor relaterade till enskilda substanser och uttryckta på koncentrations och/eller mängdbasis. Dessa ämnen måste sedan analyseras i till exempel utgående vatten inom ramen för verksamhetens egenkontroll. Data för utsläppta halter/mängder (och

flöden) rapporteras årligen i verksamhetens miljörapport. I miljörapporten finns ofta även en förteckning över kemikalier som verksamheten använder i stora volymer. Verksamhetsutövaren ska även ha en kemikalieförteckning med information om till exempel produkternas klassning. Observera att denna inte behöver vara på ämnesnivå eller bifogas med miljörapporten. Ämnen som förekommer i lägre halt än 0,1 procent i en kemisk produkt behöver inte heller nämnas i säkerhetsdatabladet.

## 3. Karaktärisering av komplexa utsläpp

För mycket komplexa utsläppskällor såsom avloppsreningsverk, deponier, dagvatten krävs ofta ett annat angreppssätt för att kunna avgöra om källan kan tänkas innebära ”betydande” belastning på recipienten. Några av de ämnen som kan misstänkas förekomma i dessa typer av utsläpp finns med i *bilaga 2 Förslag på ämnen för övervakning*, men det går inte att ta fram någon heltäckande lista över ämnen som kan vara relevanta att analysera. Vägledning för att karakterisera utsläpp till vatten från en viss källa av komplex karaktär, ofta kallat KIU (Karakterisering av Industriella Utsläpp), är nyligen publicerad i form av en handbok<sup>1</sup> (Kemisk och biologisk karaktärisering av punktutsläpp till vatten, Handbok



2010:3). Inom COHIBA-projektet lämnas också förslag på angreppssätt för att karaktärisera punktutsläpp till vatten. Sådana undersökningar baseras både på kemiska, mikrobiella och ekotoxikologiska metoder och sker oftast för att ta fram beslutsunderlag vid fastställande av utsläppsvillkor.

Även i samband med screening har man i vissa fall gjort breda kemiska analyser (beskrivs kortfattat i *bilaga 3 Kemiska analyser*) och lagt till effektbaserade analyser för att undersöka till exempel deponier, dagvatten och sediment. Sådana angreppssätt kan även lämpa sig för undersökningar i komplext förorenade miljöer. På detta sätt kan man bilda sig en första uppfattning om vilka områden och källor som bör prioriteras för vidare undersökningar och som stöd vid riktat åtgärdsarbete.

### 4. Ämnen typiska vid vissa utsläppskällor

I *bilaga 2 Förslag på ämnen för övervakning*, finns förslag på ämnen som kan övervakas vid olika utsläppskällor. Listan är baserad på resultat från screeningstudier inom Naturvårdsverkets programområde miljögiftssamordning, samt annan miljöövervakning.

### 5. Kemikalieinspektionens produktregister

Via Kemikalieinspektionens produktregister kan värdefull information erhållas. Produktregistret ger information om innehåll i kemiska produkter som tillverkas i eller importeras till Sverige. Via registret kan man få uppgifter om vilka ämnen som företag importerar och tillverkar, men det är viktigt att komma ihåg att det inte behöver innebära att företaget själv använder produkten. Även om produktregistret inte kan ge detaljerad information om vilka ämnen som används i produktion hos enskilda företag får man en bra bild av vilka produkter och ämnen som kan förekomma.

### 6. Branschspecifika kemikalier

Ett antal projekt har genomförts av länsstyrelser och kommuner där syftet har varit att ta fram uppgifter om användning av farliga ämnen inom olika branscher se bland annat Kontroll av kemikalier i Jönköpings län under år 2004 (2006), Lokal och regional kemikalieanvändning (2008), Kartläggning av farliga kemikalier

(2008) och Kartläggning av farliga kemikalier etapp 2 (2010). Dessa projekt har gett värdefull kunskap om vilka ämnen som faktiskt används inom olika industrier, även om det ofta varit svårt att kvalitetsgranska inkomna uppgifter. Dessa branschspecifika listor kan också användas i utvärderingen av förorenade områden.

Genom att gå igenom ovanstående informationskällor kan man begränsa antalet mätparametrar till prioriterade ämnen som släpps ut i vattenförekomsten samt potentiella SFÄ som släpps ut i betydande mängd.

### 7. Effektbaserade parametrar

Inom ramen för vattendirektivet ska biologiska kvalitetsfaktorer bedömas vid ekologisk statusklassning. För tillfället finns det dock inga bedömningsgrunder som specifikt svarar på miljögifter utan de flesta är framtagna för att användas för att bedöma påverkan från till exempel försurning och övergödning. Det finns metoder för att bedöma risk för effekter av miljöfarliga ämnen på ekosystemet och vissa av dessa skulle kunna användas vid en expertbedömning i samband med ekologisk statusklassning med avseende på miljögifter. Andra metoder är lämpligare som stöd vid undersökande studier. Effektbaserad metodik beskrivs utförligare i kapitlet *Hur ofta och när ska man genomföra provtagning* och *bilaga 4 Effektebaserad metodik*.

#### ▷ TIPS

Även om man inte bör styras av analysföretagens paketerbjudanden när man planerar val av substanser att analysera kan det vara värt att väga in sådana aspekter när man har kommit fram till vilka substanser som är mest angelägna att undersöka. Ytterligare några substanser kan ingå på köpet eller läggas till för en liten kostnad.

# Vilken matris ska provtas?

1. Mest känsliga organismer
2. Substansens egenskaper och förekomst i olika matriser
3. I vilken matris är risken störst
4. Analysförutsättningar
5. Koordinera med trendövervakningen
6. Provtagningskostnader
7. Andra aspekter

Är det vatten, biota eller sediment som är den lämpligaste matrisen att provta? Bästa matris att undersöka beror i hög grad på vilket ämne det är man vill undersöka, men även till exempel vilken matris man har mätt variabeln på tidigare och vilken nivå i näringskedjan som bedöms vara mest kritisk. Många miljögifter ger effekter i låga halter, ibland så låga att det är svårt att påvisa dem vid analyser. Halterna kan också variera, särskilt i vatten. Det senare kan avhjälpas med att mäta flera gånger men också genom integrerande mätning i sediment, biota eller med hjälp av passiva provtagare, (se kapitlet *Hur ofta och när ska man genomföra provtagning?*). Vid dessa mätningar i vatten och sediment analyseras olika ämnen och det blir alltid en fråga om ett urval av de ämnen som skulle kunna finnas. I biota kan man analysera enskilda ämnen men också olika typer av effekter till följd av en samlad påverkan av många ämnen (se avsnitt effektbaserade metoder i kapitlet *Hur ofta och när ska man genomföra provtagning* samt *bilaga 4 Effektbaserad metodik*). I *bilaga 5 Val av matris* finns rekommendationer för i vilken matris man bör analysera de prioriterade substanserna.

En viktig faktor i valet av matris är frågan hur man kan utvärdera resultatet. I den svenska nationella övervakningen av miljögifter har man hittills främst undersökt trender och till viss del jämfört olika naturgeografiska regioner. Fisk, både i sötvatten och i hav, är hittills

vanligast vid trendövervakning av miljöfarliga ämnen men även sedimentundersökningar används. Metaller övervakas både i vatten, sediment och biota på många platser (även i vattendrag) och kemiska bekämpningsmedel övervakas både i vatten och i sediment i ett antal typområden.

Operativa övervakningsprogram för prioriterade substanser behöver både kunna generera data för statusklassning och, för ackumulerande substanser, ge underlag för att kunna uppskatta trender. I samband med statusklassning ska uppmätta halter jämföras med vattendirektivets EQS-värden. Dessa är främst uttryckta för vattenfasen<sup>1</sup>, men har tagits fram för att skydda såväl vatten och bottenlevande organismer som predatorer högre upp i näringskedjan (däggdjur och fåglar) samt människor. Trendövervakningen ska enligt vattendirektivet ske i sediment och/eller biota men även statusklassningen kan baseras på halter uppmätta i andra matriser än vatten, men de bedömningsgrunder som då används ska erbjuda minst samma skydd mot skadliga effekter som EQS-värdena för vatten.

Förutsättningarna på platsen och omständigheter som provtagningskostnader och mängd prov som är nödvändiga får också tas med när man lägger upp ett program. Undersökning av flera matriser parallellt gör att man på ett mer säkert sätt kan fastställa status och identifiera åtgärdsbehov.



Foto: Eva Hallgren Larsson

De rekommendationer som ges här har inte generellt tagit hänsyn till för vilken matris det finns bedömningsgrunder tillgängliga i dagsläget<sup>1</sup>.

### 1. Mest känsliga organismer

Information om vilken typ av organismer som bedömts vara mest känsliga för det gällande ämnet kan man erhålla genom att titta på de substansdatablad som tagits fram som bakgrundsdokument. Dessa finns tillgängliga via CIRCAs hemsida (<http://cirka.europa.eu>). Genom att försöka mäta halter i den matris som den känsligaste typen av organismer exponeras för (vatten för pelagiska organismer, sediment för bentiska organismer<sup>2</sup>, biota från högre trofnivåer för toppredatorer samt fisk, skaldjur och dricksvatten för människor) kan man minimera osäkerheterna i samband med omräkning av halter och/eller bedömningsgrunder för olika matriser.

### 2. Substansens egenskaper och förekomst i olika matriser

Man behöver även bedöma vilken matris man har störst sannolikhet att återfinna substansen i. Hydrofoba och svårnedbrytbara substanser har en tendens att ackumulera i sediment och/eller biota medan vattenlösliga substanser kan vara svåra att upptäcka i biota. I EUs vägledningsdokument nr 25 (Technical Guidance On

Chemical Monitoring of Sediment and Biota under the Water Framework Directive, CIS 25<sup>3</sup>) baseras rekommendationer om lämpligaste matris främst på substansens egenskaper och i vilka matriser den oftast påträffas. Om man saknar befintliga miljöövervakningsdata kan man ändå uppskatta ämnets ungefärliga fördelning i miljön med hjälp av modelleringsprogram och kunskap om dess egenskaper.

### 3. I vilken matris är risken störst?

För att ta fram data som ska användas i statusklassning är det viktigt att i ett första steg iaktta försiktighetsprincipen. Det vill säga att mäta i första hand på den matris som med störst sannolikhet skulle ge upphov till sänkt status. Vilken matris detta är kan uppskattas genom att jämföra hittills uppmätta halter i flera matriser med de halter som inte förväntas ge effekter för den typ av organismer som direkt exponeras för respektive matris (bottenlevande organismer för sediment, pelagiska organismer för vatten, människa för fiskmuskel och så vidare). Om till exempel hittills högst uppmätta halt i fiskmuskel är en tiondel av den koncentration som bedöms utgöra en risk för människor medan halten i sediment är tusen gånger högre än den halt som kan utgöra en risk för bottenlevande organismer bör man överväga att i ett första steg analysera halter i sediment.



#### 4. Analysförutsättningar

För att på ett tillförlitligt sätt kunna utvärdera data i slutänden är det viktigt att de krav på kvantifieringsgränser som finns uppfylls (se *kapitel Rapportering och utvärdering av data*). För flera av de ackumulerande prioriterade ämnena har man på europeisk nivå identifierat problem med att klara de krav som ställs vid analys i vattenfas, i synnerhet hos många kommersiella laboratorier. I praktiken är problemen ibland ännu större på grund av matrisstörningar (förekomst av olja i provet kan till exempel störa analys av enskilda substanser såsom nonylfenoler) eller om man har skickat in för liten mängd prov. Genom att välja en annan matris än vatten eller välja passiva provtagare, kan man ofta reducera problem med för höga kvantifieringsgränser.

#### 5. Koordinera med trendövervakningen

Genom att välja samma matris för både statusklassning och trendövervakning kan övervakningsinsatserna reduceras. Dessutom är det en fördel att välja samma matris som normalt övervakas inom nationella program eftersom man då får data från till exempel bakgrundsmiljöer att jämföra med.

#### 6. Provtagningskostnader

I tabell 5 redovisas en ungefärlig uppskattning av den relativa arbetsinsats (kostnad) som krävs för provtagning av olika matriser. Uppskattningen är baserad på provtagning i tio olika sjöar/vattendrag och förutsättningarna är att det alltid är två personer som medverkar och att enbart arbetstid ingår (inte kostnad för utrustning och analyser). Vid sedimentprovtagning förutsätts också att det i förväg är känt var provet ska tas (ackumulationsbotten). Tidsåtgången för fiskprovtagning är mycket svår att uppskatta eftersom det dels kan krävas mer än en nätläggning för att få ihop det antal fiskar som krävs, dels kan ta mycket lång tid att rensa näten vid riklig fångst.

För stickprovtagning av vatten och sediment räcker det med en resa tur och retur till provtagningslokalen. Övriga provtagningsinsatser kräver minst två resor till varje lokal.

Ett stickprov på vatten representerar endast den tidpunkt då provet tas. Prov på övriga matriser representerar en tidsperiod.

Vid samtidig provtagning av flera matriser ska arbetsinsatserna oftast inte adderas. Några exempel på sådan samordnad provtagning framgår av tabellen.

#### 7. Andra aspekter

Kostnader för att övervaka en viss matris kan variera beroende på situationen och även om vattenprovtagning generellt är billigast kan högre kostnader för annan typ av provtagning eventuellt kompenseras genom en lägre analysfrekvens. Man behöver även kunna vara pragmatisk och till exempel analysera alla PAHer i samma matris eftersom de generellt ingår i samma analyspaket. Möjligheter till så kallad integrerad övervakning, det vill säga att man mäter både halter och effekter på samma prov och på flera matriser från samma plats bör också övervägas eftersom det ger ett mer väl underbyggt beslutsunderlag. Förhållandena på platsen kan göra att en viss matris är mindre lämplig eller omöjlig, såsom stationer där lämplig stationär fiskart eller ackumulationsbotten saknas. Sådana situationer är särskilt vanliga i vattendrag och man kan då behöva överväga att börja med analys av prover tagna från nedströms lokaler (sjöar, ackumulationsbotten) och sedan, om det är motiverat, lokalisera källor uppströms, eventuellt genom användning av annan metodik (till exempel passiva provtagare och sedimentfällor).

Tabell 5. Relativ arbetsinsats (kostnad) för provtagning av olika matriser. Ju högre siffra desto större insats.

Matris och metod	Provtagning	Resor
Vatten (stickprov)	1	1
Vatten (passiv provtagning)	3	2
Sediment	1,5	1
Sediment (fälla/filter)	2,5	2
Biota (fisk)	4,5-5	2,2
Vatten (stickprov) och sediment	1,5	1
Vatten (passiv provtagning och stickprov)	3	2
Vatten (passiv provtagning) och sediment	3,5	2







# Hur ofta och när ska man genomföra provtagning?

1. Vatten
2. Sediment
3. Biota
4. Effektbaserade metoder

När provlokalen är bestämd, vilka ämnen som ska analyseras och vilken matris (vatten, sediment eller biota) som ska analyseras, ska tidpunkter för provtagningen också bestämmas. Vilken metod, enstaka prov eller passiv provtagare i vatten, om provet ska tas i sediment eller i levande organismer ger olika förutsättningar för vilka tidpunkter eller intervall som är lämpliga. Tas provet i vatten finns oftast en variation på grund av naturliga och mänskliga förhållanden, så för att en godtagbar konfidensnivå och noggrannhet ska kunna uppnås kan många prover behöva tas. Hänsyn till syftet med provtagningen måste också tas - om det är medelvärden som är viktigast eller om det är extremvärden.

Naturvårdsverkets metodbeskrivningar finns för ett antal undersökningstyper och de är användbara för val av antal prover för en viss matris, provtagningsmetod med mera. Referenser till relevanta undersökningstyper återfinns under respektive avsnitt samt referenslistan.

## 1. Vatten

### Undersökningstyper för vatten

Vattenkemi i sjöar och Vattenkemi i vattendrag finns på Havs och vattenmyndighetens hemsida (<http://www.havochvatten.se>) under: Kunskap om våra vatten-Miljö och resursövervakning-Programområden-Programområde sötvatten-Undersökningstyper inom programområde sötvatten.

### Provtagningsfrekvens

Övervakning av de prioriterade ämnena ska enligt vattendirektivet utföras på totalhalter medan metaller ska mätas på filtrerat vatten. Om resultaten ska

användas för statusklassning bör man analysera prioriterade substanser en gång per månad i vatten medan särskilt förorenande ämnen kan tas en gång var tredje månad. Detta är endast tumregler och en annan provtagningsfrekvens är möjlig om motiv finns men det är bra om prov tas under olika årstider. Förändringar i halten av olika föroreningar i vatten påverkas av såväl naturliga årstidsvariationer som variationer på grund av mänsklig verksamhet. Tidpunkten eller perioden för övervakning ska väljas så att inverkan av naturliga årstidsvariationer på resultatet blir så liten som möjligt. På så sätt säkerställs att resultaten återspeglar förändringar som orsakas av mänsklig påverkan. Exempel på några naturliga faktorer som kan variera:

- Temperatur
- Halten organiskt material
- Näringsinnehåll
- Flöden
- Cirkulation
- Algblomning

För att få värden som kan spegla årsgenomsnittet är det viktigt att välja rätt provtagningsperiod. Välj en årstid då både lågt och högt vattenstånd kan förväntas, men undvik om möjligt extremsituationer.

Ta hänsyn till industriernas verksamhet, så att utsläppen under den valda perioden representerar full produktion. Under sommarperioden är det många industrier som har lägre produktion eller är helt stängda.

Detta utesluter framför allt juli som provtagningsperiod. Kvarstår gör alltså perioderna maj–juni och mitten av augusti till början av oktober. Användningen av växtskyddsmedel inom jordbruk är som störst under maj–juni och i södra Sverige sker även en viss användning under september–oktober.

Många ämnen uppvisar en haltvariation under året som påverkar valet av provtagningsperiod. I en undersökning av vattendirektivets prioriterade ämnen (SWE-CO, 2008) konstaterades att vissa prioriterade ämnen, till exempel nickel, TBT och nonylfenol, uppvisade en kraftig haltvariation från månad till månad. De möjliga haltvariationerna visar att provtagning vid ett eller två tillfällen per år inte är tillräckligt för att fastställa ett representativt haltvärde för jämförelse med EQS-värden. Tidpunkt och temperatur noteras alltid men även stödvariabler som salthalt och biomassavolymer är användbara vid utvärdering av årstidspåverkan.

Stickprovtagning (momentanprov) av ett ytvatten beskriver situationen på provtagningsplatsen vid en viss tidpunkt. Eftersom halterna av många miljögifter påverkas av flöden och cirkulation, skiktningförhållanden (temperatur och salthalt), nederbörd och mängd partiklar i vattnet kan halterna variera kraftigt vid olika tidpunkter. Många substanser ökar till exempel kraftigt i halt i samband med snösmältning och i samband med kraftiga regn efter en längre tids uppehåll. För flera prioriterade ämnen anges även MAC-EQS värden, det vill säga halter som inte får överskridas i samband med ett enskilt mättillfälle. Om haltvariationen över tiden är mycket stor kan det finnas skäl att utöka provtagningsfrekvensen. För sådana tillfällen (till exempel under vårflod) kan det vara lämpligt att använda sig av automatisk provtagare som samlar ihop relativt små volymer prov vid upprepade tillfällen och sedan analysera innehållet på ett eller flera samlingsprov (se avsnitt om automatiska provtagare). Provtagningsfrekvensen kan även ökas för att få en så representativ bild som möjligt av en provtagningsplats. Ett alternativt sätt att få fram en representativt vattenhalt över en längre tidsperiod är genom att använda sig av passiva provtagare eller genom analys på filtrerande organismer som musslor och vattenmossa, se avsnitten om passiva provtagare och biota.

### Provtagningsdjup

När man väljer var i vattendraget eller sjön man tar sina vattenprov - nära källor eller mitt i vattenförekomsten - är det viktigt att tänka på syftet med undersökningen.

Stickprov tas traditionellt på ett djup av cirka 0,5 meter och mitt i vattendraget. Om vattendraget är grunt är det viktigt att inte slam virvlas upp som kan påverka provet. Vid större vattendrag kan det vara lämpligt att ta prov med en vattenhämtare från en bro. Provet bör hämtas uppströms bron för att undvika att mäta eventuell påverkan från själva bron. I större djupare sjöar kan det vara nödvändigt att ta prover från flera nivåer – vid ytan, i språngskiktet och ett bottenprov. Bottenprovet tas lämpligast ungefär en meter från botten för att undvika att man får med sediment i provet. Sjöar under 5 meter är oftast inte skiktade längre perioder och här räcker det att ta ett prov. Om man bara har möjlighet att analysera ett vattenprov även i djupa sjöar så rekommenderas att ta ett prov cirka 0,5 meter under ytan.

### Provolym

Vissa ämnen kräver provtagning av stora volymer av vatten för att kunna detekteras, kontakta alltid analyslaboratoriet för att få uppgift om provvolym. För mer information om provtagningsmetodik, se undersökningstyperna Vattenkemi i sjöar och Vattenkemi i vattendrag.

### Hantering av prover

Huvudregeln vid vattenprovtagning är att man alltid ska förvara provtagningskärlen i mörker och kyla och att minimera luftvolymen i provtagningskärlen. Vid samlingsprov kan det i vissa fall vara lämpligt att frysa de enskilda proverna och sedan framställa ett samlingsprov precis före analysen. När man använder sig av automatiska provtagare kan det också vara nödvändigt med speciallösningar så att dessa aspekter beaktas. Man bör också kontrollera om de ämnen man vill analysera behöver behandlas på något särskilt sätt. Ta kontakt med laboratoriet före provtagningen för rådgivning om hur proverna ska hanteras.

### Provtagningsutrustning

Vid stickprovtagning i vattendrag behövs oftast ingen avancerad utrustning, i mindre vattendrag kan provet oftast tas för hand från kanten av vattendraget. För större vattendrag och sjöar finns en uppsjö av olika provtagare. Viktigt att tänka på är att för analyser av låga halter av metaller bör man använda metallfria hämtare. För att undvika kontaminering bör provkärls öppning placeras mot strömriktningen.



### Vattenhämtare

Det finns ett stort antal olika vattenhämtare, allt från små enkla hämtare för vanliga provtagningar till mycket avancerade hämtare. Här beskrivs kort några av de vanligaste vattenhämtarna:

- ”Fyrisåhämtare” eller ”spindelhämtare” – är en enkel ytvattenprovtagare som lämpar sig för provtagning från till exempel strandkant eller bro. Hämtaren består av ett utfällbart skaft där man kan fästa en flaska eller burk. Finns i både plast- och metallvarianter.
- Ruttnerhämtare – en mycket vanlig hämtare som finns i olika modeller för olika typer av provtagning, kraftigare varianter för havsprovtagningar och mindre lättare hämtare avsedda för till exempel dammprovtagningar. Ruttnerhämtaren löses ut med lod, vilket ger kontroll av provtagningsnivå. De flesta ruttnerhämtare har inbyggd termometer och de finns i standardutförande och i metallfria modeller.
- Niskin/ PWS hämtare – är vattenhämtare som lämpar sig för havsprovtagningar. Generellt för hämtarna är att de har god vattengenomströmning och passar som seriehämtare vilket innebär flera hämtare på olika nivåer på samma vajer med gemensam utlösning.
- Kolonn/Slangprovtagare (”rambergrör”) – enkla, lätthanterliga provtagare för att ta en ”ostörd” profil från ytan och ned. Används vanligen för växtplanktonprovtagning.



## Hur ofta och när ska man genomföra provtagning?

### Automatiska provtagare

Automatiska provtagare är att föredra för återkommande provtagning på samma plats för att minska arbetsinsatserna. De kan även vara värdefulla att använda vid enstaka undersökningar, i synnerhet då det kan vara problematiskt att ha den beredskap som krävs för att ”fånga upp” episoder efter kraftiga regn och även för att inkludera provtillfällen utanför ordinarie arbetstid.

Det finns två huvudtyper av automatisk provtagare; tidsstyrda (TS) och flödesstyrda (FS). I tabell 6 ges en översiktlig jämförelse av flödesstyrda och tidsstyrda provtagare. Observera att utvecklingen på området gör att vissa uppgifter i tabellen inte stämmer för alla provtagare och idag kan många automatiska provtagare både ge tidsstyrd och flödesstyrd provtagning.

### Modeller

Ett förslag till gemensam vägledning för användandet av biotillgänglighetsmodeller (biotiska ligandmodeller, BLM) har tagits fram (David, M. et.al. 2011). Vägledningen behöver sannolikt anpassas till svenska förhållanden, men detta arbete är inte klart. BLM beräknar den biotillgängliga fraktionen av metaller i vatten och platsspecifika PNEC-värden utifrån kunskap om en viss vattenförekomst specifika vattenkemiska förutsättningar (ICMM 2007).

Tabell 6. Översiktlig jämförelse mellan tidsstyrd och flödesstyrd provtagare.

	Tidsstyrd (TS) provtagare	Flödesstyrd (FS) provtagare
<b>Princip</b>	Prov tas vid vissa förutbestämda tidpunkter.	Ju högre flöde desto större volym samlas in.
<b>Driftsäkerhet</b>	Driftsäker och relativt lätt att montera Känslig för ihållande kyla (flera dygns frost) Igensättning av och gnagarangrepp på slangar Lättare "slänga i sjön" (sabotagerisk)	Mindre driftsäker. Kräver mycket initialt arbete (montering och kalibrering av flödesmätare och provtagare) Provtagningsplatsen behöver vara lättillgänglig med bil. Mer elektronik – känsligare. Känslig för ihållande kyla men slangarna är grövre och tål mer.
<b>Provet's representativitet</b>	Ämnen som är associerade till suspenderat partikulärt material (SPM) kan ofta vara underrepresenterade i provet. Detta kan bero på att slangpumpen i vissa TS-provtagare är för klen för att på ett representativt sätt suga upp det partikulära materialet.	Bättre på att ta upp partikulärt material.
<b>Drift</b>	Batteri (12 V motorcykelbatteri ) som räcker en vecka, lätt att byta.	Möjlighet till nätdrift (220 V) men oftast batteri (12 V bilbatteri 2 st) vilka räcker i fem dygn. Svårare att byta.
<b>Tillämpningar i ytvattenrecipenter</b>	Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) tar tidsintegrerade samlingsprover för att mäta halter av växtskyddsmedel i vissa områden.	
<b>Lämplighet vid olika typer av flöden</b>	Konstanta och höga flöden med god omblandning, där haltvariationerna inte främst beror på flödet.	Vid mycket varierande flöden och då halterna av föroreningarna förväntas variera beroende på flödet.



### Passiva provtagare

En passiv provtagare samlar ämnen ur vattenfasen under en längre tid, normalt två till fem veckor. I en passiv provtagare sitter membran som tar upp ämnen, membranerna finns av olika typer för att på ett effektivt sätt samla olika ämnesgrupper.

Passiv provtagning är utmärkt för att:

- inleda en undersökning (till exempel som screening)
- välja provtagningslokaler för övervakning
- undersöka en provlokals representativitet
- underlätta val av vilka ämnen som behöver övervakas
- hitta föroreningar vars förekomst inte tidigare varit känd
- verifiera/dementera statusklassning/andra mätningar (exempelvis stick-/momentanprov)
- identifiera områden med/utan föroreningsproblem
- identifiera föroreningskällor
- beskriva om ämnen frigörs från eller fastläggs i sediment.

### HYR PROVTAINGSUTRUSTNING

Passiva provtagare finns att hyra hos flera av de större laboratorierna. Kostnaden varierar beroende på utrustning. Hösten 2011 låg hyran för en bur på cirka 850 kr (exkl. moms). Dessutom tillkom en hyra på 300–900 kr per analyspaket för den utrustningsomkrävda stillrespektive membran. Den totala hyreskostnaden låg mellan 1 000 och 6 000 kr.

### Metodiken

Passiva provtagare drar till sig den vattenlösliga fasen av ett ämne, det vill säga den biotillgängliga fraktionen. Vid användning i vatten ska metoden i så stor utsträckning som möjligt, efterlikna upptagning av olika ämnen i fisk. Metoden är särskilt lämplig för vattenförekomster där föroreningskoncentrationerna förväntas vara mycket låga eller uppvisa stora variationer över tiden. Den lämpar sig väl för att upptäcka och övervaka långsiktiga förändringar och trender av lösta halter av föroreningar och kan vara ett viktigt komplement vid operativ övervakning enligt vattendirektivet. En beskrivning av några olika typer av passiva provtagare finns i *bilaga 6 Passiv provtagning*.

Metoden kan användas för att mäta halter i den fria vattenmassan, men även för att mäta halter i porvatten i sediment. Provtagarna ackumulerar lösta föreningar i vattnet kontinuerligt under en viss tid. Ett tidsintegrerat medelvärde av den vattenlösliga koncentrationen av ämnet i vattnet under provtagningsperioden kan beräknas. I regel bör inte provtagarna sitta ute längre än 14–30 dagar, men provtagningstiden kan variera beroende av vilken typ av provtagare man använder sig av.

### Fördelar och nackdelar

Passiv provtagning har flera fördelar jämfört med konventionell vattenprovtagning med stickprov (ett vattenprov taget vid en tidpunkt) eller fiskprovtagning. Provtagaren exponeras under en tidsperiod från några dagar till flera veckor och ackumulerar de olika ämnen som finns i hela den vattenvolym som passerar provtagningsutrustningen under exponeringstiden. Detta minskar risken för att tillfälliga utsläpp eller andra kortvariga fluktuationer i koncentrationen undgår upptäckt.

Den robusta konstruktionen gör att provtagarna klarar även mycket påverkade och turbulenta vattenmiljöer. Ett flertal av vattendirektivets prioriterade ämnen och många andra miljögifter som ska hanteras inom vattendirektivet kan provtas med passiv teknik (se *bilaga 6 Passiv provtagning tabell 1*).

Passiv provtagning är en kostnadseffektiv metod om man vill mäta ämnen vars lösta halter i vattnet förväntas variera över tiden. Metoden mäter enbart den lösta, biotillgängliga fraktionen som har störst betydelse för toxiciteten. Passiv provtagning har god reproducerbarhet och genom att den provtagna vattenvolymen är stor tillåter metoden i regel lägre kvantifieringsgränser än vanlig stickprovtagning.

Eftersom passiva provtagare enbart mäter den lösta fraktionen av ett ämne i vattnet är resultatet inte direkt jämförbart med vattendirektivets EQS-värden som avser totalhalter (gäller dock inte metaller). Om halter som uppmätts med passiv provtagning överskrider EQS kommer emellertid också totalhalten att överskrida EQS. Man kan grovt skatta totalhalten av ett ämne i ytvattnet genom att kombinera passiv provtagning med bestämning av vattnets partikelhalt ett par gånger under mätperioden. Detta gör att uppmätta halter, efter omräkning, skulle kunna användas för statusklassning. Omräkningen från biotillgänglig fraktion till totalhalt är i dagsläget inte standardiserad och är

förknippad med många osäkerhetsfaktorer, men en metod beskrivs i *bilaga 7 Beräkning av totalkoncentration från passiva provtagare*.

En diskussion har inletts inom NORMAN<sup>1</sup> om vilken information som krävs för att man ska kunna jämföra resultat från passiv provtagning med EQS och vice versa.

### Viktiga omgivningsparametrar

Följande parametrar behövs för att beräkna vattenhalter av analyserade ämnen;

- datum och klockslag vid utsättning och upptagning
- vattnets temperatur vid utsättning och upptagning
- flödes hastighet (vissa laboratorier korrigerar dock automatiskt för flödes hastighet)
- påväxtens omfattning.

Flödes hastigheten bör registreras. Det uppmätta värdet används inte alltid vid beräkningar av vattenhalt, men det måste vara ett visst flöde på vattnet för att förutsättningarna för beräkningarna ska vara uppfyllda. Flödet behöver inte vara stort, det räcker med några centimeter per sekund. I helt stillastående vatten kommer den beräkningsmetod som vissa laboratorier använder för att korrigera för flödes hastighet att ge felaktigt resultat (se *bilaga 6 Passiv provtagning*).

Följande omgivningsparametrar är inte nödvändiga, men planering, genomförande och utvärdering underlättas om du vet;

- exakta koordinater för platsen där provtagaren placeras (gärna kombinerat med foto eller skiss)
- grumlighet
- konduktivitet
- vattnets pH
- vattendjup
- på vilket djup provtagaren placeras.

Se även *bilagorna 6 Passiv provtagning* och *8 Praktiska instruktioner för passiva provtagare*.

Lämpligaste provtagningsperioderna för passiv provtagning varierar med bland annat latitud och altitud, men för merparten av Sverige rekommenderas perioderna maj-juni och augusti-oktober. Om det är stora skillnader i vattnets temperatur mellan lokaler som ska jämföras måste kompensation för detta göras vid beräkningarna. I vissa vatten kan biologisk påväxt på provtagaren snabbt försämra funktionen.

För att beräkna totalhalten utifrån uppmätt biotillgänglig fraktion av ett ämne behöver du veta värdet på följande variabler;

- ämnets log  $K_{OW}$  (fördelningskoefficient oktanol-vatten)
- löst koncentration från passiv provtagare ( $\mu\text{g/L}$ )
- DOC – halten lösta organiska kolföreningar (fås genom att analysera TOC i vatten som filtrerats genom 0,7  $\mu\text{m}$  glasfiberfilter)
- TOC – halten av löst och suspenderat organiskt kol = Totalt Organiskt Kol
- POC – halten av partikulärt organiskt material. POC utgör skillnaden mellan TOC och DOC.

TOC och DOC måste mätas i vattnet samtidigt som den passiva provtagaren ligger ute, gärna vid utsättning och upptagning. Se även *bilaga 7 Beräkning av totalkoncentration från passiva provtagare*.

### STÖDVARIABLER

För att beräkna totalhalten av ett ämne utifrån uppmätt halt med passiv provtagning måste du mäta

- TOC – totalhalten organiska kolföreningar
- DOC – halten lösta organiska kolföreningar

### VID BESTÄLLNING AV KEMISKA ANALYSER, TÄNK PÅ ATT:

Inkludera beräkning av tidsintegrerade medelvärden av vattenlösliga koncentrationer av ämnen i vattnet.



## 2. Sediment

Sediment har länge använts vid övervakning av miljögifter i vattenmiljön. Att mäta halter i sediment och på sedimentpartiklar har många fördelar för ämnen med låg vattenlöslighet.

### Undersökningstyper för sediment

Följande undersökningstyper hittas på Naturvårdsverkets hemsida under tillståndet i miljön-miljöövervakningmetoder; "Sediment-basundersökning", "Metaller i sediment" och "Sedimentation". I dessa ges information om vad som bör tänkas på när sediment används som provmatris.

### Vad analyseras och hur?

Haltanalys av ämnen i sediment föregås vanligen av ett (i bland även flera) provberedningssteg beroende på vad för sorts ämne som ska analyseras. För grundämnen används vanligen en standardmetodik med uppslutning med salpetersyra ( $\text{HNO}_3$ ) för att lösa ut den lättillgängliga fraktionen av ämnena. Metodik finns även för att uppskatta ämnenas bindning till olika fraktioner såsom organiskt material i sediment. För orga-

niska miljögifterna omfattas provberedningen i regel av ett frystorkningssteg med efterföljande finfördelning och extraktion i något organiskt lösningsmedel. Är syftet att studera lösta halter i sedimentets porvatten kan porvattnet avskiljas från sedimentet genom centrifugering. Ett alternativ till detta är att föra ned passiva provtagare i sedimentet. Slutbestämning av ämnen sker vanligtvis med plasma-emissionspektrometri alternativt högupplösande gaskromatografi.

### STÖDPARAMETRAR

Viktiga stödvariabler för att kunna tolka resultaten av halterna i sedimentet är:

- Glödförlust/TOC
- Vattenhalt
- Järn- och manganhalt
- Aluminium- och litiumhalt

För mer information, se undersökningstypen "Metaller i sediment".

### Provtagning av ytsediment

Sediment tas vanligen upp med en rör- eller skopformad provtagare, där den förra är att föredra för studier av olika djupnivåer i sedimentet.

### Provtagningsstrategi och val av provlokal

Val av strategi vid övervakning av miljögifter i sediment beror på både syftet med övervakning samt förväntad typ av påverkansbild – diffus eller punktkälla. Är syftet inte att hitta ett representativ ämnehalt från diffus påverkan utan att hitta högsta halten från en punktkälla så måste provtagningen anpassas efter detta.

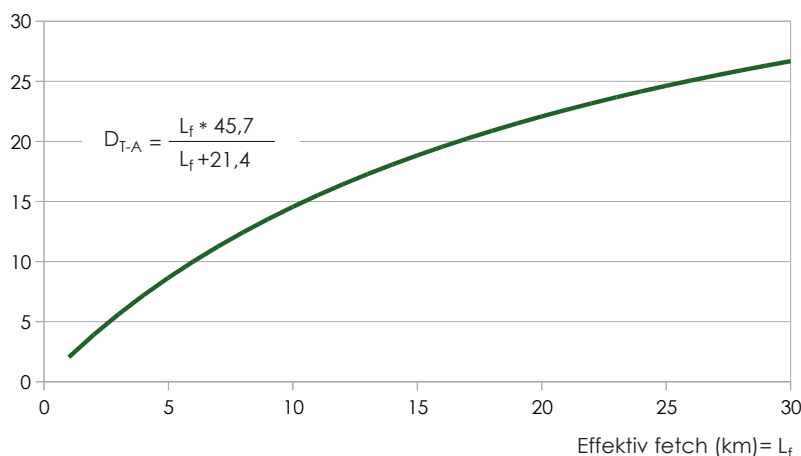
Är syftet att få fram representativa halter för en diffus påverkansbild är det mer lämpligt att ta hänsyn till hur skillnader i olika sedimentbottentyper och egenskaper inom dessa påverkar ämnens haltnivåer och variationer av dessa.

Rekommendationen blir i det senare fallet att fastställa ämnens halter på den sedimentbottentyp där den finaste storleksfraktionen (mindre än 63 µm) av partiklar avsätts. Avsättningen av denna partikelfraktion sker här kontinuerligt och utan någon egentlig resuspension. Detta tillsammans med att storleksfraktionen binder upp mest föreningar per viktsenhet gör denna botten typ lämplig att använda ur övervakningssyfte. Botten-

typen kännetecknas av en vattenhalt och organisk halt högre än 75 respektive 7 % i ytsedimentet (Håkanson och Jansson, 1983).

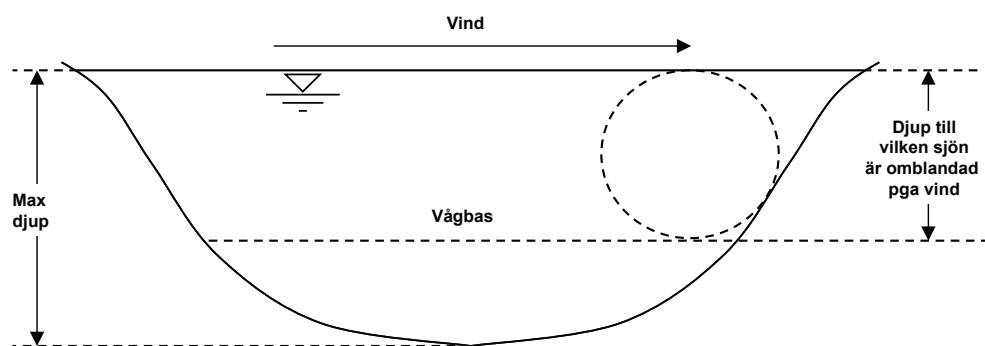
Då denna typ av sediment ofta återfinns i sjöarnas djupaste delar är ett sätt att utgå ifrån information i botten topografiska djupkartor. Bottentypen får sedan verifieras i fält. I fält kan bottentypen hittas med hjälp av sedimentekolod, side-scanning sonar och ljudsonder. Dessa instrument, förutom ljudsonden, lämpar sig främst för sjöar och kustvattenområden och i viss omfattning större vattendrag. I mindre vattendrag kan det vara lämpligt att i fält försöka hitta sträckor med stundtals mer långsamflytande vatten för att hitta finsediment.

För sjöar går det utifrån ett mått på vindpåverkan över en sjö att uppskatta vid vilket djup ackumulationsbottnar breder ut sig (Håkanson och Jansson, 1983). Figur 1 och figur 2, visar hur denna vindpåverkan uttryckt i form av effektiv fetch påverkar vågbasens läge. Effektiv fetch är ett normaliserat mått för vindpåverkan på sjön, mätt i flera riktningar, som vid avsaknad av detta mått går att approximera med den maximala raka sträcka över sjön som vinden obehindrat kan blåsa.



Figur 1. Beräkning av vattendjup för vågbasen i sjöar.





Figur 2. Vindpåverkan i en sjö, under djupet för vågbasen förväntas ackumulationsbottensediment återfinnas.

### Provtagningsfrekvens för ytsediment

Enligt vattendirektivet ska sedimentprovtagning göras en gång per år och vid trendövervakning en gång var 3:e år såvida inte teknisk kunskap eller expertbedömning motiverar ett annat intervall.

Att ta sedimentprover varje år i övervakningssyfte kan anses omotiverat utifrån möjligheten att utläsa några större förändringar i belastning av ämnen mellan år. Detta motiveras av att botten djur under aeroba (syrgasrika) förhållande kontinuerligt ombländar sedimentet ned till flera centimeters djup vilket är mera än sedimentets årliga tillväxttakt som är några millimeter till någon centimeter per år.

Mellanårsvariation i miljögiftsbelastning är därför i praktiken omöjlig att studera under sådana förhållanden. Vid anaeroba bottenförhållanden (syrgasfria), utan bioturbierande botten djur (inträffar när syrgashalten <2 mg/l), finns möjligheter att studera belastning mellan år. En låg sedimentationstakt i systemet begränsar i viss mån den praktiska möjligheten att studera belastningen mellan år. Orsaken är att det är svårt att skikta en sedimentpropp i skikt mindre än en cm. En möjlighet är att proppen fryses inför skiktningen eller tas upp med en fryskil.

Rekommendation i vägledningen blir, trots denna möjlighet att studera mellanårsvariation under anaeroba förhållanden, att provta sedimentskiktet 0–2 cm vart 5:e eller 6:e år. Användandet av sediment som en matris vid screening kan motivera en frekventare provtagning

Den belastning av ämnen som detta representerar är vanligtvis i storleksordningen 3–8 år beroende på sedimentets tillväxttakt. Ett mått på variation i belastningen av ämnen mellan år kan fås genom att bestämma halten av ämnen i olika skikt i sedimentet. En tidsaxel

nedåt i sedimentet skapas genom att bestämma sedimentationshastigheten vid provlokalen. Detta kan göras genom att räkna årsvarv (om anaeroba förhållanden råder) eller följa aktiviteten av  $^{210}\text{Pb}$  eller, om möjligt,  $^{137}\text{Cs}$  nedåt i sedimentet. Är det möjligt att ta ut prov djupare ned i sedimentet är det även möjligt att ta fram historiska bakgrundshalter.

Själva provtagningen bör helst utföras under en och samma årstid då det sedimenterande materialets andel av organiskt mörkt material varierar säsongsmässigt med en topp över sommarhalvåret. Provtagning kan göras från båt såväl som från is under vinterhalvåret.

### Hur många ytsedimentprover behöver tas?

Liksom i många andra provmatriser finns en variation i hur olika ämnens halter uppträder i sediment. Detta gäller även inom ackumulationsbottnar för finsediment. Rumsliga variationer i vattenhalt, organisk halt och redoxförhållanden på dessa bottnar påverkar denna haltvariation. För att fastställa eller uppskatta representativa halter måste denna variation beaktas vid provtagning både inom en provlokal och mellan provlokaler.

En lösning på detta är att öka antalet prover som analyserna utförs på för att få mer representativa halter. Finns kunskap sedan tidigare om hur många prover som behövs för att nå en viss statistisk säkerhet kan propparna dessutom poolas innan haltbestämningen för att hålla nere analyskostnaderna.

Ett sätt att uppskatta antalet prover för att nå en viss säkerhet i haltbestämningen är att utgå från de tabeller som Rowan et al. (1995) presenterade över hur den statistiska säkerheten i bestämningen av vattenhalt beror på antalet sedimentprover, se tabell 7 och 8. Då en stark korrelation mellan organisk halt och ämnens halter finns med sedimentets vattenhalt kan dessa tabeller



## Hur ofta och när ska man genomföra provtagning?

Tabell 7. Antal sedimentproppar som behöver provtas vid en provlokal för att uppnå en viss statistisk precision i haltbestämningen.

Vattenhalt (%)	Precision (%)					
	1	2	3	5	10	15
95	5	3	3	2	1	1
90	9	4	3	3	2	1
85	19	7	4	3	2	2
80	40	12	7	4	3	3
75	76	21	11	5	3	3

Tabell 8. Antal sedimentproppar som behöver provtas vid olika provlokaler för att uppnå en viss statistisk precision i haltbestämningen.

Vattenhalt (%)	Precision (%)					
	1	2	3	5	10	15
95	8	4	3	3	2	1
90	18	5	4	3	2	2
85	41	12	7	4	3	3
80	90	25	12	6	3	3
75	173	46	22	9	4	3

även användas för att uppskatta hur många prover som behöver provtas för att bestämma halter av ämnen med en viss statistisk säkerhet.

Exempel tabell 8: För att nå en precision i haltbestämning av ämnen motsvarande 5 % vid en provlokal med vattenhalt 75 %, behöver 9 stycken proppar att provtas och analyseras. Kan en 10 % precision accepteras sjunker antalet prover till 4 stycken.

Behövs väldigt mycket sediment för själva utförandet av haltbestämning av ämnen kan det vara detta i själva verket som styr antalet proppar som tas upp.

Hänsyn till den provmängd sediment som behövs för en haltbestämning kan göras på följande sätt: Räkna fram volym våtsediment med vald provtagare

och vald skiktstorlek. För en rörformad hämtare, exempelvis Willnerhämtare, med diametern 6,8 cm och för skiktet 0–2 cm blir denna volym 72,6 cm<sup>3</sup> våtsubstans. Mängden torrsbstans detta motsvarar går att räkna fram från sedimentets våtdensitet och vattenhalt (se formler i Håkanson och Jansson, 1983). Våtdensiteten för en provlokal på en ackumulationsbotten kan, beroende på skillnader i karakteristisk vattenhalt, beräknas fram till cirka 1,16 g/cm<sup>3</sup> våtsubstans vid 75 % vattenhalt och till cirka 1,02 g/cm<sup>3</sup> våtsubstans vid 95 % vattenhalt. Resultatet är att skiktet 0-2 cm kan innehålla 3,7 till 21 gram torrsbstans sediment. Antalet sedimentproppar för att uppnå en viss mängd sediment går att sedan att beräkna. Är vattenhalten bättre känd går intervallet med antal proppar att minskas ner.



Foto: Ingela Tärnåsen

### Provtagningsutrustning

Många typer av sedimentprovtagare används idag i olika sammanhang. Vanligtvis delas de in i rörformade och skopformade provtagare. Exempel på rörformade provtagare är Gemini-, Limnos-, Willner- och Niemi-stöhämtare medan exempel på skopformade provtagare utgörs av Ponar- och Ekman-hämtare. Rörformade hämtare används med fördel i situationer där man vill studera halten av ämnen inom vissa djupintervall i sedimentet medan de skopformade hämtarna är mer lämpliga för bottenfaunaundersökningar och studier av ytsediment där det inte är viktigt att uttala sig om halten av ett ämne på ett bestämt djup i sedimentet. Av de rörformade hämtarna är Gemini- och Niemi-stöhämtare bland de större vilket innebär att de med fördel kan användas för provtagning på större djup som ute i kustzonen och i utsjövatten.

#### ▷ VIDARE LÄSNING

För beskrivning av provtagning i fält med mera, se bilaga 9 Praktiska instruktioner för sedimentprovtagning.

### Provtagning av sediment med hjälp av sedimentfällor

Fällorna som sådana erbjuder ett bra alternativ till ytsedimentprovtagning för områden där bottenförhållanden inte erbjuder bra lokaler för sedimentprovtagning på ackumulationsbottnar. För dessa områden kan fällorna användas som ett alternativ för övervakning av ämnen som gärna binder till partiklar.

### Provtagningslokal för sedimentfällor

Sedimentfällorna kan placeras i sjöar, utsjövatten, i kustzonen och även i större vattendrag i lugnströmmande partier. Sedimentfällor placeras normalt längs en lina på valfritt djup i vattenmassan, antingen som enstaka fälla eller flera i höjd på olika nivåer för att åstadkomma en profil. Vanligt är att förankra sedimentfällorna med till exempel en bojsten och hålla fällorna svävande i vattnet, cirka en meter ovan botten, med hjälp av flöten. Ansamlad material i fällorna kan sedan analyseras på olika ämnen för att få en uppfattning om nuvarande belastning av ämnena vid provlokalen.

### Provtagningsfrekvens

Ansamlad material i sedimentfällor kan förändras genom nedbrytning och/eller påverkan från upp- och nedåtvandrande plankton. Detta gör att provtagningsperioden helst bör vara så kort som möjlig. Beaktas detta är en lämplig tömningsfrekvens var 14:e dag. Behövs mycket material för att göra önskade haltanalyser blir detta väldigt arbetsintensivt. Tömningsfrekvenser på 1 gång i kvartalet kan därför förekomma för att få in tillräcklig mängd material. Vid utsättning av sedimentfällor bör beaktas att det under sommaren sedimenterar mer organiskt material än under övriga året. Ansamling av suspenderat partikulärt material i sedimentfällor kommer att reflektera denna säsongsvariation.



### Hur mycket sedimentande partikulärt material behöver samlas?

Kontrollera med analyslaboratoriet som ska utföra analysen av ämnena hur mycket material de behöver för att kunna göra önskade haltbestämningar. Detta påverkar hur länge sedimentfällorna sammanlagt behöver vara utsatta för att samla material.

### Provtagningsutrustning

Många olika varianter av sedimentfällor finns idag för ansamlande av suspenderat partikulärt material. Olika storlekar finns för samlande i olika vattenmiljöer och för olika tömningsfrekvens. Exempel på mindre fällor med ett eller flera samlingsrör är Acc to Saarloos och KC-fällan. Större fällor är HB bios- och Technicap-fällan av ”multi sediment trap-typ” med programmerbara växlingsintervaller. Dessa fällor är lämpliga för långtidsmätningar i större sjöar, utsjövatten och i kustzonen på grund av deras storlek.

### Provtagning av porvatten i sediment

För många bottenlevande organismer utgår man ifrån att dessa främst exponeras via porvattnet. Höga halter i hela sedimentet kan därför vara lämpliga att följa upp med en analys av porvatten (rekommenderas också i CIS 27). Detta kan extraheras på flera olika sätt, till exempel genom centrifugering. Man bör dock vara medveten om att det krävs stora mängder sediment för att få tillräcklig mängd för analys. Man kan även analysera porvatten genom att placera passiva provtagare direkt i sedimentet. Vissa bottenlevande organismer kan också ta upp substanser som är bundna till sedimentkornen.

### 3. Biota

För övervakning av miljögifter i vattenmiljöer analyseras ofta prov från biota (levande fauna och flora). Att mäta halter i biota har många fördelar. Dessa prover representerar ett tidsintegrerat prov till skillnad från stickprov från vattenfasen och man får ett direkt mått på vilka ämnen som verkligen är biotillgängliga, i synnerhet för de ämnen som bioackumuleras. En anledning till att man väljer att provta biota kan vara att man vill jämföra resultaten med resultat från analys av andra matriser som vatten och/eller sediment. Slutligen underlättas så kallad integrerad övervakning, det vill säga parallell analys av både halter och olika effekterrelaterade variabler (biomarkörer) på samma material (se avsnittet om effektbaserade metoder), vilket tillsammans med analys av förändringar på populations- och samhällsnivå, ger ett betydligt säkrare underlag för att uppskatta påverkan av miljöfarliga ämnen.

Vissa substansgrupper kan dock vara mer problematiska att fånga upp genom att mäta halter i biota. Hit hör vattenlösliga substanser som inte ackumuleras, till exempel flertalet läkemedel, då de omsätts relativt snabbt i organismen till skillnad från de mer ”klassiska miljögifterna”. Det utesluter dock inte att de är biotillgängliga och kan ge upphov till effekter. En utökad provtagningsfrekvens, kombinerad med minimala väntetider innan avlivning/infrysning kan vara en möjlighet att hantera problem med att substanserna snabbt utsöndras då exponeringen upphör (det vill säga då organismen fångats).





En annan åtgärd är att kombinera biotaanalyserna med vattenprovtagning (eventuellt passiv provtagning för att möjliggöra tidsintegrerad provtagning, se *bilaga 6 Passiv provtagning*) och effektanalys (se *bilaga 4 Effektbaserad metodik*) om det är känt vilken typ av verkningsmekanism som substansen har.

Vid biotaprovtagning behöver man noggrant överväga val av trofnivå (till exempel fiskätande fågel – fisk – evertebrat – alg), art, vävnad, ålder samt tidpunkt/frekvens för provtagningen. För några ämnen anges EQS-värden för biota (hexaklorbensen, hexaklorbutadien och kvicksilver). Dessa EQS anges i våtvikt men i dagsläget specificeras inte för vilken art, vävnad eller ålder som dessa gäller. Det går dock att få en indikation om vilken art och vävnad som bör analyseras utifrån information om känsligaste typ av organismer<sup>1</sup>. Om det övergripande EQS-värdet främst är baserat på risk för predatorer bör halten för hela organismen räknas om. För musslor behövs dock ingen omräkning eftersom analys redan sker på hela organismen. För att uppskatta risk vid human konsumtion används halter i de vävnader och för de arter som normalt konsumeras av människor. I *bilaga 5 Val av matris* specificeras vilken typ av organismer som anses mest känsliga.

### Provtagningsfrekvens

Enligt vattendirektivet rekommenderas biotaprovtagning för statusklassning en gång per år om det inte finns skäl att tillämpa en annan frekvens. I vissa fall kan det vara motiverat att mäta oftare, medan det i andra fall är acceptabelt med en lägre frekvens. Halten av metaller och organiska miljögifter i fisk kan uppvisa betydande variationer under året. För att undvika års-tidsberoende variationer bör därför årlig provtagning ske under samma tidsperiod varje år. Det bör vara en period då föroreningshalten påverkas minimalt av fysiologiska mekanismer, det vill säga då tillgången till föda är relativt konstant och då fiskpopulationen är så fysiologiskt stabil som möjligt. Detta innebär att reproduktionsperioden (lekperioden) för fisk ska undvikas. Olika fiskarter har dock olika lekperioder, se tabell 9. Lekperiodens början och slut för en och samma fiskart varierar dessutom geografiskt över landet beroende på till exempel tidpunkt för islossning. Ett provtagningsprogram bör återspegla dessa skillnader.

Tabell 9. Olika fiskarters lekperioder

Fiskart	Lekperiod
Abborre	Februari-juli
Brax	April-juli
Röding	Augusti-oktober
Gädda	Mars-maj

#### ▷ TIPS

Om du behöver goda råd när det gäller provtagning av biota för miljögiftsanalys, kontakta Anders Bignert eller Elisabeth Nyberg, enheten för miljögiftsforskning på Naturhistoriska Riksmuseet i Stockholm.



Ett ämnes omsättningstid i biota påverkar vilken provtagningsfrekvens som krävs för att kunna spåra haltvariationer. I fisk har till exempel Cd och Pb en långsam omsättning (cirka 6 mån), medan omsättningstiden för PAHer är mycket kort (3–6 veckor), många läkemedel har en ännu kortare omsättningstid.

### Val av trofnivå, art, vävnad och ålder

Några faktorer som är viktiga att beakta för provtagning av biota:

- Vilket ämne ska analyseras?
- Vilken art ska provtas?
- Vilken provtagningsteknik ska användas?
- Vilken provtagningsfrekvens?
- Individernas kön, storlek, ålder och könsmognad.
- Vilken vävnad ska provtas?
- Vad är fetthalten i denna vävnad?

Vanligt förekommande är provtagning av fisk, musslor och fågelägg. Inom den regionala övervakningen på västkusten mäts även på tång och krabbtaska. Val av trofnivå beror på om substansen biomagnifieras<sup>1</sup> eller ej. Många klassiska organiska miljögifter, såsom dioxiner, DDT och PCB är kända för att biomagnifieras. Även en del organometaller såsom metylerat kvicksilver, är mer motiverat att mäta i högre trofnivåer. När det gäller andra organiska miljögifter såsom PAHer kan det däremot vara mer lämpligt att mäta på organismer med sämre utvecklade avgiftningssystem (såsom musslor och andra evertebrater) än på till exempel fisk. Här talas det ofta om en biominifikation snarare än biomagnifikation (högst halter påträffas på lägre nivåer i näringskedjan). På motsvarande sätt är tennorganiska föreningar mer problematiska på lägre trofnivåer.

Växter tar aktivt upp många metaller/spårämnen varför detta kan vara en lämplig matris att analysera. Var dock medveten om att vissa växter kan utveckla metalltolerans, genom att ta upp metaller i lägre utsträckning. Växter ackumulerar oftast inte hydrofoba organiska ämnen i någon betydande grad, men de kan ändå påverkas av organiska ämnen – i synnerhet av bekämpningsmedel som förhindrar olika sorters påväxt på bland annat båtbottnar.

För att underlätta integrerad övervakning, överväg att välja arter för vilka det även finns väl beprövad effekt-

baserad metodik. Det finns svenska erfarenheter av att mäta biomarkörer på till exempel tånglake, abborre, lax, amfipoder, kiselalger, nätsäckor, *Hydrobia ulvae* (stor tusensnäck) och musslor (se nästa avsnitt och *bilaga 4 Effektbaserad metodik*).

Valet av art bör göras med utgångspunkt från syftet med undersökningen och tidigare erfarenheter, men begränsas självklart av vilka arter som är tillgängliga. Fisk är en vanlig matris, men inte alltid bra eftersom fiskar förflyttar sig och det är svårt att veta hur representativa de är för platsen där de fångas. Det är viktigt att ett biotaprov verkligen är representativt för det område som ska undersökas. De arter som väljs ska således helst vara såväl vanligt förekommande och så stationära som möjligt. Den geografiska representativiteten varierar bland annat med art och storlek. Små abborrar representerar en betydligt mindre del av en större sjö än stora abborrar eller en stor gädda. I stora sjöar kan fiskar även leva uppdelade i olika populationer och därmed representera miljögiftsbelastningen för olika delar av sjön. Därför kan det vara viktigt att inte bara koordinatsätta sjöarna utan även provtagningsplatserna.

För att möjliggöra jämförelser med äldre data och annan samtidig provtagning är det lämpligt att i görligaste mån använda de arter, storlekar och provtagningstidpunkter som används inom det nationella övervakningsprogrammet av miljögifter i limnisk respektive marin miljö (se *bilaga 10 Praktiska instruktioner för fiskprovtagning*). Det nationella programmet för övervakning av organiska miljögifter i sötvatten koordineras av Naturhistoriska Riksmuseet, medan de integrerade kustfiskundersökningarna koordineras av Havs- och vattenmyndigheten. Rådata från dessa undersökningar återfinns hos respektive datavärd (IVL respektive SLU).

Valet mellan sammanslagna (poolade) prov eller individuella är beroende av syftet med undersökningen och tidigare kunskap om ämnens haltvariation i matrisen som undersöks. För analys av metaller används ofta individuella prov. För att erhålla ett någotsånär tillförlitligt medelvärde krävs som regel 10–15 individuellt analyserade prover. Att poola prover kan vara nödvändigt av ekonomiska skäl, i synnerhet för dyrare analyser.

Om analyserna ska göras på poolade prov måste laboratoriet ange hur många individer av en viss storlek

som behövs för att tillräcklig mängd substrat ska erhållas för samtliga beställda analyser. I nationell övervakning av miljögifter i fisk från limnisk miljö används i regel 12 individer i storleksintervallet 16–19 cm för abborre och 25–30 cm för fjällröding. Minst 30 individer samlas från varje sjö för att det ska finnas möjlighet att välja ut ett så homogent material (12 individer) som möjligt för analys. I nationell övervakning ingår bland annat metaller (inklusive Hg), PCB, DDT, pesticider, dioxiner, BDE och TBT.

### Val av vävnad vid fiskprovtagning

Vilken vävnad som väljs beror på vilket ämne som är intressant, vilken typ av organismer som bedöms vara känsligast, eller eventuellt annat syfte med undersökningen. Även tillgången till jämförelsedata från exempelvis referenslokaler inom nationell övervakning av miljögifter kan påverka valet av vävnad. Dessa data finns i IVL:s databas. Är syftet enbart att undersöka halten med tanke på mänsklig konsumtion så är muskelvävnad lämpligast. Olika vävnader inom en och samma art kan representera helt olika tidsperioder och om arten har förflyttat sig även olika vatten. De kan också påverkas mycket olika av förändringar i omgivningen. Fiskars gälllock kan användas för åldersbestämning av individerna. För vissa arter används fjäll eller otoliter.

Inom nationell övervakning av miljögifter i fisk används lever för analys av perfluorerade ämnen och för samtliga metaller utom kvicksilver. Kviksilver analyseras på muskelprov, liksom övriga organiska miljögifter (se även *bilaga 5 Val av matrix*).

För att kunna utvärdera uppmätta halter mot olika bedömningsgrunder (för att bedöma risk för predatorer och human konsumtion) behöver även följande mätas på fisk:

- totalvikt (våtvikt, färskvikt), för hela fisken, muskel (ärlig vävnad) och det organ som har analyserat
- torrsvikt för både hela fisken, muskel och det organ som har analyserat
- fettvikt (lipidvikt) för både hela fisken, muskel och det organ som har analyserat
- Det är även lämpligt att mäta vikt på lever och gonader (kan användas för att beräkna leversomatiskt index och gonadsomatiskt index) även om bara andra organ analyseras

### HUR UTTRYCKS HALTERNA I FISK?

Inom nationell övervakning av miljögifter i fisk uttrycks halterna så här:

- halt/g våtvikt (färskvikt) – Hg i muskel, PAH, dioxiner, furaner, vissa klorbifenyl, perfluorerade ämnen
- halt/g torrsvikt – metaller i lever
- halt/g lipidvikt (fettvikt) – bromerade ämnen (BDE med flera), klorerade ämnen (HCB, HCH, DDT, vissa klorbifenyl, med flera), dioxiner och furaner (tidsserier)

För omräkning av uppmätta halter (från torrsvikt till våtvikt) i biota för korrekt jämförelse med EQS, som anges i våtvikt, kan en torrsvikt på 20 % för fiskmuskel användas.

### Muskel

I regel är det enkelt att samla in tillräcklig substratmängd för analyser. Halter i muskelvävnad är det som är relevant för riskbedömning av den mänskliga konsumtionen. Muskelvävnaden ackumulerar lipofila ämnen (såsom halogenerade ämnen och metylkvicksilver). Halter i muskel visar inte kortvariga haltvariationer i vattnet och lämpar sig inte för alifatiska eller polyaromatiska kolväten och spårmetaller.

Enligt Naturvårdsverkets undersökningstyp för sötvatten rekommenderas att följande substanser analyseras i muskelprov: Hg, Klorerade ämnen (PCB, DDT, DDE, DDD, HCH, HCB), polybromerade flamskyddsmedel (PBDE, HBCD), dioxiner (dioxiner, dibensofuraner, plana PCBer).

### Lever

Det kan vara svårt att samla in tillräckligt med substrat för individuella analyser, däremot kan poolade prover ge tillräckligt med substrat. Leverhalterna visar biotillgänglighet. Lämplig för vissa ämnen, dock ej sådana som främst ackumuleras i muskelvävnad.

Enligt Naturvårdsverkets undersökningstyp för sötvatten rekommenderas att följande substanser analyseras i leverprov: Metaller utom Hg (Pb, Cd, Ni, Cr, Cu, Zn), perfluorerade föreningar (PFCA, PFSS).

### Provtagning av andra organismer än fisk

För marina vatten tas tidsintegrerade prover ofta även med hjälp av blåmusslor (*Mytilus edulis*). Metodiken att övervaka halter av miljögifter i musslor ("mussel watch") har använts internationellt sedan lång tid, till exempel sedan 1986 i USA<sup>1</sup>. Även i Sverige ingår provtagning av musslor i den nationella miljöövervakningen sedan början av 80-talet vid tre lokaler (Kvädöfjärden, Fladen och Väderöarna) och förutom metaller (Hg,





Foto: Tobias Haag

Pb, Cd, Cu, Zn) analyseras klorerade organiska miljögifter (PCB, DDT och HCH, HCB) samt PAH, PBDE och HBCD. Längs västkusten har ett flertal substanser också analyserats inom ramen för Bohuskustens vattenvårdsförbunds program. Nätsnäckor analyseras inom ramen för nationell övervakning av tennorganiska föreningar och imposex<sup>1</sup>. På ostkusten är dock både blåmusslorna och snäckorna (som övervakas med avseende på imposex) betydligt mindre i storlek varför kemisk analys är ovanligare. Miljögifter har dock även analyserats i Östersjömussla (*Macoma baltica*).

#### HUR UTTRYCKS HALTERNA I BLÅMUSSLOR?

Inom nationell övervakning av miljögifter i blåmusslor uttrycks halterna så här:

- halt/g våtvikt (färskvikt) – Hg
- halt/g torrsvikt – PAH, metaller utom Hg
- halt/g lipidvikt (fettvikt) – bromerade ämnen, klorerade ämnen

Till skillnad från halter som uppmäts i andra biota inom övervakningsprogrammet (sill/strömning, torsk, abborre, tånglake, sillgrissleägg) finns det möjlighet att på ett relativt säkert sätt räkna om halter uppmätta i musslorna till halter i omgivande vatten med kännedom om BCF (Bioconcentration Factor<sup>2</sup>) eller log  $K_{OW}$  och lipidhalten. Som övervakningsmatris skiljer sig musslor från passiva provtagare genom att de tar upp substanser

aktivt snarare än passivt och genom att de även tar upp partikulärt bundet material ( $\mu\text{m}$ -storlek). Till skillnad från högre stående organismer sker en begränsad metabolisering av de substanser som tas upp. Kemisk analys av miljögifter kan relativt lätt kombineras med analys av till exempel lysosomstabilitet (en indikator på generellt hälsotillstånd), se nästa avsnitt och *bilaga 4 Effektbaserad metodik*.

I sötvatten sker ingen nationell övervakning av miljögifter i annan biota än fisk, men regelbunden övervakning av metaller i vattenmossa (*Fontinalis*)<sup>3</sup> förekommer inom flera SRK-program och enstaka studier har gjorts på bland annat stor dammsnäcka (*Lymnaea stagnalis*), oval dammsnäcka (*Lymnaea peregra*), signalkräfta och plankton.

För att kunna utvärdera uppmätta halter mot olika bedömningsgrunder (för att bedöma risk för predatorer och human konsumtion) behövs även viktiga stödparametrar mätas. Eftersom oftast hela organismen (alla mjukvävnader) analyseras, analysera även:

- totalvikt (våtvikt, färskvikt),
- torrsvikt
- fettvikt (lipidvikt)

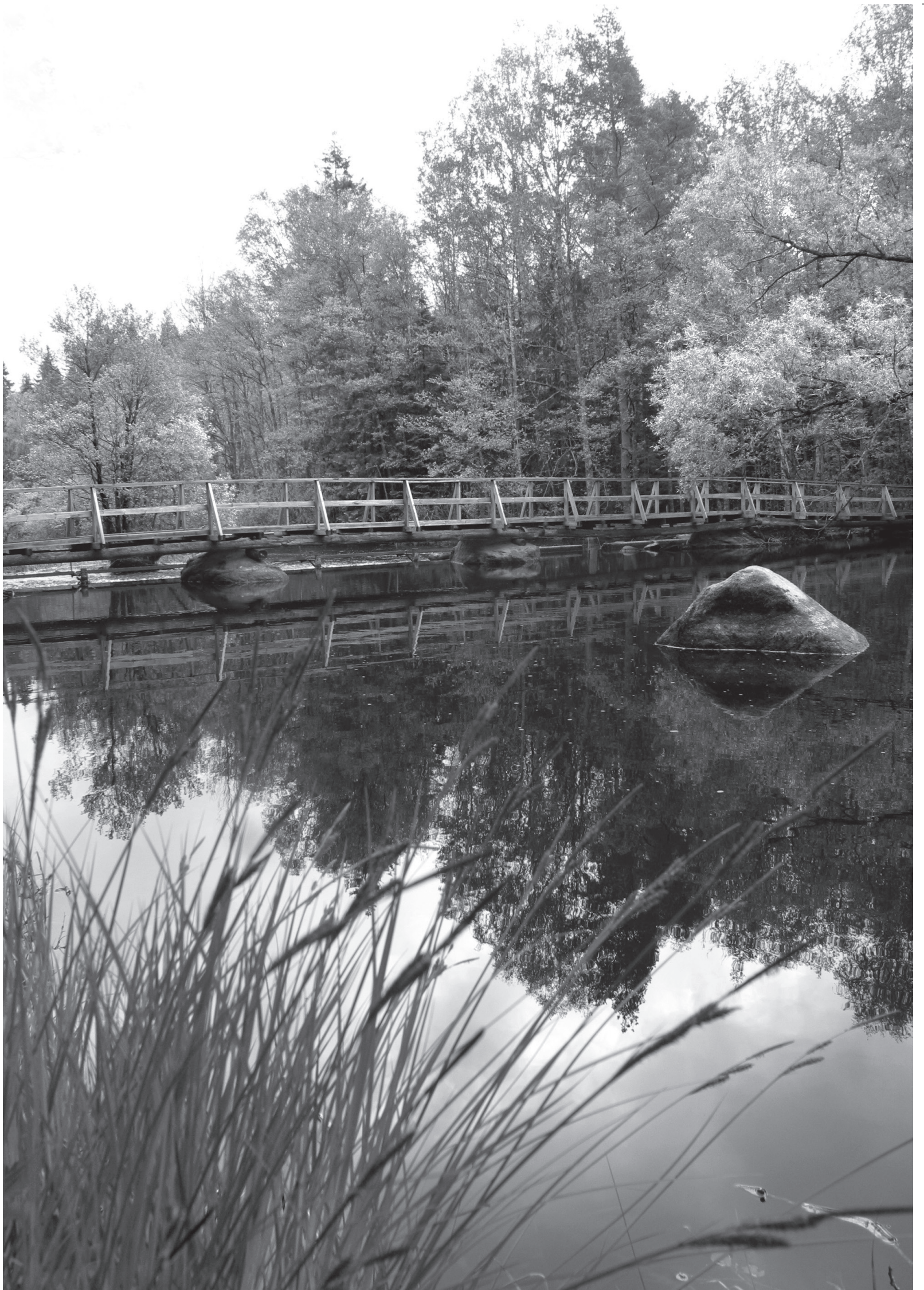
I annat fall, se instruktioner för fisk.

<sup>1</sup> Imposex innebär att individer av honkön utvecklar hanliga karaktärsdrag.

<sup>2</sup> Uppmätt fördelning mellan halt i organism och omgivande vatten.

<sup>3</sup> Det finns även en Undersökningstyp för vattenmossa, men de tidigare bedömningsgrunderna har inte uppdaterats.







### 4. Effektbaserade metoder

Effektbaserade metoder är lämpliga för att:

- bekräfta att åtgärder behövs då förhöjda halter uppmätts men substansernas biotillgänglighet är osäker (till exempel för uppföljning av sedimentanalys)
- underlätta prioritering av lokaler och/eller källor att undersöka vidare i ett operativt övervakningsprogram (närvaro av effekter ger anledning att prioritera undersökningar)
- undersöka påverkan i områden med komplexa föroreningsituationer, i synnerhet om utsläppta substanser omvandlas (där riktad kemisk analys försvåras)
- underlätta val av vilka ämnen som behöver övervakas framöver (genom effektstyrd kemisk analys)
- identifiera källor som står för utsläpp av farliga ämnen men där det är oklart vilka substanser som kan tänkas förekomma
- ge tidig varning om förändringar i miljön.

Tanken med att mäta halter av miljöfarliga ämnen inför statusklassningar som ska göras inom vattenförvaltningen är att uppskatta risk för effekter. Uppmätta halter jämförs sedan med bedömningsgrunder (EQS) som räknats fram, ofta baserat på data från laboratorieförsök. Det finns många osäkerheter på vägen och det är lockande att i stället kunna mäta effekterna direkt, inte minst i samband med ekologisk statusklassning. Några svenska bedömningsgrunder finns dock ännu inte för denna tillämpning men vissa typer av effektbaserade data skulle kunna vara lämpliga att använda vid en expertbedömning. Även andra tillämpningsområden är tänkbara, både vid undersökande övervakning (till exempel screening av komplexa källor och som prioriteringsunderlag för fortsatta studier i ett visst område) och som tidiga varningsklockor för förändringar.

Det finns emellertid många olika typer av effekter, de kan mätas på många olika sätt och det finns flera möjliga angreppssätt. Det är därför viktigt att först fundera över vilken frågeställning som skall besvaras och hur mycket bakgrundsinformation som redan finns, eftersom denna kan vara värdefull vid val av metod och angreppssätt. Ställning behöver tas till vilken typ av effekt (till exempel vilken verkningsmekanism) som är intressant att mäta och på vilken nivå (cell – organ – indi-

vid – population – samhälle). Det är oftast lämpligast att analysera flera olika verkningsmekanismer parallellt (oavsett om det görs i form av olika *in vitro*-tester eller med hjälp av olika biomarkörer) och på flera trofinivåer (alger, evertebrater, fisk med flera).

#### Olika typer av metodik – olika typer av användbarhet

Effektbaserade metoder kan lite grovt delas in i fyra typer utifrån val av övervakningsstrategi och frågeställning: *in vitro*-tester, *in vivo*-tester, biomarkörer och analyser på samhällsnivå.

*In vitro*-tester bygger på att med hjälp av till exempel odlade celler studera påverkan på en viss verkningsmekanism, såsom mutationer eller induktion av östrogen- eller Ah receptorer. *In vivo*-tester baseras snarare på att hela organismer exponeras. I båda fallen (*in vitro*- och *in vivo*-tester) analyseras effekter på prover som inhämtats från miljön, det vill säga förfarandet och frågeställningarna är ofta väldigt likartade de som är förknippade med prover som ska analyseras kemiskt.

Fördelarna med *in vitro*-tester är att de på kort tid kan ge information om substanser med de undersökta verkningsmekanismerna förekommer i provet. Testerna är oftast relativt billiga och kan användas på många olika matriser. En nackdel är att systemet som studeras är mycket förenklat och effekter kan därför missas som uppstår enbart i mer komplexa system (hela organismen).

*In vivo*-tester kräver ofta större provmängder. Att studera akuta effekter med *in vivo*-tester är oftast bara aktuellt i extremt förorenade miljöer eller på till exempel avloppsvatten. För att kunna se en påverkan på prover från recipienter behöver analysen oftast fortgå en längre tid. Kroniska *in vivo*-tester är ofta betydligt dyrare än *in vitro*-tester som undersöker samma verkningsmekanism, men vilken exponeringstid som är nödvändig beror också på vilken typ av organism som undersöks. Fördelen är att med *in vivo*-tester kan den sammanlagda effekten på organismnivå undersökas. Under *in vivo*-tester på laboratoriet hålls omgivningsparametrar på en för organismen optimal nivå för att i möjligaste mån främst analysera effekter som beror på exponering för provet.

### HUR STORA MÄNGDER MATERIAL BEHÖVS FÖR IN VITRO-RESTER? VILKA MATRISER KAN ANALYSERAS OCH VAD KOSTAR DET?

*In vitro*-tester kräver sällan stora mängder material. För analys av DR CALUX på sediment krävs bara några tiotal gram (torrsubstans). Det är dock alltid lämpligt att lämna in mer ifall behov av upprepad analys skulle uppstå.

*In vitro*-tester kan göras på i stort sett alla typer av matriser (även på adsorbenten från passiva provtagare och biologisk vävnad) men lämpligheten och känsligheten beror på vilken typ av substanser man vill studera (om det är sannolikt att återfinna dem i matrisen i tillräckligt höga halter). Ett testpaket som visat sig ge utslag på flera olika typer av prover (musslor, lakvatten, marinasediment) som lämnats in i samband med föreliggande projekt är analys av AH-receptoraktivitet för stabila och mindre stabila föreningar (DR respektive PAH CALUX), östrogen, antiandrogen och peroxisom proliferation (ER, anti-AR, PPAR CALUX). ER CALUX ger utslag vid lägre halter etinylöstradiol än vad man kan detektera kemiskt.

Kostnader för *in vitro*-tester varierar men flera är relativt billiga och för CALUX systemet kan man få paketpris vid analys av flera verkningsmekanismer samtidigt. Analys av dioxinaktivitet på detta sätt är för närvarande cirka tre gånger billigare än kemisk analys av dioxiner+dibenzofuraner+plana PCBer. Genotoxicitet är dock ofta något dyrare att analysera.

En tredje typ av metodik, biomarkörstudier, bygger i stället på att effekter studeras på organismer som exponeras i miljön.

Ett sådant angreppssätt kan därför lättare kombineras med kemiska analyser på biota (så länge tillräcklig provmängd erhålls) för att även få en uppfattning om organismens hälsotillstånd påverkas.

När det gäller biomarkörer kan dessa delas in i sådana som mäter relativt specifika effekter (svarar på en snäv grupp av ämnen) respektive mer generella biomarkörer (svarar på många typer av substanser). Ett bra exempel på en specifik biomarkör är imposex, som främst ger utslag på tennorganiska föreningar medan lysosomstabilitet hos musslor är en generell biomarkör och kan ge utslag på många olika typer av substanser. Båda typerna av biomarkörer är användbara. En generell biomarkör är användbar i en komplex förorenings-situation för att få en uppfattning om påverkansgrad och kunna följa denna påverkan i en gradient utan att ha detaljerad kunskap om vilka substanser som ligger bakom. En specifik biomarkör säger i stället mer om effekter kopplade till en viss typ av substanser och är lämplig för att följa upp observerade förhöjda halter.

Biomarkörer kan också delas in utifrån ekologisk relevans. Imposex är en biomarkör som i hög grad mäter ekologiskt relevanta effekter (påverkan på reproduktion) medan vitellogenin kanske främst indikerar att det förekommer en exponering och att det skett en på-

verkan på hormonell nivå (östrogenpåverkan på hanfisk). Känsliga biomarkörer (till exempel vitellogenin) kan användas som tidiga varningsklockor och även för att utesluta en påverkan i ett område som exponeras för substanser med denna verkningsmekanism, medan effekter med högre ekologisk relevans snarare skulle kunna övervägas i samband med ekologisk statusklassning.

En fjärde typ av effektbaserade studier bygger på att studera struktur eller funktion på samhällsnivå. Denna typ av metodik liknar flera av de befintliga biologiska bedömningsgrunder (till exempel index) som idag används som grund för ekologisk statusklassning.

Alla metoder har sina för- och nackdelar, och val av metod måste bero på syftet med undersökningarna. I de flesta fall bör inte bara effektbaserade metoder användas, utan se dem snarare som ett komplement till kemiska analyser. För övervakning av tennorganiska föreningar på ostkusten är dock effektövervakning mer praktiskt än kemiska analyser av vävnaderna hos snäckorna, eftersom det behövs ett extremt stort antal snäckor för att få ihop tillräcklig substratmängd för analysen.

### Undersökningstyper

Effektstudier inom ramen för den nationella miljöövervakningen sker nästan uteslutande i marin miljö, genom registrering av patologiska förändringar och andra hälsorelaterade undersökningar på fisk, snäckor,



säl och havsörn. Möjliga gifteffekter på bestånd av fisk, fågel och däggdjur i marin och limnisk miljö samt kunskapsluckor presenteras i Naturvårdsverkets rapport 5810 (Naturvårdsverket 2008). De fiskfysiologiska undersökningarna sker vid ett antal referensstationer medan studier av imposex även inkluderar påverkade områden (i närheten av punktkällor).

De undersökningstyper som finns framtagna av Naturvårdsverket för effektstudier på vattenlevande organismer hittar du på Naturvårdsverkets webbsida. De gäller uteslutande för biomarkörer.

- Fiskhälsundersökningar (inklusive EROD, LSI, DNA addukter, Metallothionein med mera)
- Imposex hos snäckor
- Störd embryonalutveckling hos *Monoporeia* (vitmär-lor)

Det finns dock många fler effektbaserade metoder som använts i övervakningssammanhang även i Sverige. Utöver *in vitro*-tester och imposexanalys har bland annat undersökningar av missbildningar hos kiselalger genomförts inom ramen för detta projekt. Några av de metoder som används frekvent men även några nya metoder beskrivs kortfattat i *bilaga 4 Effektbaserad metodik*.

### Integrerade studier

Genom att göra kemiska analyser på sediment, vatten och/eller biota, parallellt med ekotoxikologiska undersökningar och studier av påverkan på populationer/samhällen vid samma tid på året och om möjligt på samma individer och populationer, kan en helhetsbild av belastning, biotillgänglighet, hälsopåverkan och huruvida man kan observera en påverkan på ekologin i ett visst område erhålls.

Ett sådant angreppssätt kan verka väldigt omfattande, men då miljögifter mäts på biota är steget egentligen inte så långt till att även lägga till lämpliga effektparametrar på de organismer som ändå analyserar kemiskt, för att mäta både halter och effekter på ett sådant integrerat sätt. Kostnader för att analysera biomarkörer är ofta främst relaterade till provtagningen och inte själva analysen. Det är dock en del att tänka på vid planering av en så kallad integrerad övervakning. En del biomarkörer behöver analyseras omgående efter provtagningen (ej på provbankat material) och därför behövs kunskap om tidsåtgång för respektive analys så att inte för många prov tas samtidigt. En praktisk lösning kan vara

att den som utför effektanalyserna samlar in prov och preparerar vävnaderna och sedan fryser in dessa fram till dess att kemisk analys också ska ske.

Även vid sedimentövervakning är det möjligt att lägga till effektrelaterade analyser. För många *in vitro*-tester behövs inte så stor provmängd att en sådan analys konkurrerar med kemiska analyser.

Inom nationell miljöövervakning finns sedan lång tid tillbaka ett integrerat övervakningsprogram för kustfiskhälsa och i Havet 2011 (Havsmiljöinstitutet) ges förslag på hur dessa olika typer av resultat kan vägas ihop vid tolkning av studier gjorda på fisk. Dessutom mäts både halter (tennorganiska föreningar) och effekter (imposex) hos nätsnäckor på västkusten och övervakningsprogrammet för effekter på märkräfter är samordnat med undersökningar av bottenfauna. Analys av missbildade skal hos kiselalger, mundeformationer hos chironimider och missbildningar hos märkräfter är dessutom exempel på effektbaserade metoder som är lätta att samordna med undersökningar som görs för att studera effekter av eutrofierande substanser. Priset för att lägga till dessa analyser är dessutom relativt lågt. För analys av missbildningar hos kiselalgsskal behövs ett tillägg på cirka 1000 kr per lokal. Metoden är dock under utveckling och det är ännu oklart i vilken grad analysen skulle kunna användas vid ekologisk statusklassning.

### Ta reda på orsaker till effekter

I vissa fall kan det vara nödvändigt att känna till vilken eller vilka substanser som ger upphov till en viss respons för att sätta in rätt åtgärder, i synnerhet om inte en lokal källa hittats. Det kanske också är nödvändigt att utesluta andra typer av orsaker såsom varierande salthalt, pH, ammoniak och temperatur. För specifika biomarkörer går det att gissa vilken typ av substanser det handlar om och följa upp genom analyser av dessa. I andra fall jämförs effektrelaterade och kemiska data statistiskt för att försöka upptäcka samvariation (korrelation). Att halter och effekter samvarierar är dock ingen garanti för att det finns ett orsakssamband. Det finns också andra strategier för att utreda orsaker till observerade effekter. En effektstyrd kemisk analys kan vara till hjälp, men en förutsättning är att studier kan utföras (manipulationer av provet) på laboratoriet. Denna typ av angreppssätt beskrivs i *bilaga 4 Effektbaserad metodik*.

# Undersökande och kontrollerande övervakning

Denna vägledning fokuserar främst på hur man lägger upp ett operativt övervakningsprogram för miljöfarliga substanser. Utöver denna typ av övervakning finns även kontrollerande och undersökande övervakning inom ramen för vattenförvaltningen.

1. Kontrollerande övervakning
2. Undersökande övervakning
3. Prioritering av vattenförekomster och substanser
4. Varför är det inte god status? Källspårning för att föreslå åtgärder
5. Identifiera punktkällor med pågående utsläpp
6. Identifiera påverkan från diffusa källor
7. Hur skiljer jag mellan gammal påverkan och pågående utsläpp?

## 1. Kontrollerande övervakning

Syftet med kontrollerande övervakning är att:

- Bedöma miljöpåverkan.
- Vara en grund för att utforma ändamålsenliga övervakningsprogram i framtiden.
- Bedöma långsiktiga förändringar i naturliga förhållanden.
- Bedöma långsiktiga förändringar som orsakas av omfattande mänsklig verksamhet.
- Ge underlag för en generell beskrivning av den ekologiska och den kemiska statusen på vattenförekomstnivå eller på distriktsnivå.

Kontrollerande övervakning sker inte i direkt anslutning till lokala utsläppskällor utan dess syfte är att ge en bild av den sammanlagda påverkan i en vattenförekomst.

## 2. Undersökande övervakning

Syftet med undersökande övervakning är främst att utreda orsakerna till varför vattenförekomster inte uppnår god status, om det inte redan är känt. Under-

sökande övervakningsinsatser kan också ofta vara nödvändiga antingen i ett initialt skede innan en revision av ett löpande program görs, som ett stöd särskilt då tidigare mätdata saknas. För att kunna identifiera kostnadseffektiva åtgärder kan det även vara nödvändigt med uppföljande studier för att kunna identifiera källor till att god status inte uppnås eller för att ta reda på varför halterna av ackumulerande ämnen uppvisar uppåtående trend. Nedan följer några problemställningar som skulle kunna behöva utredas genom undersökande övervakning.

## 3. Prioritering av vattenförekomster och substanser

Att analysera miljögifter är oftast kostsamt. Befintliga miljöövervaknings- eller påverkansdata är eventuellt inte tillräckliga för att kunna begränsa antalet vattenförekomster för vilka operativ övervakning krävs. Förutom att komplettera påverkansanalysen med en bedömning av recipientens känslighet och skyddsvärde och prioritera utifrån detta, kan det vara lämpligt med ”rumsliga” screeningundersökningar. De vattenförekomster som pekas ut undersöks då övergripande innan man fastställer ett mer långsiktigt provtagnings-





program för ett urval av lokaler. Syftet är att genom ett fåtal prover per vattenförekomst identifiera sådana som sannolikt utgör ”hot spots”. Här är det extra angeläget med en så tidsintegrerad provtagning som möjligt för att kunna begränsa antal prover som tas i varje vattenförekomst och för att bara behöva provta någon enstaka gång. I vissa fall kan det återigen vara motiverat att provta nära källor men om det finns många tänkbara källor för respektive vattenförekomst kan det bli kostsamt att försöka täcka in alla. I de fall det inte är tydligt vilka substanser som bör mätas, kan effektbaserad screeningmetodik (”*in vitro*-testbatteri”) och känsliga generella biomarkörer vara ett första steg. Detta för att på ett kostnadseffektivt sätt identifiera vattenförekomster där effekter observeras och således bör prioriteras för vidare undersökningar, se *bilaga 4 Effektbaserad metodik*. Proverna bör då provbankas för att underlätta uppföljningar framöver.

#### 4. Varför är det inte god status? Källspårning för att föreslå åtgärder.

I komplext förorenade miljöer med många tänkbara källor är det ofta komplicerat att identifiera de mest betydelsefulla källorna och därmed föreslå riktade lämp-

liga åtgärder. Utsläppen i området kan vara bristfälligt karakteriserade, vid de flesta punktkällor mäts inte så mycket mer än metaller i dagsläget. För att få lite stöd i hur det avgörs vad som blir en kostnadseffektiv åtgärd i en situation där statusen inte är att anse som god kan undersökande övervakningsinsatser vara nödvändiga.

#### 5. Identifiera punktkällor med pågående utsläpp

För att identifiera betydelsen av olika punktkällor är det förstas möjligt att analysera samma parameter längs med en gradient från tänkbara utsläppspunkter. Det kan dock vara problematiskt i praktiken och lösningarna måste anpassas till situationen. Ett komplext exempel är om höga halter har observerats av ett antal ämnen på en ackumulationsbotten i en flodmynning som samtidigt både påverkas av havsströmmar och det samlade bidraget i tillflöden från ett stort antal tänkbara källor, i kombination med lokalt luftnedfall från en större tätort. Här kan en gradientstudie bli mycket komplicerad, i synnerhet då det saknas sediment på strategiskt viktiga platser längs med tillflödet. Att mäta på alla utgående utsläpp är kostsamt och om det är ackumulerande substanser kan det vara problematiskt





att detektera dem i vattenfas. Här kan passiva provtagare i kombination med sedimentfällor övervägas och som ett första steg placeras nedströms viktigare mindre men ändå samlade tillflöden.

### 6. Identifiera påverkan från diffusa källor

En tydlig signal om att det kan röra sig om diffusa källor/långväga transporter är att uppmätta halter är på ungefär samma nivå som övriga landet eller regionen. Här kan data från kontrollerande övervakningsinsatser konsulteras, liksom bedömningsgrunder baserade på statistisk tillståndsklassning.

Det är tänkbart att halterna är högre i den aktuella vattenförekomsten trots att det handlar om diffusa källor/långväga transporter. Halterna av organiska miljögifter (och kvicksilver) blir till exempel oftast förhöjda i små sjöar med lägre omsättningstid och lägre näringsstatus. Detta är viktigt att ta hänsyn till innan lokala källor eftersöks och eventuellt utesluts.

För vissa organiska ämnesgrupper är det dessutom möjligt att titta på så kallade fingeravtryck, det vill säga förhållandet i relativ koncentration mellan olika former av exempelvis PAHer, PCBer eller dioxiner (Sobek et al., 2012). Beroende på sammansättningen i ett prov med till exempel dioxiner och PAHer kan det avgöras vilken typ av källa det handlar om. Denna metod kallas för "fingerprinting" och i vissa fall kan det då vara

nödvändigt att upprepa kemanalysen med ytterligare kongener (varianter) än de som ingår i det normala analyspaketet innan man kan dra dessa slutsatser.

### 7. Hur skiljer jag mellan gammal påverkan och pågående utsläpp?

Om halterna av ackumulerande ämnen är höga i biota och/eller sediment kan det vara angeläget att utreda om det främst beror på gamla synder som fortfarande är tillgängliga via sedimenten (det vill säga sedimenten fungerar som källor i högre grad än som sänkor). Om problemen kan åtgärdas med ytterligare utsläppsr restriktioner eller om sanering av de mest förorenade sedimenten är en lämpligare åtgärd behöver utredas. Det är viktigt att bedömma om sediment fungerar som källor eller sänkor för föroreningar, speciellt i områden där det förekommer aktiva verksamheter. Detta går att göra genom att jämföra halter i porvatten med halter i ovanliggande vatten med hjälp av passiv provtagning. Om förhållandet mellan halter i porvatten och ovanliggande vatten är 1:1 går det att utgå ifrån att det råder jämvikt, medan om porvattenkoncentrationerna är högre än ovanliggande vatten så kan det antas att sedimentet kan fungera som en källa till föroreningar. Om halterna i stället är lägre i porvattnet än ovanför fungerar det troligen som en sänka.





# Rapportering och utvärdering av data

1. Kvalitetsgranskning
2. Inrapportering av data
3. Statistisk utvärdering av data

De data som har erhållits vid undersökningarna behöver utvärderas och rapporteras till lämplig datavärd så att de blir lätt tillgängliga för bland annat statusklassning framöver. Ett första steg är dock kvalitetsgranskning (är de tillförlitliga och uppfyller de krav som ställs) innan resultaten rapporteras in. Data behöver också bearbetas och analyseras utifrån frågeställningarna. Till hjälp vid utvärdering av data kan olika grafiska och statistiska metoder användas. Vilka metoder som är mest lämpliga beror på syftet men även till exempel antalet värden och deras fördelning.

## 1. Kvalitetsgranskning

EU-direktivet 2009/90/EC anger tekniska specifikationer för kemisk analys och övervakning av vattenstatus. Det är därför angeläget att redan vid upphandlingen av analyser ha en uppfattning om vilka kvalitetskrav som ska uppnås för en viss substans och matris. De kemiska analyserna ska utföras enligt internationell standard (EN/ISO/IEC-17025). Den analysmetodik som tillämpas får högst ha 50% i osäkerhet och kvantifieringsgränsen (LOQ, Level of Quantification) ska vara mindre eller lika med 30% av det relevanta EQS-värdet. Om till exempel EQS-värdet är 1 µg/l så får LOQ för denna analys som högst vara 0,3 µg/l. Om detta inte går att uppfylla ska bästa möjliga analysteknik användas om detta inte innebär onödigt höga kostnader.

Övrigt att tänka på vid kvalitetssäkring av data:

- När data kommer från lab: gör en rimlighetsbedömning, jämför med tidigare data, data från liknande miljöer från andra län.

- Finns dubbelprover? Hur ser i så fall de ut?
- Då något prov verkar sticka ut, be labbet analysera provet på nytt om ingen annan förklaring kan ges. För detta ändamål bör/kan det i avtalet anges att extrakten ska sparas tills data är kvalitetsgranskade och accepterad av beställaren.
- Vad var halten av ämnet i labbets blank? Togs fältblank? Hur relaterar uppmätta halter till blanken? Detta är viktigt för att få en uppfattning om datas trovärdighet. I vetenskapliga sammanhang krävs ofta att miljögiftsdata för utvärdering är minst tre gånger högre än blanken.
- Var medveten om att både kvantifieringsgräns och detektionsgräns varierar mellan olika provomgångar samt mellan olika prover. Det är alltså inte alls säkert att det är den osäkerhet som anges vid upphandlingen som gäller för just dina prover. Fråga labbet om hur osäkerheten kan uppskattas för just de aktuella proverna.
- Då data från olika studier jämförs, tänk på att det kan skilja mycket mellan olika lab och olika analysmetoder. Detta kan vara extra viktigt om det handlar om låga koncentrationer (nära LOQ).

## 2. Inrapportering av data

Det finns formellt sett ingen skyldighet att rapportera data till datavärdarna men det är en stark rekommendation. Syftet med operativ övervakning är att generera underlag inför statusklassning och en inrapportering av data till datavärdar underlättar detta arbete. Ta därför reda på vilken datavärd och databas som ska ta emot datamaterialet. Detta beror främst på vilken matris som undersökts men även undersökningens karaktär



och vilka parametrar som mätts. Idag är miljögiftsdata spridda mellan olika datavärddar och information om vilken datavärd som är ansvarig för att ta emot en viss typ av data går att hitta på Naturvårdsverkets hemsida. Regionala data återfinns dock ofta i screeningdatabasen (oavsett matris som undersökts), i synnerhet om en parameter som inte ingår i de nationella programmen har analyserats och om undersökningen inte är löpande. I vissa fall har dock även data från löpande regionala program med parametrar som ingår i nationell övervakning rapporterats till screeningdatabasen, så rapporteringen har hittills inte varit helt konsekvent. Kontakta den aktuella datavärden för att erhålla en korrekt mall samt informera om att data är på väg<sup>1</sup>.

### ▷ TIPS!

Ansvar för inrapporteringen kan ofta med fördel skötas av utföraren (egen anlitad konsult eller vattenvårdsförbund) och bör i så fall skrivas in i avtalet från början. Om all inrapportering inte kan skötas på detta sätt kan man åtminstone se till så att analyslaboratoriet levererar resultaten digitalt, gärna både som pdf och i till exempel excel och uppställt på lämplig sätt som passar datavärdens formatmall.

### 3. Statistisk utvärdering av data

Många miljögiftsanalyser är mycket kostsamma, vilket gör att det i flera fall kanske inte finns ett stort dataset som kan användas för en statistisk analys. För att ändå nyttja tillgänglig data på bästa möjliga sätt är det viktigt att använda sig av den kringinformation som finns att tillgå, inte minst för att undvika att direkt jämföra data

från kraftigt påverkade miljöer med data från mer opåverkad miljö. För statusklassning kan det bli aktuellt med expertbedömningar utifrån endast ett fåtal mätningar. Detta kräver kännedom om recipienten, dess påverkan och omsättning samt tillgång till kvalitetsgranskad data.

Finns det flera datapunkter från ett och samma tillfälle och lokal bör spridningen mellan dessa punkter analyseras, inte minst för att också få en bättre uppfattning om mätsäkerheten. Då det finns fler datapunkter för ett visst ämne från en och samma lokal kan eventuella förändringar över tid studeras (om data härstammar från olika tidpunkter). Finns indikationer på årstidsvariationer? Har koncentrationen ökat eller minskat över en längre tidsperiod? Då det finns flera datapunkter från samma tillfälle men spridda i recipienten bör det undersökas hur homogen recipienten är för att få en uppfattning om var provtagning ska ske för att få en så representativ bild av recipienten som möjligt.

Finns mycket data bör statistiska metoder användas för en korrekt utvärdering. Vilken statistisk analys som är mest lämplig att använda varierar beroende på vilken frågeställning som ska besvaras, men även beroende på karaktären hos data. Naturvårdsverket har publicerat ett vägledningsdokument när det gäller statistiska analyser vid utvärdering av miljöövervakningsdata. Handledningen Dataanalys och hypotesprövning finns att ladda ner på Naturvårdsverkets webbsida.

Datahantering i samband med rumsliga studier beskrivs även övergripande i bilaga 2 till Naturvårdsverkets handbok 2008:2.

# Referenser

## Inledning

Dotterdirektivet; Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105/EG av den 16 december 2008 om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring och senare upphävande av rådets direktiv 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG och 86/280/EEG, samt om ändring av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG

Förslag till gränsvärden för särskilt förorenande ämnen, 2008, Naturvårdsverket rapport 5799.

## Hur väljer man provtagningslokal?

Bedömningsgrunder för Sjöar och vattendrag, 1999, Naturvårdsverket Rapport 4913.

Bedömningsgrunder för Kust och hav, 1999, Naturvårdsverket Rapport 4914.

Dotterdirektivet; Europaparlamentets och rådets direktiv 2008/105/EG av den 16 december 2008 om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring och senare upphävande av rådets direktiv 82/176/EEG, 83/513/EEG, 84/156/EEG, 84/491/EEG och 86/280/EEG, samt om ändring av Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG

EU:s vägledningsdokument nr 27 (Technical Guidance For Deriving Environmental Standards, CIS 27. Tillgängligt på CIRCAs hemsida: <http://circa.europa.eu>

Förslag till genomförande av direktiv 2008/105/EG om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område, 2009, Naturvårdsverket rapport 5973.

Förslag till gränsvärden för särskilt förorenande ämnen, 2008, Naturvårdsverket rapport 5799.

Kontroll av kemikalier i Jönköpings län under år 2004, 2006, Länsstyrelsen i Jönköpings län, meddelande 2006:15.

Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon, Naturvårdsverkets handbok 2007:4, Naturvårdsverket 2007.

Tekniska riktlinjer för identifiering av blandningszoner enligt artikel 4.4 i direktiv 2008/105/EG. Tillgängligt på CIRCAs hemsida: <http://circa.europa.eu>

Tholander, P., 2008. Projekt Miljöövervakning Skåne – Hur ska den framtida miljöövervakningen se ut och hur ska den finansieras? ISBN: 978-91-86079-17-8.

Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann – Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter Statens forurensningstilsyn, 2007, Norwegian Pollution Control Authority, 2229/2007.

Vinka U, 2007. Användning av särskilt farliga ämnen hos kommunala tillsynsobjekt i Skåne– Projekt inom Miljösamverkan Skåne.

Övervakning av prioriterade miljöfarliga ämnen listade i Ramdirektiv för vatten, 2008. Naturvårdsverket rapport 5801.

Övervakning av ytvatten, Naturvårdsverkets handbok 2008:2, Naturvårdsverket 2008.



### Vilka ämnen ska övervakas?

Kontroll av kemikalier i Jönköpings län under år 2004, 2006, Länsstyrelsen i Jönköpings län, meddelande 2006:15.

Kartläggning av farliga kemikalier, 2007, Länsstyrelsen Dalarnas län, Rapport 2007:13.

Kartläggning av farliga kemikalier - Etapp 2, tillsynsprojekt, 2010, Länsstyrelsen Dalarnas län, Rapport 2010:09.

Kemisk och biologisk karaktärisering av punktutsläpp till vatten, Handbok 2010:3, Naturvårdsverket, 2010.

### Vilken matris ska provtas?

EUs vägledningsdokument nr 25 (Technical Guidance On Chemical Monitoring of Sediment and Biota under the Water Framework Directive. Tillgängligt på CIRCAs hemsida: <http://circa.europa.eu>

EU:s vägledningsdokument nr 27 (Technical Guidance For Deriving Environmental Standards, CIS 27. Tillgängligt på CIRCAs hemsida: <http://circa.europa.eu>

### Hur ofta och när ska man genomföra provtagning?

David, M. et.al. (2011) Workshop on metal bioavailability under the Water Framework Directive: Policy, science and implementation of regulatory tools. Draft workshop Report June 2011.

Effekter av miljögifter på däggdjur, fåglar och fiskar i akvatiska miljöer. (NVV Rapport 5810, 2008)

EU:s vägledningsdokument nr 27 (Technical Guidance For Deriving Environmental Standards, CIS 27. Tillgängligt på CIRCAs hemsida: <http://circa.europa.eu>

EU:s vägledningsdokument nr 25 (Guidance document No. 25 on Chemical Monitoring of Sediment and Biota). Tillgängligt på CIRCAs hemsida: <http://circa.europa.eu>

Håkanson, L, 1983. Principles of Lake Sedimentology

ICMM (2007) MERAG: Metals Environmental Risk Assessment Guidance. ISBN: 978-0-9553591-2-5: Tillgänglig via [www.icmm.com](http://www.icmm.com)

Naturhistoriska Riksmuseet (2004). Rutiner för insamling, förpackning och transport av fisk för miljögiftsprovtagning. Version 9. 2004-09-30

Naturvårdsverket (2009).Handledning för miljöövervakning. Programområde: Sötvatten. Undersökningstyp: Metaller och organiska miljögifter i fisk från sjöar och vattendrag. 12 pp.

Rowan, D. J., Rasmussen, J. B., Kalf, J., 1995. Optimal allocation of sampling effort in lake sediment studies, Can. J. Fish. Aquatic. Sci. 52:2146-2158

Temporal variation of WFD priority substances, SWECO Environment Screening Report 2008:7, SWECO 2009.

### Undersökande och kontrollerande övervakning

Sobek, A., Sundqvist, K., Wiberg, K., Jonsson, P. & Cornelissen, G., 2012. Dioxiner i Bottenhavet och Bottenviken - Pågående utsläpp eller historiska synder? Länsstyrelsen Gävleborg Rapport XX (trycks i maj 2012).

### Rapportering och utvärdering av data

EU-direktiv 2009/90/EC: Commission Directive 2009/90/EC laying down, pursuant to Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council, technical specifications for chemical analysis and monitoring of water status.

Övervakning av ytvatten, Naturvårdsverkets handbok 2008:2, Naturvårdsverket 2008.

### Undersökningstyper

På Naturvårdsverkets hemsida (<http://www.naturvardsverket.se>) under: Tillståndet i miljön-Miljöövervakning-Handledning för miljöövervakning-Metoder finns följande undersökningstyper:

Metaller och organiska miljögifter i fisk  
Metaller och organiska miljögifter i blåmussla  
Metaller och organiska miljögifter i sillgrissla  
Metaller i sediment  
Metaller och organiska miljögifter i fisk från sjöar och vattendrag  
Metaller i vattenmossa  
Sedimentation  
Sediment – basundersökning

På Havs och vattenmyndighetens hemsida (<http://www.havochvatten.se>) under: Kunskap om våra vatten-Miljö och resursövervakning-Programområden-Programområde sötvatten-Undersökningstyper inom programområde sötvatten finns följande undersökningstyper:

Vattenkemi i sjöar  
Vattenkemi i vattendrag



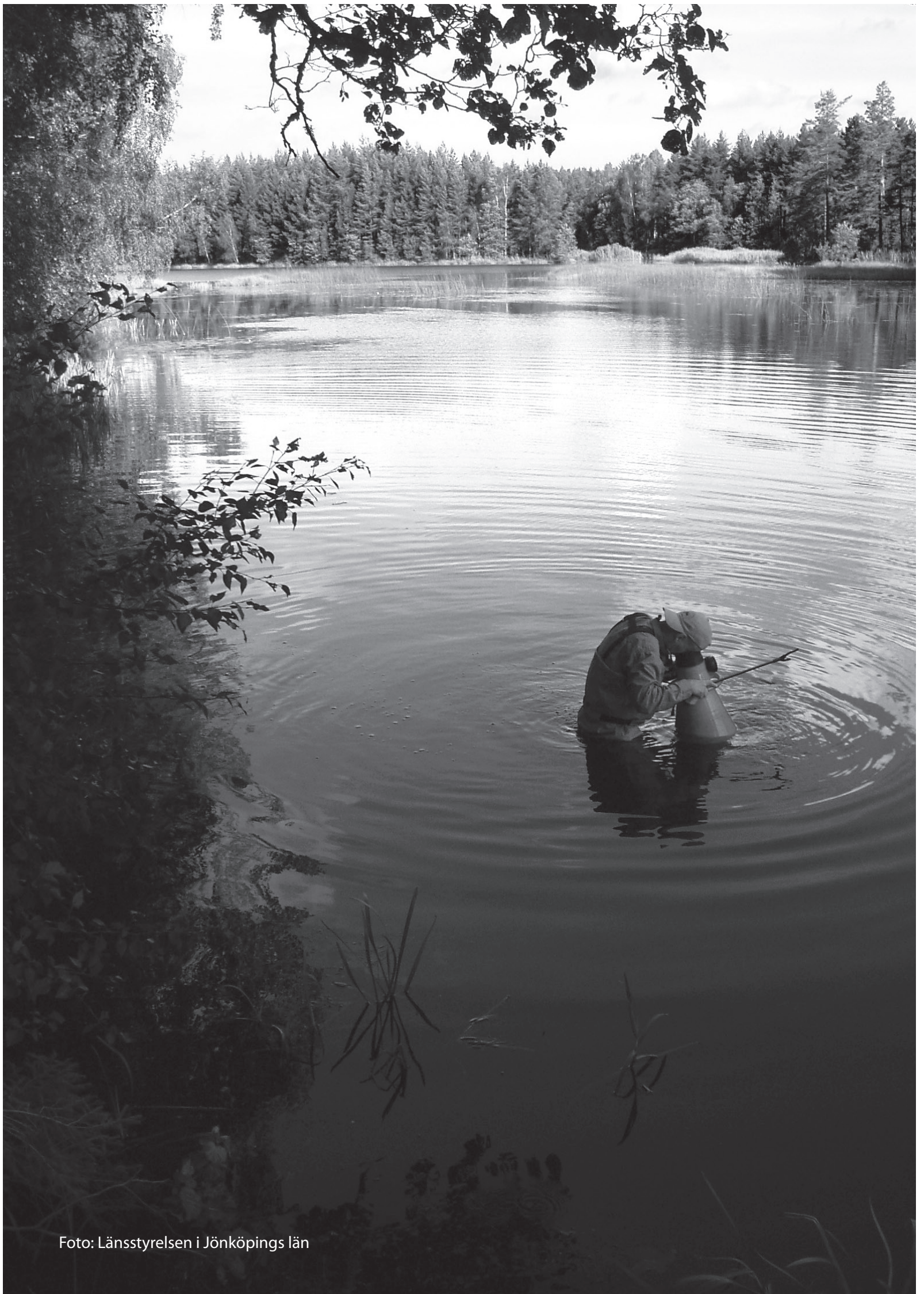


Foto: Länsstyrelsen i Jönköpings län



# Ordlista

**Aerob:** Syrerik

**Anaerob:** Syrefattig

**BCF:** Är andelen miljögift i levande organismer jämfört med andel i omgivande vatten.

**Bioackumulat:** Upptag av miljögifter i levande organismer genom direktupptag eller via födo-  
kedjan.

**Biokoncentration:** Upptag av miljögifter i levande organismer via omgivande medium (till exempel  
vatten).

**Biomagnifikation:** Ämnet anrikas uppåt i näringskedjan (i högre trofiska nivåer).

**Biomarkör:** En biomarkör kan definieras som en biologisk respons orsakad av en exponering för  
eller en toxisk effekt av främmande ämnen. Biomarkörer kan användas som tidiga varningssignaler  
på biologiska förändringar i en organism.

**Biota:** Den levande växt- och djurvärlden som finns inom ett område.

**Biotillgänglig:** Tillgänglig för biologiskt upptag

**Bioturbation:** Omblandning i sediment eller mark orsakad av grävande organismer, till exempel  
maskar, musslor.

**Blandningszon:** Inom vattenförvaltningen är detta ett område i en vattenförekomst där halten av ett  
eller flera ämnen får överskrida gällande miljökvalitetsnorm om detta inte hindrar att normen uppfylls  
i övriga delar av vattenförekomsten.

**Detektionsgräns:** (DL, LOD, LLD) för en kemisk analysmetod är den lägsta halt där ett visst ämne  
kan detekteras, det vill säga där det kan fastställas att ämnet finns i provet men ämnets verkliga halt  
kan inte bestämmas med tillfredsställande säkerhet.

**DOC:** Löst organiskt kol

**Environmental Quality Standards (EQS):** EU-gemensamma gränsvärden för de 33 prioriterade  
ämnena och ”åtta andra ämnen” inom vattenförvaltningen som inte får överskridas i recipienten.

**Eutrofiering:** Utveckling mot mer näringsrika förhållanden, ofta orsakad av näringsämnena kväve  
och fosfor (övergödning).

**Imposex:** Innebär att individer av honkön utvecklar hanliga karaktärsdrag

**In vitro:** Undersökningar/analyser görs i reaktionskärl, provrör, odlingskål det vill säga i en konst-  
gjord miljö.

**In vivo:** Undersökningar/analyser görs i levande organismer.

**Hydrofil:** Vattenlöslig



**Hydrofob:** Olöslig i vatten

**Konfidensnivå:** En statistisk term som anger osäkerhetsnivå.

**K<sub>ow</sub>:** Anger ett ämnes löslighet i vatten jämfört med i oktanol.

**Kvantifieringsgräns:** (LOQ) är den lägsta haltnivå som kan bestämmas kvantitativt med tillfredsställande säkerhet (jämför detektionsgräns).

**Lipofil:** Fettlöslig

**Matris:** Är i detta sammanhang vatten, biota eller sediment

**Metabolit:** Nedbrytningsprodukt

**Miljö kvalitetsnorm (MKN):** Miljö kvalitetsnormer är föreskrifter/bestämmelser om lägsta godtagbara miljö kvaliteten för luft, vatten eller mark inom ett geografiskt område.

**Parameter:** En parameter är en storhet som betraktas som konstant i en given situation men som kan anta andra konstanta värden i andra situationer. Exempel på parametrar är lokal och tidpunkt.

**PBT-ämne:** En klassificering av kemiska ämnen. Innebär att ämnet är persistent, bioackumulerbart och toxiskt.

**Persistent:** Långlivat, hållbart

**PNEC:** Den koncentration som förväntas vara säker för de vattenlevande djur och växter som lever i området.

**POC:** Partikulärt organiskt kol.

**Resuspension:** en process som leder till avsatta partiklar på en sedimentyta återförs upp i vattenmassan.

**Retention:** Avskiljning av ämnen i vattensystem, mark och luft genom till exempel sedimentation, upptag i biota och denitrifikation

**Screening:** Screening av miljögifter innebär översiktliga inventeringar vid ett eller ett par tillfällen för att se om ett ämne finns i miljön och om människa och miljö riskerar att påverkas.

**TOC:** Totalt organiskt kol

**Toxisk:** Giftig

**Triggervärde:** Ett beräknat gränsvärde utifrån gränsvärdet för vatten (ofta i biota eller sediment).

**Variabel:** En variabel är något som kan ändras, till exempel temperatur, kvicksilverhalt, vikt

**Vitellogenin:** Ett ägguleprotein som normalt sett produceras i äggläggande organismer till exempel fiskar.



Till denna vägledning finns tio bilagor:

- Bilaga 1. Gränsvärden
- Bilaga 2. Förslag på ämnen för övervakning
- Bilaga 3. Kemiska analyser
- Bilaga 4. Effektbaserad metodik
- Bilaga 5. Val av matris
- Bilaga 6. Passiv provtagning
- Bilaga 7. Beräkning av total koncentration från passiva provtagare
- Bilaga 8. Praktiska instruktioner för passiva provtagare
- Bilaga 9. Praktiska instruktioner för sedimentprovtagning
- Bilaga 10. Praktiska instruktioner för fiskprovtagning

Dessa hittar du på vattenmyndigheternas webbplats  
[www.vattenmyndigheterna.se](http://www.vattenmyndigheterna.se)  
Här finns även den digitala versionen av vägledningen.