

# Miljökontroll av omgivningspåverkan vid efterbehandlingsåtgärder

RAPPORT 5803 • MARS 2008



Kunskapsprogrammet



# Miljökontroll av omgivningspåverkan vid efterbehandlingsåtgärder

John Sternbeck  
Magnus Land  
Magnus Rahmberg  
Charlotte Jonelind  
Marie Arnér

NATURVÅRDSVERKET

**Beställningar**

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: [natur@cm.se](mailto:natur@cm.se)

Postadress: CM-Gruppen, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: [www.naturvardsverket.se/bokhandeln](http://www.naturvardsverket.se/bokhandeln)

**Naturvårdsverket**

Tel 08-698 10 00, fax 08-20 29 25

E-post: [natur@naturvardsverket.se](mailto:natur@naturvardsverket.se)

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)

ISBN 978- 91-620-5803-6.pdf

ISSN 0282-7298

© Naturvårdsverket 2008

Elektronisk publikation

Tryck: CM Gruppen AB

Omslagsbild: Anna-Karin Sternbeck

## Förord

Ett av riksdagens miljömål är Giftfri miljö, och i detta mål ingår att efterbehandla och sanera förorenade områden. Brist på kunskap om risker med förorenade områden och hur de bör hanteras har identifierats som hinder för ett effektivt saneringsarbete. Naturvårdsverket har därför initierat kunskapsprogrammet Hållbar Sanering.

Denna rapport redovisar projektet ”Miljökontroll av omgivningspåverkan vid efterbehandlingsåtgärder” som har genomförts inom Hållbar Sanering. I rapporten presenteras ett förslag till strategi för miljökontroll av omgivningspåverkan från sanering av ett förorenat objekt, där föroreningskällan kan vara jord, sediment eller grundvatten. Strategin omfattar syfte, mätprogram, kontrollmål, tidsplan, utvärdering och åtgärdsplan.

Rapporten har skrivits av John Sternbeck, Magnus Land, Charlotte Jonelind, Marie Arnér vid WSP Environmental samt Magnus Rahmberg vid IVL Svenska Miljöinstitutet AB. Kontaktperson för Hållbar Sanering har varit Niklas Löwegren på Banverket.

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer.

Naturvårdsverket mars 2008



# Innehåll

<b>SAMMANFATTNING</b>	<b>7</b>
<b>SUMMARY</b>	<b>8</b>
<b>1 INLEDNING</b>	<b>9</b>
<b>2 UPPDRAGETS SYFTE OCH MÅL</b>	<b>11</b>
<b>3 KRAV PÅ MILJÖKONTROLL</b>	<b>12</b>
<b>4 ERFARENHETER AV MILJÖKONTROLL INOM EFTERBEHANDLING</b>	<b>14</b>
<b>5 KONTROLLPROGRAM: I. STRATEGI</b>	<b>15</b>
5.1 Allmänt	15
5.1.1 Referensfas	16
5.1.2 Åtgärdsfas	16
5.1.3 Uppföljningsfas	16
5.2 Disposition av kontrollprogram	16
5.3 Utgå från tidigare utredningar	17
5.3.1 Riskbedömning	17
5.3.2 Åtgärdsutredning och riskvärdering	18
<b>6 KONTROLLPROGRAM: II. MÄTPROGRAM OCH UTVÄRDERING</b>	<b>19</b>
6.1 Mätprogram	19
6.1.1 Val av provpunkter	19
6.1.2 Vad ska mätas?	20
6.1.3 Vilka matriser är lämpliga för kemiska analyser?	20
6.1.4 Mätmetodik och kvalitetsaspekter	21
6.1.5 Hur ofta och när ska prover tas?	23
6.2 Kontrollmål	26
6.2.1 Effektbaserade riktvärden	27
6.2.2 Ekologisk status	28
6.2.3 Tillfälliga avvikelser	28
6.2.4 Tidstrender	33
6.3 Tidplan	33
6.3.1 Mätprogrammets möjlighet att upptäcka en tidstrend	34
6.3.2 När kan en förändring förväntas?	35
6.4 Utvärdering och rapportering	37
6.5 Åtgärdsplan	38
<b>7 REFERENSER</b>	<b>40</b>
<b>BILAGA 1. INVENTERING AV KONTROLLPROGRAM</b>	<b>43</b>

Syfte	43
Genomförande	43
Kvarntorp	43
Järnsjön, Hultsfred	45
Turingen	47
Adak	49
Centrala Industriområdet i Åtvidaberg	51
Ranstad	52
Statens oljelager – Junsele	53
Diskussion och slutsatser	56
Referenser	60
<b>BILAGA 2. STATISTISK UNDERSÖKNING AV BEFINTLIGA MILJÖDATA</b>	<b>61</b>
Inledning	61
Kvicksilver i fisk	62
Referenssjöar inom miljöövervakning	62
Turingen	64
Dioxiner i fisk	65
PCB i fisk	66
Metaller i vattendrag	67
Metaller i Sjöar	71
Tillämpning av schablonvärden	72
<b>BILAGA 3. SIMULERING AV TESTSTYRKA HOS MÄTPROGRAM</b>	<b>75</b>
Metodik för beräkning av styrkan.	76
Exempel	76
Referenser	83

# Sammanfattning

Miljökontroll av omgivningspåverkan används för att kontrollera konsekvenser av utsläpp från en verksamhet eller ett förorenat område. Miljökontroll kan även användas för att påvisa förändringar över tid, t.ex. vid bedömning av måluppfyllelsen av en efterbehandlingsåtgärd eller vid diffus antropogen påverkan. För att miljökontroll på ett effektivt sätt ska kunna besvara dessa frågor krävs en sammanhållen strategi, med särskild tonvikt på målformulering.

Här presenteras en strategi för miljökontroll av omgivningspåverkan från ett enskilt förorenat objekt, där föroreningskällan kan vara jord, sediment eller grundvatten. Strategin omfattar syfte, mätprogram, kontrollmål, tidsplan, utvärdering och åtgärdsplan. Kontrollprogrammet för ett efterbehandlingsobjekt ska utgå från föregående riskbedömning, åtgärdsutredning och riskvärdering. Kontrollen indelas i tre faser: 1) före, 2) under, och 3) efter åtgärd. Mätningar under fas 1 är väsentligt för att kunna bedöma förändringar över tid. Kontrollmål ska vara kvantitativa och kunna följas upp genom mätningar. Överskridanden av kontrollmål ska motsvaras av en åtgärdsplan. I rapporten redovisas hur kontrollmål kan utformas för att bedöma:

- Risk
- Ekologisk status
- Tillfälliga avvikelser
- Långsiktiga förändringar

I rapporten ges förslag på enkla metoder för att bedöma tillfälliga avvikelser och långsiktiga förändringar, både för normalfördelade och log-normalfördelade data. För att beräkna dessa kontrollmål krävs kännedom om halternas variabilitet. Schablonvärden för variabilitet har tagits fram för olika föroreningar i ytvatten och fisk.

Efterbehandling avses ofta medföra gradvis minskande föroreningshalter i omgivningen. Genom beräkning av teststyrka visas hur länge mätningar måste pågå för att man ska kunna påvisa en statistiskt säkerställd förändring. Vi visar också hur mätseriens längd är relaterad till provtagningsfrekvens, variabiliteten i data, och förändringens storlek. Denna kunskap används vid utformning av mätprogram och upprättande av tidsplan, för att säkerställa att ett föreslaget mätprogram verkligen förmår visa det programmet syftar till att visa.

Den föreslagna strategin, särskilt avseende kontrollmål och utvärdering, bör även vara tillämpbar inom andra områden än efterbehandling, t.ex. recipientkontroll, egenkontroll och lokal eller regional miljöövervakning.



# Summary

Environmental monitoring is used to control and assess the impact of pollutant releases from e.g. industrial facilities or contaminated sites. Environmental monitoring can also be used to demonstrate temporal changes, for instance to control whether remediation goals were achieved after a remediation project. To address these questions efficiently, there is a need for a thorough monitoring strategy adapted for remediation. The establishment of monitoring targets is of particular importance.

A general strategy for environmental monitoring of off-site impact from a contaminated site is described in this report. The contaminated source can be either soil, groundwater or sediment. The strategy comprises guidelines for overall objectives, monitoring programme, monitoring targets, time schedule, evaluation and measures. The environmental monitoring programme for a remediation site should be based on the preceding risk assessment, feasibility study and risk evaluation and consists of three phases: 1) before, 2) during; 3) after the remediation. Measurements during phase 1 are crucial for the ability to assess changes over time. Monitoring targets must be quantitative and allow for verification through monitoring. Exceedance of a monitoring target shall be followed by *a priori* defined responses. The report outlines how monitoring targets can be defined and quantified in order to assess:

- Risk
- Ecological status
- Temporary outliers
- Long-term trends

Suggestions on simple quantitative methods for assessing temporary outliers and long-term trends are presented, both for normally distributed and log-normally distributed data. These methods require knowledge on the variability of concentrations. To facilitate the use of these methods, general values for variability have been calculated for a number of contaminants in surface waters and fish.

Remediation is generally intended to result in gradually decreasing contaminant levels in ambient recipients. Calculation of statistical power allows for assessing which magnitude of long-term change that is possible to detect within a certain monitoring programme. Based on power analysis, it is shown how the required length of a monitoring programme is influenced by sampling frequency, variance and the magnitude of expected change (% per year). This is expressed in a number of examples that may be used when site-specific monitoring programmes are to be defined. Specifically, it may be used for defining time schedule and sampling frequency to assure that a certain monitoring programme is consistent with the overall measurable remedial objectives. The outlined monitoring strategy should also be applicable in other contexts, e.g. internal management control and regional monitoring.

# 1 Inledning

Under efterbehandlingen olika skeden används miljökontroll för att bedöma om miljötillståndet på platsen eller i dess omgivningar är påverkat på en oacceptabel nivå eller förändras. Ofta har kontroll på området och i omgivningen olika syften. Kontroll inom området genomförs t.ex. som schaktbottenkontroll för att kontrollera om åtgärdsmålen på det förorenade området uppnås, samt för arbetarskydd under entreprenad. Miljökontroll i omgivning genomförs vanligen för att kontrollera miljöpåverkan under sanering. I mindre utsträckning har miljökontroll använts för att bedöma graden av måluppfyllelse, dvs. om miljön förbättras till följd av åtgärder.

De allmänna krav och riktlinjer för miljökontroll som föreligger för efterbehandling är vaga och allmänt hållna. I Naturvårdsverkets (2006) kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden betonas att miljökontrollen ska:

- Genomföras före, under och efter åtgärden
- Utgå från riskbedömningen och åtgärdsmålen
- Ha specifika mål

Erfarenheten visar att omfattningen på miljökontroll varierar påtagligt. Det finns fall där 10-tals miljoner lagts ned på sanering, utan att miljötillståndet följts upp efter sanering. Därmed kan man inte bedöma insatsens effektivitet avseende föroreningsspredning och omgivningspåverkan. Det saknas också riktlinjer för att tolka vad som är naturlig variation, tillfällig avvikelse eller långsiktig förändring.

För att kunna bedöma om tillståndet i omgivningen förbättrats efter en åtgärd krävs kunskap om tillståndet innan saneringen, de naturliga variationernas storlek, samt hur fort som en förändring kan förväntas. Generella bedömningsgrunder är inte till stor hjälp när dessa frågor ska bedömas. Platsspecifika mål krävs. Delmål vid en efterbehandling kan vara t.ex. ökad artdiversitet hos bottenfauna eller en viss haltreduktion av kvicksilver i fisk. Detta är exempel där biologiska processer styr återhämtningsförloppet, och ingen omedelbar respons av saneringen kan förväntas. Flera andra aspekter påverkar också återhämtningsförloppet. Dessutom beror möjligheten att upptäcka en förändring av hur kontrollprogrammet utformas.

Sammanfattningvis anser vi att tydligare riktlinjer för miljökontroll, anpassat för efterbehandling och med större medvetenhet om naturliga variationer och trendanalyser, bör leda till att:

- Måluppfyllelsen och förändringar i miljötillståndet kan bedömas med avsevärt större tillförlitlighet
- Miljökontrollen blir mer kostnadseffektiv
- Kopplingen mellan miljökontroll och risk blir tydligare
- Positiva miljöeffekter av åtgärder blir tydligare
- Underlätta processen som syftar till att erhålla acceptans för en viss åtgärd

Inom den nationella miljögiftsövervakningen finns flera program där mätningar under lång tid genererat tidsserier. Erfarenheterna visar att det ofta krävs långa tidsserier för att påvisa signifikanta tidstrender (t.ex. Bignert m.fl., 1993). Osystematiska variationer mellan enstaka år bidrar till ett brus som är uppenbart när data från längre tidsserier utvärderas. Mätningar under kortare tid kan därför bidra till felaktiga slutsatser rörande förändringar över tid.

Miljökontroll inom efterbehandling har inte samma syfte som miljöövervakning och ska heller inte ha samma omfattning. Däremot finns erfarenheter kring upplägg av mätprogram och utvärdering av data inom miljöövervakningen. Dessa erfarenheter kan tillämpas inom miljökontroll för efterbehandling, för att bättre utnyttja data och ge tydligare beslutsunderlag.

## 2 Uppdragets syfte och mål

Syftet är att ta fram riktlinjer för miljökontroll av omgivningspåverkan vid efterbehandling. Projektet har följande mål:

- Ta fram strategi och riktlinjer för miljökontroll vid efterbehandling
- Sammanfatta erfarenheter av kontrollprogram från ett antal efterbehandlingsprojekt, avseende strategi och måluppfyllelse
- Ta fram typvärden för variabilitet av kemiska ämnen i recipienter

Projektet syftar särskilt till att ta fram riktlinjer för hur mål formuleras utifrån riskbilden och för att påvisa en förändring, samt riktlinjer för hur ett kontrollprogram kan utformas för att möjliggöra en utvärdering av förändringar över tid. Med omgivningspåverkan avses den kontaminering och de effekter på hälsa eller miljö som kan uppstå till följd av spridning från ett förorenat område.

Projektet hanterar inte frågor rörande utförandekontroll för sanering. Detta omfattar normalt en hälso- och säkerhetsplan för att säkerställa arbetarskydd samt en kontrollplan för t.ex. schaktkontroll. Riktlinjer för att skydda hälsa och säkerhet vid marksanering finns beskrivna i Arbetsmiljöverket (2002).

I kapitel 3 ges en kortfattad beskrivning av vilka krav på miljökontroll som föreligger i Sverige. Kapitel 4 ger en kort sammanfattning av bilaga 1, som redovisas hur miljökontroll genomförts i några olika efterbehandlingsprojekt. Rapportens huvuddel är kapitel 5 och 6, där strategi och riktlinjer för miljökontroll föreslås.

Bilaga 2 syftar till att ta fram schablonvärden på variabilitet för ytvatten och fisk. I bilaga 3 visas hur möjligheten att påvisa en långsiktig förändring varierar med mätprogrammets utformning, t.ex. provfrekvens.

## 3 Krav på miljökontroll

De juridiska krav som finns på efterbehandlingsåtgärder behandlar främst ansvarsfrågan, bl.a. MB 2 kap 8§; MB 10 kap 1-8§§. Enligt MB 26 kap 19§ skall miljökontroll/efterbehandling genomföras för verksamhet som kan befaras medföra påverkan på miljön. I första hand är det verksamhetsutövaren som är ansvarig för efterbehandlingen. Om ingen verksamhetsutövare kan hållas ansvarig är det fastighetsägarens ansvar att genomföra efterbehandling. I MB ingår efterbehandling i begreppet avhjälpande. Med detta menas: utredning, efterbehandling och andra åtgärder för att avhjälpa en föroreningsskada eller en allvarlig miljöskada.

Det är endast behöriga tillsynsmyndigheter som kan utkräva efterbehandlingsansvar. Vid en tillståndansökan om miljöfarlig verksamhet kan miljödomstolen (MD) ålägga verksamhetsutövaren att införa efterbehandling med miljökontroll. I en sådan dom delegerar ofta MD ansvaret till tillsynsmyndigheten (ofta länsstyrelse) som i sin tur kan fastställa miljökontrollen. Om en miljökontroll fastställs blir den juridiskt bindande (=villkor) eftersom den då ingår i tillståndet för den miljöfarliga verksamheten. En miljökontroll som fastställs måste alltså genomföras av verksamhetsutövaren som då också är ”skyddad” från ytterligare krav från tillsynsmyndigheten.

Om en utövare till icke tillståndspliktig verksamhet vill ha en miljökontroll fastställd, kan verksamhetsutövaren hos tillsynsmyndigheten yrka på att miljökontrollen fastställs. Det är då upp till tillsynsmyndigheten att fastställa kontrollen eller ej.

Det finns inga konkreta krav på hur miljökontrollen ska utformas, den är upp till tillsynsmyndigheten att godkänna. I regel följer tillsynsmyndigheten de riktlinjer som Naturvårdsverket har satt upp. I Naturvårdsverkets kvalitetsmanual för efterbehandling av förorenade områden (2006), hänvisas utformning av miljökontroll allmänt till NV:s allmänna råd för miljökontroll (AR92:1). För huvudstudier betonas att miljökontrollen ska utgå från riskbedömningen och att det ska anges vilka mål som ska gälla för miljökontrollen före, under och efter åtgärden och vilka huvudsakliga moment som ska ingå. Det betonas även att referensundersökningar bör genomföras innan åtgärd.

En deponi är miljöfarlig verksamhet under den aktiva fasen när avfall tas emot och behandlas. När deponin sedan ”stängs” och efterbehandlingen påbörjas gäller att verksamhetsutövaren under minst 30 år ska vidta åtgärder för miljökontroll. Finns ingen verksamhetsutövare har fastighetsägaren ansvar för efterbehandlingen. RVF rapport 2003:5 innehåller riktlinjer för omfattande egenkontroll vid deponier, bl.a. omgivningspåverkan.

MB kap. 26, § 19:

*Den som bedriver verksamhet eller vidtar åtgärder som kan befaras medföra olägenheter för människors hälsa eller påverka miljön skall fortlöpande planera och kontrollera verksamheten för att motverka eller förebygga sådana verkningar.*

*Den som bedriver sådan verksamhet eller vidtar sådan åtgärd skall också genom egna undersökningar eller på annat sätt hålla sig underrättad om verksamhetens eller åtgärdens påverkan på miljön.*

*Den som bedriver sådan verksamhet skall lämna förslag till kontrollprogram eller förbättrande åtgärder till tillsynsmyndigheten, om tillsynsmyndigheten begär det.*

*Regeringen eller den myndighet som regeringen bestämmer får meddela närmare föreskrifter om kontrollen.*

SFS nr: 2001:512 om deponering av avfall

*33 § Under deponins efterbehandlingsfas skall verksamhetsutövaren se till att det i minst 30 år eller den längre tid som tillsynsmyndigheten bestämmer vidtas de åtgärder för underhåll, övervakning och kontroll som behövs med hänsyn till skyddet för människors hälsa och miljön.*

## 4 Erfarenheter av miljökontroll inom efterbehandling

I syfte att insamla erfarenheter från miljökontroll inom några efterbehandlingsprojekt, har sju kontrollprogram undersökts avseende följande aspekter:

- Finns statistisk bedömning av vilka förändringar som är möjliga att upptäcka inom ramen för kontrollprogrammets omfattning?
- Vilka principer för utvärdering föreslås – finns kontrollmål?
- Vilka åtgärder föreslås vid avvikelser från målen?
- Hur är tidsplanen utformad?
- Har miljökontrollen använts för att bedöma måluppfyllelse?

En genomgång presenteras i bilaga 1 och sammanfattas här. De studerade kontrollprogrammen omfattar både mark, grundvatten och sediment, och både metaller och organiska föroreningar. De kontrollprogram som beskrivs avser främst tiden efter att efterbehandling genomförts, och inte de aktiviteter som genomförts under sanering. Områdena varierar också i storlek och föroreningsgrad. I vissa fall har biologiska effekter påvisats och i något fall har inte ens förhöjda halter i recipient påvisats.

I fyra av objekten finns mål preciserade som kan kontrolleras genom mätningar. Mer sällan finns en åtgärdsplan kopplad till målen. Övriga kontrollprogram saknar konkreta mål som mätningarna kan följas upp mot. Inte i något av dessa kontrollprogram finns en statistiskt grundad hantering av hur man kan bedöma avvikelser, förändringar och trender. Flera av programmen innefattar biologiska undersökningar, ofta avseende bottenfauna. Genomgående saknas dock riktlinjer för hur denna information ska värderas.

En specifik tidsplan föreligger för några av projekten, och kan bestå i att en fördjupad utvärdering ska genomföras efter X antal år. Därefter ska det bedömas om kontrollprogrammet behöver revideras. Det finns också exempel på mycket långa mätprogram utan riktlinjer för hur data ska utvärderas. I flera av de studerade projekten har man efter hand minskat på kontrollverksamheten, även om målen inte uppfyllts till fullo. Detta förklaras med att många mätningar inte tillförde någon information, eller gav samma information som andra mätpunkter.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att de undersökta kontrollprogrammen ofta saknar preciseringar om hur länge mätningar ska pågå, vilka mål man syftar mot, hur data ska utvärderas, och vid vilka resultat som man kan besluta om att minska eller avsluta mätningarna eller vidta andra åtgärder.

## 5 Kontrollprogram: I. Strategi

### 5.1 Allmänt

Efterbehandlingsåtgärder genomförs för att minska risker för toxiska effekter på hälsa eller miljö. Risker som styr åtgärdsbehovet kan avse effekter inom området såväl som områdets påverkan på omgivningen. Även om de risker som är styrande för åtgärden i ett visst objekt avser effekter ”on-site<sup>1</sup>”, kan risker för omgivningen också föreligga. Ofta föreligger dessutom en risk för ökad omgivningspåverkan under åtgärdsfasen. Miljökontrollen bör därför inriktas på att belysa de risker som föreligger avseende påverkan på omgivningen. Därför ska miljökontrollen utgå från den riskbedömning som föregått riskvärderingen. Därutöver ska miljökontroll kunna följa utvecklingen över tid.

För att miljökontroll ska fungera effektivt och överhuvudtaget kunna säga något krävs att syftet är klargjort. Miljökontroll i efterbehandling kan ha flera syften, beroende på områdets och efterbehandlings karaktär. Dessutom varierar syftet mellan de olika faserna av en efterbehandling. Miljökontroll av omgivningspåverkan inom efterbehandling kan syfta till att:

- Kontrollera om utsläpp sker, dess omfattning och resulterande risker för hälsa eller miljö
- Kontrollera ekologisk status
- Analysera tidstrender
- Kontrollera måluppfyllelse av åtgärd

Flera av syftena är starkt kopplade till kontroll och uppföljning av åtgärden, men kontroll av ekologisk status har även ett generellt informationsvärde. En efterbehandling kan indelas i 1) referensfas; 2) åtgärdsfas; 3) uppföljande fas. Behovet av miljökontroll för omgivning under dessa faser beror på risksituationen (Tabell 1).

**Tabell 1. Kontrollprogrammets syfte och behov i förhållande till risken för omgivningen**

Fas	Miljökontrollens övergripande syfte	Källtermens omgivningspåverkan		
		Markanta risker	Spridning men ingen påtalad risk	Ingen spridning
1. Referensfas	Beskriva ett referenstillstånd före åtgärd	X	X	
2. Åtgärdsfas	Kontroll av omgivningspåverkan under åtgärd	X	X	X <sup>2</sup>
3. Uppföljande-fas	Kontrollera måluppfyllelse av åtgärd	X	X <sup>3</sup>	

<sup>1</sup> Påverkan och risker på området hanteras ofta med en kontrollplan, som inte ingår i detta projekt.

<sup>2</sup> Om spridning uppstår under åtgärd.

<sup>3</sup> Endast i de fall som en risk uppstår under åtgärdsfasen.



### 5.1.1 Referensfas

Mätningar under referensfasen syftar till att ge kunskap om miljötilståndet i omgivningen innan åtgärder inleds. Utan denna kunskap kan man inte bedöma om omgivningspåverkan ökar under åtgärden, och om den minskar efter åtgärden. Föreningshalter i omgivning varierar oftast under året. Det är därför nödvändigt att mätningar under referensfasen pågår under den tid som krävs för att kunna beskriva tillståndet med dess inneboende variationer.

### 5.1.2 Åtgärdsfas

Mätningar under åtgärdsfasen syftar till att kontrollera att entreprenadarbetet inte orsakar en oacceptabel miljöpåverkan på omgivningen. Omfattningen beror bl.a. av den aktuella åtgärdstekniken.

### 5.1.3 Uppföljningsfas

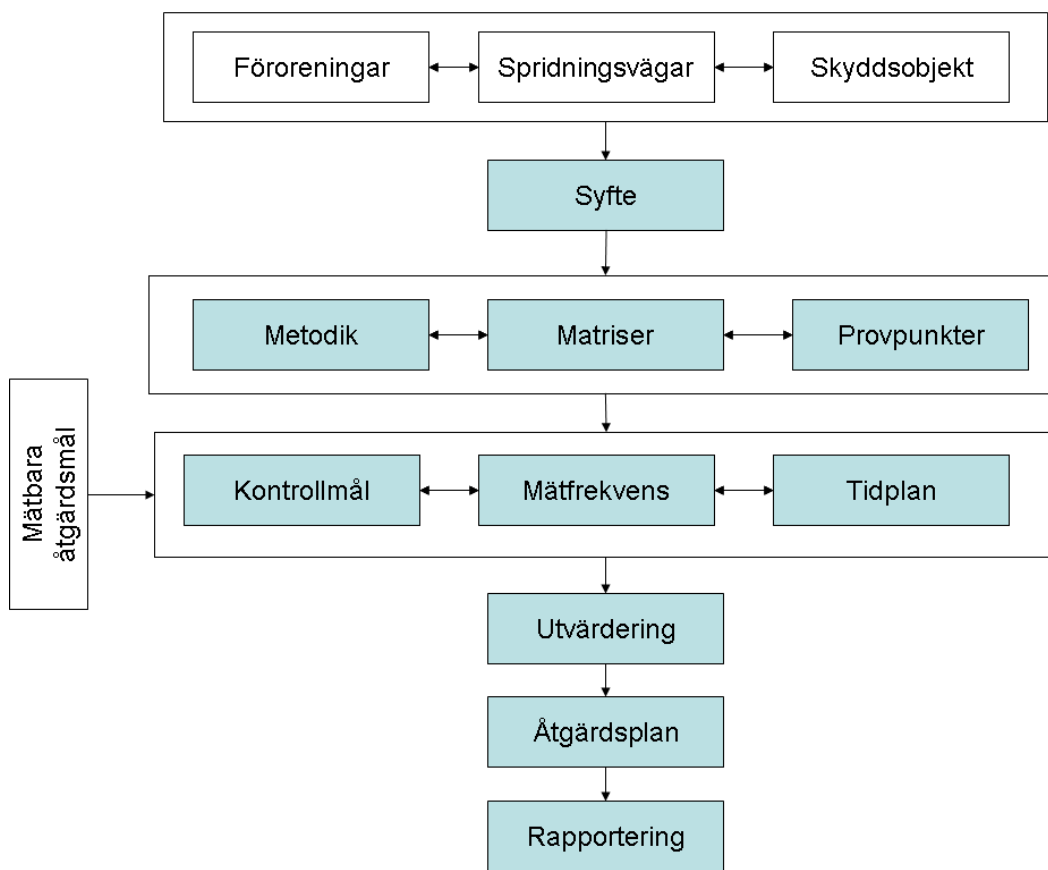
Under uppföljningsfasen ska mätningar genomföras i sådan omfattning att man kan bedöma om åtgärden leder till minskad belastning och en reell riskreduktion i omgivning. Omfattningen styrs av den inneboende variationen i data (bedöms i referensfasen) och en prognos av när förbättringen förväntas slå igenom.

## 5.2 Disposition av kontrollprogram

Ett kontrollprogram för efterbehandlingsprojekt ska vara formulerat så att det kan genomföras utan ytterligare instruktioner. Kontrollprogrammet bör allmänt sett innehålla följande komponenter:

- Huvudman och ansvarsfördelning
- Syfte
- Eventuella villkor
- Mätprogram
- Kontrollmål
- Tidplan
- Utvärdering och rapportering
- Åtgärdsplan

Ytterligare aspekter kan naturligtvis tillkomma i speciella fall. I föreliggande rapport beskrivs dessa komponenter i tur och ordning, även om de ofta är inbördes beroende och utformas parallellt. Ett förslag på process för framtagande av kontrollprogram ges i Figur 1. I processen att ta fram ett kontrollprogram ska man utgå från föregående riskbedömning och riskvärdering (avsnitt 5.3), även om detta inte behöver dokumenteras i kontrollprogrammet.



Figur 1. Processchema för upprättande av kontrollprogram. De ofyllda rutorna innehåller aspekter som preciserats i föregående utredningar.

## 5.3 Utgå från tidigare utredningar

Vid upprättande av ett kontrollprogram ska man utgå från efterbehandlingsprojektets föregående utredningar. Av särskild betydelse är riskbedömningen, åtgärdsutredningen och riskvärderingen, eftersom dessa preciserar föroreningarna, skyddsobjekten, spridningsvägarna samt övergripande och mätbara åtgärds mål.

### 5.3.1 Riskbedömning

Riskbedömningar bör inledas med upprättandet av en konceptuell modell, där potentiella föroreningar identifieras och föroreningskällans samtliga spridningsvägar och skyddsobjekt beskrivs. Risker med förorenade markområden beskrivs i Sverige ofta med Naturvårdsverkets riktvärdesmodell (Naturvårdsverket, 1997a), som baseras på en viss konceptuell modell. Därför saknar många svenska riskbedömningsrapporter en explicit konceptuell modell. För sedimentområden finns förenklade generella konceptuella modeller för olika föroreningstyper i Sternbeck m.fl. (2008).

Vid utformning av kontrollprogrammet ska man utgå från riskbedömningens konceptuella modell. På så vis tydliggörs det hur kontrollprogrammet förhåller sig till de identifierade riskerna. I den konceptuella modellen ska även andra påverkanskällor på omgivningen ha identifierats. I allmänt påverkade områden, t.ex.

tätorter eller industriella regioner, kan andra källor ha stor betydelse för föroreningsnivåerna i omgivningen. Detta bör beaktas vid utformning av referensfasen.

Inför riskbedömningen fastställs övergripande åtgärds mål vilka har betydelse för val av provpunkter och skyddsnivå i form av kontrollmål. Exempelvis kan ett övergripande åtgärds mål vara ”förorenings spridningen till Stensjön ska vara så låg att den inte påverkar det akvatiska ekosystemet” eller ”grundvattnet ska kunna användas som dricksvatten utan att medföra några hälsorisker”. Detta säger alltså att 1) miljökontroll ska genomföras i Stensjön och att effektbaserade kontrollmål som säkerställer det akvatiska livet ska gälla för utvärderingen, och 2) grundvattenkvaliteten ska övervakas och utvärderas mot dricksvattenkriterier. Ytterligare precisering av kontrollmål kan komma i riskvärderingen.

### 5.3.2 Åtgärdsutredning och riskvärdering

På basis av riskvärderingen preciseras de mätbara åtgärds målen för ett efterbehandlingsobjekt, t.ex. ”spridning till grundvattnet ska minska med 70%” eller ”halterna av zink i Stensjön ska vara högst 3 µg/l”. Mätbara åtgärds mål som omfattar omgivningen ska följas upp i kontrollprogrammet. Dessa mål kan behöva preciseras kvantitativt i förhållande till mätningarnas omfattning (se avsnitt 6.2). Om det i riskbedömningen formulerats övergripande åtgärds mål som saknar motsvarighet i mätbara åtgärds mål, ska motsvarande kontrollmål upprättas. Denna typ av mål som utgår från de övergripande åtgärds målen gäller främst för den uppföljande fasen.

Åtgärdsutredningen ger möjlighet att systematiskt bedöma vilken typ av omgivningspåverkan som kan uppstå under entreprenadarbetet. Detta kan innefatta andra föroreningar och spridningsvägar än de som förekommer i området. Exempelvis kan åtgärdstekniken innebära risk för spill av kemikalier eller utsläpp från arbetsmaskiner. Under åtgärdsfasen kan nya spridningsvägar också tillkomma för de ursprungliga föroreningarna. Några exempel på väsentliga förändringar i spridningsbilden är:

- Spridning till luft av flyktiga föroreningar, t.ex. vid schakt av oljeförorenad jord eller klorerade lösningsmedel
- Partikelbunden förorenings spridning i vatten vid muddring.
- Ändrad riktning på grundvattenflöde vid t.ex. läns pumpning.

## 6 Kontrollprogram: II. Mätprogram och utvärdering

### 6.1 Mätprogram

Ett mätprogram ska preciseras så att det kan genomföras utan ytterligare information. Det ska vara tillräckligt omfattande för att kunna bedöma om kontrollprogrammets syften uppnås. Mätprogrammet ska därför omfatta en beskrivning av:

- Provpunkter
- Vad ska mätas
- Matriser för olika föroreningar
- Mätmetodik och kvalitetsrutiner
- Provtagningsfrekvens

#### 6.1.1 Val av provpunkter

Provpunkterna ska fånga sambandet mellan föroreningskällan och de omgivande skyddsobjekt som identifierats i riskbedömningens konceptuella modell. Särskilt de som identifierats som kritiska i riskkaraktiseringen. Vid val av provpunkter i omgivningen måste det beaktas att andra källor kan påverka föroreningssituationen och den ekologiska statusen. Omgivningspåverkan kan beskrivas som en kedja av processer:

Utlakning → spridning → utspädning → halter i vatten → bioackumulation → effekter på individnivå → effekter på populationsnivå → ekologisk status

Grundvatten kan vara ett transportmedium men har på många platser också ett eget skyddsvärde, varvid kedjan ovan stannar vid ”halter i vatten”. Flertalet kontrollprogram är inriktade på halter i ytvatten, grundvatten eller fisk (bioackumulation).

Om recipienten påverkas av många olika källor, är historiskt förorenad, eller har mycket stor utspädning, kan miljökontrollen inriktas på spridning. Kontroll av spridning kan ersätta eller komplettera kontroll av halter och tillstånd i recipient, och innebär att provpunkter väljs längs spridningsvägen istället för i recipienten. För att kunna utvärdera spridning i detta sammanhang krävs att 1) haltbidraget i recipient kan beräknas utifrån spridningen, eller 2) en acceptabel spridning har kvantifierats. Kontroll av spridning kan också vara ett krav, t.ex. om skyddsobjektet är en dricksvattentäkt.

Det är också väsentligt att känna till lokala bakgrundshalter samt eventuell belastning från uppströms belägna källor. Miljökontroll i ytvattenrecipienter bör därför alltid innefatta provpunkter i lokala referensområden, t.ex. uppströms i ett vattendrag. Mätningar i referenspunkter ska genomföras på samma sätt som i övriga provpunkter.

Om kontroll genomförs i ovan givna kedjas sista länk (ekologisk status) ska man vara medveten om att kopplingen till påverkansfaktorn kan vara svag (avsnitt 6.3.2.4).

### 6.1.2 Vad ska mätas?

I första hand ska miljökontrollen inriktas på de föroreningar som är styrande för risken och identifierade skyddsobjekt. Dessa identifieras i riskbedömningen. Man ska vara medveten om att risk på området och risk i omgivningen kan styras av olika föroreningar. Om risker på platsen är styrande för åtgärd kan det ofta saknas mätbara åtgärds mål för omgivningen, även om risker föreligger för omgivningen. Detta är exempel på ett fall där kontrollmål ska upprättas trots att mätbara åtgärds mål saknas.

Därefter ska det undersökas om åtgärdstekniken kan medföra ytterligare föroreningar, i första hand för åtgärdsfasen (fas 2).

Slutligen kan allmänna parametrar inkluderas i kontrollprogrammet. Sådana parametrar ska normalt inte utvärderas mot kontrollmål. Allmänna parametrar kan tas med om de påverkar möjligheten att:

- tolka förorenings spridning
- tolka hur halter i t.ex. ytvatten eller biota varierar i rummet eller över tid
- tolka en förorenings ursprung

Exempel på sådana parametrar är pH i vattendrag, lipidhalt i fisk och markörsubstanser för andra lokala föroreningskällor.

### 6.1.3 Vilka matriser är lämpliga för kemiska analyser?

Vilka matriser som är lämpliga varierar mellan olika ämnesgrupper och några allmänt rekommenderade matriser för olika ämnen i akvatiska system återges i Tabell 2. Rekommendationen är baserad på möjligheten att ställa mätresultat i relation till effektnivåer, samt allmän kändedom om ämnens fördelning i miljön. Olika matriser svarar dock olika fort på förändrad belastning (se avsnitt 6.3.2.3) och är olika känsliga för andra yttre faktorer. Dessa aspekter varierar mellan olika områden, varför en platsspecifik bedömning alltid krävs av vilken eller vilka matriser som är mest lämpliga.

I Tabell 2 anges sediment varmed även inbegriper sedimentterande material som provtas med sedimentfällor. Sedimentfällor ger vanligen en betydligt snabbare respons på förändrad belastning än vad ytsediment gör, beroende på att omblandande processer i ytsedimenten ger en minneseffekt. Vad gäller fisk ska det alltid beaktas hur stationär fisken är, eftersom dess exponering kan ske även i områden som ej påverkas av det förorenade område man studerar. För ämnen som är särskilt långlivade i fisk (t.ex. metylkvicksilver) ska ung fisk undersökas, t.ex. abborre 1+, om syftet är att påvisa förändringar. Om syftet är att belysa risken är det bättre att undersöka äldre fisk som kan ha högre föroreningshalter och är mer representativ för human konsumtionsfisk. Ytterligare vägledning för undersökning av metaller eller organiska föroreningar i fisk ges i Naturvårdsverket (1997b).

**Tabell 2. Matriser som är lämpliga för miljökontroll i akvatiska system.**

Ämne	Matris
Metaller	Vatten, fisk, sediment, zooplankton
Kvicksilver, Metylkvicksilver	Fisk, sediment, zooplankton
PAH	Vatten, suspenderade partiklar, sediment, musslor
Flyktiga kolväten, t.ex. BTEX	Vatten, fisk, (sediment)
Alifatiska kolväten	Vatten, sediment
PCDD/F	Fisk, sediment, zooplankton
PCB och DDT	Fisk, sediment, zooplankton
Klorerade flyktiga kolväten	Vatten

Spridning kan även ske via luft och deposition vilket kan påverka både hälsa och terrester och akvatisk miljö. Mätningar av föroreningshalter i luft eller deposition kräver ofta specialistkunskaper. För organiska föroreningar måste man bl.a. ta hänsyn till om spridning sker i gasfas eller partikulär fas. Särskilt för miljörisker är det inte självklart hur halter i luft eller deposition kan riskbedömas, dvs. hur data kan utvärderas mot effektbaserade kontrollmål.

#### **6.1.4 Mätmetodik och kvalitetsaspekter**

Provtagningsteknik och analysteknik kan ha stor betydelse för resultaten och ska preciseras i kontrollprogrammet. Man ska också undvika att ändra analysteknik eller provtagningsförfarande under programmets gång.

##### **6.1.4.1 PROVTAGNING**

Provtagning ska preciseras avseende

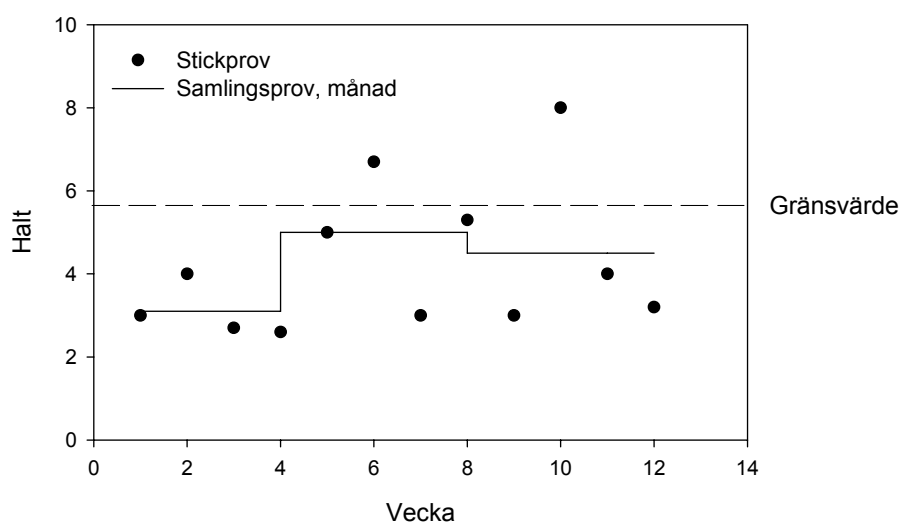
- När prover ska tas
- Hur prover ska tas (utrustning, antal replikat, provkärl, renhet)
- Hur prover ska hanteras (temperatur, ljus, konservering, hur fort ska det provberedas på lab)
- Hur prover ska prepareras, t.ex. filtrering av vattenprov
- Vilka fältanteckningar som ska göras

Huruvida vattenprov och grundvattenprov ska filtreras/dekanteras eller ej beror på hur värdena ska användas samt hur kontrollmålen är definierade. Exempelvis avser de effektbaserade s.k. EQS-värdena (avsnitt 6.2.1) filtrerad fas för metaller, men totalhalt för organiska ämnen.

Prov på ytvatten kan analyseras som stickprov eller som tidsintegrerade samlingsprov. Fisk kan analyseras på individnivå eller som samlingsprov av flera individer från samma provtagningsstillfälle. Figur 2 illustrerar att samlingsprov ger lägre variabilitet i data än vad individ- eller stickprov ger. En nackdel med samlingsprov är att man förlorar information om haltvariationer. Kunskap om haltvariationer ökar möjligheten att bedöma vad som är en signifikant förändring och ger också ofta en större förståelse för det studerade systemet. Detta gäller både vattenprov (där stickprov ger högre känslighet för att upptäcka samband mellan

halter och yttre faktorer) och fisk (där samlingsprov minskar möjligheten att justera för t.ex. ålder eller storlek, samt utesluta avvikande höga värden). En fördel med samlingsprov är att analyskostnaden minskar, vilket kan möjliggöra att t.ex. fler provpunkter eller fler ämnen undersöks, eller att en större del av året kan representeras i proven.

Valet av stickprov eller samlingsprov har stor betydelse vid beräkning av kontrollmål (avsnitt 6.2.3). Det är också en påtaglig nackdel att efter hand ändra ett kontrollprogram från samlingsprov till stickprov eller vice versa, eftersom mätresultaten från olika perioder inte blir jämförbara. Därför ska denna aspekt tänkas igenom i förväg.



Figur 2. Spridning i mätdata i ytvatten vid provtagning som stickprov respektive samlingsprov.

#### 6.1.4.2 ANALYSER

Kemiska analyser ska preciseras med analysteknik och erforderliga detektionsgränser. Eftersom miljökontroll inom efterbehandling kan pågå under 5 år eller mer, är det av yttersta vikt att resultat från programmets inledning kan jämföras med resultat som genereras många år senare. Svårigheten med miljökemiska analyser underskattas ofta, särskilt för organiska ämnen. Provningsjämförelser av olika svenska laboratorier avseende organiska miljögifter har genomförts vid några tillfällen, och resultaten visade på betydande skillnader mellan olika laboratorier. Därför bör man undvika att byta laboratorium (om det inte är uppenbara kvalitetsproblem).

För många matriser finns internationella certifierade referensmaterial att tillgå. Sådana referensmaterial har en certifierad halt och ett intervall inom vilket analysresultaten ska ligga. Dessa bör i alla tillämpliga fall användas en eller flera gånger per år. Många laboratorier använder rutinmässigt certifierade referensmaterial och man kan begära att få resultat från dessa kontroller. Kvalitetskontroll kan även genomföras genom att man själv insänder t.ex. triplikatprov, men man måste då säkerställa att dessa är tagna från ett homogent ursprungsprov.

Mer detaljerade råd kring provtagning och kemisk analys av t.ex. ytvatten, grundvatten, ytsediment och fisk finns i Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning (Naturvårdsverket, 1996, 1997b, 2002, 2004a, 2004b), samt Nordtest (2005) och SGF (2004).

### 6.1.5 Hur ofta och när ska prover tas?

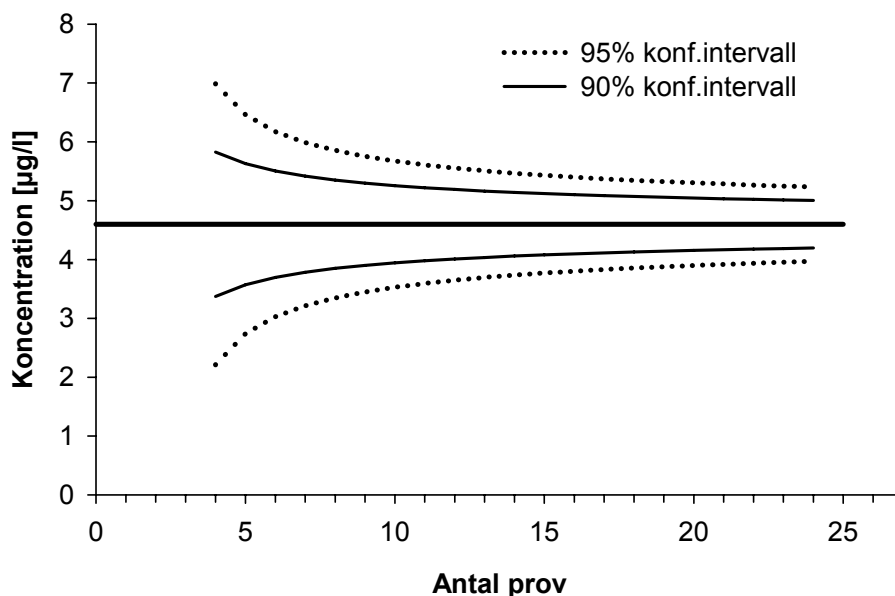
Det går inte att fastställa en allmängiltig provtagningsfrekvens, men några utgångspunkter och rekommendationer kan ges. Antalet prov per år har även stor betydelse för möjligheten att påvisa en förändring i systemet, och det föreligger ett omvänt samband mellan antal prov per år och hur länge ett program måste pågå för att en viss förändring ska kunna påvisas (Bilaga 3).

I referensfasen (fas 1) och uppföljningsfasen (fas 3) bör prover tas med samma frekvens och vid samma säsonger, för att möjliggöra en jämförelse av hur tillståndet förändras efter åtgärd. Fas 1 bör innefatta så många prov att man kan avgöra om data bäst beskrivs med normalfördelning eller med t.ex. log-normalfördelning. Denna kunskap behövs vid upprättande av kontrollmål (avsnitt 6.2). Det har också stor betydelse vid tolkning av enstaka prov med förhöjda halter: vid log-normal fördelning är det mer förväntat att enstaka prov har avvikande höga halter.

Under fas 2 kan en utökad provtagningsfrekvens krävas. Det är möjligt att frekvensen inte helt kan bestämmas i förväg, eftersom den beror på entreprenad-arbetenas detaljerade utformning.

Halter i ytvatten och grundvatten varierar ofta påtagligt under året (bilaga 2) och det är därför motiverat att provta minst 4 gånger per år. Beroende på hur stor variabiliteten är kan det krävas betydligt fler prov för att uppnå en tillräcklig precision i årsmedelhalterna. I Figur 3 ges ett exempel på hur provtagningsfrekvensen påverkar osäkerheten i ett årsmedelvärde, uttryckt som medelvärdets konfidensgränser vid 90% och 95% konfidensnivå. Exemplet avser samma fall som i avsnitt 6.2.3, med en relativ standardavvikelse på 33%. Vid t.ex. 7 prov per år blir medelvärdets osäkerhet  $\pm 30\%$  vid 95% konfidensnivå, och  $\pm 18\%$  vid 90% konfidensnivå. Osäkerheten minskar med ökande antal prov. Figuren kan likaväl illustrera osäkerheten i medelhalter i fisk, om  $n$  individer analyseras vid ett tillfälle.





Figur 3. Illustration av hur osäkerheten i ett årsmedelvärde varierar med provfrekvensen. I detta exempel är C.V. 33% och medelvärdet anges som den tjocka horisontella linjen.

En låg variabilitet ger större möjlighet att detektera systematiska trender, och ökar även möjligheten att detektera ett avvikande värde. Detta betyder att man ska identifiera faktorer som påverkar värdet på det man mäter. Därefter kan man i vissa fall justera för dessa ”covariabler”.

#### 6.1.5.1 HALTVARIATIONER I FISK

Föreningshalter i fisk kan av biologiska skäl variera över året och provtagning ska därför alltid ske vid samma årstid. Naturvårdsverkets (1997) handbok för miljöövervakning ger följande rekommendationer: som regel ska provtagning ske efter avslutad tillväxtsång och efterföljande lekperiod. Småabborrar fångas i augusti. Större abborre, mört och gädda fångas lättast under leken. Gädda kan även fångas under den istäckta perioden.

Bignert m.fl. (1994) rekommenderar att följande parametrar beskrivs vid fiskstudier:

- kön
- ålder
- längd och vikt
- lipidhalt
- näringsstatus
- tecken på sjukdomar

Födans sammansättning spelar stor roll för ackumulering av kvicksilver och vissa organiska miljögifter såsom PCB i fisk. Födans sammansättning för en viss art kan variera mellan år, vilket gör att en viss arts nivå i näringskedjan varierar. Detta

påverkar föroreningshalterna i betydande grad. Man kan justera för varierande nivåer i näringskedjan genom undersökningar av stabila kväveisotoper ( $^{15}\text{N}/^{14}\text{N}$ ) i den matris man undersöker, t.ex. fiskmuskel (t.ex. Hebert och Weseloh, 2006). I Tabell 3 sammanfattas några faktorer som kan orsaka haltvariabilitet i fisk.

**Tabell 3. Faktorer som bidrar till variationer i mätdata.**

Mätparameter	Matris	Påverkansfaktorer	Lösning
Kvicksilver	Fiskmuskel	Fiskens ålder och trofinivå	Åldershomogena mätningar
Organiska miljögifter	Fiskmuskel	Fetthalt	Normalisera mot lipidhalten
Hg & org. miljögifter	Fiskmuskel	Biologiska processer såsom lek och tillväxt	Provtäta alltid samma period på året
Hg & org. miljögifter	Fiskmuskel	Födans sammansättning	$^{15}\text{N}$ ...
Metaller	Ytvatten	Avrinning, vattenföring,	Systematiska variationer varje år? - jämför data från samma årstider
Metaller	Ytvatten	pH	Ha koll på pH; jämför eventuellt bara data från liknande pH-områden

#### 6.1.5.2 HALTVARIATIONER I YTVATTEN

I strömmande vattendrag påverkas halterna i vattenfas starkt av de hydrologiska förhållandena. Förutsatt att marken inte är hårdgjord förekommer under normala svenska förhållanden mycket lite så kallad Hortonsk ytavrinning. Den helt övervägande delen av strömmande vatten har därför sitt ursprung i grundvattnet. Grundvattnet kan dock delas in i olika komponenter. Dels finns relativt djupt liggande grundvatten med hög ålder som har reagerat med marken eller berggrunden under lång tid. Kännetecknande för sådant grundvatten är hög konduktivitet, alkalinitet och relativt högt pH. Dels finns ett ytligare och mer nybildat grundvatten med lägre konduktivitet, alkalinitet och pH. Det ytligare grundvattnet är vanligen mer påverkat av de föroreningar som finns på platsen. Vid basflöde i ett vattendrag dominerar den äldre grundvattenkomponenten i ett vattendrag. Vid perioder med högre flöden ökar vanligen andelen yngre grundvatten. Beroende på den relativa fördelningen mellan grundvattenkomponenterna kan halterna av de lösta ämnena variera.

Alla ämnen följer inte samma haltvariationer. Halterna av baskatjoner och kisel är högst vid basflöde och späds vanligen ut till lägre halter då flödet ökar. För många tungmetaller kan förhållandet vara det omvända. I ett gammalt grundvatten med högt pH är lösligheten av tungmetaller oftast mycket låg. Vid basflöde är därför metallhalterna relativt låga i ett vattendrag. Om andelen nybildat grundvatten ökar sjunker pH och då kan metallernas löslighet öka. Vid flödesökningar i ett vattendrag kan metallhalterna då öka istället för att spädas ut. Detta gäller speciellt om grundvattennivån stiger så högt att den når markens vittringshorisont (det som brukar betecknas E-horisont eller blekjord i en podsol). Det kan inträffa till exempel vid intensiva snösmältningsperioder. Grundvattnet blandas då med markvatten som ofta kan innehålla höga halter av löst organiskt material (humussyror och fulvosyror). Detta markvatten kan betraktas som en tredje komponent i ett

vattendrag. De organiska syrorna ökar lösligheten för metallerna både genom att pH sänks och genom att de bildar anjoner som kan komplexbinda metallerna. Ökande metallhalter kan även bero på att föroreningar främst förekommer i det ytliga grundvattnet.

Den kemiska sammansättningen på det grundvatten som strömmar ut och bildar ytvatten beror av fördelningen mellan de olika grundvattenkomponenterna. Generellt kan sägas att ju ytligare ett grundvatten ligger, och ju större variationer grundvattenytans läge visar, desto större variation i den relativa fördelningen mellan komponenterna och därmed större variation i kemisk sammansättning. Ju längre ner i marken grundvattenytan ligger, desto mindre blir skillnaden i kemisk sammansättning mellan gammalt och nybildat grundvatten eftersom även det nybildade grundvattnet då haft lång tid på sig att reagera med marken. I de fall man har en akvifer med högt grundvattenflöde där omsättningen på grundvattnet är stor, hinner vattnet inte reagera med marken på samma sätt. Det gäller oavsett om akvifern ligger ytligt eller djupt. I Tabell 3 sammanfattas några faktorer som kan orsaka haltvariabilitet i ytvatten.

## 6.2 Kontrollmål

Att i förväg definiera kvantitativa kontrollmål underlättar den kommande hanteringen och tolkningen av mätresultat och det blir tydligare när ett kontrollprogram behöver utökas eller kan avslutas/trappas ned. Det är också en förutsättning för att kunna utvärdera efterbehandlings måluppfyllelse. Genom att sätta upp kontrollmål tvingas man tänka igenom vilket informationsvärde som en mätning ger. Om det inte är möjligt att sätta mål för en viss mätning, är det tveksamt om mätningen behöver genomföras.

Ett kontrollprogram ska därför ha mätbara kontrollmål som motsvarar kontrollprogrammets syfte enligt avsnitt 5.1, dvs.:

1. risk för effekter
2. ekologisk status
3. tillfälliga avvikelser
4. långvariga förändringar

Generella bedömningsgrunder (t.ex. Naturvårdsverket, 2000) kan inte användas för dessa syften.

Kontrollmålen kan preciseras utifrån de mätbara åtgärdsmålen som definierats i föregående riskvärdering, eller utgå från effektanalysen i riskbedömningen. Kontrollmålen förankras hos tillsynsmyndigheten och problemägaren, men ska inte betraktas som gränsvärden av absolut karaktär. Istället utformar man en åtgärdsplan som preciserar vad som bör göras vid överskridanden (avsnitt 6.5). Möjligheten att uppnå kontrollmålen påverkas av hur dessa formulerats samt hur mätprogrammet utformats. Det är därför av stor vikt att ha goda underlagsdata samt ha en statistisk förståelse för variabiliteten i de data man ska mäta. Man ska också beakta det undersökta systemets tröghet (avsnitt 6.3.2).

Det är viktigt att på förhand skapa sig en uppfattning om vad man menar med t.ex. god akvatisk miljö, ingen risk, avtagande halter etc. (formuleringar som kan finnas i de övergripande åtgärds målen). Mätbara mål bör därför:

- formuleras utifrån riskbedömningen och de mätbara åtgärds målen
- vara kvantitativa
- kunna följas upp genom mätningar
- vara statistiskt definierade i förhållande till mätomfattning - vad kan förväntas och vad är en avvikelse?
- möjliggöra att fastställa trendbrott i miljötillståndet

Fas 1 kräver inga kontrollmål medan de för fas 2 och 3 kan vara något olika (Tabell 4). Kontrollmål för tillfälliga avvikelser och långsiktiga trender ska baseras på kännedom om den lokala föroreningsnivån i recipient innan åtgärd. Om data från tidigare mätningar saknas eller är otillräckliga måste dessa mål beräknas med hjälp av data från fas 1. Det innebär att de kvantifieras efter att fas 1 är avslutad. Principer för hur de ska beräknas och tolkas ska däremot vara preciserat i kontrollprogrammet. I det följande beskrivs metoder för att ta fram sådana mätbara mål samt hur de kan tillämpas.

**Tabell 4. Typ av kontrollmål för fas 2 och 3 i ett generellt EBH-fall.**

Utvärderingskriterium	Fas 2	Fas 3
Överskridande av effektbaserade riktvärden, gränsvärden eller acceptabel belastning	X	X
Ekologisk status		X
Identifiera tillfälliga avvikelser	X	X
Identifiera långsiktiga trender.	X <sup>#</sup>	X

# Vid åtgärder som bygger på t.ex. in-situteknik.

### 6.2.1 Effektbaserade riktvärden

Risk för effekter på t.ex. vattenlevande organismer eller dess predatorer bedöms vanligen genom jämförelse av uppmätta/beräknade halter mot riktvärden för ekotoxikologiska effekter. Motsvarande riktvärden för hälsoeffekter utgår vanligen från dricksvattenkriterier, som jämförs med uppmätta halter i brunnar eller vattentäkter. Kontrollprogrammet bör i tillämpliga delar ha kontrollmål som motsvarar de riktvärden som användes i riskbedömningen.

Flertalet sådana riktvärden avser skydd vid kronisk exponering. Detta innebär att det aritmetiska årsmedelvärdet inte får överskrida riktvärdet (EC, 2006). Kortvarigt tål de flesta organismer högre exponering. Det föranledde EU att presentera kompletterande miljö kvalitetsnormer för kortvarig exponering i ytvatten. Dessa s.k. MAC-QS<sup>4</sup>-värden avser att skydda för akuta effekter. Värdena är oftast högre än motsvarande för kronisk exponering och för att god vattenkvalité ska uppfyllas får dessa MAC-QS-värden aldrig överskridas.

<sup>4</sup> MAC-QS: Maximum allowable concentrations quality standards; maximal tillåten koncentration.

Genom mätningar i kontrollprogrammet kan vi beräkna årsmedelvärden och även identifiera det högsta uppmätta provet. Dessa värden gäller dock för de stickprov vi tagit, och inte för den verkliga populationen. Vid utvärdering av årsmedelvärden bör därför medelvärdets övre konfidensgräns användas, t.ex. för en 90 %-ig konfidensnivå. På motsvarande sätt kan man även beräkna ett mer sannolikt högsta värde. Vid ett begränsat dataset kan t.ex. den beräknade 95-percentilen vara högre än det högsta uppmätta värdet.

### 6.2.2 Ekologisk status

Ekologisk status är ett centralt begrepp inom det pågående nationella arbetet med vattenförvaltning (ramdirektivet för vatten). Begreppet innefattar en värdering av biologiska, fysikalisk-kemiska och hydromorfologiska egenskaper. I detta sammanhang avser vi med ekologisk status endast de biologiska parametrarna.

Det kan vara av allmänt informationsvärde att miljökontrollen innefattar någon typ av biologiska undersökningar. Biologiska parametrar påverkas dock av många faktorer förutom föroreningar. Tiden för ekologisk återhämtning kan också vara längre än tiden för minskad föroreningpåverkan (avsnitt 6.3.2.4). Det kan därför vara svårt att upprätta specifika kontrollmål som ska uppnås. Kännedom om de lokala förutsättningarna är en förutsättning för att kunna precisera kontrollmål för ekologisk status i en enskild recipient.

Ekologisk status är emellertid ett fall där undersökningar kan rekommenderas trots att det är svårt att precisera kontrollmål och när dessa kommer att uppnås. Vid tolkning av resultat är det av yttersta vikt att inse vilka övriga faktorer (förutom föroreningar) som kan orsaka biologisk påverkan i den aktuella recipienten.

### 6.2.3 Tillfälliga avvikelser

Tillfälligt förhöjda halter kan bero på oregelbunden spridning från det förorenade området, eller utgöra en tidig indikation på en systematisk förändring som det tar längre tid att påvisa statistiskt (avsnitt 6.2.4). Vi föreslår att avvikelser kontrolleras för varje prov samt för årsmedelvärden.

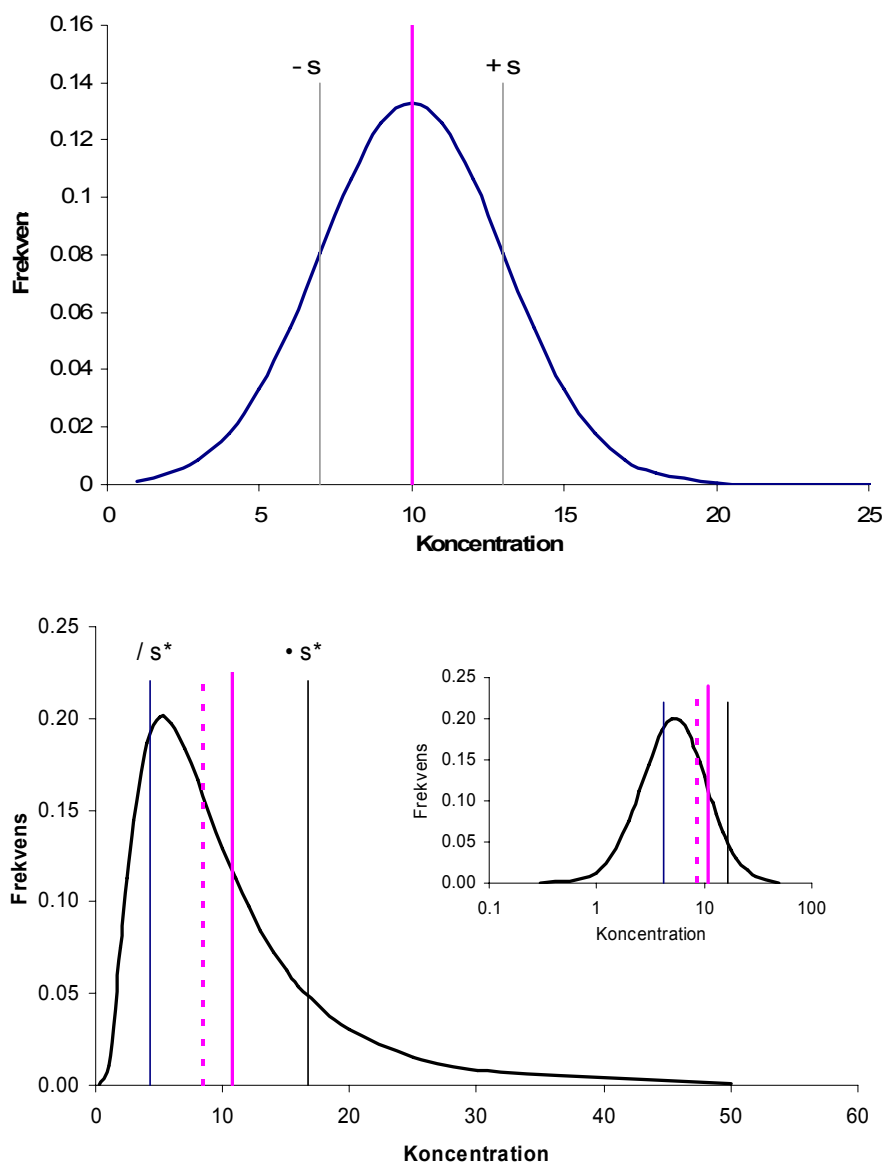
Det finns flera avancerade metoder för att statistiskt identifiera en s.k. outlier. I detta sammanhang är dataunderlaget vanligen begränsat till få prov (t.ex. < 10 per år). Här föreslås därför en enkel metod för att beräkna kontrollmål för den övre gränsen av ett förväntat intervall, vid en önskad sannolikhet  $p$ .

Det förväntade intervallets storlek beror bl.a. av hur provtagningen sker. Det finns en tendens att spridningen i data ökar då observationstiden minskar. Detta kan illustreras med vattenprov, där stickprov ger högre spridning än samlingsprov (se Figur 2 i avsnitt 6.1.4). För att precisera ett förväntat intervall krävs det alltså att man kan beskriva variabiliteten. För att beskriva variabiliteten krävs det att man känner till hur data är fördelade. Vid normalfördelning beskrivs variabiliteten med standardavvikelsen  $s$ . Om data är log-normalfördelade kan variabiliteten beskrivas som en geometrisk standardavvikelse,  $s^*$  (Limpert m.fl., 2001):

$$s^* = 10^{s(\log(x))} \quad (1)$$

Genom att använda geometriska medelvärden och geometriska standardavvikelser kan log-normalfördelade data presenteras otransformerade, vilket är betydligt lättare att tolka och värdera (t.ex. Limpert m.fl., 2001). Figur 4 illustrerar dessa typer av fördelningar. Miljögiftsdata är ofta log-normalfördelade, men vid samlingsprov närmar sig data vanligen normalfördelning.

Det finns vissa tester som kan användas för att bedöma om data är normalfördelade eller log-normalfördelade, och inte minst grafiska metoder är användbara. En enkel metod som kan användas i dessa sammanhang bygger på beräkning av den relativa standardavvikelsen (se bilaga 2).



Figur 4. Beskrivning av normalfördelning (övre) och log-normalfördelning (undre). I den undre figuren är fördelningen även redovisad med logaritmisk haltsskala (liten graf), varvid data blir normalfördelade. Aritmetiska medelvärden anges med rosa tjock linje, geometriskt medelvärde med streckad rosa linje, och en standardavvikelse med tunna svarta linjer.

Om mätningar under fas 1 pågått under lång tid, eller om variabiliteten är låg, kan  $s$  eller  $s^*$  skattas utifrån dessa data. Ett alternativ är att använda schablonvärden för motsvarande matris. Schablonvärden för olika ämnen och matriser har beräknats från miljöövervakningsdata och i viss utsträckning även från efterbehandlingsprojekt och redovisas i bilaga 2. Efter hand som kontrollprogrammet fortlöper ökar förståelsen för variabiliteten i varje provpunkt, och kontrollmålen kan komma att revideras. Denna revidering ska endast baseras på förändrad standardavvikelse (eller  $s^*$ ).

### Stickprov

Kontrollmål för stickprov kan formuleras som percentiler på den förväntade haltfördelningen. Om data kan beskrivas med normalfördelning kan percentilerna,  $X_p$ , beräknas som:

$$x_p = \bar{x} \pm t_{p, n-1} \cdot s, \quad (2)$$

där  $\bar{x}$  är det aritmetiska medelvärdet och  $t_{p, n-1}$  är en konstant för nivån  $p$  vid  $n-1$  antal frihetsgrader ( $n$  är antal prov). Värdet  $p$  motsvarar hur stor del av populationen som har lägre värden än  $x_p$ .

Miljödata beskrivs ofta bättre med log-normalfördelning. Limpert m.fl. (2001) redovisar en enkel metod för att beskriva log-normalfördelningar med endast två parametrar:  $x^*$  som är det geometriska medelvärdet, och  $s^*$  som är den geometriska standardavvikelsen (se ovan). En percentil kan då beskrivas som:

$$x_p = x^* \cdot (s^*)^{t_{p, n-1}}. \quad (3)$$

Vilken nivå  $p$  som är lämplig som kontrollmål beror bl.a. av hur många prov man planerar av ta per år. Om man exempelvis tar 5 prov årligen är det sannolikt att ett prov kan överskrida  $x_{0,8}$ , men mindre sannolikt att två prov gör det.

### Medelhalter

Ofta presenteras data över ytvatten som årsmedelhalter. Årsmedelhalter är viktiga för att bedöma effekter från kronisk exponering. En förändring i årsmedelhalterna kan vara långsam och påvisas lämpligen genom studier av tidstrender över längre perioder (se avsnitt 6.2.4). Halter i ytvatten och framförallt i fisk kan dock uppvisa skillnader mellan närliggande år. Dessa skillnader behöver inte vara tecken på en systematisk förändring; tvärtom kan många yttre faktorer orsaka en osystematisk mellanårsvariation.

Då trender sällan kan påvisas innan 4-5 års mätningar, finns ett behov att även kunna bedöma om enstaka årsmedelvärden avviker från det förväntade. Kontrollmål för årsmedelvärden används vid den årliga utvärderingen, som en indikation på långsiktig förändring.

Osäkerheten i ett årsmedelvärde är relaterat till variationen mellan de stickprov som det beräknas från. För normalfördelade data kan medelvärdets två-sidiga konfidensintervall, dvs. det intervall inom vilket det verkliga medelvärdet antas förekomma med en given sannolikhet  $(1-\alpha)$  beräknas som:

$$\mu = \bar{x} \pm t_{1-\alpha/2, n-1} \cdot s / n^{0.5}, \quad (4)$$

där  $n$  är antalet prov.

Den övre konfidensgränsen för referensperioden kan användas som ett övre mått på ett förväntat medelvärde om ingen förändring skett. För icke-normalfördelade data är det mer komplicerat att beräkna medelvärdets konfidensgränser och flera olika metoder har föreslagits (se t.ex. Olsson, 2005). Inom efterbehandlingsprojekt har man vanligen ett begränsat dataset och variansen kan vara otillräckligt känd.

För att ta hänsyn till båda periodernas osäkerhet i årsmedelvärde kan (istället för specifika kontrollmål) statistiska tester användas för att bedöma om det är sannolikt att två olika årsmedelvärden är tagna från samma population. Vid normalfördelningar används vanligen t-test för att beräkna sannolikheten ( $p$ ) att medelvärdena inte skiljer sig. Om  $p < 0.05$  kan man förkasta nollhypotesen, dvs. det kan antas att de båda perioderna inte är lika.

Om data från de två perioderna är tagna systematiskt, t.ex. vid samma tidpunkter under två år, kan ett parvis t-test användas. Detta ger en högre styrka, dvs. möjligheten att upptäcka om en skillnad ökar.

Om data inte är normalfördelade kan man i första hand pröva att transformera data till en normalfördelning (t.ex. logaritmering) och därefter genomföra sina tester. I andra hand kan s.k. icke-parametriska tester användas (se Grandin, 2003).

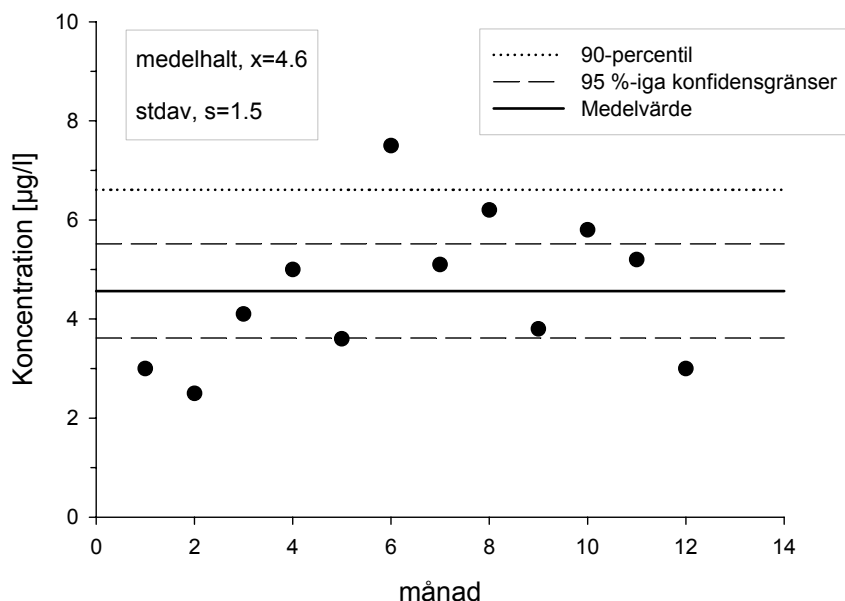
## Exempel:

### 1. Kontrollmål för ytvatten

I ett vattendrag har koppar provtagits månadsvis under referensperioden. Mätvärdena redovisas i Figur 5. Nu önskar man för uppföljning i fas 3 beräkna kontrollmål som indikerar förändringar i tillståndet. För fas 1 är medelhalt 4,6  $\mu\text{g/l}$  och standardavvikelsen 1,5  $\mu\text{g/l}$ . Detta innebär att CV är 33% och data antas kunna beskrivas som normalfördelade. För stickprovet väljs 90-percentilen som kontrollmål. Värdet beräknas med ekvation 2, med  $t_{0,9, 12-1}=1,36$ . Kontrollmålet för stickprov blir då 6,6. Med en provtagning om 12 prov per år kan man förvänta sig att ett prov överstiger detta kontrollmål, och med lägre sannolikhet två prov.

För årsmedelprov kan kontrollmål beräknas med ekvation 4. För 95 % konfidensintervall är  $t_{0,975, 12-1}=2,201$  och den övre kontrollgränsen blir 5,5  $\mu\text{g/l}$ . Om mätprogrammet istället bestod av sex stickprov per år skulle motsvarande kontrollgräns för årsmedelvärde bli 5,9  $\mu\text{g/l}$ .





Figur 5. Exempel på kontrollmål för stickprov och årsmedelvärde. Punkterna representerar mätvärden, den prickade linjen är kontrollmål för stickprov, och den streckade linjen är kontrollmål för medelvärdet.

## 2. Jämförelse av årsmedelvärden

I ett exempel nedan ses två provtagningsserier med 10 stycken prover vardera tagna under samma period. För att testa ifall det föreligger någon skillnad mellan dessa prover utförs ett parvis t-test. Nollhypotesen är att det inte föreligger någon skillnad mellan provtagningarna. Testet utförs med en dubbelsidig signifikansnivå på  $\alpha=5\%$ .

År\Prov	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
1	2,5	2,1	2,2	2,4	2,9	2,5	2	2,1	2,3	2,4
2	2,1	2,0	1,9	2,0	2,2	2,0	2,1	1,8	2,0	2,1
Skillnad	0,4	0,1	0,3	0,4	0,7	0,5	-0,1	0,3	0,3	0,3

Medelvärdet för skillnaden är 0,32 och standardavvikelsen är 0,215. t-värdet beräknas enligt

$$t = \frac{\bar{X} - \mu_0}{s / \sqrt{n}} \quad (5)$$

till 4,465 vilket är högre än det kritiska t-värdet på 2,262 (för  $\alpha=0,05$  och 10-1 frihetsgrader). Det innebär att nollhypotesen kan förkastas och att det på en signifikansnivå på 5% föreligger en skillnad mellan provtagningarna.

#### 6.2.4 Tidstrender

Under fas 3 är det aktuellt att bedöma måluppfyllelse, dvs. om åtgärds målen uppnås. Såsom framgår i avsnitt 6.3 tar det ofta ett antal år innan en förbättring kan ske. Denna tid beror dels på naturliga processer och dels på kontrollprogrammets struktur och inneboende förmåga att upptäcka en förändring (avsnitt 6.3.1). Att jämföra mätresultat från enstaka år med tillståndet under referensperioden kan p.g.a. oregelbundna mellanårsvariationer ofta vara en ineffektiv metod för att påvisa förändringar, och det är även en risk att erhålla falska positiva svar (t.ex. Bignert, 2002).

En mer effektiv metod är att genom trendanalys beräkna om mätvariablerna (halterna) varierar över tiden, dvs. om det finns ett samband mellan förändrade halter och tid. Detta kan göras med linjär eller icke-linjär regression. Om data är normalfördelade används linjär regression. Miljödata är väldigt ofta log-normalfördelade och då kan logtransformering av data föregå en trendanalys. Metoder för trendanalys beskrivs bl.a. i Bignert (2002) samt Grandin (2003).

Genom trendanalys kan man alltså med önskad sannolikhet påvisa om miljö tillståndet förbättrats efter en åtgärd. Redan vid kontrollprogrammets utformning kan man skatta vilken förändring man kommer att kunna påvisa efter ett visst antal år (avsnitt 6.3.1 samt bilaga 3). Detta kan därför omformuleras som ett kontrollmål.

#### Exempel

I ett visst fall har man planerat att ta 6 stickprov från ett ytvatten per år och variabiliteten förväntas vara  $CV=30\%$ . En förväntad genomsnittlig haltminskning om 5 % per år kommer att ta drygt 9 år att påvisa statistiskt (Figur 6). Ett kontrollmål kan då vara att en avtagande trend ska vara signifikant efter drygt 9 år. På motsvarande sätt kan man också resonera att om 9 års mätningar inte ger en statistiskt signifikant tidstrend, så är eventuell haltminskning mindre än de antagna 5 % per år.

### 6.3 Tidplan

Redan vid planeringen av ett kontrollprogram är det en fördel om man upprättar en tidplan. En tidplan ska innehålla ett förslag till hur länge mätningar ska pågå inom respektive fas (1-3), samt med vilken frekvens som fördjupande utvärderingar ska genomföras. Ofta är det svårt att i förväg bestämma hur länge den uppföljande fasen ska pågå. I avsaknad av en tidplan kan det antingen bli en tvistefråga om när kontrollprogrammet ska avslutas, eller så avslutas mätningarna innan kontrollprogrammet kunnat påvisa någon förbättring. Därmed försvinner möjligheten att bedöma måluppfyllelse för åtgärden.

Utsträckningen i tiden av fas 1 är i många fall begränsad till tiden mellan beslut om kontrollprogram och igångsättande av åtgärd. Mätperioden i fas 1 kan bli betydligt kortare än ett år och det är viktigt att snarast möjligt inleda dessa mätningar. Mätperiodens längd under fas 2 styrs av entreprenadarbetena.

Tidplanen för den uppföljande fas 3 kan utformas i etapper om t.ex. tre år. Efter varje treårsperiod genomförs en fördjupad utvärdering, varvid omfattningen på nästkommande period kan preciseras.

Vid upprättande av en tidsplan för fas 3 krävs att man har en uppfattning om:

- hur länge ett visst mätprogram måste pågå för att en statistiskt signifikant trend ska kunna påvisas
- hur fort en åtgärd kan förväntas ge respons i form av t.ex. minskade halter i omgivningen

### 6.3.1 Mätprogrammets möjlighet att upptäcka en tidstrend

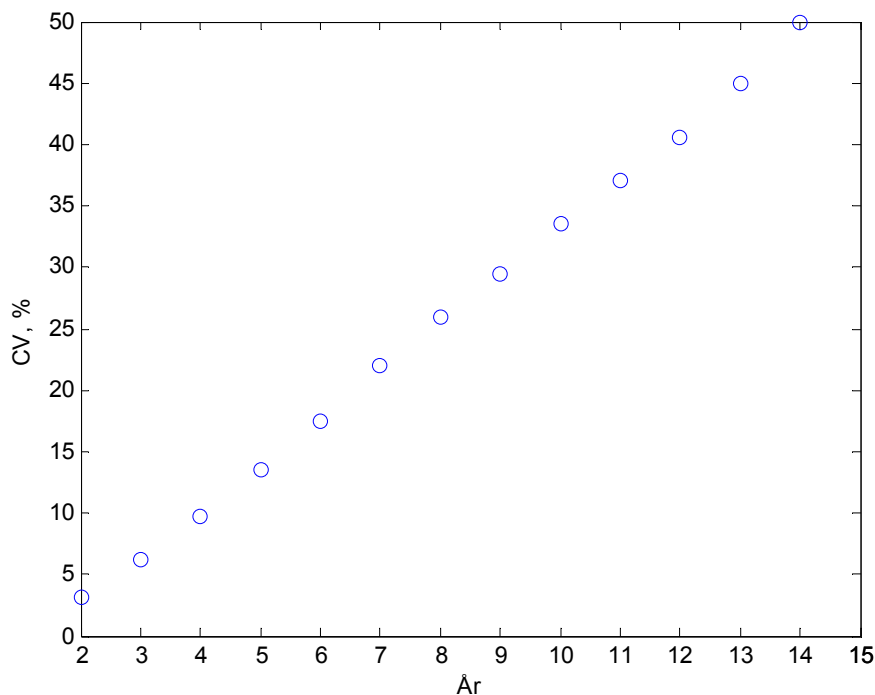
Ett kontrollprogram som inte pågår under tillräcklig lång tid för att kunna påvisa en avsedd förändring har tämligen lågt informationsvärde. Den förstnämnda aspekten ovan kan hanteras genom beräkning av ett mätprogramms teststyrka. Teststyrkan är ett mått på chansen att upptäcka en verklig förändring. Detta avsnitt är en sammanfattning av bilaga 3. Om syftet är att påvisa en förändring över tid så krävs vissa överväganden för att kunna utforma mätprogrammet så att det finns en teoretisk möjlighet att påvisa dessa förändringar med en statistisk säkerhet. De faktorer som påverkar teststyrkan är:

1. Konfidensgraden,  $\alpha$
2. Variabiliteten i data
3. Antal prov
4. Förändringens storlek

För att påvisa en förändring över tid utförs en hypotesprövning. Nollhypotesen som ska bedömas är att det inte sker någon förändring. Vid hypotesprövningen väljs vilken nivå konfidensgraden ska ligga på. Ett vanligt värde är 5 %. Det innebär att risken för att tro att det existerar en trend när det i verkligheten inte är någon förändring är 5 %. Variabiliteten hos stickproven som ligger till grund för den statistiska bedömningen påverkar teststyrkan på så sätt att en lägre variation leder till en högre teststyrka och vice versa.

Mätseriens längd och antal prov per år har också en inverkan på utfallet av hypotesprövningen. Är antal mätningar per år många och mätserien lång innebär det att teststyrkan ökar. Tas det däremot få prov och under en kort period blir teststyrkan låg. Slutligen påverkas teststyrkan av hur stor den årliga förändringen är. En liten förändring är svårare att påvisa än en stor förändring. I regel ska teststyrkan vara över 80 % för att kunna dra slutsatsen att det i verkligheten föreligger en förändring (Grandin, 2006). Ger analysen att teststyrkan är lägre än 80 % och målet är att detektera en förändring bör antalet prov per år utökas eller mätserien förlängas så att teststyrkan stiger. I vissa fall kan styrkan ökas även genom att minska variabiliteten t.ex. genom justering av data för kovariabler (se avsnitt 6.1.5).

Beroende på hur stor variationen är i den undersökta variabeln kommer det att ta olika länge att upptäcka en specifik trend. I Figur 6 illustreras hur länge en provtagning ska pågå för att uppnå en styrka större än 80 %, beroende på storleken på variationskoefficienten. Exemplet gäller för en årlig förändring på 5 % och att det tas 6 prover per år. Variabiliteten (CV) gäller för normalfördelade data, eller för logtransformerade data om data är lognormalfördelade. I bilaga 3 redovisas begreppet teststyrka utförligare och många exempel ges.



Figur 6. Längden på mätserien för att uppnå en styrka på mer än 80 % förutsatt en årlig förändring på 5 % och att det tas 6 prover per år.

### 6.3.2 När kan en förändring förväntas?

Responstiden kan definieras som den tid det tar för ett system i jämvikt att komma i ett nytt jämviktsläge efter en pulsförändring. I en föroreningsituation med källa, transport och skyddsobjekt kan flera olika processer påverka responsen hos ett visst skyddsobjekt. Den process som har den längsta responstiden kommer att vara styrande för den tid det tar innan en åtgärd får genomslag på miljötillståndet i omgivningen. Generellt är det fyra processer som kan vara styrande:

1. Åtgärdsteknik
2. Transport till mätpunkt i omgivning
3. Omsättning i den undersökta matrisen
4. Biologisk respons

### 6.3.2.1 ÅTGÄRDSTEKNIK

Hur snabbt spridningen kan förväntas minska beror bl.a. av åtgärdsmetod. Vid schaktsanering i jord genomförs föroreningsreduktionen under en avgränsad tid, vanligen kortare eller betydligt kortare än ett år. Detta gäller även muddring i sediment. Vid in-situ-metoder i jord sker föroreningsreduktionen gradvis, och man kan därför förvänta sig att spridningen minskar med X % per år.

### 6.3.2.2 TRANSPORT

Om föroreningarna legat i jord och transport till omgivande ytvatten eller brunnar sker via grundvattentransport, kan transportprocesserna orsaka en avsevärd fördröjning. Responstider för sådan transport kan variera mellan några dagar och 10-tals år. De viktigaste faktorerna som påverkar responstiden är:

- Avstånd mellan källa och skyddsobjekt
- Hydraulisk konduktivitet
- Grundvattengradient (kan forceras vid t.ex. vattentäkter)
- Retention p.g.a. adsorption
- Hydrogeologiska diskontinuiteter

Från sediment kan föroreningar spridas till skyddsobjekt i vattenmiljön i eller nedströms området. Om denna spridning sker i näringskedjan, såsom ofta är fallet för t.ex. kvicksilver och PCB, så är spridningen kopplad till de naturliga biologiska cyklerna med störst transport sommartid.

### 6.3.2.3 OMSÄTTNING I DEN UNDERSÖKTA MATRISEN

Responstiden i ytvatten styrs av föroreningens lokala residenstid i vattenmassan och kan i sammanhanget betraktas som en snabb process som sällan reglerar den totala responstiden. Ämnen som till stor del uppträder i partikelfas (t.ex. 5-ringade PAH, kvicksilver) uppvisar betydligt lägre residenstider än mer konservativa föroreningar (t.ex. nickel).

I ytsediment regleras responstiden av sedimenttillväxthastigheten och omblandningen från vågor och bentiska organismer. En snabb sedimenttillväxt innebär kort responstid. I ett sediment utan omblandning kan responstiden beräknas direkt från sedimenttillväxten; om sedimenttillväxten är 5 mm/år så kan intervallet 0-10 mm ha bytts ut på två år. I de flesta miljöer kommer omblandande processer i sedimenten att orsaka en avsevärt trögare respons. Att använda sedimentfällor som hängs ut i vattenmassan är en känsligare metod än att undersöka ytsediment.

I fisk varierar responstiden mellan olika ämnen, i relation till hur snabbt ämnena metaboliseras eller utsöndras. Organiska ämnen med relativt hög vattenlöslighet och låga till intermediära  $\log K_{ow}$  (t.ex. fenolära ämnen) omsätts ofta på några dagar, medan halveringstiden för mer fettlösliga och klorerade ämnen generellt ökar med  $\log K_{ow}$  (upp till ca 7) och varierar mellan ca 30 dagar upp till något år (Fisk m.fl., 1998; Buckman m.fl., 2004). Flertalet metaller omsätts relativt snabbt i fisk, medan metylkvicksilver omsätts mycket långsamt. Fälldata visar att i abborre

och gädda ökar halterna av metylkvicksilver under hela deras livslängd (se Bilaga 2).

För ämnen som omsätts långsamt spelar alltså fiskens ålder stor roll för möjligheten att detektera en förändring. Äldre fisk är mer relevant för den *risk* som kvicksilver utgör, men ger knappast respons på *förändrad belastning* på mindre än 5-8 år. Ettårig fisk bedöms vara det mest lämpliga valet för att följa förändrad belastning av kvicksilver. Ettårig fisk har dessutom en mer begränsad födostrategi, vilket minskar variabiliteten. Zooplankton har en ännu snabbare respons, men p.g.a. dessa organismers snabba omsättning kan halterna variera så snabbt över tiden att det inte är en robust indikator (Mason m.fl., 2005).

#### 6.3.2.4 BIOLOGISK ÅTERHÄMTNING

Om ekosystemet i ett ytvattensystem är påverkat av föroreningarna kan det ta många år efter åtgärd innan ekosystemet återhämtat sig. Allmänt sett är tiden för ekologisk återhämtning minst lika lång som den tid det tar för föroreningssituationen att återhämta sig. I en utvärdering av fem svenska efterbehandlingsprojekt visar Andersson (2003) att i bästa fall kan en förbättring ske på runt 4 år, men i många fall kan tiotals år krävas.

Återhämtningstiden beror bl.a. av hur påverkat ekosystemet är innan åtgärd, hur goda möjligheterna till invandring av arter är, och arternas generationstid. Vid en 80 % minskning av abundansen i akvatiska ekosystem visar Barnthouse (2004) att flertalet evertebrater återfått sin population efter ca 1-12 månader, medan det för fisk kan ta uppemot 10 år.

Dessutom påverkas det biologiska tillståndet av många andra faktorer än föroreningar. Mellanårsvariationer kan orsakas av variationer i t.ex. temperatur, födotillgång, syreförhållanden, fortplantningsframgång m.m., vilket gör det svårt att identifiera effekten av toxiska ämnen.

## 6.4 Utvärdering och rapportering

Mätresultat ska jämföras med tillämpliga kontrollmål. Följande principer kan användas (Tabell 5):

**Tabell 5. Generella principer för utvärdering.**

Kontrollmål	Löpande	Årlig	Fördjupad
Akuttoxiska effekter	X	X	
Effekter från kronisk exponering		X	X
Ekologisk status			X
Avvikande stickprov	X		
Avvikande årsmedelhalt		X	X
Tidstrender			X

Data ska utvärderas löpande. Skriftlig rapportering från ett kontrollprogram sker vanligen en gång per år samt vid övergång mellan fas 1, 2 och 3. Dessutom ska

rutiner för löpande rapportering till huvudman och tillsynsmyndighet upprättas. Löpande rapportering ska främst ske vid resultat som överskrider de mätbara kontrollmål som satts upp och är särskilt viktigt vid fas 2.

Den årliga rapporteringen bör allmänt sett innehålla följande komponenter:

- Huvudman och ansvarsfördelning
- Ansvarig för genomförandet
- Syfte
- Villkor (om det förekommer)
- Redovisning av mätprogrammets omfattning och kontrollmål
- Resultat
- Uppfyllelse av kontrollmål
- Särskilda händelser
- Rekommendation om ändringar

Ett avsnitt som beskriver rekommendation om ändringar i kontrollprogrammet tas med endast om speciella skäl föreligger (se avsnitt 6.5). Fördjupad utvärdering kan genomföras t.ex. vart tredje år. Vid dessa tillfällen ska även tidstrender utvärderas.

## 6.5 Åtgärdsplan

Systemet med kvantitativa kontrollmål medför också att åtgärder ska preciseras för de situationer när målen inte uppfylls. I Tabell 6 ges ett exempel på hur en åtgärdsplan kan utformas.

**Tabell 6. Exempel på åtgärdsplan**

Händelse	Åtgärd	Rapportering
Överskridanden av kontrollmål för stickprov	1) Omanalys / nytt prov 2) Kontrollera om antagen std.av. behöver korrigeras - revidera kontrollmålet 3) Utred tänkbara orsaker 4) Åtgärd för att minska spridning	Till huvudman
Överskridanden av kontrollmål för årsmedelprov	1) Inverkan av enstaka avvikande stickprov? 2) Kontrollera om antagen std.av. behöver korrigeras- revidera kontrollmålet 3) Utred tänkbara orsaker 4) Åtgärd för att minska spridning	I skriftlig årsrapport
Överskridande av riktvärde för akuta toxiska effekter	1) Snabb kontroll av analys / nytt prov 2) Åtgärd för att minska spridning	Till huvudman, tillsynsmyndighet och eventuell vatten- eller brunnägare
Överskridande av riktvärde för kroniska toxiska effekter	1) Inverkan av enstaka stickprov? 2) Åtgärd för att minska spridning	Till huvudman, tillsynsmyndighet och eventuell vatten- eller brunnägare
Avtagande tidstrend bekräftad	1) Om inga effektbaserade riktvärden överskrider - överväg att minska eller avsluta kontrollprogrammet	I skriftlig årsrapport

Vid exceptionella omständigheter kan kontrollprogrammet behöva revideras. Det kan för alla parter underlätta om man skriver in tänkbara fall när en revidering kan bli aktuell. Exempel på sådana fall kan vara:

- Variabiliteten i data är så hög att otillräcklig precision av t.ex. medelvärden erhålls
- Det biologiska tillståndet har försämrats påtagligt, t.ex. fiskdöd
- Miljöpåverkan har avtagit så påtagligt att mätprogrammet kan minskas



## 7 Referenser

Andersson, S.U. (2003) *Ekologiska återhämtningstider*. C-uppsats från Linköpings Universitet.

Arbetsmiljöverket (2002) *Marksanering – om hälsa och säkerhet vid arbete i föro-  
rande områden*.

Barnhouse L.W. (2004) *Quantifying population recovery rates for ecological risk  
assessment*. Environ. Tox. Chem. 23, 500-508.

Bignert A., Göthberg A., Jensen S. m.l. (1993) *The need for adequate biological  
sampling in ecotoxicological investigations: a retrospective study of twenty years  
pollution monitoring*. Sci. Tot. Envir. 128, 121-139.

Bignert A., Olsson M, de Wit C., Litzen K., Rappe Ch. och Reutergårdh L. (1994) *Biological variation – an important factor to consider in ecotoxicological studies  
based on environmental samples*. Fresenius J. Anal. Chem. 348, 76-85.

Bignert A. (2002) *Trendstudier av miljögiftskoncentrationer i biota. i Exempel-  
samling i anslutning till Statistiska analysmetoder inom miljöövervakning*.  
Naturvårdsverket.

Bignert A., Asplund L. och Wilander A. (2004) *Comments Concerning the  
National Swedish Contaminant Monitoring Programme in Marine Biota*. Rapport  
för Naturvårdsverket.

EC (2006) Förslag till EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV  
om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring av direktiv  
2000/60/EG. Bryssel den 17.7.2006, KOM(2006) 397.

Fisk A.T., Norstrom R.J., Cymbalisky C.D. och D.C.G. (1998) *Dietary accumula-  
tion and depuration of hydrophobic organochlorines: bioaccumulation parameters  
and their relationship with the octanol/water partition coefficient*. Environ. Tox.  
Chem, 17, 951-961.

Grandin U. (2003) *Dataanalys och hypotesprövning för statistikanvändare*. Natur-  
vårdsverket.

Grandin U. (2006) *Statistisk analys av möjligheter att kunna upptäcka regionala  
trender i de nuvarande programmen för nationell övervakning av sötvatten*. Rap-  
port 20006:18

Hebert C.E. och Weseloh D.V.C. (2006) *Adjusting for temporal change in trophic  
position results in reduced rates of contaminant decline*. Environ. Sci. Technol. 40,  
5624-5628.

Limpert E., Stahel W.A. och Abbt M. (2001) *Log-normal distributions across the  
sciences: keys and clues*. Bioscience 51, 341-352.

Mason R.P., Abbott M.L., Bodaly R.A. m.fl. (2005) *Monitoring the response to  
changing mercury deposition*. Environ. Sci. Technol 39, 14A-22A.

- Naturvårdsverket (1996) *Handledning för miljöövervakning – vattenkemi i sjöar*. 1996-06-27.
- Naturvårdsverket (1997a) *Development of generic guideline values*. Naturvårdsverket rapport 4639.
- Naturvårdsverket (1997b) *Handledning för miljöövervakning –... Metaller och organiska miljögifter i fisk, sjöar och vattendrag*. 1997-05-26.
- Naturvårdsverket (2000) *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – sjöar och vattendrag*. Naturvårdsverket rapport 4913.
- Naturvårdsverket (2002) *Handledning för miljöövervakning – Grundvattenkemi, integrerade typområden version 1.1*. 2002-06-25.
- Naturvårdsverket (2004a) *Handledning för miljöövervakning – metaller i sediment*. version 1.1. 2004-01-23.
- Naturvårdsverket (2004b) *Handledning för miljöövervakning – Vattenkemi i vattendrag*. 2004-01-16.
- Nordtest (2005) *NORDTEST Sampler Certification*. Scheme handbook v. 1-0.
- SGF (2004) *Fälthandbok - Miljötekniska markundersökningar*. Sveriges Geotekniska Förening, Rapport 1:2004.
- Sternbeck J., Kaj L.m.fl (2004) *Organiska miljögifter i fisk från svenska bakgrundsområden*. IVL B1576.
- Sternbeck J., Östlund P., Aquilonius K., Josefsson K., Marelius F. och Petsonk A. (2008) *Strategi för miljöriskbedömning av förorenade sediment*. Hållbar Sanering (in prep.)



# Bilaga 1. Inventering av kontrollprogram

## Syfte

Syftet med detta moment är att insamla erfarenheter från planering och genomförande av kontrollprogram i några EBH-projekt av olika storlek och karaktär. De kontrollprogram som studeras beskrivs avseende:

- Syfte och mål
- Mätprogrammets struktur
- Tidsplan
- Möjlighet att bedöma måluppfyllelse
- Rapporteringsrutiner och åtgärdsplan

## Genomförande

I Tabell 7 redovisas de projekt som studerats samt de personer som kontaktats. Denna sammanställning fokuserar i huvudsak på kontrollprogram som löper efter genomförd efterbehandlingsåtgärd. Kontrollåtgärder under genomförandefasen kommenteras bara kort.

**Tabell 7. Kontaktpersoner.**

Projekt	Kontaktperson	Myndighet/företag
Kvarntorp	Fredrik Boström	Länsstyrelsen i Örebro
Kvarntorp	Peter Eriksson	Kumla kommun
Järnsjön	Anders Helgée	Hultsfreds kommun
Turingen	Andy Petsonk	WSP
Adakgruvan	Ylva Bergström	LST i Västerbotten
Centrala Industriområdet	Bernt Persson	Ätvidaberg kommun
Ranstad	John Sternbeck	WSP
Statens oljelager Junsele	Lars-Gunnar Karlsson & Pia Ek	SGU

## Kvarntorp

I Kvarntorpsområdet bedrevs från krigsåren till 60-talet brytning och bearbetning av alunskiffer med syfte att producera bränsle och drivmedel. En rest från denna tid är den ca 100 meter höga askhög som fortfarande fläckvis brinner. I området har även annan kemisk industri, som t ex ammoniak tillverkning, bidragit till föroreningsituationen.

Kvarntorpsområdet är Örebro läns största efterbehandlingsobjekt. Området riskklassades enligt MIFO fas 1 av Kemakta år 1996. Totalt 31 delområden identifierades och fick riskklass från 1 till 4. Kvarntorpsområdet har utpekats som ett av de områden där staten varit verksamhetsutövare och som SGU har fått uppdraget

att undersöka efterbehandlingsbehovet för. Tre undersökningar med SGU som huvudman samt ett LIP-projekt med Kumla kommun som huvudman har påbörjats under 2004. SGU:s undersökningar innefattar en grundvattenutredning över Kvarntorpsområdet, en utredning av Kvarntorpshögen samt ytterligare en miljöteknisk markundersökning med avseende på de objekt som klassades i riskklass 1 av Kemakta år 1996. Kommunens LIP-projekt är en restaurering av den gamla reningsanläggningen vid Kvarntorpshögen, de s.k. serpentindammarna. LIP-projektet slutfördes under år 2005. Områdets storlek och komplexitet förväntas ge upphov till ett omfattande tillsynsarbete under flera år framöver. (Regionalt program för efterbehandling av förorenade områden i Örebro 2005, Länsstyrelsen i Örebro).

### **Syfte och mål**

Vid Kumla kommun anger man att ett kontrollprogram för ytvatten drivs sedan ett antal år: "Vattenkvalitet kring Kvarntorp". Syftet är att kontrollera vattenkvaliteten. Konkreta mål för att utvärdera data saknas.

### **Efterbehandlingsmetod**

Området har ännu inte efterbehandlats. Länsstyrelsen i Örebro län och Kumla kommun vill ta ett helhetsgrepp om Kvarntorpsområdet och har sökt statliga anslag. Ansvarsfrågan kring området är dock inte löst och processen har gått i stå.

Kumla kommun har gjort mindre saneringar på området i samband med borttagande av byggnader och ledningsarbeten. Kommunen har även vidtagit åtgärder och höjt pH-värdet i ett par sjöar (vattenfyllda dagbrott) i närheten, genom att deponera kalkrikt lättbetongspill uppströms.

### **Kontrollprogrammets upplägg**

Ytvattenkvaliteten kontrolleras vid fyra punkter i de s.k. serpentindammarna. Stickprov tas varannan månad för analys av fysikaliska och kemiska parametrar, bl.a. metaller, pH och konduktivitet. Vid utloppet från serpentindammarna har man installerat en automatisk provtagare som tar prov från var 50:e m<sup>3</sup> vatten som går ut. Ytvattnet påverkas av grundvattenläckage från askhögen, samt av dagvatten från industriområdet.

### **Tidsplan**

Ingen uttalad tidsplan föreligger. Man omprövar tidplanen efter hand. Som nämnts ovan pågår undersökningar i området och kontrollprogrammet kommer inte att revideras förrän dessa utredningar är klara. Man har dock delvis övergått från stickprov till flödesstyrd automatisk provtagning.

### **Måluppfyllelse**

Kontrollprogrammet saknar uttalade mål. För närvarande jämförs uppmätta metallhalter med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, och Kumla kommun uppger att halterna inte har befunnits höga. Dock ökar bl.a. halten av uran nedströms askhögen.

## Rapportering och åtgärder

Kvartalsvis rapportering sker som en excelfil med halter, där högsta och lägsta halter markeras. Årsrapportering sker enligt föreskrifterna för miljörapportering. Alla rapporter delges intressenterna, dvs. kommunen, länsstyrelsen och vissa företag. I årsrapporten tas även med en sammanfattning av resultaten från den provtagning med avseende på vattenkemi, bottenfauna och metaller i vattenmossa som sker i Frommestabäcken genom den samordnade recipientkontrollen i Hjälmarens vattenvårdsförbund.

## Järnsjön, Hultsfred

1981 upptäcktes höga PCB-halter i skum på Emåns vatten vid mynningen till Östersjön. Ett omfattande karteringsarbete startade för att hitta PCB-källan. I mitten av 80-talet kunde man konstatera att Järnsjön, utanför Järnforsen i Hultsfreds kommun, var orsaken till det mesta av PCB:et i Emånsvatten. Järnsjöns sediment visade sig innehålla ca 400 kg PCB. Sedimenten läckte varje år 6 - 8 kg PCB till Emån.

Under perioden 1988-1991 gjordes en stor mängd utredningar i Naturvårdsverkets regi. Dessa ledde bl.a. fram till hur mycket sediment som skulle tas upp, förslag till sanerings- och avvattningsmetoder. Hösten 1991 tog Hultsfreds kommun över ansvaret för saneringsprojektet. Färdigställande av underlag och erhållande av erforderliga tillstånd till saneringen fick kommunen under 1992. Samtliga referenser från ”Sanering av Järnsjön i Emån, Naturvårdsverkets rapport 4991”.

## Syfte och mål

Syftet med efterbehandlingsprojektet är att minska PCB-belastningen till Emån och Östersjön så att en värdefull sötvattensfauna med utter och ca 30 olika fiskarter kan bestå.

Projektets övergripande mål var:

- Halten PCB i fisk fick ej överstiga 0,4 mg PCB/kg våtvikt
- Kunskapsuppbyggnad
- Hushållning med resurser

## Efterbehandlingsmetod

Själva saneringen av Järnsjön utfördes under 1993 och 1994. De PCB-innehållande sedimenten togs upp med hjälp av ett sugmudderverk och lades i en deponi. Totalt muddrades ca 147 000 m<sup>3</sup> sediment från Järnsjöns botten, motsvarande ett område på 22 ha.

## Kontrollprogrammets upplägg

För att miljömässigt kunna styra entreprenadarbetena och för att tillse att miljövillkor enligt angivna tillstånd ej överskrids utfördes omfattande miljökontroll

under saneringsarbetet. Bl.a. mättes grumlighet kontinuerligt och under muddringsperioden skulle värden över 2,5 gånger bakgrundshalten inte överskridas.

Efter saneringen genomfördes miljöstudier för att verifiera att projektets åtgärds mål hade uppnåtts. Dessa mätningar omfattade:

- **Analys av PCB-halten i sediment** för att kontrollera att PCB-halten understeg 0,5 mg/kg TS. Sjön delades in i 54 områden. När analyserade halter i samlingsprov (bestående av 5 stickprov) i 53 av dessa områden understeg 0,5 mg/kg TS avbröts muddringsarbetet
- **Transport av PCB i vattendraget.** Analys av PCB-halt i vatten till och från Järnsjön utfördes 1995 och 1996
- **Deponin.** PCB-halten undersöktes i grundvattenrör i och i anslutning till deponin samt i dricksvattenbrunnar. Under 1994 genomfördes sex provtagningsomgångar av PCB i grundvattenrören och i dricksvattenbrunnarna.
- **Specialundersökningar** genomfördes före, under och efter projektet. De syftade till att verifiera effekter som kan uppkomma trots begränsningar i föroreningsflödet genom uppsatta rikt- och gränsvärden. De förberedande undersökningarna utfördes 1991 och den efterföljande kontrollen utfördes fram till och med 1997

Den totala omfattningen av de uppföljande mätningarna har inte fullt ut kunnat kvantifieras. Mätningar pågick under en begränsad tid (2-3 år), till dess målen uppfyllts. De kemiska mätningarna omfattande sediment, ytvatten, grundvatten, suspenderat material, bottenfauna och fisk. Dessutom genomfördes biologiska undersökningar av bottenfauna och fiskens beståndstäthet. Sediment undersöktes vid 53 platser, vattenkemi vid omkring 7 provpunkter.

### Tidsplan

Projektet planerades att vara klart 1997, med saneringen utförd under 1994. Tidsplanen höll, även för den uppföljande miljökontrollen. Kontrollprogrammet avslutades efter att målen uppfyllts, dvs. 1997. Inom Emåns Vattenförbund har där efter något enstaka prov på PCB i gädda undersökts. Inga övriga uppföljande mätningar förefaller ha genomförts efter 1997.

### Måluppfyllelse

Specialundersökningar har genomförts i åtta delar mellan 1991-1996: 1) kemisk och biologisk karaktärisering av suspenderat material, 2) kemisk karaktärisering av vatten, 3) burförsök med regnbåge, 4) undersökning av abborre, 5) bottenfauna för kemisk analys, 6) bottenfauna för kvalitativ och kvantitativ analys, 7) undersökning av beståndstäthet och tillväxt för ensomrig lax, havsöring och stationär öring och 8) fysikalisk-kemiska mätningar vid efterkontrollen.

De specialundersökningar som utförts visar att det uppställda miljömålet PCB-halt i fisk uppnåddes. De övriga två målen, Kunskapsuppyggnad och Hushållning med resurser uppfylldes även de.

## Rapportering och åtgärder

Vid planering av muddringen upprättades även en plan för rapportering (Naturvårdsverket rapport 4746). Delprojektledaren skulle månadsvis ge en sammanfattande rapport till projektgruppen, under perioden april 2003 till april 2005. Årliga rapporter skulle presenteras från 1993-1996, senast april efter respektive år.

## Turingen

Nykvarns Bruk använde mellan åren 1946 och 1966 - liksom andra pappersbruk - kvicksilver i produktionen. Kvicksilverhaltiga fiberrester från bruket spolades ut i Turingeån. En del stannade i åns bottensediment, en del fördes vidare till sjön Turingen. Cirka 350 kilo kvicksilver har påträffats i sjösystemet.

Fisken i sjön "svartlistades" 1968 som oätlig. Kvicksilverhalterna har i stort legat stilla sedan dess, och överskrider kraftigt Livsmedelsverkets gränsvärde för föda. Samtliga referenser från Turingens hemsida: [www.turingen.se](http://www.turingen.se).

## Syfte och mål

Huvudsyftet med projektet var att isolera mellan 90 och 95 % av kvicksilverförrådet i sediment i Turingeån och sjön Turingen från den akvatiska miljön och, därmed, på ett kostnadseffektivt sätt:

- Reducera kvicksilver i fisk till då den kan användas som föda
- Förhindra utsläpp från Turingen som kan försämra vattenkvaliteten i Mälaren
- Möjliggöra ett obehindrat genetiskt utbyte och därmed ett säkerställande av den biologiska mångfalden i vattensystemet mellan Yngern och Mälaren
- Bidra till större frihet vid användning av Turingen för rekreationsändamål

Detta skulle uppnås genom ett antal efterbehandlingsåtgärder vars huvudsakliga mål var att:

- Stoppa den resuspension av kvicksilverförorenade sediment som hade orsakat förhöjda halter av kvicksilver i fisk och andra arter
- Bygga upp beständiga barriärer mellan de förorenade sedimenten och vattenmassan
- Skapa en ny, frisk sjöbotten som snabbt kunde återkolonieras av bottenlevande djur

Ett kontrollprogram upprättades redan innan åtgärdsarbetet inleddes. Programmet har som huvudsakligt syfte att säkerställa att:

- Efterbehandlingsåtgärderna utförs i enlighet med uppställda krav
- Ingen väsentligt ökad spridning av kvicksilver sker till omgivande och nedströmsliggande vattenområden till följd av åtgärderna



- Relevanta kemiska, fysikaliska och biologiska referensdata erhålls/finnes för utvärdering av efterbehandlingsåtgärderna

Kvantitativa målhalter för kvicksilver har inte preciserats men framgår indirekt av tjänlighetskravet för fisk. Den sista punkten är mest relevant för den uppföljande miljökontrollen.

### Efterbehandlingsmetod

År 1995 sanerades tilloppet till sjön, Turingean genom muddring och deponering av sediment. I etapp två, åren 1999-2003, sanerades sjön genom övertäckning av sjöns förorenade bottnar med konstgjort sediment.

### Kontrollprogrammets upplägg

Kontrollprogrammets omfattning minskade efter att åtgärdsarbetet avslutats. En schematisk överblick över de uppföljande mätprogrammets omfattning ges i Tabell 8. Samtliga vattenprov tas som stickprov. De biologiska undersökningarna avser kvicksilverhalt på olika nivåer i näringskedjan.

**Tabell 8. Överblick för uppföljande mätprogram vid Turingen**

År efter avslutad entreprenad	Antal stationer	Mätningar (antal tillfällen per år)
1-2 (2004-2005)	5-7	vattenkemi (4), sediment (1-2), sedimentfällor (4), bottenfauna & fisk (1)
3-5 (2006--2008)	5-7	vattenkemi (3), sediment (1), sedimentfällor (2), bottenfauna & fisk (1)

### Tidsplan

Den uppföljande kontrollen, dvs. efter att entreprenadarbetena avslutats, planerades att pågå t.o.m. 2008. Omfattningen planerades minska efter två år, dvs. fr.o.m. 2006, se Tabell 8. Miljökontrollprogrammet har varit och kommer även fortsättningsvis att vara viktigt. Tidiga resultat från programmet visade faktiskt att vissa stationer var överflödiga, då data från andra närliggande stationer hade mer eller mindre samma informationsinnehåll. Därför minskades mängden mätning och provtagning vid sådana stationer, vilket inte hade några nämnvärda konsekvenser för datakvalitet eller tolkning, men sparade en del pengar.

### Måluppfyllelse

Uppsatta mål för själva saneringsarbetet har uppfyllts. Planenligt har 80 % av botten i den 100 ha stora sjön täckts med det konstgjorda sedimentet. Önskad tjocklek på täckningen har i huvudsak nåtts. Mätningar av halten totalkvicksilver i vattnet nära sjöbottnen visar en tydlig minskning som sannolikt är ett resultat av det konstgjorda sedimentet. Detta har även bundit fosfor vilket gjorde att vattnet under 2003 blev klarare och siktdjupet större.

Någon generell minskning av kvicksilverhalterna hos sjölevande djur såsom zooplankton och fisk har inte kunnat påvisas ännu. Kvantitativa mål för minskningen har inte preciserats. Projektet genomför därför en långsiktig uppföljning

fram till 2008. Sådan kontroll är viktig, eftersom det troligen kommer att dröja årtal, kanske drygt ett decennium, tills projektets långsiktiga resultat blir tydliga.

### **Rapportering och åtgärder**

Efter kvalitetsgranskning inom projektgruppen för Projekt Turingen sammanställs resultaten och skickas årligen till Länsstyrelsen och Nykvarns kommun. Några åtgärder som skulle påkallas vid oönskade resultat finns ej preciserade. Rapporteringen omfattar följande:

- Beskrivning av kontrollprogrammet
- Redovisning av uppnådda resultat, inkl hydrologi, vattenkemi, biologi och tidstrender
- Bilaga med halter

## **Adak**

Staten har bedrivit gruvdrift i Adakgruvan i Västerbottens län sedan 1940-talet fram till 1976. Boliden har under denna tid stått för driften. Vid gruvan bröts en komplexmalm med innehåll av koppar. Gruvområdet återställdes därefter genom att gruvindustri och gruvsamhället revs. Sandmagasinen kalkades och gräsbesåddes 1979. Denna efterbehandling visade sig dock inte räcka. Tungmetaller läckte ut i närliggande recipienter och vegetering på sandmagasinen dog ut. På grund av dessa omständigheter togs en ny efterbehandlingsplan fram, vilken genomfördes under 1990-talet, se vidare under avsnitt 6.2. Provtagning av vatten från ett antal provtagningspunkter i Adakgruvans närområde har pågått sedan 70-talet. En mer systematisk provtagning har skett sedan 1992. Ett kontrollprogram togs fram 1998 av SGU, vilket reviderades till ett nytt mindre kontrollprogram 2005. Där ej annat anges är referenser hämtade från SGU (2004/2005).

### **Syfte och mål**

Syftet med det nya kontrollprogrammet är att kontrollera hur god miljöförbättring som erhållits efter saneringsarbetena, att säkerställa att förhållandena i området inte försämras, att kontrollera att avledningen av ytvatten från anläggningen fungerar, samt att kontrollera miljötillståndet hos recipienten nedströms sandmagasinet. Kontrollmål i form av larmgränser på kopparhalt finns för två ytvattendrag i området. Vad som menas med ”miljöförbättring” och ”försämras” finns inte preciserat.

### **Efterbehandlingsmetod**

Den nya efterbehandlingsplanen omfattade följande åtgärder:

- Vittrat material av avfallssand och gruvvarp som finns i vägbankar på det gamla industriområdet är ihopsamlat och deponerat på sandmagasinen. Dessa ytor var därefter vid behov kalkade och täckta med 0,3 m morän
- Området nedströms sandmagasinet innehåller också utspolad avfallssand som ligger utspridd över ett våtmarksområde och även en del av sjön

Rudtjetjaure. I detta område har totalt 5000 ton kalciumkarbonat inifrästs och därefter täckts med 1,5 m morän

- Sandmagasinet har täckts med ett tätskikt bestående av 0,5 m tät packad morän med en mäktighet på 1,5 m
- De två dagbrotten har vattenfyllets

### Kontrollprogrammets upplägg

För att bedöma funktionen av efterbehandlingen som avslutades 1999, utarbetades under 2005 ett reviderat kontrollprogram som beskrivs i Tabell 3.

**Tabell 9. Mätprogrammets årliga omfattning vid Adakområdet.**

Provtyp	Matris	Antal punkter	Frekvens (ggr/år)	Analys	Övrigt
Ytvatten	vatten	3	2	Metaller + allmän karaktistik	Flöde
Dräneringsvatten	vatten	4	2	Metaller + allmän karaktistik	Flöde
Tillsyn			2		Visuell besiktning
Syremätning i sandmagasin	gas	9	1	Syrgasmätning	Beräkning av oxidationshastigheten

### Tidsplan

Mätningar enligt det nu gällande kontrollprogrammet har pågått sedan 2005. Kontrollprogrammets tidsplan består i att man gör en fördjupad utvärdering var femte år och reviderar kontrollprogrammet i samråd med tillsynsmyndighet. Den revidering man genomförde 2005 minskade omfattningen väsentligt, och medförde färre provtagningspunkter, färre antal analyserade parametrar och glesare provtagningsfrekvens.

### Rapportering och åtgärder

Kontrollprogrammet innefattar dels kontinuerlig granskning, dels årlig rapportering och dels periodisk utvärdering vart femte år. I den kontinuerliga granskningen ska utföraren omedelbart efter att data erhålls kontrollera dessa mot i förväg uppställda kriterier för om uppmätt halt avviker. Om larmgränsen överskrids ska förnyad provtagning utföras och kontakt ska tas med tillsynsmyndighet. I den årliga rapporteringen ingår sammanställda analysresultat och en jämförelse med riktvärden framtagna av Naturvårdsverket, och årsrapporten delges tillsynsmyndigheten. Den periodiska utvärderingen utförs var femte år, då man studerar trender i föroreningshalt och spridning och beroende på resultatet utför revideringar av kontrollprogrammet i samråd med tillsynsmyndigheten.

### Måluppfyllelse

I den utvärdering som SGU gjorde av resultaten från provtagningar under perioden 1992 till 2004 redovisas att miljösituationen stabiliserats på en lägre nivå efter täckningen av sandmagasinet i Adak.

## Centrala Industriområdet i Åtvidaberg

I Åtvidabergs centrala delar har industriell verksamhet bedrivits i flera hundra år. Verksamheterna har bl.a. omfattat smältverk för kopparmalm, färgtillverkning, sågverk, kontorsmöbeltillverkning, tryckeri och en omfattande mekanisk industriproduktion. Blandat industriavfall har dumpats lokalt fram till 1967. Detta område sanerades under 2002.

De mobiliserade metallerna i slagg och lakrester har spridits med grundvattnet ut i recipienten (Häcklasjön). Vad gäller metaller förefaller recipienten måttligt påverkad, främst med avseende på Zn och Cu. Denna påverkan råder även uppströms industriområdet och beror på gruvor i regionen.

Två uppföljande kontrollprogram har utformats: ett inre kontrollprogram för själva industriområdet, och ett yttre för recipienten.

### Syfte och mål

Syftet med det inre kontrollprogrammet är att klarlägga vilken effekt saneringen haft på utsläpp av metaller och andra föroreningar till vattendragen. Detta kontrollprogram ska även belysa om ett kärr inom industriområdet ger extra rening.

### Efterbehandlingsmetod

Massor som bedömdes förorenade deponerades på tillbörligt sätt. Området återfylldes med renare massor. Vissa avfallstyper, t.ex. slagg, bedömdes utifrån lakteter utgöra liten för spridning till recipient varför detta material fick ligga kvar på området.

### Kontrollprogrammets upplägg

#### Inre kontrollprogram

Mätningar görs på grundvatten vid fyra punkter och på ytvatten vid två punkter. Under period 1 (år 0-3) tas stickprov varannan månad för metaller och GC-MS screening. Under period 2 görs metallanalyser var 3:e månad och GC-MS screening två gånger per år. Sammantaget analyseras 36 prov per år under period 1, och 24 prov per år under period 2.

#### Yttre kontrollprogram

Det yttre kontrollprogrammet reviderades 2002-08, dvs. det år saneringen genomfördes. Då planeras mätningar av metaller i vatten varje månad vid fyra provpunkter, dvs. 48 vattenprov per år. Dessutom genomförs passiva provtagningar av metaller och organiska ämnen på månadsbasis vid tre stationer, dvs. 36 prov per år. pH och konduktivitet mäts dagligen i fält.

### **Tidsplan**

Kontrollprogram fanns redan innan saneringen planerades och genomfördes. I samband med saneringen har kontrollprogrammen reviderats. Det inre kontrollprogrammet är indelat i två faser: Period 1: ca 3 år; och Period 2: 30 år. För det yttre kontrollprogrammet finns ingen uttalad tidsplan. Data utvärderas löpande och det finns f.n. inga planer på att avsluta mätningarna. För de dagliga mätningarna av pH och konduktivitet anges dock att frekvensen kan minskas om man inte kan påvisas någon större variabilitet.

### **Måluppfyllelse**

Kontrollmål saknas för båda kontrollprogrammen, liksom även direktiv för hur utvärderingen ska genomföras.

### **Rapportering och åtgärder**

Hittills har en mindre omfattande rapportering skett årligen. Man har även stämt av resultaten med länsstyrelsen.

## **Ranstad**

I Ranstad utanför Skövde ligger en uranrik alunskiffer relativt ytligt. Verksamheten är avslutad men under perioden 1965-1969 bröts skiffen i dagbrott och genom kemiska metoder utvanns uran i ett närbeläget industriområde. En efterbehandlingsplan fastställdes i början av 1990-talet. Metallrika restprodukter placerades i en lokal deponi. Dagbrottet vattenfylldes genom naturlig infiltration och har nu blivit en grundvattenmatad sjö med utlopp i vattendraget Pösan. Uranhalten i sjön är starkt förhöjda.

### **Syfte och mål**

Ett omfattande kontrollprogram för sjön och deponin utformades 1993. Detta program har reviderats måttligt vid flera tillfällen fram till 2005, men har under hela den perioden bibehållit sin struktur och de lokala miljömål som använts vid utvärdering. Detta program beskrivs i det följande som KP1. Under 2005 genomfördes en total genomgång av alla data som framtagits, med syfte att beskriva tids-trender, geokemiska processer och bedöma risker för hälsa och miljö. Efter denna utredning framtog ett helt nytt kontrollprogram som gäller fr.o.m. juli 2007, och som benämns KP2.

Syftet med KP1 var att 1) kontrollera tätskiktet på deponin, 2) bedöma deponins påverkan på yt- och grundvatten, 3) bedöma sjöns påverkan på ytvattenkvaliten. I KP1 var lokala miljömål utformade för ytvatten i en provpunkt. För alla övriga provpunkter saknades mål och därmed heller inga direktiv för hur data skulle tolkas eller utvärderas. Dessa mål var definierade som 3 gånger den lokala bakgrundshalten av ett antal metaller för 2-månaders samlingsprov och årsmedelvärde.

Syftet med KP2 var att utgå från de skyddsobjekt där risk föreligger (enligt riskbedömningen) och att kontrollera att miljötillståndet vid dessa skyddsobjekt

inte systematiskt och långsiktigt försämrats. I KP2 var utgångspunkten att risksituationen och måluppfyllelsen var relativt väl känd efter den utvärdering som gjordes 2005, baserad på ett mycket stort antal mätvärden. Därför upprättades mätbara mål som syftade till att kunna upptäcka förändringar i systemet. Dessa mål baserades på en statistisk analys av tidigare mätresultat och var specifika för varje ämne och provpunkt.

### Efterbehandlingsmetod

Se ovan.

### Kontrollprogrammets upplägg

En översiktlig beskrivning av kontrollprogrammets omfattning återges i Tabell 10.

**Tabell 10. Beskrivning av mätprogrammets omfattning i Ranstad, i de två olika kontrollprogrammen.**

Aspekter	KP1 (1993-2006)	KP2 (2007---)
Provpunkter i ytvatten	ca 18	5
Antal ytvattenprov per år och provpunkt	6 samlingsprov á 4-8 stickprov	6 stickprov
Provpunkter i grundvatten & brunnar	15-30	7
Antal grundvattenprov per år och provpunkt	1	1
Biologi	provfiske & bottenfauna var 3:e år	bottenfauna var 3:e år

### Tidsplan

I KP1 saknades en explicit tidsplan. För KP2 gäller en tidsplan där en fördjupad utvärdering ska göras efter tre år.

### Måluppfyllelse

I KP1 kunde måluppfyllelsen av åtgärden endast bedömas för deponin, genom att miljömål var utformade för en provpunkt. För alla övriga provpunkter saknades mål och en plan för utvärderingen.

Med KP2 kommer man kunna bedöma om tillståndet förändras, i förhållande till en känd situation. Bedömning av måluppfyllelsen av åtgärden bedömdes inte vara en primär frågeställning för KP2, eftersom detta har visats under många år genom KP1.

### Rapportering och åtgärder

Rapportering sker årligen till LST. Enligt KP2 ska även löpande utvärdering genomföras mot kvantitativa mål för stickprov. I KP2 finns åtgärder preciserade, som svarar mot eventuella överskridanden av kontrollmål.

## Statens oljelager – Junsele

Statens oljelager bildades 1994 och hade det tidsbegränsade uppdraget att avveckla och miljösäkra det lager av olja, bensin och flygbränsle som svenska staten hade

för civil beredskap. Cirka 40 bergrum runt om i landet skulle tömmas innan halvårs-skiftet 1999. Avvecklingen slutfördes i tid, medan uppdraget för miljökontrollen av bergrummen gick över till SGU.

Bergrumsanläggningen i Junsele är belägen i Långvattnets naturreservat på gränsen mellan Jämtlands och Västernorrland län. Under driftperioden har bergrummen använts för att lagra diesel och blyad bensin. Anläggningen är tömd och avvecklingen är utförd enligt metoden hydraulisk avledning (se 9.2 nedan). Ytvattenrecipient är Lillstensvattnet där man uppmätt halter av BTEX i fisk. Alifater och BTEX har uppmätts i sedimenten. Ingen referensprovtagning finns från tiden innan bergrummet fylldes med oljeprodukter.

Referenser är, när inget annat anges, hämtade från SGU (2001, 2005 och 2006).

### **Syfte och mål**

Kontrollprogrammet har två övergripande syften – utsläppskontroll och miljökontroll.

Syftet med utsläppskontrollen är att:

- Kontrollera att den hydrauliska situationen bibehålls kring anläggningen
- Kontrollera att avledningen av läckvatten från anläggningen sker som förväntat
- Kontrollera funktion hos eventuell reningsanläggning
- Kontrollera att fastlagda utsläppskriterier avseende föroreningar i form av produktrester inte överskrids
- Kontrollera att halten av lösta produktrester i läckvattnet har en avtagande trend

Syftet med miljökontrollen är att:

- Kontrollera miljötillståndet hos recipienten nedströms anläggningen

Villkor för miljökontrollmålen ges av vattendomen från 1998. Opolära alifatiska kolväten och aromater i läckvattnet får sammanlagt inte överstiga 15 mg/l som årsmedelvärde. Bensen i bottensedimentet från Lillstensvattnet får inte överstiga 2 mg/kg TS (Nivå 2 i Statens Oljelagers riktvärdeslista). Om bensenhalten överstiger denna nivå efter år 2003 ska filteranläggning installeras för läckvattnet.

Gällande kontrollprogram ger ytterligare målvillkor. Situationen ska utvärderas och eventuella åtgärder vidtas i samråd med tillsynsmyndigheten om

- Årsmedelvärdet av summa alifatiska kolväten samt BTEX i läckvattnet överskrider 7 mg/l, eller
- Halten bensen i sediment från någon provpunkt överstiger 1 mg/kg TS (SGU:s riktvärde för Nivå 1), eller
- Summa alifatiska kolväten samt BTEX i sediment ökar under femårsperiod.

Vid nivåpejling ska kontrolleras att grundvattennivåer i 11 grundvattenrör ligger högre än bäddnivån samt att bäddnivån inte stiger i förhållande till avledningsnivån. Ligger grundvattennivån under bäddvattennivån i någon punkt ska grundvattnet provtas. Stiger bäddvattennivån ska ledning och utloppsbrunnar inspekteras och vid behov rensas.

### Efterbehandlingsmetod

Anläggningen har tömts på oljeprodukter och avveckling enligt metoden hydraulisk avledning har utförts. Det innebär att bergrummet är förbundet med en utloppspunkt i en recipient via en tät förbindelse. Vattnets trycknivå i bergrummet regleras av utloppspunktens nivå, vilket medför en trycknivå som är några meter under den naturliga grundvattennivån i området. Därigenom erhålls en grundvattengradient som är riktad in mot bergrummet. Detta hindrar förorenings-spridning i omgivande bergmassa samtidigt som en kontroll av det avledda vattnet ur bergrumsanläggningen ges. Inläckande grundvatten har fyllt upp bergrummet. Sedan november 1999 avleds det inläckande grundvattnet till ytvattenrecipienten Lillstensvattnet.

### Kontrollprogrammets upplägg

Kontrollprogrammet som utförs fr.o.m. 2005 omfattar följande undersökningar och provtagningar:

**Tabell 11. Mätprogrammets omfattning av utsläppskontroll vid bergrumsanläggningen i Junsele.**

Plats	Provtagning av	Frekvens (ggr/år)	Övrig undersökning	Frekvens (ggr/år)
Grundvattenrör kring anläggningen (11 st)			Nivå, oljefilm	4
Bäddvatten i bergrum			Nivå, oljefilm	4
Läckvatten i utsläppspunkt	Vatten	4	Oljefilm, flöde Beläggning	4 Vart 10:e år

**Tabell 12. Mätprogrammets omfattning av miljökontroll vid bergrumsanläggningen i Junsele.**

Plats	Provtagning av	Frekvens (ggr/år)
Recipient	Sediment (4 punkter)	1
	Bottenfauna (3 punkter)	1
Fisk	Gäddlever, gäddmuskel	Vart 3:e år

Bottenfauna provtas med avseende på enskild taxa, antal taxa, individtäthet och biomassa. Läckvattenprov och recipientprover analyseras med avseende på alifater, aromater och BTEX. Sedimentproven analyseras dessutom med avseende på glödningsförlust och torrsbstans. Fiskeproven analyseras med avseende på BTEX, bly, torrsbstans och fetthalt.

Det första kontrollprogrammet upprättades 1997 (av J&W AB) och har sedan dess reviderats flera gånger (SGU 2001 och 2005). Programmet har haft en bred



omfattning från början, under återfyllnadsskedet och första delen av avledningsperioden. Därefter har programmet minskats ner. Man har tagit bort den provtagning av grundvatten (11 rör) och bäddvatten (2 borrhål) som ursprungligen gjordes två gånger per år.

Kontrollprogrammet innehåller inga kvantitativa kriterier för nedtrappning.

### **Tidsplan**

Enligt den miljöriskbedömning som gjordes inför tillståndsprövningen i samband med avvecklingen av anläggningen, förutsågs avledningsperiodens första fas ha en utsträckning på ca 20 år. Det nu aktuella kontrollprogrammet från 2005 gäller tills vidare. En omprövning av kontrollprogrammets omfattning ska baseras på en utvärdering av verksamheten efter fem år.

### **Måluppfyllelse**

Eftersom kvantitativa mål preciserats kan även måluppfyllelsen bedömas. Summa alifater och BTEX har i huvudsak minskat i läckvattnet sedan år 2002. Årsmedelhalten har sedan 2002 legat under riktvärdet i gällande dom och sedan 2005 även legat under gränsvärdet i kontrollprogrammet. Sedimentproverna 2006 visade på mätbara halter för alla parametrar, utom summa BTEX vid en punkt uppströms anläggningen. Halterna i sedimenten av summa alifater och BTEX har ökat sedan 2002. Detta beror framförallt på alifaterna, BTEX har minskat i flera punkter. Bensen i sediment ligger i en punkt på 3,4 mg/kg TS, vilket är över riktvärdet. Åtgärder har vidtagits för att minska utsläppen. Andra åtgärder har diskuterats med länsstyrelsen. Nivåmätningarna visar att grundvattengradienten bibehålls in mot anläggningen, då omkringliggande grundvattenyta ligger högre än bäddvattennivån. (SGU 2006).

### **Rapportering och åtgärder**

Efter varje provtagningsomgång granskas erhållna värden. Analysresultaten från recipientprovtagningen jämförs med riktvärdena framtagna av SGU. Åtgärder finns preciserade för situationer då målen överskrids.

En årlig sammanställning av analysresultat, grundvattennivå och eventuell oljefilm, redovisas till länsstyrelsen i Västernorrlands län. Om föroreningshalten i sediment visar en ökande trend noteras det i den årliga sammanställningen.

Vart femte år ska en fördjupad utvärdering göras av det samlade materialet. Någon sådan har ännu ej färdigställts.

## **Diskussion och slutsatser**

I Tabell 13 ges en sammanfattande beskrivning av de studerade objekten. De kontrollprogram som beskrivs avser främst tiden efter att efterbehandling genomförts, och inte de aktiviteter som genomförts under sanering. Sex av de sju områdena är relativt stora medan området i Åtvidaberg kan betraktas som litet.

I Järnsjön var miljöproblemen tydliga, med fisk som uppvisade leverskador som förmodades vara orsakade av de mycket höga PCB-halterna i fisk. I Turingen

uppvisade fisk höga halter av Hg, varför fisken var otjänlig som föda. I Ranstad sprids stora mängder uran till ytvatten, men några biologiska effekter har inte kunnat påvisas. Som kontrast är Centrala Industriområdet i Åtvidaberg, där ingen egentlig påverkan på recipienten konstaterats. I Adakområdet är metallhalterna höga i åtminstone en av de två undersökta recipienterna. Inga biologiska effekter har dock uppmätts. I Junsele har BTEX uppmätts i fisk. Vid Kvarntorp förefaller inte påverkan på omgivningen vara tydligt undersökt.

För Järnsjön, Turingen, Junsele och Ranstad (KP2) finns preciserade mål som kan kontrolleras genom mätningar. Mer sällan finns en åtgärdsplan kopplad till målen. Övriga kontrollprogram saknar konkreta mål som mätningarna kan följas upp mot. Inte i något av dessa kontrollprogram finns en statistiskt grundad hantering av hur man kan bedöma avvikelser, förändringar och trender. Flera av programmen innefattar biologiska undersökningar, ofta avseende bottenfauna. Inte i något fall finns dock riktlinjer för hur denna information ska värderas.

En specifik tidsplan föreligger för några av projekten, och kan bestå i att en fördjupad utvärdering ska genomföras efter X antal år. Därefter ska det bedömas om kontrollprogrammet behöver revideras. För det ena kontrollprogrammet i Centrala Industriområdet föreslås mätningar pågå i 30 år, utan hänvisning till hur data ska utvärderas. Denna tidsplan utgår sannolikt från praxis för deponier. I flera av de studerade projekten har man efter hand minskat på kontrollverksamheten, även om målen inte uppfyllts till fullo. Detta förklaras med att många mätningar inte tillförde någon information, eller gav samma information som andra mätpunkter.

Sammanfattningsvis kan man konstatera att de undersökta kontrollprogrammen ofta saknar preciseringar om hur länge mätningar ska pågå, vilka mål man syftar mot, hur data ska utvärderas, och vid vilka resultat som man kan besluta om att minska eller avsluta mätningarna eller vidta andra åtgärder.

**Tabell 13. Sammanställning av de undersökta EBH-projekten.**

Aspekt	Kvarntorp	Järnsjön	Turingen	Adak
Area (exkl. recipient), km <sup>2</sup>	50 ha (askhögen)	22 ha	100 ha	300 ha
Typ av förorening	Metaller, Uran	PCB	Hg	Metaller, sulfider
Mängd förorening, kg	?	400 kg	350 kg	?
Konstaterad riskfaktor	Metallläckage	Läckage av PCB, PCB i fisk	Hg i fisk	Höga metallhalter i recipienter
Läckage till recipient	Ja, troligen inte mängdquantifierat	6-8 kg/år	Nej, sjön fungerar som en sänka för Hg.	Ja, troligen inte mängdquantifierat
Tidsplan	Ingen tidsplan, pågående utredningar styr fortsättning.	Mätningar pågick under 1994-97, då målen uppfyllts.	Efterkontroll, 2003-2008, indelat i två faser.	Fördjupad utv. + revision efter 5 år
Kontrollmål	Saknas	PCB-halt i fisk och sediment	Hg-halt i fisk, minskat läckage till recipient	Larmgänsar för Cu i två provpunkter
Mätningar	Ytvattenkemi vid 4 provpunkter	KEMI: sediment, ytvatten, grundvattnen, fisk, bottenfauna, susp. BIOLOGI: fisk, bottenfauna	KEMI: Sed.fällor, vatten, BIOLOGI: fisk, bottenfauna, zooplankton	Vattenkvalitet vid 6 provpunkter
Ungefärligt antal prov	24 per år	Intensiva mätningar under ca 2 år.	Fas 1: ca 60 per år Fas 2: 40-50 per år	44 per år
Rapportering	Kvartalsvis av rådata; årsrapport enligt föreskr. för miljörapporter.	Två årsrapporter efter muddringen.	Årsrapporter planerade t.o.m. 2008, dvs. 4 år efter sanering	Årsrapporter samt direkt rapportering vid eventuella avvikelser.
Övrigt		Efter att målen uppfyllts avslutades kontrollprogrammet.	Kontrollprogrammets omfattning har justerats ned, i takt med utvärdering.	

**Tabell 14. fortsättning**

Aspekt	Junsele, Statens oljelager	Ranstad	Centrala Industriområdet
Area (exkl. recipient), km <sup>2</sup>	?	ca 140 ha	1.8 ha
Typ av förorening	oljekolväten	metaller, uran	Metaller, cyanider, lösningsmedel...
Mängd förorening, kg	?	?	?
Konstaterad riskfaktor	BTEX	uran, nickel (andra metaller..)	Potentiellt läckage till recipient
Läckage till recipient	ja, kvantifierat genom utsläppskontroll	ja, t.ex. ca 140 kg U per år	Ej konstaterat
Tidsplan	Ja, 5 år och sedan revidering	Ja, 3 år och sedan revidering enligt det senaste kontrollprogrammet	Inre KP: 33 år. Yttre KP saknar tidsplan
Kontrollmål	ja	kontrollmål för stickprov och årsmedelhalt	Saknas
Mätningar	Både utsläppskontroll och omgivningskontroll	KEMI: ytvatten och grundvatten; BIOLOGI, bottenfauna	Metaller + GC-MS screening:
Ungefärligt antal prov		ca 45 prov per år; bottenfaunan var 3:e år	84 prov/år, + 36 passiva prov per år
Rapportering	Löpande, årlig, fördjupad	löpande, årlig, fördjupad	Årsrapport
Övrigt		Ersätter tidigare KP som var avsevärt mer omfattande	

## Referenser

- Naturvårdsverket (1999) *Sanering av Järnsjön i Emån*, Naturvårdsverkets rapport 4991.
- Naturvårdsverket (2002) *Uppföljning av efterbehandlingsprojekt inom gruvsektorn. Åtgärder, kostnader och resultat*”. Naturvårdsverkets rapport 5190.
- Naturvårdsverket (2003) *Efterbehandling av förorenade områden*. Kvalitetsmanual för användning och hantering av bidrag till efterbehandling och sanering. Utgåva 1 2003.
- SGU (2004) Utvärdering av analysresultat från provtagningar i Adak under perioden 1992 till 2004.
- SGU (2005) ADAK SANDMAGASIN - NYTT KONTROLLPROGRAM. Gäller från och med 2005-01-01.

## Bilaga 2. Statistisk undersökning av befintliga miljödata

### Inledning

För att avgöra om halterna förändras i en recipient krävs en statistisk bedömning av vad som är normala variationer. I de flesta saneringsprojekt begränsas detta av att mätningar under fas 1 är kortvariga, eftersom många områden ska åtgärdas snabbt efter genomförd huvudstudie. För att ge en uppfattning om vilka haltvariationer som kan förväntas har vi därför analyserat ett antal dataset för den inneboende variabiliteten. Avsikten är att de redovisade måtten på variabilitet, i brist på plats-specifika data, ska kunna användas vid upprättande av mätbara kontrollmål i enskilda EBH-projekt (se avsnitt 6.2.3).

Som underlag för dessa beräkningar har främst data från den nationella miljöövervakningen använts. I viss mån har kontrollprogramsdata kunnat tillgängliggöras. Många kontrollprogram håller inte tillräckligt många replikat för att variabiliteten ska kunna bedömas.

I Tabell A1 redovisas översiktligt de data som använts. Data från miljöövervakningen avser främst metaller i ytvatten samt metaller och organiska ämnen i fisk från sötvatten och marin miljö. För organiska ämnen i fisk är merparten av tillgängliga data för sill och strömming. Dessa arter är vandrande och bedöms vara av mindre relevans för efterbehandlingsprojekt, varför denna utvärdering inte omfattar dessa data. Ett krav för att data ska kunna utvärderas avseende variabilitet är att flera prov tagits från en population. För ytvatten är det vanligt att flera stickprov tas vid olika tillfällen under ett år. För fisk krävs att flera samlingsprov eller stickprov analyserats vid ett tillfälle. Många tillfälliga studier av dioxiner i fisk omfattar endast 1-3 prov per lokal. Detta är inte tillräckligt för att beskriva variabiliteten.

**Tabell A1. Data från nationell miljöövervakning som undersökts angående variabilitet**

Typ av data	Omfattning	Typ av variabilitet, inom ett år	Referens / Datakälla
Kvikksilver i fisk	Abborre, 1985-2004; 12 sjöar	Individvariationer	www.ivl.se
Kvikksilver i fisk	Gädda, 5 sjöar	Individvariationer	www.ivl.se
Dioxiner i fisk	Abborre, fem sjöar	Individvariationer	Sternbeck m.fl., 2004
PCB i fisk	Abborre, 15 sjöar	Individvariationer	www.ivl.se
Metaller i sjöar	Ytvatten från 37 vattendrag	Mellan olika månader under ett år	www.ma.slu.se
Metaller i vattendrag	Ytvatten från 13 sjöar	Mellan olika månader under ett år	www.ma.slu.se

**Tabell A2. Data från efterbehandlingsprojekt som undersökts angående variabilitet**

Typ av data	Omfattning	Typ av variabilitet, inom ett år	Referens / Datakälla
Hg i fisk	Abborre och gädda	samlingsprov (abborre) resp. individprov (gädda)	A. Petsonk, pers. komm.

Variabiliteten har två komponenter: 1) skillnader mellan enskilda prov inom ett år; 2) osystematisk mellanårsvariation. Vid stora variationer inom året (ytvatten) eller mellan olika individer (fisk) blir denna osäkerhet ofta styrande. I t.ex. marina bakgrundsmiljöer är istället ofta variationen mellan år styrande. Flera av de data som utvärderas uppvisar signifikanta trender över tid. Vid beräkning av variabilitet inom år behöver vi dock inte justera för effekten av tidstrender på variabiliteten. Vi har även beräknat mellanårsvariationen. I de fall en signifikant tidstrend föreligger har CV beräknats på residualerna kring regressionslinjen. För varje data redovisas endast den variabilitet som är styrande.

Inledningsvis har varje dataset kontrollerats avseende fördelningstyp och beskrivs som normal- eller lognormalfördelade. Som grund för denna indelning har det faktum utnyttjats att halter inte kan uppvisa negativa värden. Om  $\bar{x}$  är medelvärdet och  $s$  är standardavvikelsen, så skulle t.ex.  $\bar{x} - s = 0$  (dvs C.V., rel. standardavvikelse= 100%) innebära att ca 16% av fördelningens data var negativa. På motsvarande sätt skulle  $\bar{x} - 2s = 0$  (C.V.= 50%) innebära att 2.3% var negativa. För alla dataset där den relativa standardavvikelsen var större än ca 40% har vi därför kontrollerat om log-transformering ger en bättre beskrivning. I dessa fall beskrivs fördelningen med geometriskt medelvärde och variabiliteten med geometrisk standardavvikelse ( $s^*$ ), se avsnitt 6.2.3 samt Limpert m.fl. (2001).

Den osäkerhet som ett mätvärde har kan bero på en rad faktorer. Förutom rena osäkerheter, t.ex. från kemisk analys, beror mätvärdenas osäkerhet även på variabilitet. De relativa standardavvikelser som presenteras här representerar olika typer av variabilitet. Variabilitet inom ett år kan t.ex. bero på variationer i exponering eller belastning mellan olika tidpunkter. Variationer mellan olika individer av en art vid samma tillfälle kan bero på skillnader i t.ex. individernas ålder, fetthalt eller metabolism. Vi har inte kunnat separera bidraget från osäkerhet (analytiskt) och naturlig variabilitet. Värdena gäller därför i första hand om samma rutiner för provtagning och analys gäller. Huvudsakligen följer dessa Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning.

I det följande beskrivs de olika dataseten och deras variabiliteter, och avslutningsvis ges förslag på rekommenderade värden för CV eller  $s^*$ , för olika ämnen och matriser.

## Kvicksilver i fisk

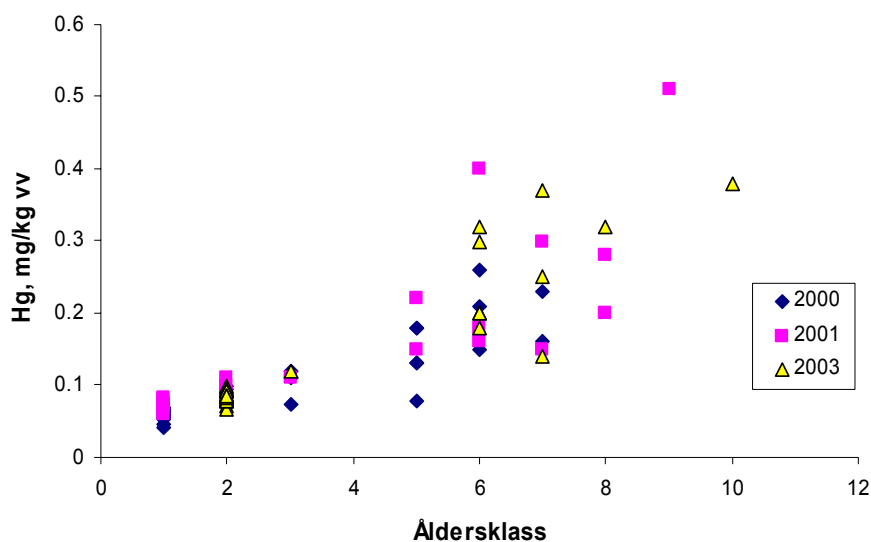
### Referenssjöar inom miljöövervakning

Den nationella miljöövervakningen har under flera decennier följt utvecklingen av kvicksilver i fisk i sjöar runtom i Sverige. Merparten av alla data avser total-Hg, men detta kvicksilver består huvudsakligen av metyl-Hg. För abborre har vi valt 12 lokaler med data från minst 3 år under perioden 1999-2004. Varje lokal är

provtaget vid ett tillfälle per år, då oftast 10 individer analyserats. I vissa fall har upp till 20 eller 30 individer analyserats.

Det är väl känt att Hg-halten fisk ökar med fiskens ålder (se Figur A 1). Detta ger även ett samband mellan halt och längd eller vikt, parametrar som är lättare att mäta än ålder. Eftersom de data som är lagrade i IVLs databas innehåller många grova fel rörande längd och vikt av individerna, har vi enbart valt ut data som innehåller åldersspecifiserade individer. Därur har åldersgruppen 0-2 år undersökts, eftersom dessa unga abborrar lämpar sig väl för tidsstudier. I de studerade dataseten är CV av medelvärdet mellan åren i nivå med eller lägre än CV för individer inom respektive år. Därför diskuteras enbart de senare värdena i det följande.

Resultaten anges i Tabell A3. I medeltal är den relativa standardavvikelsen 21% och 9 av 10 värden ligger under 29%. Nästan alla data beskrivs väl med normalfördelning varför ingen log-transformering har utförts. Om data inte hade indelats i åldersklasser hade spridningen varit avsevärt mycket större.



Figur A 1. Kvicksilver i abborre av olika åldersklasser från Stensjön (Gävleborgs län).



**Tabell A3. Relativa standardavvikelser (CV) för Hg i abborre i åldersgruppen 0-2 år från referenssjöar. Varje värde är beräknat utifrån analyser av ca 10 individer.**

Provplats	1999	2000	2001	2002	2003	MEDEL
Brunnsjön	18%			20%		19%
Ejdesjön	59%	16%	22%	28%		31%
Gyltigesjön	13%	28%	33%			25%
Källsjön	30%	10%	7%	18%		16%
Lien	15%	16%	15%	25%		18%
Långsjön	25%	26%	28%	20%		25%
Långsjön, Haninge	18%	29%	17%	10%		19%
Rotehogstjärnen	33%	23%	21%	27%		26%
Stensjön	11%	14%	8%	17%		13%
Stensjön, Tyresö	61%	19%	15%	13%		27%
Stora Härsjön	29%	23%	19%	28%		25%
Västra Skålsjön	27%	21%	27%	17%	16%	23%
Årsjön		11%	13%	15%		13%
Övre Skårsjön	12%	21%	5%	19%		14%

Kvicksilver i gädda har också undersökts från referenssjöar. Endast sådana lokaler har använts där minst 8 individer finns per år inom åldersgruppen 4-6 år. Ofta är halterna i 8-11-åriga gäddor mångfalt högre än i yngre gäddor. Det är därför troligt att åldern även påverkar den variation vi kan se inom gruppen 4-6-åriga gäddor. Ett snävare urval gav dock för få data, och det är också rimligt att man i ett kontrollprogram använder olikåldriga gäddor i detta åldersintervall. De relativa standardavvikelserna är huvudsakligen lägre än 30%, och normalfördelning antas ge en rimlig beskrivning av variabiliteten (Tabell A4).

**Tabell A4. Relativa standardavvikelser (CV) för Hg i gädda från referenssjöar. Varje värde är beräknat från analyser av 10-25 individer i åldersintervallet 4-6 år.**

Provplats	1994	1996	1997	1998	1999	2000	2003	2004
Bolmen		26%	20%	24%	35%	21%	17%	
Båven			16%					
Gyslättsjön								18%
Källsjön							27%	
Lien							30%	
Skårsjön	34%							
Solgen	52%							

## Turingen

Sjön Turingen i Nykvarns kommun har kvicksilverförorenade sediment och även abborre och gädda uppvisar förhöjda halter (se bilaga 1). Det kontrollprogram som upprättats för efterbehandlingen innefattar årliga mätningar av kvicksilver i abborre och gädda. Data från perioden 1999-2006 har här utvärderats avseende variabilitet. Åtgärdsarbeten som har pågått under delar av denna period kan ha påverkat kvicksilver nivåerna i fisk. Mellanårsvariationen kan därför inte bedömas, och utvärderingen är begränsad till variabiliteten mellan prov inom respektive år.

Abborre undersöks på tre samlingsprov á ca 6-7 individer i åldersgruppen 0+. Så ung abborre uppvisar vanligen relativt låga halter, men har den fördelen att de ger en snabb respons på förändrad belastning. Tre samlingsprov är ett litet underlag för att beräkna standardavvikelse utifrån. Data har ändå utvärderats här eftersom det är i sammanhanget mycket relevanta data och dessutom finns data från många år.

Gädda undersöks i 5 individprov, varav flertalet är 3-4 år. Enstaka individer är 2 eller 5 år men man kan inte se något tydligt samband mellan Hg och gäddornas ålder eller storlek, varför alla data har använts i denna utvärdering. I stort sett alla data uppvisade CV < 30%, varför data inte beskrevs som log-normalt fördelade. Resultaten presenteras i Tabell A5 och Tabell A6. Den lägre variabiliteten vid samlingsprov framgår tydligt när gädda och abborre jämförs, och vid jämförelse med individprov av abborre (Tabell A3). Den relativa standardavvikelsen för gädda (individprov) är i samma storleksordning som miljöövervakningens data för individprov av ung abborre (se ovan).

**Tabell A5. Relativa standardavvikelser (CV) för Hg i gädda från sjön Turingen. Spridningen representerar 5 individprov.**

Årtal	lokal SM individvariation CV %	lokal L individvariation CV %
1999	11%	29%
2000	22%	29%
2001	42%	31%
2002	19%	19%
2003	51%	10%
2004	22%	8%
2005	28%	20%
2006	12%	43%
<b>MEDEL</b>	<b>26%</b>	<b>24%</b>

**Tabell A6. Relativa standardavvikelser för Hg i abborre från sjön Turingen. Spridningen representerar 3 samlingsprov á ca 7-8 individer.**

Årtal	lokal SM	lokal N/C	lokal L	lokal M
1999	2%	4%	11%	9%
2000	1%	3%	3%	8%
2001	8%	5%	8%	5%
2002	5%	3%	4%	10%
2003	6%	2%	1%	3%
2004	2%	3%	8%	7%
2005	11%	5%	3%	9%
2006	15%	6%	11%	17%
<b>MEDEL</b>	<b>6%</b>	<b>4%</b>	<b>6%</b>	<b>8%</b>

## Dioxiner i fisk

Den absoluta merparten av dioxindata i svensk fisk representerar fet fisk såsom sill, strömming och lax. Eftersom detta är arter som rör sig över stora områden bedöms

de vara av mindre intresse för efterbehandlingsprojekt. De enda data vi funnit på mer stationära fiskar är en undersökning av dioxiner i abborre från tre insjöar och två kustlokaler (Sternbeck m.fl., 2004). Varje lokal är representerad med 8 samlingsprov, där varje samlingsprov består av 3-7 individer. Eftersom samlingsprov jämförs kan man förvänta sig en betydligt högre relativ standardavvikelse om individprov hade undersökts.

**Tabell A 7. Relativa standardavvikelser för dioxiner i samlingsprov på abborre.**

Lokal	Medel, pg TEQ/g lipid vikt	CV
Bysjön	28	18%
Hjärtsjön	25	24%
Holmöarna	32	14%
Kvädöfjärden	14	16%
Stensjön	19	33%

## PCB i fisk

PCB i abborre uppvisar starka trender över längre tid (t.ex. Bignert m.fl., 2004). För att beskriva variationer mellan olika individer vid varje tidpunkt behöver vi dock inte justera för dessa tidstrender. Tillgängliga data visar inget samband mellan halten av  $\Sigma 7$ -PCB och individernas ålder eller storlek, varför sådan justering inte heller har utförts. Utvärderingen baseras på data omfattande minst 6 individer per lokal och år, varav merparten baseras på 9-10 individer. Alla uppenbart felmatade värden (10-1000 ggr högre) är borttagna och prov där en eller flera kongener är under detektionsgränsen har ersatts med halva d.gr.

Räknat på otransformerade data är den genomsnittliga relativa standardavvikelsen 53% och 4 av 5 värden är över 67%. Detta visar att data inte är normalfördelade. Data beskrivs bättre med log-normalfördelning och som mått på variabiliteten används den geometriska standardavvikelsen,  $s^*$  (Tabell A8).  $s^*$  varierar totalt sett mellan 1.20 och 3.1, med medelvärden för olika lokaler i intervallet 1.36-2.41. Enstaka värden på  $s^*$  som är höga kan bero på inrapporteringsfel i databasen varifrån data hämtats.

**Tabell A8. Geometriska standardavvikelser (s\*) för summa-7-PCB i individprov på abborre. Halterna är normaliserade mot lipidvikt.**

Lokal / årtal	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	medel
Allgjuttern			1.40	1.68						1.54
Fiolen						1.57				1.57
Hjärtsjön						1.56				1.56
Holmöarna	1.20	1.28	1.28	1.36	1.37	1.45	1.44	1.27	1.61	1.36
Kvädöfjärden	2.24	1.46	1.39	2.14	1.59	1.89	1.57	1.38	1.65	1.70
Rote-hogstjärnen			1.70	1.82						1.76
Stensjön			1.97	1.48						1.72
Stora Skärsjön			1.43	1.96						1.69
Storvindeln						2.41				2.41
Vänern Köpmannebro		1.62	1.45	1.47	2.24	1.37	1.59	1.34	2.16	1.65
Vänern Millesviks skärgård		1.94		1.89	1.68	2.50	1.69	1.51	3.13	2.05
Vänern SO Åsundaön		1.54	1.96	2.05		1.73	1.51	1.75	1.93	1.78
Vänern V Onsö		1.71	1.89	1.72	1.39	1.40	2.04	1.39	1.37	1.61
Vänern Åråsviken		1.47								1.47
Övre Skärsjön						1.65				1.65

## Metaller i vattendrag

Data har hämtats från 35 vattendrag inom de nationella och regionala övervakningsprogrammen för sjöar och vattendrag i Sverige. Utgångspunkten för urvalet av vattendrag har varit att vitt skilda typer av vattendrag ska vara representerade. Bland de 35 utvalda vattendragen finns både små och medelstora vattendrag och medelvärdet i pH varierar mellan 4,3 och 7,7. Vattendragen är utspridda i olika landskapstyper: fjällen, skogslandet i Norrland, mellansverige, och södra Sverige.

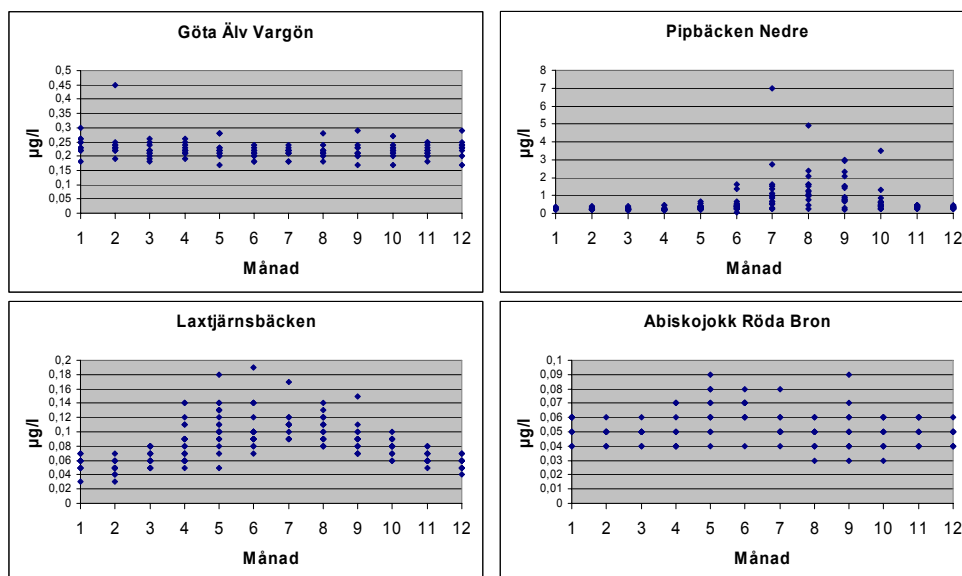
De undersökta vattendragen har i regel provtagits 12 gånger per år (1 gång varje månad). Den relativa standardavvikelsen för metallhalter under ett år är inte sällan större än 60 %. Metallhalterna i vattendrag under en årscykel kan antas vara log-normalfördelade. Fördelningens utseende beror ofta på naturliga årstidsvariationer där kraftigt avvikande koncentrationer kan förekomma under korta perioder i samband med t ex ökat vattenflöde.

Ett sätt att minska variabiliteten i data är att studera årsmedelvärden och spridningen av dessa istället för att jämföra enskilda mätvärden. Spridningen av årsmedelvärden är betydligt mindre än spridningen av enskilda mätvärden under en årscykel eftersom det är ungefär samma variationer som återkommer varje år. Årsmedelvärden är mer sannolikt normalfördelade. Årsmedelvärden är därför ett känsligare instrument för att upptäcka långsiktiga trender.

I ett kontrollprogram är det önskvärt att utvärdera data redan under det första året efter en åtgärd, dvs. innan tillräckligt med data finns för att ett årsmedelvärde ska kunna beräknas. I sådana fall är det lämpligt att jämföra månadsvärden. De uppmätta halterna under en viss månad kan visa relativt stabila värden från år till år

även om variationen under en årcykel är stor. Andra tider på året kan dock variationen i månadsvärden mellan olika år vara större än variationen under en årscykel. Avgörande för hur stor variationen är under olika tider på året är vilka hydrologiska förhållanden som råder vid ett vattendrag. Månadsvärden tenderar att vara stabila under hydrologiskt ”lugna” perioder när basflöde dominerar i vattendraget, medan större variationer förekommer under perioder med ett större inslag av ytavrinning eller ytligt grundvatten.

Variationen under olika delar av året i olika vattendrag illustreras i figur A2 där arsenikhalten under 1996-2006 visas månadsvis. I första fallet, Göta älv, är både halterna och spridningen relativt konstanta under året. I det andra fallet, Nedre Pipbäcken, är halten relativt konstant under året förutom under sommar och höst då förhöjda halter och en betydligt större spridning förekommer. I det tredje fallet, Laxtjärnsbäcken, är spridningen relativt konstant medan halterna visar en tydlig årstidsvariation. För att jämförelser av månadsvärden ska kunna vara ett effektivt sätt att upptäcka avvikande värden och trender krävs en god kännedom om vattendragets hydrologiska förutsättningar och helst att referensdata finns för flera år före åtgärden.



Figur A2. As-halten i fyra av de undersökta vattendragen. Figuren illustrerar hur olika de variationerna av metaller kan vara i olika typer av vattendrag (se text).

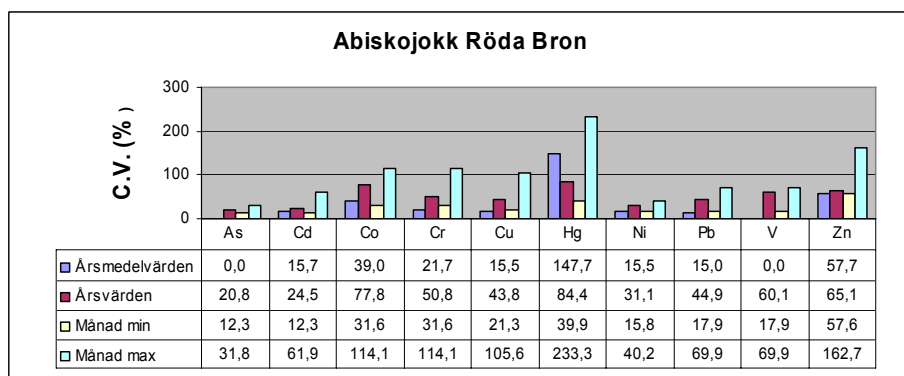
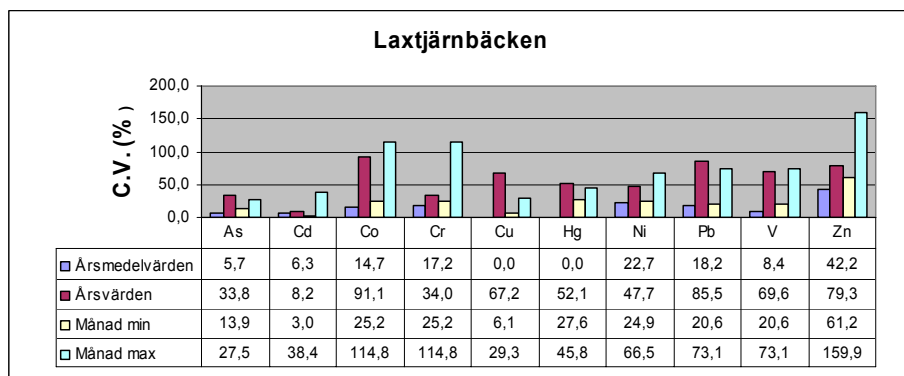
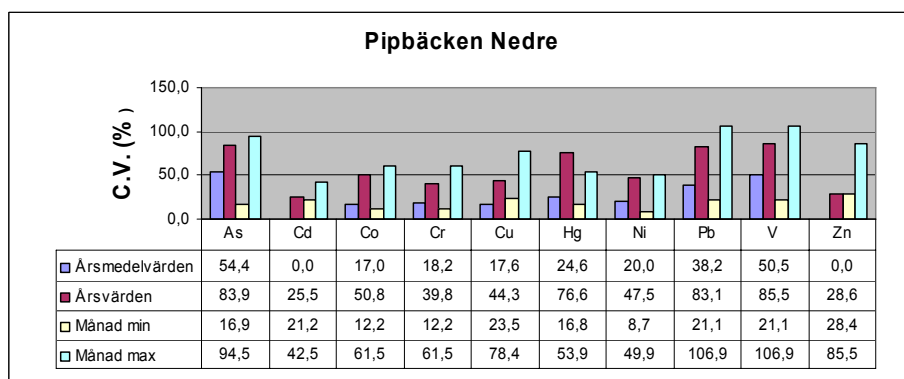
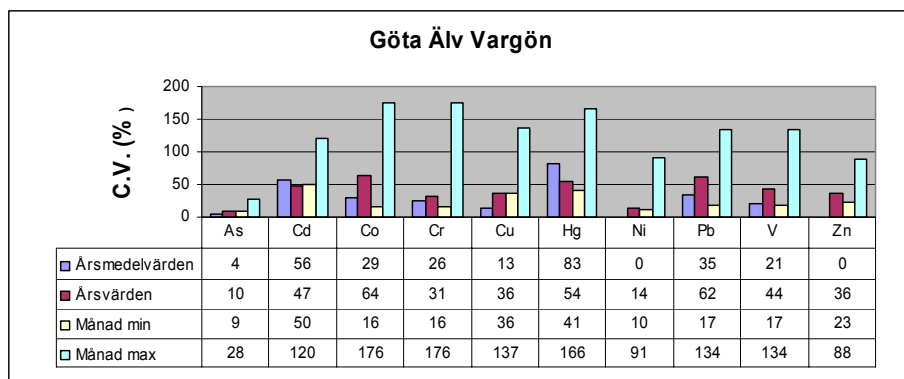
I figur A3 jämförs den relativa standardavvikelsen (C.V.) för årsmedelvärden, årsvärden respektive månadsvärden i några olika vattendrag. Värden baseras på data från 1996-2006 utom för Cu och Zn där data finns från 1990-2006. Variationer som beror på långtidstrender har inte använts i analysen.

För i stort sett samtliga fall är variationen i årsmedelvärden betydligt mindre än variationen i årsvärden. Detta kan tolkas som att mellanårsvariationerna är mindre än variationerna inom ett år. De värden som anges för årsvärden är medianen för den studerade perioden. För flera metaller går det att hitta månader där variationen är ännu mindre än variationen för årsmedelvärden. Det går även att hitta månader

där variationen tvärtom är betydligt högre än variationen för både årsmedelvärden och årsvärden.

Eftersom halterna inom ett år kan antas vara log-normalfördelade, beskrivs spridningen bäst med geometriska standardavvikelser ( $s^*$ ) snarare än relativa standardavvikelser (C.V.). I tabell A9 är geometriska standardavvikelser för metallhalter sammanställda för samtliga 35 vattendrag. Siffrorna i tabellen beskriver spridningen av uppmätta halter under en årscykel. Medianen ligger för de flesta metaller mellan 1,4 och 1,8. Medianen för As och Ni är något lägre. De metaller som visar störst variationer är Zn, Pb och Hg.

I det dataset som undersökts har det inte gått att hitta några säkra och enkla samband mellan storleken på variationen av metallerna ( $s^*$ ) och andra lätt uppmätbara parametrar som till exempel pH och konduktivitet.



Figur A3. Jämförelse mellan den relativa standardavvikelsen (C.V.) för årsmedelvärden, årsvärden (median), samt månadsvärden i fyra av de studerade vattendragen. Där värdet är noll finns en långtidstrend ( $r^2 > 0,5$ ) och därför har C.V. inte beräknats.

**Tabell A9. Geometriska standardavvikelser (s\*) för metaller i 37 olika vattendrag. De värden som anges är medelvärden för s\* under åren 1996-2006. För Cu och Zn anges medelvärden för perioden 1990-2006. Om data saknas anges detta med n.d.**

Namn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V	Zn
Abiskojokk Röda Bron	1,23	1,22	1,89	1,63	1,52	2,79	1,33	1,48	1,64	1,89
Ammerån Skyttmon	1,14	1,17	1,32	1,49	1,60	1,45	1,55	1,69	1,30	1,88
Brätängsbäcken	1,27	1,30	1,17	1,25	1,30	n.d.	1,22	1,37	1,20	1,19
Bällstaån	1,16	1,59	1,66	1,51	1,64	n.d.	1,27	1,85	1,65	1,76
Dalbergsån Dalbergså	1,16	1,83	1,75	1,65	1,45	n.d.	1,46	1,81	1,67	1,71
Gullspångsälv. Gullspång	1,08	1,50	1,37	1,17	1,34	n.d.	1,15	1,52	1,22	1,45
Göta Älv Vargön	1,12	1,52	1,73	1,55	1,37	1,61	1,21	1,79	1,49	1,40
Höjdabäcken	1,44	1,58	1,92	1,42	1,70	1,53	1,32	1,58	1,44	1,63
Hörlinge	1,33	1,58	1,50	1,52	1,48	n.d.	1,44	1,41	1,25	1,75
Kila	1,40	1,70	1,37	1,49	1,84	n.d.	1,53	1,48	1,38	1,91
Kringlan	1,09	1,86	1,54	1,45	1,52	n.d.	1,35	1,63	1,30	1,67
Kvarnebäcken	1,15	1,21	1,24	1,19	1,25	n.d.	1,11	1,19	1,16	1,12
Laxtjärnsbäcken	1,39	1,11	1,74	1,42	1,70	1,82	1,57	1,87	1,56	1,97
Lidan Lidköping	1,18	1,63	1,64	1,64	1,62	n.d.	1,38	2,62	1,87	1,97
Lilltjärnsbäcken	1,22	1,38	1,53	1,29	1,48	n.d.	1,16	1,50	1,36	1,93
Ljusnan Funäsdalen	1,30	2,14	1,54	1,93	1,91	3,04	1,72	2,39	1,67	2,69
Lommbäcken Nedre	1,20	1,27	1,13	1,22	1,67	1,32	1,18	1,38	1,21	1,22
Muddusälven	1,26	2,47	1,56	1,85	2,35	n.d.	2,13	2,40	1,34	3,04
Märstaån	n.d.	1,93	n.d.	1,36	1,43	n.d.	1,56	1,66	n.d.	1,64
Norrhultsbäcken	1,32	4,68	1,40	1,28	1,29	n.d.	1,48	1,39	1,24	1,52
Nossan Sal	1,30	1,71	1,66	1,54	1,49	n.d.	1,38	2,34	1,76	1,70
Pipbäcken Nedre	1,93	1,30	1,49	1,49	1,58	2,01	1,46	1,90	1,93	1,40
Raurejukke	1,17	1,02	1,58	1,39	1,43	n.d.	1,21	1,53	1,49	1,76
Ringsmobäcken	1,32	1,72	1,24	1,26	2,65	1,56	1,65	1,73	1,29	1,63
Skellefte älv Slagnäs	1,16	1,17	1,46	1,41	1,74	n.d.	1,36	2,32	1,27	1,82
Stormyra (huvudfåra)	n.d.	1,77	n.d.	1,45	1,55	n.d.	1,43	1,96	n.d.	1,76
Stormyra, Biflöde	n.d.	1,38	n.d.	1,41	1,64	n.d.	1,46	1,56	n.d.	1,32
Stormyrbäcken	1,35	1,87	1,59	1,44	1,72	1,65	1,26	1,40	1,33	1,72
Svartberget	1,27	1,47	1,51	1,40	1,33	n.d.	1,27	1,38	1,48	1,40
Svedån Sved	1,27	1,49	1,56	1,27	1,39	2,07	1,42	1,63	1,38	1,85
Sågebäcken	1,41	1,27	1,17	1,18	1,27	n.d.	1,21	1,44	1,28	1,21
Tidan Mariestad	1,20	1,58	1,69	1,68	1,53	n.d.	1,52	1,75	1,64	1,91
Tyresån	n.d.	1,71	n.d.	1,28	1,54	n.d.	1,17	2,22	n.d.	1,65
Vindelälven Maltbrännan	1,50	1,77	1,86	1,65	1,67	1,88	1,41	1,86	1,80	1,68
Övre Lansjärv	1,39	1,30	1,45	1,46	1,82	n.d.	1,59	2,45	1,43	1,88
<b>10:e percentil</b>	<b>1,15</b>	<b>1,19</b>	<b>1,24</b>	<b>1,24</b>	<b>1,32</b>	<b>1,46</b>	<b>1,17</b>	<b>1,39</b>	<b>1,23</b>	<b>1,28</b>
<b>Medel</b>	<b>1,29</b>	<b>1,63</b>	<b>1,54</b>	<b>1,46</b>	<b>1,63</b>	<b>1,89</b>	<b>1,40</b>	<b>1,77</b>	<b>1,46</b>	<b>1,75</b>
<b>90:percentil</b>	<b>1,43</b>	<b>2,02</b>	<b>1,88</b>	<b>1,66</b>	<b>1,87</b>	<b>2,72</b>	<b>1,58</b>	<b>2,36</b>	<b>1,79</b>	<b>2,08</b>

## Metaller i Sjöar

Även för sjöar har data hämtats från de nationella och regionala övervakningsprogrammen för sjöar och vattendrag i Sverige. De flesta sjöar inom dessa program provtas endast en eller två gånger per år och därför finns ingen information om variationen inom enskilda år. Det finns dock några sjöar som provtagits 4 gånger



alternativt 7 gånger per år och det är de sjöarna som valts ut i denna sammanställning. De sjöar som provtagits 4 gånger per år har i regel provtagits i februari, maj, augusti och oktober. Samtliga sjöar ligger söder om Dalälven. Gemensamt för alla sjöar är att provtagningsdjupet har varit 0,5 meter.

Variationerna för metallhalter i sjöar är i samma storleksordning som i vattendrag. Fördelningen antas vara log-normal. En sammanställning av  $s^*$  för metaller i sjöar finns i tabell A10.

**Tabell A 10. Geometriska standardavvikelser ( $s^*$ ) för metaller i 13 sjöar. Om data saknas anges detta med n.d.**

Namn	As	Cd	Co	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	V	Zn
Blacken	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,08	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,64
Farstusjön	1,87	1,46	1,75	1,34	1,80	n.d.	1,49	2,04	2,00	1,33
Gölasjön	1,36	1,34	1,15	1,19	2,06	n.d.	1,19	1,28	1,27	1,40
Görväln S	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,10	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,57
Hojagöl	1,13	1,43	1,40	1,29	2,26	n.d.	1,28	1,48	1,16	1,38
Klintsjön	1,18	1,25	1,57	1,50	2,39	n.d.	1,22	1,47	1,48	1,23
Kärgöl	1,14	1,79	1,30	1,43	3,58	n.d.	1,92	1,74	1,58	1,66
Norrsjön	1,17	1,85	1,60	1,46	1,72	n.d.	1,39	2,33	1,26	2,93
Prästfjärden	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,12	n.d.	n.d.	n.d.	n.d.	1,46
Skärten	1,12	1,44	1,55	1,41	2,18	n.d.	1,26	1,77	1,32	1,55
Stora Skärsjön	1,43	1,41	1,81	1,19	1,65	n.d.	1,31	1,46	1,45	1,32
Vikasjön	1,31	2,03	1,43	1,49	2,25	n.d.	1,60	1,90	1,20	2,25
Vrången	1,19	1,33	1,28	1,16	1,72	n.d.	1,19	1,34	1,33	1,46
Totalt	1,72	2,07	3,92	1,84	1,80	n.d.	2,14	2,53	2,92	2,13

## Tillämpning av schablonvärden

Frågan är nu vilka av alla värden som presenteras ovan som är lämpliga att användas vid upprättande av kontrollmål inom efterbehandling. I vissa fall, t.ex. PCB i abborre, så föreligger tämligen stora skillnader mellan olika lokaler. För andra data såsom kvicksilver i fisk är spridningen mer likartad mellan olika lokaler. När man använder schablonvärden på dataspridning för att upprätta kontrollmål är det bättre att upptäcka ett avvikande värde som vid noggrannare utvärdering inte är det, än att inte upptäcka en reell förändring. Därför bedömer vi det lämpligt att använda värden i de lägre intervallen, med insikten att det finns en viss sannolikhet att göra s.k. Typ I-fel, dvs. en falsk positiv observation.

Efter några års mätningar kan man justera dessa värden utifrån kunskap om de lokala förhållandena. I Tabell A11 ges rekommenderade värden för spridning för olika typer av data. De rekommenderade värdena baseras på ovan beskrivna data och anges huvudsakligen som 25-percentil och medel av CV eller  $s^*$ . Variabiliteten av metallhalter i sjöar och vattendrag styrs som beskrivits ovan av hydrologiska faktorer. I sjöar påverkas variationerna även av processer såsom temperaturskiktning och omrörning samt i viss utsträckning biologiska processer. Lokal kännedom om den hydrologiska dynamiken kan därför användas för att bedöma om värden i det högre eller lägre intervallet kan vara lämpliga för en viss situation.

**Tabell A11. Rekommenderade intervall**

Ämne	Matris	Provtyp	CV %	s*
<b>BIOTA</b>				
Kvicksilver	abborre 0+	samlingsprov	3-6%	
Kvicksilver	abborre 0-2 år	individprov	15-20%	
Kvicksilver	gädda 4-6 år	individprov	18-25%	
Σ7-PCB	abborre	individprov		1,4-1,6
PCDD/F	abborre	samlingsprov	17-22%	
<b>METALLER I VATTENDRAG</b>				
As	Ytvatten	stickprov		1,2-1,3
Cd	Ytvatten	stickprov		1,2-1,6
Co	Ytvatten	stickprov		1,3-1,5
Cr	Ytvatten	stickprov		1,2-1,5
Cu	Ytvatten	stickprov		1,3-1,6
Hg	Ytvatten	stickprov		1,4-1,9
Ni	Ytvatten	stickprov		1,2-1,4
Pb	Ytvatten	stickprov		1,4-1,8
V	Ytvatten	stickprov		1,2-1,5
Zn	Ytvatten	stickprov		1,4-1,8
<b>METALLER I SJÖAR</b>				
As	Ytvatten	stickprov		1,1-1,3
Cd	Ytvatten	stickprov		1,3-1,6
Co	Ytvatten	stickprov		1,2-1,7
Cr	Ytvatten	stickprov		1,2-1,4
Cu	Ytvatten	stickprov		1,2-2,0
Ni	Ytvatten	stickprov		1,2-1,5
Pb	Ytvatten	stickprov		1,3-1,8
V	Ytvatten	stickprov		1,2-1,6
Zn	Ytvatten	stickprov		1,3-1,7



## Bilaga 3. Simulering av teststyrka hos mätprogram

Ett av mätprogramets uppgifter är att upptäcka ifall det förekommer en uppåtgående eller neråtgående trend av ett specifikt ämne i den övervakande matrisen. Antag att ett mätprogram ska utvärderas för att studera ifall halten av kvicksilver i fisk har minskat. Utgångspunkten för att testa ifall hypotesen stämmer är att det inte föreligger någon trend. Denna hypotes benämns  $H_0$ . För att säga att det existerar en trend måste alltså  $H_0$  förkastas. Det finns risk att göra två typer av fel när hypotesen ska prövas. Antingen kan  $H_0$  förkastas trots att det inte föreligger en trend i verkligheten, detta benämns typ-I fel. Sannolikheten för att göra ett typ-I fel är  $\alpha$ . Behålls  $H_0$  trots att det existerar en reell trend begås ett typ-II fel. Sannolikheten för att göra ett typ-II fel är  $\beta$ . Förkastas  $H_0$  vid analysen och att det i verkligheten existerar en trend så har ett korrekt beslut tagits. Teststyrkan kan tolkas som chansen att upptäcka en reell trend. I tabell 1 sammanfattas resonemanget ovan.

**Tabell 1. Sammanställning av resultat samt vilka fel som kan begås vid hypotesprövning av trender.**

		Verkligt förhållande	
		Ingen trend, $H_0$ sann	Trend existerar, $H_0$ falsk
Utfall av statistiskt test	$H_0$ behålls ingen trend	Korrekt beslut, $1-\alpha$	Typ II-fel, $\beta$
	$H_0$ förkastas trend	Typ I-fel, $\alpha$	Korrekt beslut, <b>styrka</b> , <b><math>1-\beta</math></b>

Teststyrkan påverkas av fyra faktorer.

1. Signifikansnivån,  $\alpha$ .  
 $\alpha$  brukar oftast sättas till 5 %. Det innebär att risken för ett typ-I fel är 5 %. Signifikansnivån är en parameter i det statistiska testet och är alltså oberoende av utformningen av kontrollprogrammet. För att få en högre styrka i sitt kontrollprogram kan  $\alpha$  öka men det medför att risken ett typ-I fel ökar.
2. Stickprovs variationen  
 Variationen hos stickproven som ligger till grund för den statistiska bedömningen påverkar styrkan genom att en lägre variation leder till en högre styrka.
3. Hur många prov  
 Antalet ingående prov i kontrollprogrammet har en avgörande betydelse för nivån på styrkan i programmet. Med ökat antal prov kommer styrkan att stiga. Beroende på antalet replikat vid varje provtillfälle, antal prov per år och under hur många år kontrollprogrammet pågår kommer den statistiska styrkan att påverkas.
4. Trenden  
 Den verkliga förändringen i den studerade variabeln påverkar styrkan. Är trenden liten kommer det vara svårare att detektera den än fallet då trenden är stor.

Vad det gäller vilken nivå teststyrkan bör ligga på finns inga generella regler men en tumregel är att den bör överstiga 80 % (Grandin, 2006). Baserat på de framtagna typvärdena för variabiliteten för de olika parametrarna beräknas teststyrkan för olika framtida provtagningsprogram.

## Metodik för beräkning av styrkan.

Till grund för beräkningar av teststyrkan ligger simuleringar av kontrollprogrammet. Dessa simuleringar har utförts i MATLAB. Beräkningarna har baserats på de framtagna värdena för standardavvikelsen som presenterats i huvudrapporten. För varje simulering har ett ”fiktivt” kontrollprogram antagits. Där har antal prov per provtillfälle, prov per år samt hur länge provtagningen ska ske, definierats. Utöver det har ett antagande om hur stor den årliga trenden är i den övervakade parametern varierats. I samtliga fall har signifikansnivån satts till 5 %. Därefter har ett dataset för varje år konstruerats utifrån uppgifterna ovan. En linjär regression har gjorts på det framtagna datasetet. Detta har upprepats 10 000 gånger. Teststyrkan har beräknats enligt andelen simuleringar med signifikant lutning.

Metoden sammanfattas i följande steg:

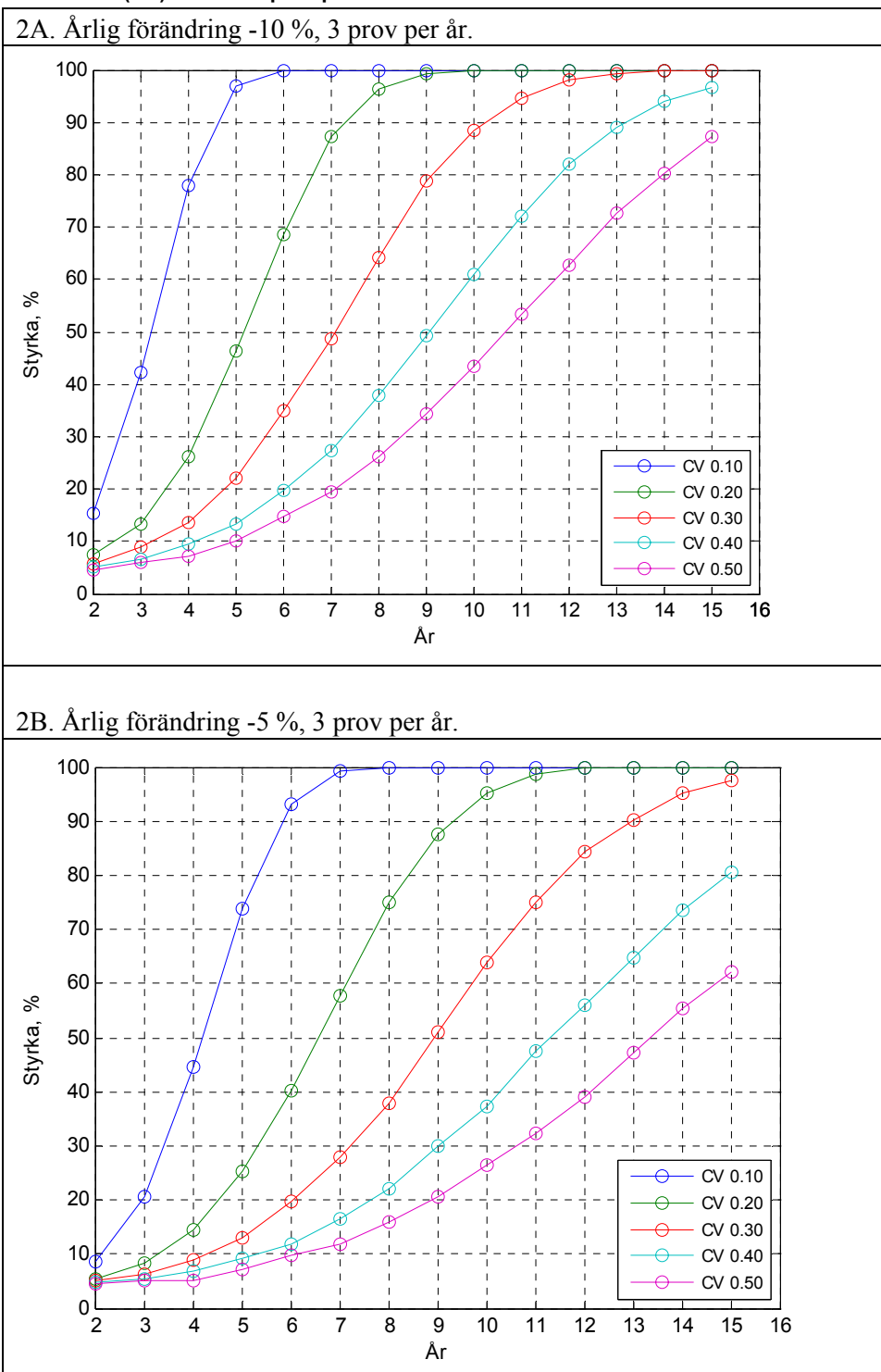
### Antag

- en årlig förändring,
- en begynnelsehalt
- en tidsperiod som är av intresse, t.ex. 10 år
- en konfidensgrad  $\alpha$ , normalt 5%
- För 10 000 fall upprepa: simulera data med slumpmässig spridning och passa kurvan, detektera om lutningen är signifikant eller inte
- Beräkna teststyrkan som andel simuleringar med signifikant lutning

## Exempel

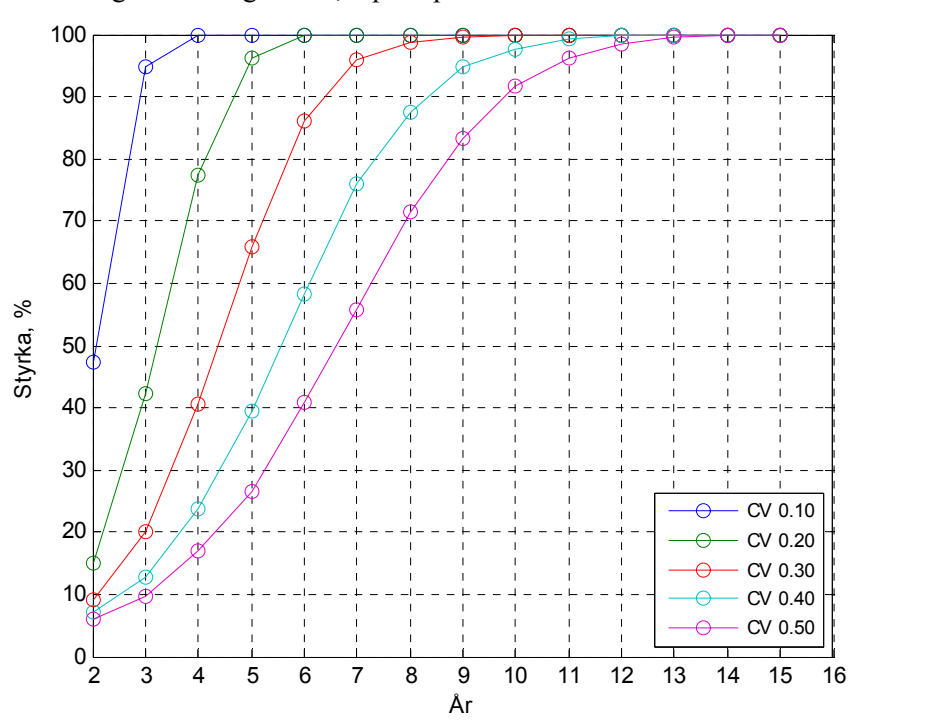
För olika utformningar av kontrollprogrammet presenteras nedan hur teststyrkan ändras med längden på mätserien och den uppskattade standardavvikelsen, här presenterad som variationskoefficienten CV. Den minsta årliga trenden som kan upptäckas har också varierats. En årlig minskning på 5 % innebär att efter ca 14 år har halten halverats. Är den årliga minskningen 10 % halveras halten på drygt 7 år. Signifikansnivån är satt till 5 %. Se tabell 2. Figurerna kan användas vid utformning av mätprogram, och kan även användas vid tolkning av data.

**Tabell 2. Teststyrkan som funktion av mätseriens längd, vid olika förändringshastighet, variation (CV) och antal prov per år.**

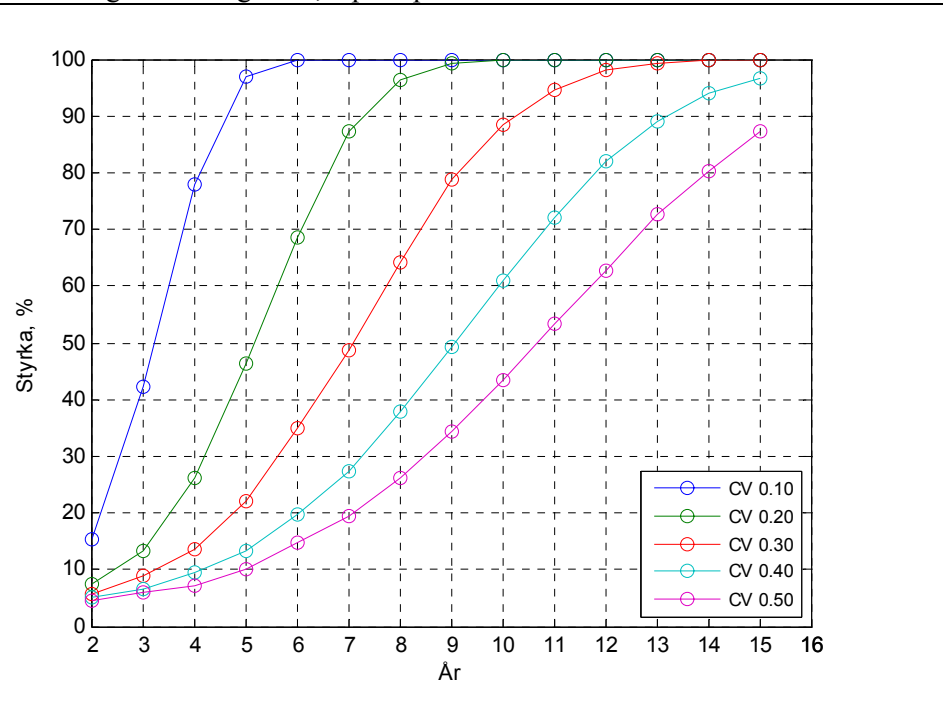


Tabell 2. fortsättning.

2C. Årlig förändring -10 %, 6 prov per år.

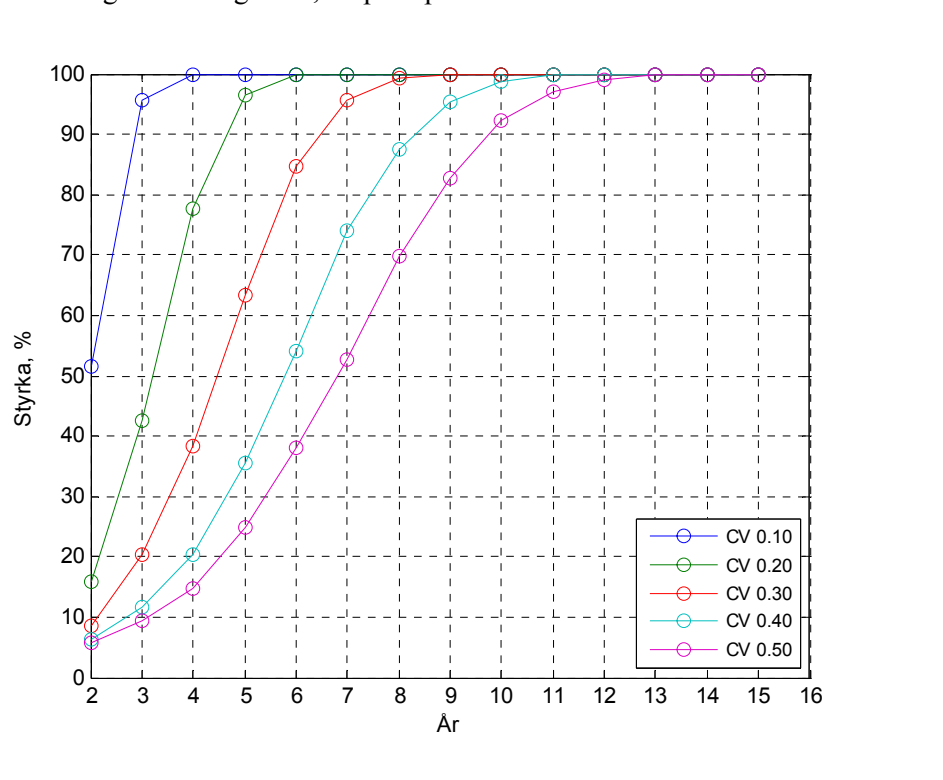


2D. Årlig förändring -5 %, 6 prov per år.

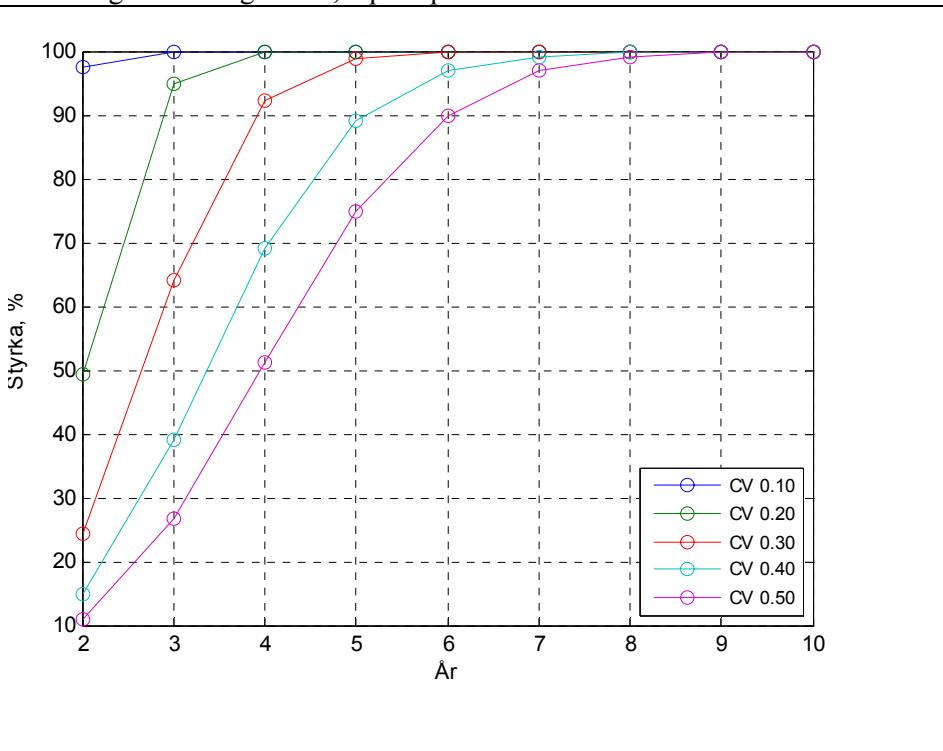


**Tabell 2. fortsättning.**

2E. Årlig förändring -5 %, 24 prov per år



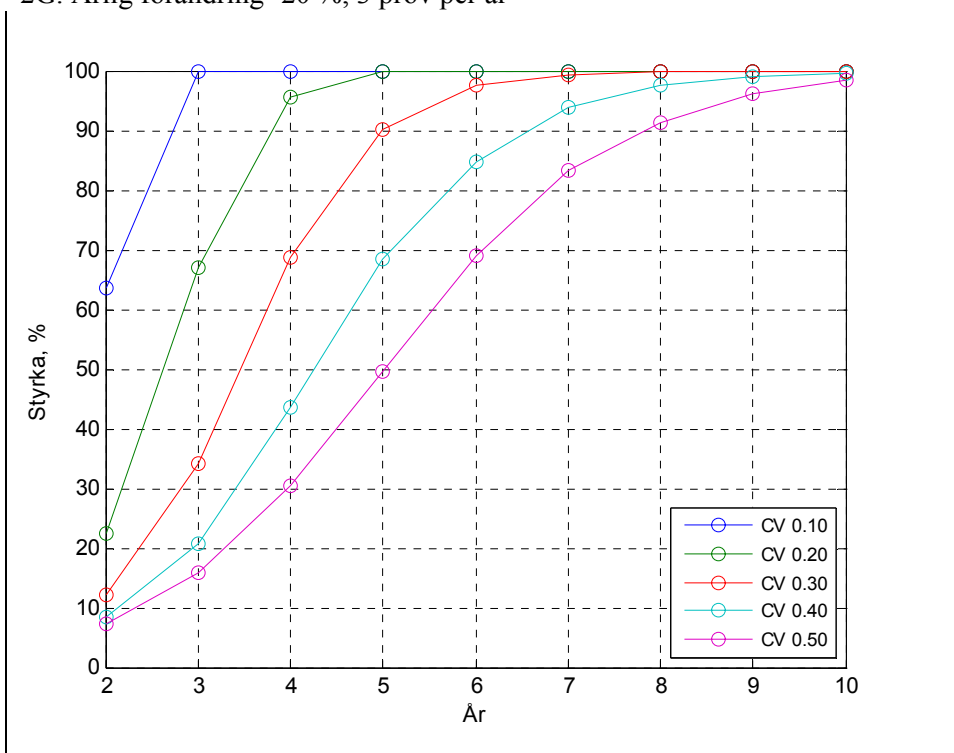
2 F. Årlig förändring -20 %, 6 prov per år





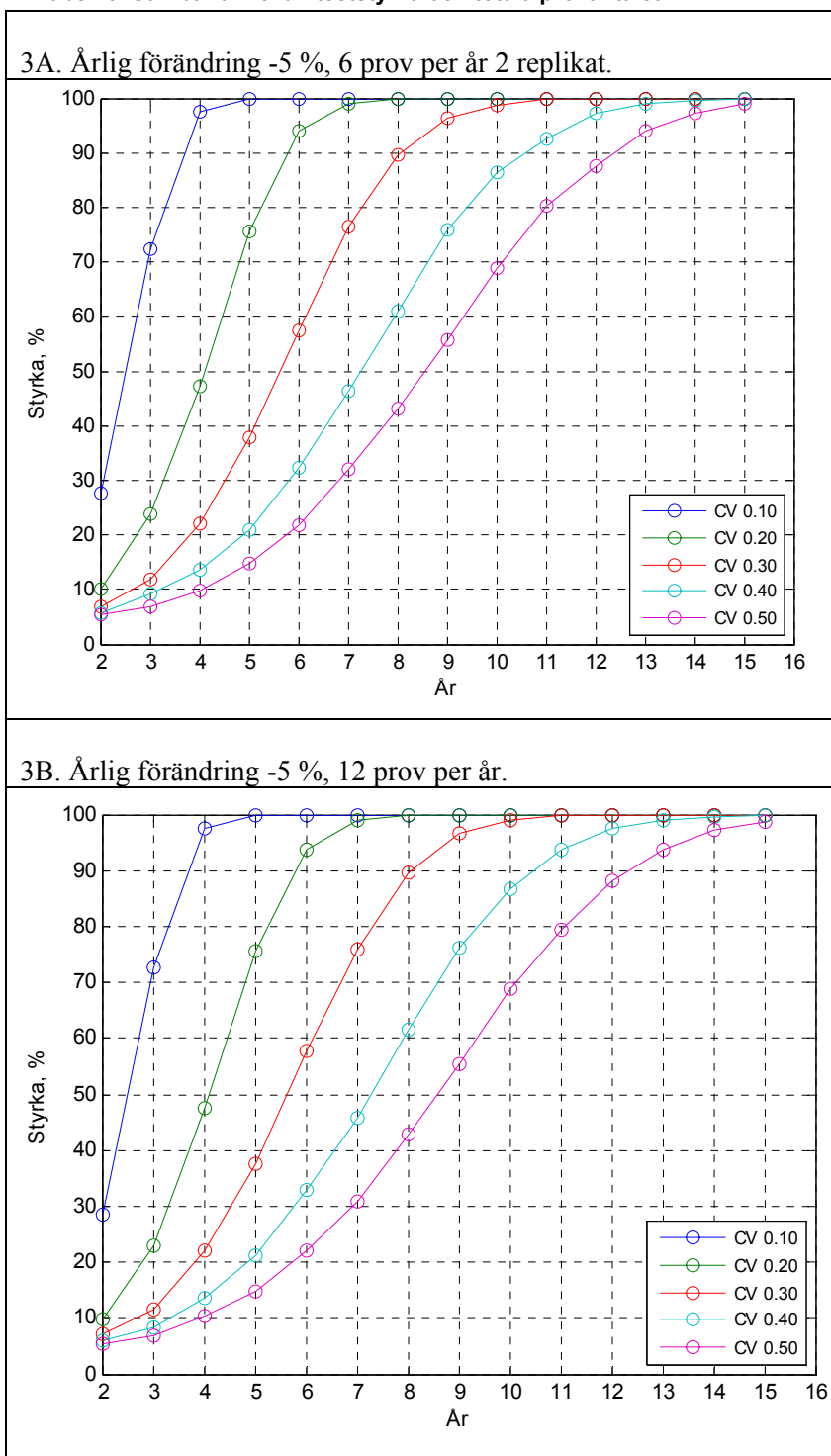
**Tabell 2. fortsättning.**

2G. Årlig förändring -20 %, 3 prov per år

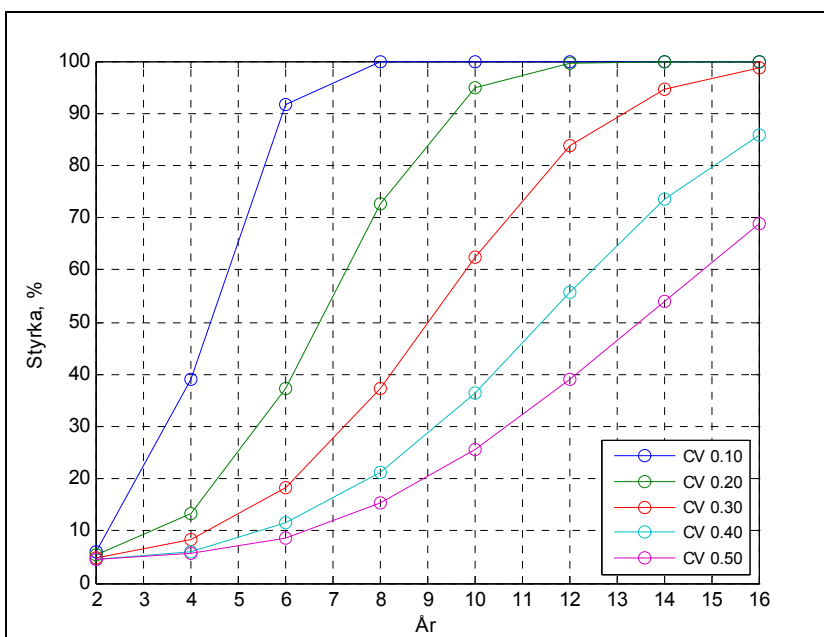


Det framgår tydligt av de olika exemplen ovan (tabell 2) att med en ökad provtagningsfrekvens stiger teststyrkan. Även i de fall där den förväntade trenden är större stiger teststyrkan. Även antal replikat vid provtillfällena påverkar teststyrkan positivt vilket kan ses i figurerna i tabell 3. Teststyrkan blir ungefär den samma vid 12 prov per år jämfört med 6 prov per år med 2 replikat vid varje provtillfälle.

Tabell 3. Samband mellan teststyrka och totala provantalet.

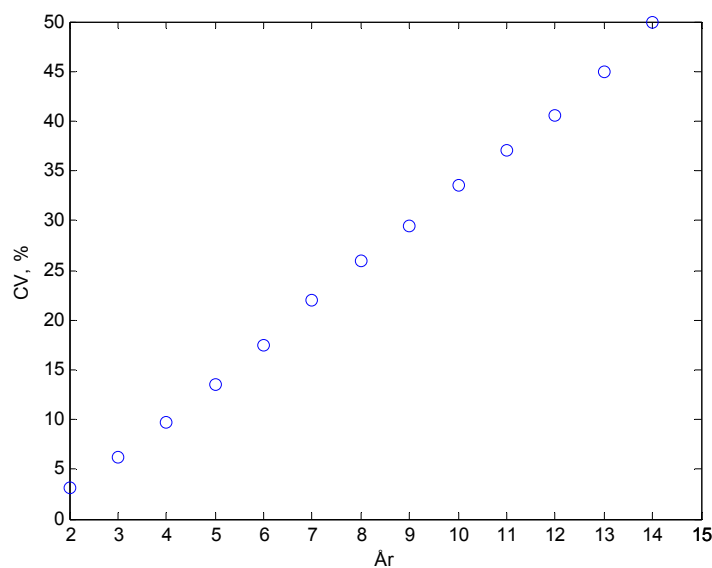


Teststyrkan påverkas alltså av hur länge mätserien pågår och provfrekvensen. I figur 1 illustreras vad som händer ifall provtagningen sker vartannat år istället för varje år. Jämfört med provtagning varje år (tabell 2D) tar det betydligt längre tid.



Figur 1. Teststyrkan för provtagning vartannat år. Förändring -5 %, 6 prov vartannat år.

För ett av exemplen i tabell 2 (2D) har de värden på variationen och antal år som krävs för att teststyrka ska bli större än 80 % sammanställts i figur 2.



Figur 2. Variationskoefficient och längden på mätserien som ger teststyrka > 80 %. Förändring -5 %, 6 prov per år.

## Referenser

Grandin,U (2006) *Statistisk analys av möjligheter att kunna upptäcka regionala trender i de nuvarande programmen för nationell övervakning av sötvatten.*  
Rapport 2006:18.

# Miljökontroll av omgivningspåverkan vid efterbehandlingsåtgärder

RAPPORT 5803

NATURVÅRDSVERKET  
ISBN 978-91-620-5803-6  
ISSN 0282-7298

I rapporten presenteras ett förslag till strategi för miljökontroll av omgivningspåverkan från sanering av ett förorenat objekt, där föroreningskällan kan vara jord, sediment eller grundvatten. Strategin omfattar syfte, mätprogram, kontrollmål, tidsplan, utvärdering och åtgärdsplan.

Naturvårdsverket har inte tagit ställning till innehållet i rapporten. Författarna svarar ensamma för innehåll, slutsatser och eventuella rekommendationer

**Kunskapsprogrammet Hållbar Sanering** samlar in, bygger upp och sprider kunskap om förorenade mark- och vattenområden. Genom Hållbar Sanering kan myndigheter, forskare och företag söka bidrag för utredningar, seminarier och utvecklingsprojekt som täcker kunskapsluckor på kort och lång sikt. Hållbar Sanering styrs av en programkommitté som består av representanter från Banverket, Göteborgs stad, KTH, Linköpings Universitet, Länsstyrelsen i Kalmar, Naturvårdsverket, Norges Teknisk- Naturvetenskaplige Universitet; SGI, SLU, Sydkraft SAKAB och Umeå Universitet.

