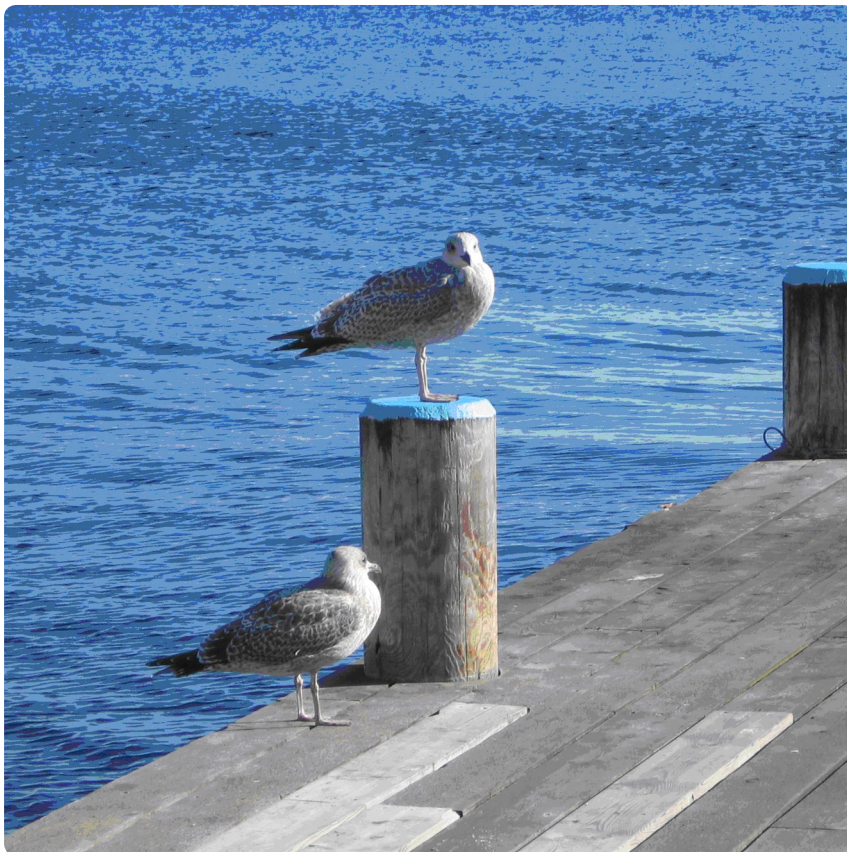
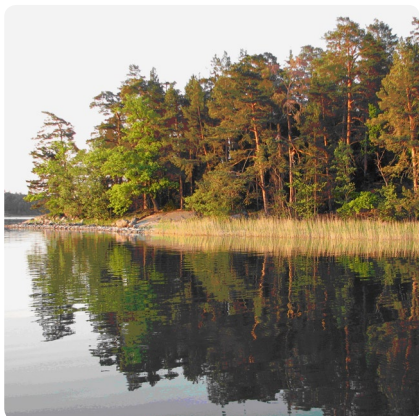


Övervakning av ytvatten

Handbok för tillämpningen av 7 kap. 1 §
förordningen (2004:660) om förvaltning
av kvaliteten på vattenmiljön samt
Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2006:11)
om övervakning av ytvatten enligt nämnda föreskrift

HANDBOK 2008:2 • UGÅVA 1 • JUNI 2008



Övervakning av ytvatten

Handbok för tillämpningen av 7 kap. 1 § förordningen
(2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön samt
Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2006:11) om övervakning
av ytvatten enligt nämnda föreskrift

Beställningar

Ordertel: 08-505 933 40

Orderfax: 08-505 933 99

E-post: natur@cm.se

Postadress: CM Tryck AB, Box 110 93, 161 11 Bromma

Internet: www.naturvardsverket.se/bokhandeln

Naturvårdsverket

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

E-post: natur@naturvardsverket.se

Postadress: Naturvårdsverket, SE-106 48 Stockholm

Internet: www.naturvardsverket.se

ISBN 978-91-620-0152-0.pdf

ISSN 1650-2361

Handbok 2008:2, utgåva 1

© Naturvårdsverket 2008

Tryck: CM Gruppen AB

Omslagsbild: Bengt Rundqvist och Liisa Bjällås

Form: Naturvårdsverket

Förord

EU:s medlemsstater har enats om att skapa en likartad förvaltning av sina vatten genom Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. Sverige har genomfört direktivet bland annat genom den s k vattenförvaltningsförordningen, förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.

Syftet med denna handbok är att ge vägledning vid utformningen av övervakningsprogram för ytvatten enligt vattenförvaltningsförordningen samt Naturvårdsverkets föreskrifter om övervakning av ytvatten (NFS 2006:11) enligt nämnda förordning. Övervakningen ska ge en sammanhållen och heltäckande översikt av den ekologiska och kemiska ytvattenstatusen inom varje avrinningsområde.

Handboken riktar sig främst till vattenmyndigheter och länsstyrelser. Övervakningen ska dock genomföras i nära samarbete med relevanta myndigheter och aktörer som därför även kan ha intresse av att läsa handboken. Underlaget för handboken har tagits fram av en intern arbetsgrupp på Naturvårdsverket tillsammans med externa experter som bidragit med avsnitt om statistik och checklistor.

Denna handbok är en av Naturvårdsverkets handböcker som ska ge vägledning vid tillämpningen av vattenförvaltningsförordningen.

Naturvårdsverket riktar ett stort tack till alla som bidragit med underlag och synpunkter vid utformningen av handboken.

Stockholm 2008-06-23



Martin Eriksson
NATURVÅRDSVERKET
Miljöanalysavdelningen

Innehåll

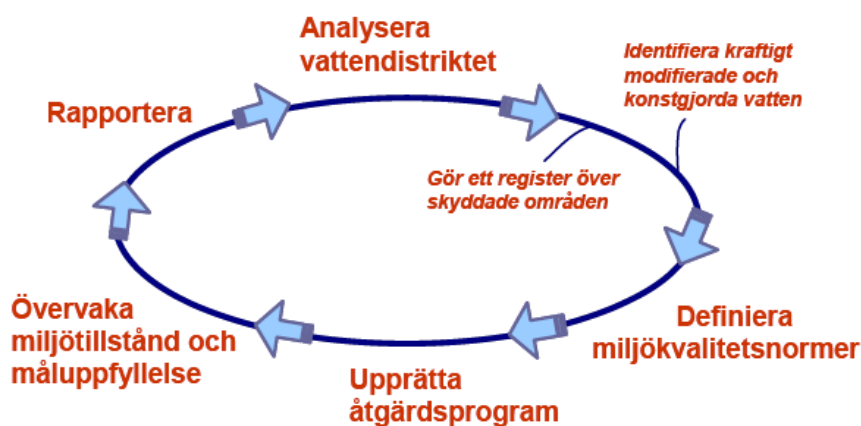
FÖRORD	3
1 INLEDNING	7
1.1 Bakgrund	7
1.2 Syfte med handboken	9
1.3 Avgränsning	9
1.4 Läsanvisning	10
1.4.1 Förkortningar	10
1.4.2 Begrepp	11
1.4.3 Bilagor	13
1.5 Annan vägledning	13
2 ÖVERVAKNING AV YTVATTEN – EN INTRODUKTION	14
2.1 Vem gör vad?	14
2.2 Övervakning av ytvatten enligt vattenförvaltningsförordningen	15
2.2.1 Syfte	15
2.2.2 Olika typer av övervakningsprogram	16
2.2.3 Rapporteringen av ytvattenstatus	16
2.2.4 Samordning med andra delar av vattenförvaltningen	18
2.3 Kartläggning och analys	18
2.3.1 Analys av påverkan	19
2.4 Kort om status, potential och kvalitetskrav	22
2.5 Gruppering av ytvattenförekomster	24
2.5.1 Kompletterande information om gruppering av vattenförekomster	24
3 KONTROLLERANDE ÖVERVAKNING	26
3.1 Syfte	26
3.2 Stationstyper	26
3.3 Utformning av program	27
3.3.1 Var ska man mäta?	27
3.3.2 Vad ska övervakas?	28
3.3.3 Övervakningsfrekvenser	30
3.3.4 Mer om statistiska överväganden	33
3.4 Provtagningsmetoder	33
3.5 Tid för provtagning	34
3.5.1 Några praktiska tips	34

4	OPERATIV ÖVERVAKNING	38
4.1	Syfte	38
4.2	Utformning av program	39
4.2.1	Statistiska överväganden	39
4.2.2	Övervakningsstationer	39
4.2.3	Kvalitetsfaktorer	41
4.2.4	Att avsluta operativ övervakning	42
4.3	Gruppering av ytvattenförekomster	43
4.4	Statistiskt upplägg	44
5	UNDERSÖKANDE ÖVERVAKNING	45
6	KEMISK YTVATTENSTATUS	46
6.1	Definition och omfattning	46
6.2	Kommentarer om mätningar i olika media	48
6.3	Ansvar för övervakningen av kemisk ytvattenstatus	49
6.4	Kartläggning är första steget	50
6.5	Förslag på strategi för regional övervakning av prioriterade ämnen och andra föroreningar	51
6.6	Matrisval	53
7	SKYDDADE OMRÅDEN	55
7.1	Särskilda kompletterande krav på övervakningen	55
7.1.1	Det strängaste kravet gäller – några exempel	56
7.2	Dricksvattenförekomster	57
7.3	Badvatten	57
7.4	Områden med ekonomiskt betydelsefulla arter	58
7.4.1	Fiskvatten	58
7.4.2	Musselvatten	60
7.5	Områden som är utpekade som känsliga för näringsämnen	60
7.5.1	Nitratkänsliga områden	60
7.5.2	Avloppskänsliga områden	61
7.5.3	Natura 2000	61
8	DATAHANTERING	64
9	LITTERATURHÄNVISNING	65
Bilaga 1		67
Bilaga 2		92

1 Inledning

1.1 Bakgrund

EU:s medlemsstater har enats om att skapa en likartad förvaltning av sina vatten genom Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område (ramdirektivet för vatten). År 2015 ska alla vatten i Europa ha uppnått god ekologisk och kemisk status. Vatten som inte har godtagbar status ska åtgärdas och åtgärdsprogram och förvaltningsplaner ska tas fram (figur 1.1). För detta ändamål ska bindande kvalitetskrav tas fram som beskriver den kvalitet som våra vatten ska ha. Ramdirektivet för vatten anger således ramen, målet och den tidsgräns som gäller för att uppnå målet. Det är sedan upp till varje medlemsland att själva besluta om de nationella lagar och regler som behövs för att genomföra direktivets bestämmelser.



Figur 1.1 Vattenförvaltningens planeringscykel beskriver översiktligt arbetsgången i vattenförvaltningsarbetet. En cykel tar normalt sex år att genomgå och omfattar bland annat analys av vattendistriktet, definition av miljökvalitetsnormer, upprättande av åtgärdsprogram, övervakning och rapportering.

Sverige har införlivat ramediktivet för vatten i den nationella lagstiftningen, vilket innebär att svensk vattenförvaltning i huvudsak regleras av följande tre författningar:

- Miljöbalk (1998:808) (*miljöbalken* eller *MB*)
- Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön (*vattenförvaltningsförordningen* eller *VFF*)
- Förordning (2002:864) med länsstyrelseinstruktion (*länsstyrelseinstruktionen* eller *LstI*)

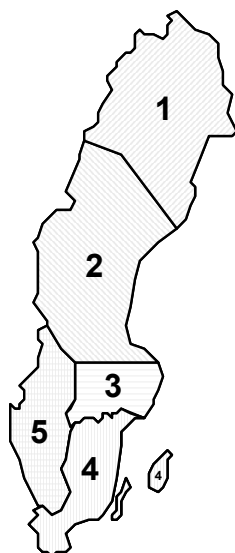
Dessutom har Naturvårdsverket och SGU bemyndigande att meddela föreskrifter.

Vattenförvaltningsförordningen är därmed den lagstiftning som formellt gäller i svensk rätt och ramediktivet för vatten gäller enbart i de fall särskilda hänvisningar görs till direktivet i förordningen. Denna handbok hänvisar därför i första hand

till vattenförvaltningsförordningen, men även till ramdirektivet för vatten i de fall förordningen innehåller sådana hänvisningar.

Ramdirektivet för vatten kompletteras i två s.k. dotterdirektiv, ett för grundvatten¹ och ett för prioriterade ämnen². Prioriterade ämnen är ämnen eller grupper av ämnen som är skadliga och som ska minskas eller fasas ut.

Genom miljöbalkens 5:e kapitel (10-11 §§) är Sverige indelat i fem vattendistrikt som vart och ett ska samordnas av en vattenmyndighet (figur 1.2). En länsstyrelse i varje vattendistrikt har utsetts till vattenmyndighet med ansvar för förvaltningen av kvaliteten på vattenmiljön inom distriktet. Vattenmyndigheten ska ta fram en förvaltningsplan och åtgärdsprogram. Förvaltningsplanen ska bland annat redovisa de förhållanden och de miljökvalitetsnormer som ska gälla inom vattendistriktet och denna handbok är tänkt att vara till hjälp vid en del av detta arbete. Åtgärdsprogrammet ska ange de åtgärder som behövs för att uppnå eller för att upprätthålla en viss miljökvalitetsnorm.



Figur 1.2. De fem vattendistrikten i Sverige: (1) Bottenvikens, (2) Bottenhavets, (3) Norra Östersjöns, (4) Södra Östersjöns och (5) Västerhavets vattendistrikt.

Naturvårdsverket har utifrån vattenförvaltningsförordningen givit ut följande föreskrifter:

- Naturvårdsverkets föreskrifter (2006:1) om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Reviderade maj 2008.
- Naturvårdsverkets föreskrifter (2006:11) om övervakning av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Reviderade maj 2008.

¹ Europaparlamentets och rådets direktiv 2006/118/EG av den 12 december 2006 om skydd för grundvatten mot föroreningar och försämring

² Förslag 2006/0129/ (COD) till Europaparlamentets och rådets direktiv om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring av direktiv 2000/60/EG

- Naturvårdsverkets föreskrifter (2007:1) och allmänna råd om åtgärdsprogram för ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön
- Naturvårdsverkets föreskrifter (2008:1) och allmänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer för ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön

1.2 Syfte med handboken

Syftet med denna handbok är att ge stöd vid tillämpningen av vattenförvaltningsförordningen och föreskrifterna om övervakning av ytvatten. I tillämpliga fall hänvisas även till ramdirektivet för vatten. Handboken är främst inriktad på vägledning vid utformningen av övervakningsprogram. Viss vägledning ges även för samordning av övervakningen utifrån krav som ställs i annan relevant lagstiftning.

Övervakning av ytvatten är en pågående verksamhet vars utformning styrs från olika håll, till exempel det regionala och lokala tillsyns- och åtgärdsarbetet. De krav som vattenförvaltningsförordningen ställer föranleder emellertid en anpassning av befintlig övervakningsverksamhet. Såväl vid utformningen av nya program som vid revidering av befintliga program kan berörda myndigheter genom handboken få vägledning och tips på hur övervakningen kan samordnas och anpassas till de nya kraven.

Handboken riktar sig i första hand till vattenmyndigheterna och länsstyrelserna som har det regionala ansvaret för övervakningen av ytvatten. Andra målgrupper är bland annat kommuner, konsulter, vattenförbund, vattenvårdsförbund och vattenråd.

Handboken berör inte grundvatten och dess övervakning. SGU är expertmyndighet för grundvatten och har ansvar för att ta fram sådana vägledningar och föreskrifter.

Denna handbok för övervakning av ytvatten ingår i en serie av handböcker som Naturvårdsverket ger ut för att ge vägledning till vattenförvaltningsförordningen och relevanta föreskrifter. Publicerade handböcker finns att hämta via Naturvårdsverkets bibliotek eller bokhandel, www.naturvardsverket.se/sv/Nedremeny/Bokhandel-och-bibliotek.

1.3 Avgränsning

Några föreskrifter och handböcker är särskilt relevanta att beakta då man arbetar med övervakning:

- Handbok³ och föreskrifter som rör *kartläggning och analys* beskriver bland annat indelningen av ytvattenförekomster och grupperingen i typer, påverkansanalys och datahantering.

³ Kartläggning och analys av ytvatten – en handbok för tillämpningen av 3 kap. 1 och 2 §§, Förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Handbok 2007:3, utgåva 1, november 2007.

- Handbok⁴ och föreskrifter som rör *status, potential och kvalitetskrav för ytvattenförekomster* ger vägledning om hur statusklassificering ska genomföras samt hur kvalitetskrav och kvalitetskrav ska fastställas och innehåller hänvisningar till de nya bedömningsgrunderna, som är verktyg för att kunna tolka och utvärdera data.

För information om övervakningens metoder, kvalitetssäkring mm hänvisas till *Handledning för miljöövervakningen* (www.naturvardsverket.se) som innehåller specifika beskrivningar av hur undersökningar bör utformas, med information om vilka variabler som ska mätas eller beräknas inom respektive undersökning samt metoder för hur detta ska utföras. Handledningen omfattar också råd om hur kvaliteten ska säkras när programmen för miljöövervakningen utformas.

1.4 Läsanvisning

Handbokens andra kapitel ger en introduktion till moment som har en nära koppling till övervakningen, bland annat kartläggning och analys av ytvatten, hur kvalitetskrav kan bestämmas och innebörden i vissa grundläggande begrepp. Syftet är att läsaren ska få en överblick trots att mer fullödlig information finns i andra handböcker.

Därefter beskrivs de olika typerna av övervakning enligt vattenförvaltningsförordningen: kontrollerande, operativ och undersökande övervakning. Kemisk ytvattenstatus beskrivs i ett separat kapitel eftersom det för närvarande saknas beslut på EU-nivå för vilka gränsvärden som ska gälla för de ämnen som inkluderats i begreppet kemisk ytvattenstatus.

Vissa relevanta författningstexter återges i färgade rutor. Mer detaljerad information om statistik ges i bilagor till handboken. I kapitel 9 återfinns litteraturhänvisningar. Använda förkortningar och begrepp förklaras nedan.

1.4.1 Förkortningar

Ramdirektivet för vatten, RDV - Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område.

Vattenförvaltningsförordningen, VFF – Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.

Föreskrifter för kartläggning och analys - Naturvårdsverkets föreskrifter (2006:1) om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.

⁴ Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Handbok 2007:4, utgåva 1, december 2007

Föreskrifter för status, potential och klassificering – Naturvårdsverkets föreskrifter (2008:1) och allmänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende för ytvatten enligt förordningen 2004:660 om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.

Handbok för kartläggning och analys - Kartläggning och analys av ytvatten – en handbok för tillämpningen av 3 kap. 1 och 2 §§, Förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Handbok 2007:3, utgåva 1, november 2007.

Handbok för status, potential och kvalitetskrav - Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Handbok 2007:4, utgåva 1, december 2007

MKN - Miljö kvalitetsnorm

NFS - Naturvårdsverkets författningssamling

VISS - Vatteninformationssystem Sverige, Vattenmyndigheternas gemensamma databas

1.4.2 Begrepp

Begrepp	Förklaring
Bedömningsgrunder för miljö-kvalitet	Naturvetenskapliga kriterier för att klassificera den ekologiska strukturen och funktionen hos akvatiska ekosystem enligt bilaga V i direktiv 2000/60/EG. Bedömningsgrunderna innehåller referensvärden och klassgränser för samtliga kvalitetsfaktorer.
Betydande mängd	Den mängd av ett visst ämne som bedöms kunna hindra att den biologiska statusen/potentialen uppfylls till 2015.
Betydande påverkan	Betydande påverkan innebär sådan mänsklig påverkan som, ensamt eller sammanlagt med annan påverkan, orsakar risk för att en vattenförekomst inte uppnår god status eller potential år 2015.
Ekologisk potential	Kvaliteten på strukturen och funktionen hos akvatiska ekosystem som är förbundna med ytvatten hos en kraftigt modifierad eller konstgjord ytvattenförekomst, klassificerad enligt bilaga V i direktiv 2000/60/EG och uttryckt såsom maximal, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig.
Ekologisk ytvattenstatus	Kvaliteten på strukturen och funktionen hos akvatiska ekosystem som är förbundna med ytvatten, klassificerad enligt bilaga V i direktiv 2000/60/EG och uttryckt såsom hög, god, måttlig, otillfredsställande eller låg.
Expertbedömning	En bedömning gjord utifrån bästa tillgängliga kunskap i de fall bedömningsgrunderna inte kan tillämpas.
Kemisk ytvattenstatus	Den kemiska kvaliteten hos en ytvattenförekomst, klassificerad enligt artikel 4 och bilaga V i direktiv 2000/60/EG och uttryckt såsom god eller uppnår ej god.
Klassificering	Bedömning av tillståndet hos en ytvattenförekomst. För naturliga ytvattenförekomster är det en bedömning av ekologisk status och kemisk ytvattenstatus, för konstgjorda och kraftigt modifierade ytvattenförekomster är det en bedömning av ekologisk potential och kemisk ytvattenstatus. Parametrar och kvalitetsfaktorer klassificeras för att sedan vägas samman till ekologisk status eller potential samt givna gränsvärden klassificeras för att vägas ihop till kemisk ytvattenstatus.
Konstgjort vatten	En ytvattenförekomst som har skapats genom mänsklig verksamhet där det tidigare inte fanns någon ytvattenförekomst.

Kraftigt modifierat vatten	En ytvattenförekomst vars fysiska karaktär har förändrats väsentligt till följd av mänsklig verksamhet, och där förändringen måste kvarstå trots eventuell låg ekologisk potential, antingen pga att det kraftigt modifierade vattnet har hög samhällsnytta eller på att en återställning skulle medföra orimliga kostnader.
Kustvatten	Vatten som finns från kusten till den linje som på varje punkt befinner sig en nautisk mil bortom den baslinje som avses i lagen (1966:374) om Sveriges sjöterritorium, undantaget vatten i övergångszon och grundvatten.
Kvalitetsfaktorer	Biologiska, fysikalisk-kemiska samt hydromorfologiska faktorer som anges i bilagor till NFS 2008:1. Status eller potential för kvalitetsfaktorerna vägs samman till ekologisk status eller ekologisk potential enligt principen "sämst styr".
Limnisk	Som rör sötvatten
Limniska typer	Indelningskriterier enligt föreskriften om kartläggning och analys, NFS 2006:1, för egenskaper som ska tillämpas vid typklassificering av sjöar och vattendrag. För sjöar är de bestämmande egenskaperna maxdjup, ytan, humushalt och kalkhalt. För vattendrag är de bestämmande egenskaperna tillrinningsområdets storlek, humus och kalkhalt. Dessa ska dock inte förväxlas med den typindelning som görs för klassificering med bedömningsgrunderna vilken inte är lika detaljerad. I varje bedömningsgrund finns beskrivet om och hur typindelning ska göras.
Miljökvalitetsnorm eller kvalitetskrav	Kvalitetskrav är, enligt vattenförvaltningsförordningen, det svenska begreppet för ramdirektivets "miljömål", som är de mål som ska fastställas enligt direktivets artikel 4. Dessa miljömål ska inte blandas ihop med de svenska miljö(kvalitets)målen som är politiska målsättningar och som inte är juridiskt bindande. Vattenmyndighetens beslut om kvalitetskrav är en miljökvalitetsnorm enligt 5 kap. miljöbalken. Även i ramdirektivet förekommer begreppet miljökvalitetsnorm, men det betyder då koncentration av ett förorenande ämne som inte bör överskridas.
Omdrevsstation	En station vars provtagningen görs inom en sexårscykel. Stationerna kan vara såväl opåverkade som påverkade. Stationerna ska svara mot en yttäckande övervakning.
Parameter	Del av en biologisk, fysikalisk-kemisk eller hydromorfologisk kvalitetsfaktor. En kvalitetsfaktor kan bestå av en eller flera parametrar.
Prioriterade ämnen	Ett ämne som anges i bilagan till Europaparlamentets och rådets beslut nr 2455/2001/EG av den 20 november 2001 om upprättande av en lista över prioriterade ämnen på vattenpolitikens område och om ändring av direktiv 2000/60/EG.
Referensvärde	Värde som motsvarar ett av människan i princip opåverkat tillstånd. Referensvärden för en parameter eller en kvalitetsfaktor anges i motsvarande bedömningsgrund.
Skyddade områden	Områden som har fastställts för skydd enligt bestämmelser grundade på den gemenskapslagstiftning som avses i bilaga IV i ramdirektivet för vatten EG 2000/60/EG
Sämst styr ("one out all out")	Enligt bilaga V i ramdirektivet för vatten EG 2000/60/EG, ska den kvalitetsfaktor som visar på störst antropogen störning vara utslagsgivande vid en statusklassificering. Detta gäller dock normalt inte på parameternivå förutom t ex vid sammanvägning av förorenande ämnen och för de biologiska och hydromorfologiska parametrar som visar på olika påverkan. Den engelska termen "one out all out" används ibland.
Trendstation	En station som normalt utgörs av en ytvattenförekomst i hög eller god status enligt bedömningsgrunderna utifrån de biologiska kvalitetsfaktorerna. Stationerna bör om möjligt vara opåverkade av lokal påverkan. Prover tas minst en gång per år för att täcka mellanårsvariationer. Syftet är att upptäcka förändringar över tid.
Typ, vattentyp, ytvattentyp	Typen är ett sätt att beskriva en vattenförekomst på ett standardiserat sätt. En typ är också en grupp vattenförekomster med samma eller likartade referensförhållanden av morfologisk och vattenkemisk karaktär. Gruppen behöver inte vara geografiskt eller hydrologiskt sammanhängande typ (enligt föreskriften om kartläggning och analys, NFS 2006:1).

Typgrupp	En typgrupp definieras som en samling vattenförekomster som tillhör samma typ (enligt föreskriften om kartläggning och analys, NFS 2006:1) och som har samma grad och typ av påverkan. Istället för att beskriva tillståndet i enskilda vattenförekomster kan man då beskriva tillståndet för en typgrupp av vattenförekomster.
Ytvattenförekomst (vattenförekomst)	En avgränsad, homogen och betydande förekomst av ytvatten såsom t.ex. en sjö, en å, älv eller kanal, ett vatten i övergångszon eller ett kustvattenområde.
Ytvattenkategori	En ytvattenförekomst tillhör endast en av följande ytvattenkategorier: en sjö, ett vattendrag, ett kustvattenområde eller ett vatten i övergångszon.
Ytvattenstatus	Det tillstånd en naturlig ytvattenförekomst har och som bestäms av vattenförekomstens ekologiska status eller kemiska ytvattenstatus, beroende på vilken av dessa som är sämst.
Vatten i övergångszon	Ytvatten i närheten av flodutlopp som delvis är av salthaltig karaktär till följd av närheten till kustvatten men som på ett väsentligt sätt påverkas av sötvattenströmmar. De vattenförekomster som klassats som övergångsvatten i Sverige ligger i Stockholms inre skärgård och Hallsfärden samt Göta älvs och Nordre älvs estuarier.
Övervakningsnät	De av vattenmyndigheten utvalda och till EU inrapporterade stationerna.
Övervakningsstation	Ett geografiskt angivet läge som representerar en ytvattenförekomst. Information från en övervakningsstation kan bestå av data som insamlats från flera provtagningspunkter för att uppnå målet med representativitet.

1.4.3 Bilagor

- Bilaga 1: Design och planering av övervakningsprogram (trendstationer – rekommendationer och räkneexempel)
- Bilaga 2: Provtagningsdesign rumslig övervakning genom omdrevsstationer

1.5 Annan vägledning

För att förtydliga och stödja EU-ländernas genomförande av ramdirektivet för vatten i lagstiftning och praxis, har en serie vägledningsdokument tagits fram av medlemsstaternas experter tillsammans med kommissionen. Dessa dokument är inte lagtexter och inte juridiskt bindande, men Naturvårdsverket har valt att i sina föreskrifter, allmänna råd och handböcker i stor utsträckning använda dessa EU-dokument som underlag för tolkning av direktivets krav. På engelska kallas vägledningarna CIS Guidance Documents (CIS=Common Implementation Strategy). Vägledningarna finns publicerade på

www.circa.europa.eu/Public/irc/env/wfd/library. En av vägledningarna handlar om övervakning, den väsentliga informationen har införlivats i denna handbok.

Annan allmän information av relevans kan återfinnas på:

- Vattenmyndigheternas webbplats: www.vattenmyndigheterna.se
- Naturvårdsverkets webbplats: www.naturvardsverket.se där bland annat Handledning för miljöövervakning återfinns.

2 Övervakning av ytvatten – en introduktion

2.1 Vem gör vad?

Övervakning av ytvatten bedrivs i dag med flera olika syften och av olika aktörer.

Vattenmyndigheterna har ett övergripande ansvar för den övervakning som sker inom respektive distrikt. Genomförandet sker dock oftast via länsstyrelsernas försorg. Den statligt finansierade miljöövervakningen är indelad i tio programområden, däribland sötvatten inkl grundvatten, kust och hav, miljögifter och våtmarker. Naturvårdsverket är ansvarig för att bedriva de nationella övervakningsprogrammen för ytvatten och grundvatten. Data från dessa program är en del av vattenmyndigheternas underlag då de planerar, genomför och rapporterar från distriktet. Andra underlag är t ex den regionala övervakningen samt de undersökningar som utförs till följd av olika verksamheter. Naturvårdsverket har ett samordnande ansvar för vattenmyndigheternas rapportering till EU. I vattenförvaltningsförordningen (7 kap. 1 §) anges att genomförandet av övervakningsprogrammen ska ske i samarbete med de myndigheter, kommuner, organisationer och övriga som vattenmyndigheten finner lämpligt.

Undersökningar av ytvatten bedrivs också för att kontrollera att olika verksamheter följer miljöbalkens bestämmelser. Verksamhetsutövare ska genom den sk egenkontrollen (26 kap. 19 § miljöbalken) själva tillse att de undersökningar som enligt tillsynsmyndigheterna krävs genomförs. Flera verksamhetsutövare kan genom den samordnade recipientkontrollen, SRK, samordna de undersökningar de är ålagda att genomföra. Sammantaget genomförs ett 80-tal SRK-program som omfattar cirka 700 sjöar och mer än dubbelt så många vattendrag. På motsvarande sätt finns ett antal program inom kustvattenvårdsförbunden. Dessutom kan kommuner och andra organisationer såsom vattenvårdsförbund och vattenförbund även genomföra undersökningar av ytvatten. För att uppfylla de krav som vattenförvaltningsförordningen ställer kommer de befintliga svenska miljöövervakningsprogrammen att behöva kompletteras och revideras.

2.2 Övervakning av ytvatten enligt vattenförvaltningsförordningen

2.2.1 Syfte

Övervakning

1 § Varje vattenmyndighet skall se till att ett sådant program för övervakning av vattnets tillstånd i vattendistriktet som avses i artikel 8 i direktiv 2000/60/EG upprättas och genomförs. Programmen skall vara klara och tas i bruk senast den 22 december 2006 och skall därefter revideras minst vart sjätte år.

Genomförandet av programmen skall ske i samarbete med de myndigheter, kommuner, organisationer och övriga som vattenmyndigheten finner lämpligt.

Bemyndiganden

2 § Naturvårdsverket och Sveriges geologiska undersökning (SGU) får för sina respektive ansvarsområden meddela närmare föreskrifter om programmens innehåll och utförande.

(7 kap. vattenförvaltningsförordningen)

Övervakning av ytvattenstatus, grundvattenstatus och skyddade områden

1. Medlemsstaterna skall se till att det upprättas program för övervakning av vattenstatusen för att upprätta en sammanhållen och heltäckande översikt över vattenstatusen inom varje avrinningsdistrikt enligt följande:

- För ytvatten skall dessa program omfatta

i) volym och nivå eller flödeshastighet i den mån det är relevant för den ekologiska och kemiska statusen och den ekologiska potentialen, och

ii) den ekologiska och kemiska statusen och den ekologiska potentialen.

- För grundvatten skall dessa program omfatta övervakning av kemisk och kvantitativ status.

- För skyddade områden skall de ovannämnda programmen kompletteras med specifikationerna i den gemenskapslagstiftning enligt vilken de enskilda skyddade områdena upprättades.

2. Dessa program skall vara operationella senast sex år efter tidpunkten för detta direktivs ikraftträdande, om inte annat anges i den berörda lagstiftningen. Övervakningen skall stämma överens med kraven i bilaga V.

3. Tekniska specifikationer och standardmetoder för analys och övervakning av vattenstatusen skall fastställas enligt förfarandet i artikel 21.

(Artikel 8, ramdirektivet för vatten)

Övervakning av ytvatten ska ge en sammanhållen och heltäckande översikt av den ekologiska och den kemiska statusen inom varje vattendistrikt. Eftersom övervakning är en förutsättning för arbetet med åtgärdsprogram och för att följa upp om miljökvalitetsnormerna uppfylls ställer vattenförvaltningsförordningen krav på övervakningens utformning genom hänvisning till RDV artikel 8 som i sin tur hänvisar till dess bilaga V. Naturvårdsverket har, enligt sitt bemyndigande i VFF 7:2 meddelat närmare föreskriver i FS 2006:11.

2.2.2 Olika typer av övervakningsprogram

Tre olika typer av övervakningsprogram ska upprättas enligt FS 2006:11 4, 71 11 och 15 §§:

- *kontrollerande övervakning*,
ska utföras i ett urval av yt- och grundvatten inom distriktet för att ge en sammanfattande och yttäckande beskrivning av tillståndet i distriktets olika yt- och grundvatten. Omfattar vattenförekomster av samtliga statusklasser och typer.
- *operativ övervakning*
ska genomföras i ytvattenförekomster där miljökvalitetsnormerna inte uppfylls eller riskerar att inte uppfyllas till år 2015.
- *undersökande övervakning*
ska utreda varför en ytvattenförekomst inte når miljökvalitetsnormen eller utreda eventuella föroreningsincidenter.

Skyddade områden är områden som skyddas enligt bestämmelser i gemenskapslagstiftningen (enligt bilaga IV till ramdirektivet för vatten).⁵ Skyddet kan vara föranlett av att området ska användas för dricksvattenuttag eller att livsmiljöer eller arter behöver skyddas. För övervakning av skyddade områden finns vissa tilläggskrav, se vidare kapitel 7.

Miljökvalitetsnormer – avvikelser och undantag

Vattenmyndigheten får för en viss vattenförekomst besluta om mindre stränga kvalitetskrav än vad som följer av 2-6 §§ om det på grund av sådan mänsklig verksamhets påverkan som avses i 3 kap. 1 § första stycket 2, eller på grund av vattenförekomstens naturliga tillstånd, är omöjligt eller skulle medföra orimliga kostnader att uppnå kraven.

(4 kap. 10 § 1 st vattenförvaltningsförordningen)

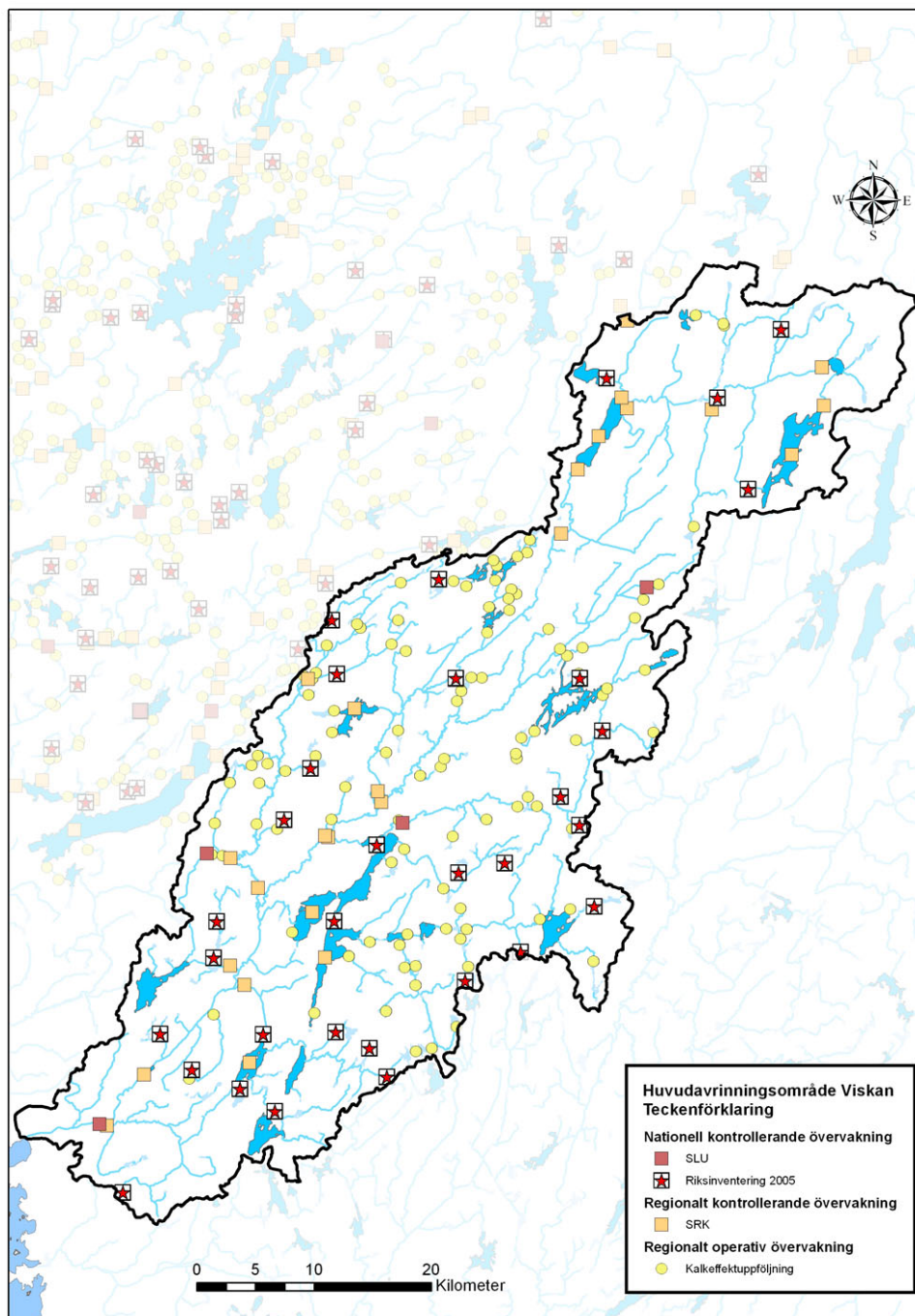
För vissa vatten görs undantag, och andra miljökvalitetsnormer sätts än vad som normalt gäller för att uppnå god ekologisk status eller god ekologisk potential. Övervakningen i sådana vatten blir därmed specifik för respektive objekt.

2.2.3 Rapporteringen av ytvattenstatus

Inom varje vattendistrikt kommer det att finnas flera övervakningsstationer inom den kontrollerande övervakningen med olika syften, samt övervakningsstationer inom operativ och ev. undersökande övervakning. För att kunna ge en representativ bild av statusen hos distriktets vattenförekomster är det nödvändigt att beakta alla stationstyper. Figur 2.1 visar ett exempel på ett distrikts olika stationer för kontrollerande och operativ övervakning, såväl inom nationell som regional övervakning. Vissa stationer kan endast ge begränsad information utifrån alla de kvalitetsfaktorer

⁵ Uttrycket skyddade områden enligt vattenförvaltningsförordningen är inte detsamma som skyddade områden enligt 7 kap. miljöbalken. Mer om detta finns att läsa i Naturvårdsverkets vägledning Skyddade områden enligt Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön, faktablad 8304, december 2007.

som beskrivs i bedömningsgrunderna. Sammantaget ska dock stationerna bidra till bästa möjliga beskrivning av vattenförekomsternas status och helhetsbild av distriktet. Tillräckligt många stationer ska tas med i rapporteringen för att möjliggöra detta.



Figur 2.1. Viskans avrinningsområde med olika stationstyper: nationell (SLU) och regional kontrollerande övervakning (SRK) samt regional operativ övervakning. Endast vissa av stationerna går att statusklassa fullt ut utifrån bedömningsgrunderna. Den operativa övervakningen, som i dagsläget endast består av kalkeffektuppföljning, medger inte någon statusklassning utifrån bedömningsgrunderna, istället får expertbedömningar göras. Karta från Länsstyrelsen i Västra Götalands län.

De övervakningsprogram som tas fram ska dokumenteras och resultaten sammanfattas i vattendistriktens förvaltningsplaner (5 kap. 1 § VFF med hänvisning till bilaga 1, 4 pkt till förordningen). Resultaten från övervakningen ska ligga till grund för arbetet med åtgärdsprogram (enligt 6 kap. VFF).

2.2.4 Samordning med andra delar av vattenförvaltningen

Som tidigare påpekats har övervakning av ytvatten en nära koppling till andra moment inom vattenförvaltningen. Därför summeras i detta kapitel bland annat:

- Indelningen av ytvattenförekomster i *typer* samt *analys av påverkan*.
För detaljer hänvisas till handboken för kartläggning och analys.
- definition av begreppen *status* respektive *potential* samt en beskrivning av hur kvalitetskrav kan bestämmas. För detaljer hänvisas till handboken för status, potential och kvalitetskrav.

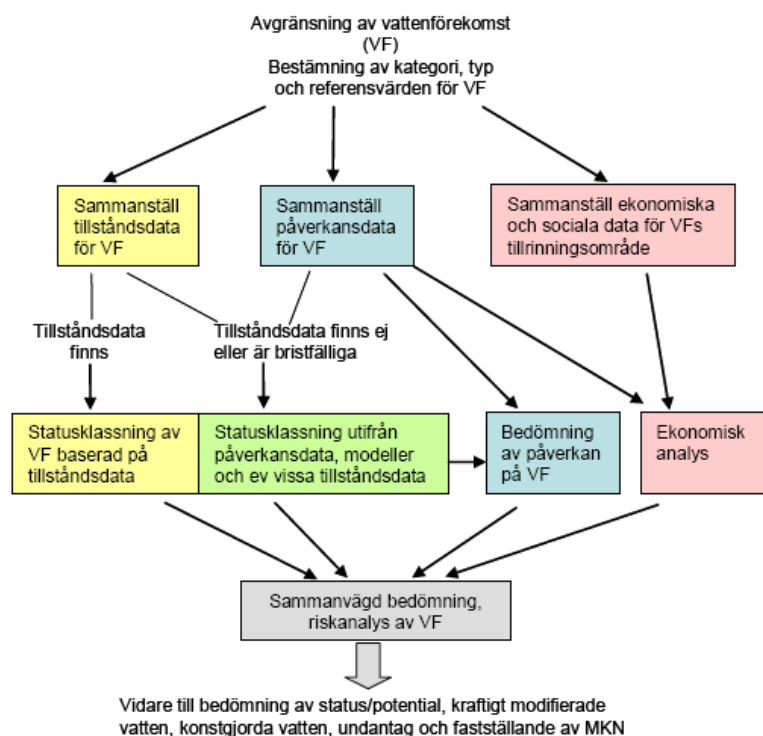
I avsnittet återfinns även viss information om hur ytvattenförekomster kan grupperas. Gruppering i samband med påverkansanalys beskrivs i handboken för kartläggning och analys. Gruppering i samband med tillståndsbedömning (typgrupper) beskrivs i handboken för status, potential och kvalitetskrav.

2.3 Kartläggning och analys

I samband med kartläggning och analys av vattenförekomster har befintliga data om tillstånd och påverkan sammanställts för landets vattenförekomster, se föreskrifter och handbok om kartläggning och analys. En sammanfattning av vissa moment som är relevanta för övervakningen ges nedan. Hur detta ska genomföras regleras i FS 2006:1 4, 5, 8 och 9 §§.

Kartläggningen inleds med att ytvattnet delas in i *ytvattenförekomster*. Vattenmyndigheterna ansvarar även för att upprätta ett register för *skyddade områden* för varje vattendistrikt. Alla ytvattenförekomster delas sedan in i *typer* beroende på bland annat geografiskt läge, ytvattenförekomstens morfologi och avrinningsområdets egenskaper. En vattenförekomst kan bara tillhöra en vattentyp och olika vattentyper kan inte överlappa varandra. För sjöar är de bestämmande egenskaperna humushalt, kalkhalt, djup och yta. För vattendrag är det längd och tillrinningsområdets area. För kust- och övergångsvatten avgör salthalt, vattenutbyte, skiktning och vågpåverkan indelningen i typer. Huvudsyftet med indelningen i typer är att alla vattenförekomster som tillhör en och samma vattentyp ska bedömas likartat, dvs. utifrån samma referensförhållanden. I bedömningsgrunderna för de olika kvalitetsfaktorerna för sjöar och vattendrag används skilda typindelningar. På grund av brist på data har men inte kunnat skilja ut olika referensförhållanden för alla typerna i Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys (NFS 2006:1) utan man har främst delat in efter ekoregioner. Typindelning för respektive kvalitetsfaktor finns beskriven i föreskrift (NFS 2008:1) och handboken för status, normer och potential med tillhörande bilagor. Vattentyper används även vid internationella kalibreringar av klassgränser.

En *ekonomisk analys* ska även göras för avrinningsområden. Dessutom en *påverkansanalys*, för att klarlägga sambandet mellan de drivkrafter som orsakar antropogen påverkan och effekterna i vattenförekomsterna. Syftet med påverkansbedömningen är att identifiera *betydande påverkan*, dvs. den påverkan som, ensamt eller tillsammans med övrig påverkan, kan göra att en vattenförekomst inte når, eller riskerar att inte nå, god status eller potential till 2015. Hur påverkansanalysen hänger samman med andra delar av vattenförvaltningen visas i figur 2.2. Den ekonomiska analysen, påverkansanalysen och statusklassificeringen leder fram till *riskanalysen*, där risken bedöms för att vattenförekomsten inte uppnår eller bibehåller god eller hög status till år 2015.



Figur 2.2 Hur påverkansbedömning hänger ihop med andra processer i vattenförvaltningen.

2.3.1 Analys av påverkan

Påverkansanalysen ska omfatta både en beskrivning och en bedömning av den betydande påverkan. Som underlag används t ex utsläpps- och tillståndsdata, samt resultat från modellering, beräkningar och expertbedömningar. Ju mindre beskrivande data som finns att tillgå desto viktigare blir modeller och indikativa bedömningar av påverkan. Arbetsgången för en påverkansanalys kan sammanfattas i följande steg:

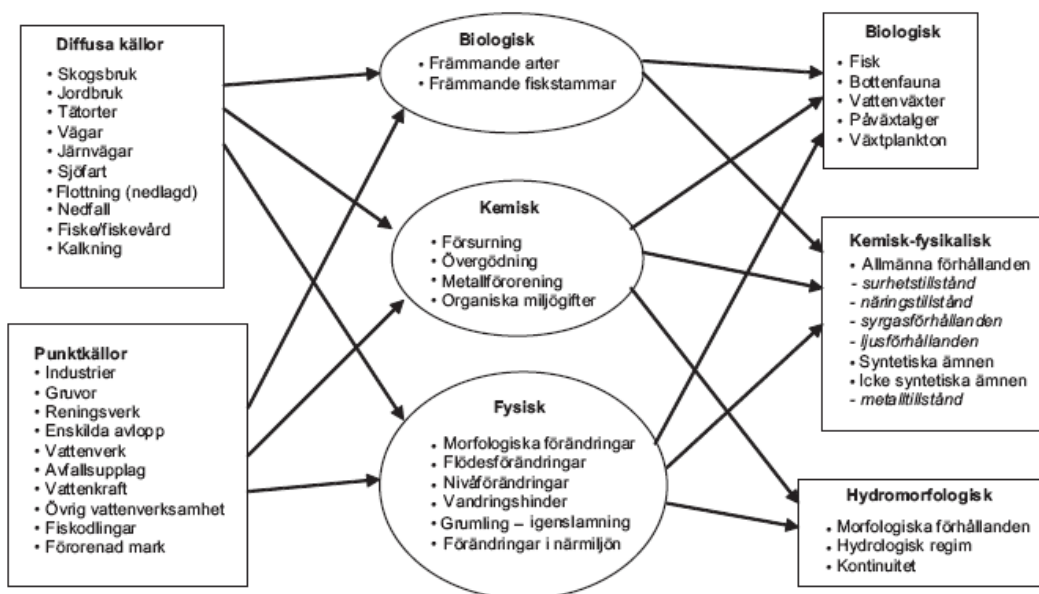
1. Göra en statusklassificering av vattenförekomsten

Tillvägagångssättet för att göra en statusklassificering av en vattenförekomst beskrivs i detalj i handboken för status, potential och kvalitetskrav. Klassificeringen föregås av en indelning av vattenförekomsterna i kategori och typ.

Som underlag för såväl klassificering av status som bestämmandet av kvalitetskrav ska Naturvårdsverkets bedömningsgrunder enligt NFS 2008:1 användas. Statusklassificeringen underlättas i de vattenförekomster som har pågående övervakningsprogram och/eller där kvalitetsfaktorer har undersökts enligt kraven för bedömningsgrunderna. I de fall då data är bristfälliga kan expertbedömningar behöva göras. Handboken för status och potential och kvalitetskrav beskriver detta och även hur rimlighets- och osäkerhetsbedömningar ska genomföras.

I de vattenförekomster som har obefintlig eller bristfällig övervakning kan en noggrant utförd påverkansanalys vara till stor hjälp vid statusklassificeringen. Om inte tillräckligt med tillståndsdata finns för att klassificera status får en expertbedömning göras med utgångspunkt i typindelningen. Expertbedömningen kan göras på olika sätt beroende på vilka data som finns. Den kan exempelvis interpoleras eller modelleras fram utifrån påverkansdata, data från närliggande sjöar eller andra tillgängliga data.

Påverkan och tillstånd är ofta relaterade till varandra och därför kan data om påverkan vara en bra indikator på miljötillståndet (se figur 2.2. och 2.3). I dag finns det dessutom flera modellverktyg att tillgå för att göra extrapolerade bedömningar genom så kallad källfördelningsanalys. En sådan analys kan vara till stor hjälp när man ska göra statusklassificering i områden där tillståndsdata saknas. Med stöd av påverkansdata kan tillstånd uppskattas genom att jämföra vattenförekomster som liknar varandra inom samma så kallade *typgrupper* (se handboken för status, potential och kvalitetskrav). En typgrupp definieras som en samling vattenförekomster som tillhör samma vattentyp (enligt FS 2006:1 5 §) och som har samma grad och typ av påverkan. Istället för att beskriva tillståndet i enskilda ytvattenförekomster kan man då beskriva tillståndet för en typgrupp av ytvattenförekomster.



Figur 2.3. Exempel på komponenter för en påverkansbedömning av ytvattenförekomster och hur den relaterar till vattnets status mätt i olika kvalitetsfaktorer.

2. Identifiera källorna till påverkan

Samtliga källor till påverkan ska identifieras utifrån de drivkrafter som belastar vattenmiljön, antingen via punktkällor eller diffusa källor enligt NFS 2006 :1. Handboken för kartläggning och analys anger tillvägagångssätt samt föreslår bland annat källor till påverkan, datakällor och vissa modeller.

3. Bedöm om det föreligger miljöproblem

Som ett underlag till övervaknings- och åtgärdsprogrammen kan det vara bra att bedöma i vilka ytvattenförekomster som påverkan är så stor att det föreligger miljöproblem. För att kunna göra denna bedömning måste naturliga referensförhållanden ha fastställts för ytvattenförekomsterna (se handbok status, potential och kvalitetskrav).

Sambanden mellan belastningen från källorna och de förändringar som belastningen förorsakar biologi, vattenkvalitet och hydromorfologi är komplexa (se figur 2.2). Därför behövs modellstöd för att kunna göra relevanta bedömningar. I Sverige finns fin utvecklade modeller för näringsämnen/övergödning, surhet/försurning samt beräkningar av naturliga flöden och flödesförändringar. Modellerna för näringsämnen kan sannolikt även användas för vissa metaller. Där modellstöd saknas kan expertbedömningar bli aktuella. För att kunna bedöma de biologiska effekterna av förändringarna behövs stöd från fastställda bedömningsgrunder enligt NFS 2008:1.

Uppskatta därefter belastningens effekter i vattenförekomsten, det vill säga analysera hur biologi, vattenkvalitet och hydromorfologiska egenskaper påverkas. Hänsyn måste tas till vattenförekomstens typ och känslighet. Ta även med främmande arter. Bedöm om effekterna av påverkan är sådana att något av följande miljöproblem föreligger i vattenförekomsten: försurning, övergödning, miljögifter, främmande arter, vattenuttag, flödesförändringar, kontinuitetsförändringar, morfologiska förändringar.

4. Kvantifiera källorna till påverkan

För respektive miljöproblem ska de viktigaste källorna till påverkan anges och kvantifieras. Handboken för kartläggning och analys innehåller förslag på bedömningskriterier för att ytterligare avgränsa och definiera betydande påverkan t ex bedömningsgrunder för miljökvalitet, storlek på verksamheten, antalet liknande verksamheter inom vattenförekomst eller på avrinningsområdesnivå, risk för olyckor, lokalisering, nuvarande markanvändning.

En sammanställning av metoder för att kvantifiera betydande påverkan inklusive vilka data/modeller som kan användas ges i rapporten "Påverkansbedömning för ytvatten enligt EG:s Ramdirektiv för vatten - tillgängliga, metoder, verktyg och modeller samt utvecklingsmöjligheter för SMED⁶ & SLU".

⁶ SMED - Svenska MiljöEmissionsData, ett konsortium med IVL Svenska Miljöinstitutet AB, SCB (Statistiska centralbyrån), SLU (Sveriges lantbruksuniversitet), och SMHI (Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut).

Modeller för kvantifiering

För att kunna kvantifiera effekten av mänsklig påverkan på ytvatten behövs olika verktyg. I många fall kan olika typer av modeller användas. I handboken status, potential och kvalitetskrav finns modeller och bedömningsgrunder för klassificering av vattenstatus. Det finns också förslag på modeller i ovan nämnda rapport om påverkansbedömning. Förutom modeller finns tillgång till en del olika databaser med information som kan användas av alla som genomför en analys enligt vattenförvaltningsförordningen. SMED har beräkningsmodeller som fungerar för regional beräkning av belastning på inlandsvatten och kust både från punktkällor och diffusa källor. Dessutom finns modeller för beräkning av kritisk belastning (t ex MAGIC), sjömodeller för näringsämnesbelastning (t ex Vollenweider) eller modeller för beräkning av växtnäring förluster från jordbruksmark (SOILN m fl). Om inget annat föreskrivits är det vattenmyndigheternas roll att avgöra vilka metoder och modeller som ska användas vid kvantifieringen. Ytterligare modeller som kan ligga till grund för kvantifieringen av påverkan finns att hämta på vattenmyndigheternas gemensamma webbplats.

För kustvatten och vatten i övergångszon gäller i princip samma förhållanden som för sötvatten när man ska identifiera och kvantifiera källor till påverkan. Dock finns det några speciella modeller och metoder som är utvecklade för kustvatten.

Kustzonmodellerna kan användas för att uppskatta hur stor del som kommer ifrån land och hur stor del av den diffusa belastningen som kommer ifrån utsjön. Transport in och ut i de stora bassängerna, cirkulation, typ av vatten, djup, antal bassänger och utformningen av bassängerna är flera olika parametrar som man behöver ta hänsyn till vid beräkning av diffus belastning för kust. Observera att Kustvattenvårdsförbunden kan ha lokal information. Utsläpp från stora floder mäts även regionalt.

5. Gör en riskanalys

Riskanalysen innebär att man bedömer sannolikheten för att en vattenförekomst inte uppfyller god status eller god potential till år 2015. Hur detta görs beskrivs i handboken för kartläggning och analys.

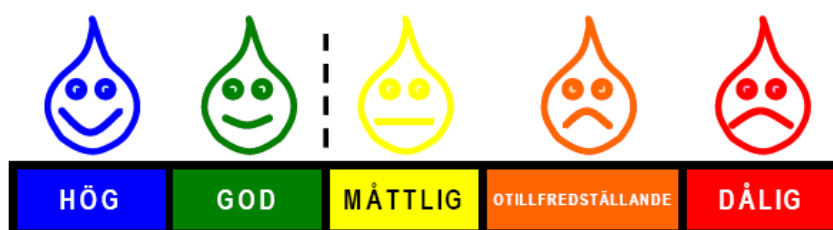
2.4 Kort om status, potential och kvalitetskrav

En förutsättning för att kunna tolka kraven på övervakningen är att förstå innebörden av begreppen *status* och *potential*. Målet för Europas vatten är en god status. God status för ytvatten indelas i *god ekologisk status* och *god kemisk status*. God ekologisk status innebär att ytvattnets växt- och djurliv, vattnets vägar och flöden, struktur på botten och stränder samt de fysikaliska-kemiska förhållandena i vattnet inte får uppvisa mer än små avvikelser från vad som betraktas som naturliga förhållanden (referenstillståndet) för den typen (se handbok för kartläggning och analys) av vatten i området.

För att bestämma och följa upp kvalitetskrav för ytvattenförekomsterna finns klassgränser för olika *kvalitetsfaktorer*. Ekologisk status och potential klassificeras

utifrån så kallade *bedömningsgrunder* och kemisk status klassificeras utifrån givna gränsvärden som är gemensamma för samtliga EU:s medlemsstater.

I Sverige hanteras miljömålen i ramdirektivet för vatten genom *miljökvalitetsnormer* enligt VFF 4 kap. och MB 5 kap. För varje vattenförekomst kommer det således att fastställas miljökvalitetsnormer. Det innebär i praktiken att vattenmyndigheten bestämmer vilken miljökvalitet som ska vara uppnådd till år 2015 för respektive vattenförekomst eller grupp av vattenförekomster. För att bedöma miljökvaliteten i vattenförekomster har vattenmyndigheterna bedömningsgrundsskalor för ett antal kvalitetsfaktorer till sin hjälp. Skalorna är uppdelade i fem statusklasser: hög, god, måttlig, otillfredsställande och dålig (figur 2.4).



Figur 2.4. De fem möjliga ekologiska statusklasserna enligt ramdirektivet för vatten. Gränsen mellan god och måttlig är viktig då utgångspunkten är att alla vattenförekomster som befinner sig under den gränsen kan behöva åtgärder. För kemisk status finns bara klasserna "god" eller "uppnår ej god".

Vid klassificering av ekologisk status ska man följa ett system enligt NFS 2008:1 2 kap. 2 § vilket presenteras i handboken om status, potential och kvalitetskrav där biologiska kvalitetsfaktorer väger tyngst, följt av fysikalisk-kemiska och slutligen hydromorfologiska kvalitetsfaktorer. Resultatet av bedömningar för samtliga kvalitetsfaktorer ska vägas samman till ekologisk status. Generellt ska den kvalitetsfaktor som uppvisar störst antropogen störning vara utslagsgivande vid statusklassificeringen enligt principen "sämst styr".

Dessutom ska den kemiska ytvattenstatusen bedömas, antingen till klassen "god" eller till "uppnår ej god" kemisk ytvattenstatus. De ämnen som ingår i klassificeringen av kemisk ytvattenstatus är de som har EG-gemensamma gränsvärden. Det handlar främst om 33 prioriterade ämnen och 8 övriga ämnen eller ämnesgrupper som kommer att ingå i ett dotterdirektiv till ramdirektiv vatten som för närvarande förhandlas i rådet och parlamentet. Det gäller även de ämnen och ämnesgrupper som regleras i EG:s fiskevattendirektiv och skaldjursdirektiv vilka är genomförda i och med förordningen (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten.

I Sverige finns åtskilliga vattenförekomster för vilka det av samhällsekonomiska eller andra skäl inte är möjligt att uppnå god ekologisk status till år 2015. Dessa kommer att karakteriseras som kraftigt modifierade, konstgjorda vatten eller bli föremål för undantag enligt Vattenförvaltningsförordningen 4 kap. 9-13 §§. I de fall då en vattenförekomst klassificerats som kraftigt modifierat eller konstgjort ska

i stället god ekologisk *potential* samt god kemisk ytvattenstatus uppnås. Begreppet ”potential” utvecklas i handboken om status, potential och kvalitetskrav samt kommande handböcker från Naturvårdsverket.

2.5 Gruppering av ytvattenförekomster

Eftersom Sverige har ett mycket stort antal ytvattenförekomster är det inte i praktiken möjligt att provta alla vattenförekomster. Vatten som är lika varandra kan grupperas så att en enskild vattenförekomst kan sägas representera hela gruppen. Grupperingen kan göras på en rad olika sätt, beroende på *syftet* med grupperingen.

Ett sätt att bedöma statusen i vatten med brist på data är att dela in vattenförekomster i typgrupper, se 2.3.1 under klassificering av status. För detaljerad information hänvisas till handbok för status, potential och kvalitetskrav. För att öververka den kemiska statusen är det inte nödvändigt att dela in vattenförekomster i grupper eftersom det finns (förslag till) gemensamma bindande EG-normer för de ämnen som omfattas av begreppet kemisk status, se vidare kapitel 6.

Gruppering av vattenförekomster för att *bedöma påverkan* beskrivs i handboken för kartläggning och analys. Det som återfinns i denna handbok för övervakning om gruppering av vattenförekomster rör främst användningen av statistiska analyser och är en komplettering till ovan nämnda handböcker.

2.5.1 Kompletterande information om gruppering av vattenförekomster

Om bedömningen av påverkan är osäker blir också en indelning i t ex typgrupper osäker. Dessutom kan antalet grupper förmodligen bli rätt stort. Det kan då finnas anledning att istället utgå från ett statistiskt tillvägagångssätt genom att till exempel slumpa ut ett antal vattenförekomster. Några alternativa metoder för att gruppera vattenförekomster som liknar varandra presenteras kortfattat nedan.

2.5.1.1 MULTIVARIATA METODER

Multivariata metoder är en grupp av statistiska analyser som används för att hitta mönster och minska komplexiteten i stora dataset. Det finns två huvudgrupper; klassifikation och ordination.

Klassifikation används för att sortera objekt så att de som liknar varandra hamnar i samma grupp och de som är olika placeras i skilda grupper. För att beskriva likheten mellan objekt beräknar man skillnader mellan de olika objekten. Objekt med korta avstånd är mer lika än de med längre avstånd. Därefter grupperar man objekten efter hur lika de är. Exempel på metoder för att beräkna avståndet mellan objekt är Euklidiskt avstånd, Manhattan, Jaccards koefficient och Sørensens index.

Ordination används bland annat för att minska komplexiteten i data, reducera antalet dimensioner samt att hitta och åskådliggöra likheter och olikheter mellan objekt. Med en ordination kan man åskådliggöra stora datamatriser och finna mönster som visar på likheter och olikheter mellan objekt i datamatrisen. Ordinationen visar även vilka variabler som orsakar objektens mönster. Det finns två olika grupper av ordinationsmetoder som utgår från olika typer av data. För data med

linjär respons (ofta kemidata) kan man använda ordinationstekniker som t ex. Principal Component Analysis (PCA), Redundancy Analysis (RDA) och Partial Least Squares Regression (PLS). För data med normalfördelning (Gaussformad fördelning) (t ex. biologiska data) används ordinationstekniker som t ex. Gaussian Ordination (GO), Correspondence Analysis (CA), Detrended Correspondence Analysis (DCA) och Canonical Correspondence Analysis (CCA). Ordination borde vara lämpligt för att finna vattenförekomster som liknar varandra med avseende på påverkan.

Teknikerna lämpar sig förmodligen bäst när man har data för hela distrikt och många olika typer av påverkan. Ordination är då ett bra verktyg för att få en överskådlig bild av vilka vattenförekomster som liknar varandra och vilka påverkanstryck som visar den största variationen mellan vattenförekomster. Ordination utgör inte ett alternativ till indikatorvärden enligt System Aqua utan ett komplement.

2.5.1.2 GEOSTATISTIK

Med geostatistik, dvs. statistisk analys av mätvärdens rumsliga mönster, kan man förutsäga data för vattenförekomster där man inte har några data. Med geostatistik antar man att objekt nära varandra är mer lika än objekt längre ifrån varandra. Man analyserar beroendet mellan objekt och finner på vilket avstånd som objekt är oberoende av varandra. Vid studier av halter av kalcium (Ca) och magnesium (Mg) i (okalkade) sjöar i Dalarnas län fann man beroendeavståndet 50 km (Göransson m.fl., 2006). Sjöar inom 50 km visade sig ha en Ca och Mg halt som var beroende av varandra. Det sambandet användes sedan för att uppskatta Ca-halten i sjöar som det inte fanns mätdata för. I denna studie tog man inte hänsyn till om det fanns något hydrologiskt samband mellan sjöarna.

3 Kontrollerande övervakning

Kapitlet om kontrollerande övervakning är omfattande eftersom det berör vatten av samtliga statusklasser. Informationen i kapitlet är i allmänhet även relevant för den operativa och undersökande övervakningen.

3.1 Syfte

Syftet med kontrollerande övervakning

Medlemsstaterna skall inrätta program för kontrollerande övervakning för att inhämta uppgifter i syfte att:

- komplettera och bekräfta det förfarande för bedömning av miljöpåverkan som anges i bilaga II,
- kunna utforma effektiva och ändamålsenliga övervakningsprogram i framtiden,
- bedöma de långsiktiga förändringarna i naturliga förhållanden,
- bedöma de långsiktiga förändringar som orsakas av omfattande mänsklig verksamhet.

(Ur avsnitt 1.3.1 bilaga V, ramdirektivet för vatten)

Syftet med kontrollerande övervakning är bland annat att ge underlag för en *generell beskrivning av statusen* i hela distriktet i samband med rapporteringen av förvaltningsplanerna vart sjätte år. Långsiktiga förändringar i naturliga tillstånd såväl som förändringar orsakade av omfattande mänsklig verksamhet ska även kunna bedömas. Denna bild av tillståndet ska ligga till grund för arbetet med åtgärder för att förbättra vattenstatusen, förändringar av övervakningsprogram och rapportering till EU.

Kontrollerande övervakning omfattar även kraftigt modifierade vattenförekomster samt konstgjorda vatten eller vatten som blir föremål för undantag (enligt vattenförvaltningsförordningen 4 kap. 9-13 §§).

3.2 Stationstyper

För att kunna få en bild av såväl den tidsmässiga som den geografiska variationen omfattar den kontrollerande övervakningen *trendstationer* och *omdrevsstationer*.

Trendstation – är en station som normalt utgörs av en ytvattenförekomst i hög eller god status enligt bedömningsgrunderna utifrån de biologiska kvalitetsfaktorer. Stationerna bör vara opåverkade av lokal påverkan. Prover tas minst en gång per år för att täcka mellanårsvariationer. Syftet är att upptäcka och följa förändringar över tid.

Omdrevsstation – är en station vars provtagning sker inom en sexårscykel. Stationerna kan vara såväl opåverkade som påverkade. Stationerna ska svara mot en yttäckande övervakning.

Trendstationerna ligger oftast i opåverkade vattenförekomster med hög eller god status och prover tas minst en gång per år. Det är en fördel om trendstationerna uppvisar en stor naturlig variation för att få ett bredare underlag för revision av miljökvalitetsnormer och bedömningsgrunder samt för att dessa stationer ska kunna fungera som referensstationer vid expertbedömningar för statusklassificeringen. De trendstationer som är opåverkade av lokal påverkan kan ofta utgöra typspecifika referensstationer; stationer inom en och samma vattentyp enligt föreskriften om kartläggning och analys (NFS 2006:1) där alla relevanta biologiska kvalitetsfaktorer indikerar hög status. I trendstationerna bör både biologiska och kemiska kvalitetsfaktorer övervakas.

Varken vattenförvaltningsförordningen, Naturvårdsverkets föreskrifter eller ramdirektivet för vatten kräver årlig övervakning, men för att kunna upptäcka förändringar över tid och kunna jämföra provtagningar mellan olika år behövs trendstationer. Resultatet från övervakningen i trendstationer gör det dessutom möjligt att utvärdera andra program med glesare provtagningar, eller program där påverkan utgörs av en blandning av storskaliga trender och lokal antropogen påverkan som t ex den operativa övervakningen och samordnad recipientkontroll.

Omdrevsstationer omfattar alla statusklasser och provtas i allmänhet vart sjätte år. Övervakningen genom omdrevsstationer ska ge en representativ bild av ytvattenstatusen i distriktet vid en viss tidpunkt och därmed ligga till grund för den statusklassning som ska rapporteras till EU genom förvaltningsplanen. Genom omdrevsstationerna sker en yttäckande och representativ övervakning. Övervakningsstationerna kan med fördel slumpas ut för att ge möjlighet till en statistisk utvärdering av resultaten.

3.3 Utformning av program

3.3.1 Var ska man mäta?

Kontrollerande övervakning

Samtliga befintliga ytvattenkategorier inom ett vattendistrikt skall omfattas av övervakningsprogram inklusive övervakningsnät för kontrollerande övervakning som upprättas i enlighet med 7 kap. 1 § förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Ett eget övervakningsprogram behöver inte upprättas för varje ytvattenkategori, utan flera kategorier får ingå i samma program.

(4 § NFS 2006:11, Naturvårdsverkets föreskrifter om övervakning av ytvatten)

Samtliga ytvattenkategorier (sjöar, vattendrag, vatten i övergångszon samt kustvatten) i ett distrikt ska omfattas av den kontrollerande övervakningen. Det är upp till varje distrikt att bestämma hur många övervakningsstationer som behövs inom respektive ytvattenkategori för att kunna bedöma den allmänna ytvattenstatusen inom varje avrinningsområde (eller delavrinningsområde). Antalet övervakningsstationer inom respektive ytvattenkategori bör spegla den faktiska fördelningen mellan de olika ytvattenkategorierna inom distriktet. Om ett vattendistrikt känne-

tecknas av en stor mängd sjöar är det lämpligt att det även återfinns förhållandevis många övervakningsstationer i denna ytvattenkategori. Motsvarande gäller för typer. Ovanliga sjö- respektive vattendragstyper behöver emellertid inte prioriteras om de övervakas i annat distrikt. Distrikten bör samordna sin övervakning så att tillräckligt antal lokaler erhålls för typer som är vanligt förekommande. Samtliga kust- och övergångszontyper (enligt NFS 2006:11) bör omfattas av övervakningen.

Där så är lämpligt ska, enligt VVF som hänvisar till ramdirektivet för vatten (punkten 1.3.1 i bilaga V), övervakning genomföras vid:

- betydande vattenflödes hastigheter; bland annat stora vattendrag med tillrinningsområden större än 2 500 km²

- betydande vattenvolymer

Kommentar: Vattenvolymer där vattenytan är större än 100 km²

- betydande gränsöverskridande vatten

Kommentar: För Sveriges del har VVF särskilt utpekats att en station ska förläggas i Vefsna, huvudavrinningsområde 115 (2 kap. 1 § VVF) för att kontrollera att det vatten som rinner från Sverige till Norge har minst god status. På samma sätt bör samtliga gränsöverskridande vattendrag bedömas. Torne älv som är en gränsälv kommer att hanteras på ett särskilt sätt som delavrinningsområde.

- stationer identifierade enligt beslutet om informationsutbyte (77/795/EEG)

Kommentar: För närvarande rapporteras ett tiotal stationer inom det nationella flodmynningsnätet av Naturvårdsverket.

- stationer som är nödvändiga för att beräkna uttransporten av föroreningar över gränserna och till havsmiljön

Kommentar: Det nationella flodmynningsnätet är ofta tillräckligt, men för bedömningen av enskilda bassänger kan kompletteringar behövas vilket också kan ske med hjälp av modeller.

Generellt bör mätningar prioriteras i vattenförekomster där sannolikheten för att upptäcka storskaliga förändringar är som störst. Som exempel kan nämnas övervakning i ett område med en jordmån med dålig buffertkapacitet. Där väljer man en sjö eller ett vattendrag med god status men som kan förväntas reagera snabbt på en förändring i det försurande nedfallet.

3.3.2 Vad ska övervakas?

Övervakningen ska omfatta såväl *ekologisk* som *kemisk* status (se tabell 3.1) vilka har skilda krav på övervakning.

Tabell 3.1. Ramdirektivet för vatten beskriver kemisk respektive ekologisk status. Den kemiska statusen omfattar endast ämnen för vilka det finns gemensamma miljökvalitetsnormer, på EU-nivå. Den ekologiska statusen omfattar såväl biologi som hydromorfologi samt fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer.

Kemisk status	Ekologisk status
Prioriterade ämnen	Biologiska kvalitetsfaktorer t ex växtplankton, fisk etc
Andra ämnen med MKN på EU-nivå	Hydromorfologiska kvalitetsfaktorer Fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer t ex allmänna förhållanden (parametrar är t ex närings- ämnen, syrgas) och Särskilda förorenande ämnen (ämnen som släpps ut i betydande mängd i området)

Val av kvalitetsfaktorer, kontrollerande övervakning

Kontrollerande övervakning skall för varje övervakningsstation ske under en period av ett år inom förvaltningsplanens tidsram när det gäller

- parametrar som indikerar samtliga biologiska kvalitetsfaktorer,
- parametrar som indikerar samtliga hydromorfologiska kvalitetsfaktorer,
- parametrar som indikerar samtliga allmänna fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer, prioriterade förorenande ämnen som släpps ut i avrinningsområdet eller delavrinningsområdet, och
- andra förorenande ämnen som släpps ut i betydande mängder i avrinningsområdet eller delavrinningsområdet.

(Ur avsnitt 1.3.1 bilaga V, ramdirektivet för vatten)

Övervakningen av *ekologisk status* omfattar såväl biologiska som hydromorfologiska och fysikalisk-kemiska *kvalitetsfaktorer*. De fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorerna delas i sin tur upp i allmänna förhållanden: näringsämnen, försurning (endast sjöar och vattendrag), syrgas (ej i vattendrag), siktdjup (ej i vattendrag) och temperatur samt särskilda förorenande ämnen. Särskilda förorenande ämnen är toxiska ämnen, utöver de ämnen som bedöms inom begreppet kemisk status, som släpps ut i betydande mängd i (del-)avrinningsområdet. Betydande mängd är den mängd av ett ämne som bedöms kunna hindra att den biologiska statusen/potentialen uppfylls till 2015. Det är upp till Vattenmyndigheten att avgöra vilka ämnen som är särskilda förorenande ämnen. Varje (del-)avrinningsområde måste bedömas individuellt. Hur detta ska göras beskrivs i föreskrift (NFS 2008:1) och handboken för status, normer och kvalitetskrav med tillhörande bilagor.

Begreppet *kemisk status* omfattar ”prioriterade ämnen” (33 st) och ”andra förorenande ämnen” (8 st) för vilka det kommer att finnas gemensamma miljökvalitetsnormer, för alla EU-länder. Prioriterade ämnen ska mätas i de vattenförekomster där de släpps ut och andra förorenande ämnen där de släpps ut i betydande mängd. Dessutom omfattar kemisk status även ämnen som regleras i EG:s fiskevat-tendirektiv och skaldjursdirektivet, se vidare kapitel 7.

En sammanställning över de olika kvalitetsfaktorer som ska övervakas ges i tabell 3.2. Observera att detta är vad som krävs enligt vattenförvaltningsförordningen för övervakningen. För att fastställa miljökvalitetsnormer för dessa kvalitetsfaktorer preciseras övervakningsfrekvenser i Naturvårdsverkets föreskrifter och tillhörande handbok om status, potential och kvalitetskrav (där bland annat bedömningsgrunder ingår).

Tabell 3.2. Kvalitetsfaktorer som ska mätas enligt vattenförvaltningsförordningen

Kvalitetsfaktorer	Vad omfattas
Biologiska	Alger, fanerogamer, bottenfauna och fisk (fisk mäts ej i kustvatten).
Fysikalisk-kemiska	Försurningsparametrar (ej kust), syrgashalt, salthalt (ej kust), näringsstatus, temperatur, siktdjup (ej vattendrag), andra förorenande ämnen och prioriterade ämnen
Hydromorfologiska	Omfattar hydrologi (sjöar och vattendrag), morfologi (inkl. substratförhållanden), tidvattenmönster (kust och vatten i övergångszon) och kontinuitet (endast vattendrag)

3.3.2.1 PRINCIPEN ”SÄMST STYR” GÄLLER VID BEDÖMNING AV STATUS

”Sämst styr” (på engelska One-out-all-out) är en princip som ramdirektivet för vatten hänvisar till. Den innebär att om olika kvalitetsfaktorer indikerar olika status är det den kvalitetsfaktor som innebär den sämsta statusklassningen som blir utslagsgivande. Om uppgifter om makrofytter och bottenfauna i en sjö indikerar god status och växtplankton indikerar dålig status blir hela vattenförekomsten klassad som dålig status. Om däremot en biologisk kvalitetsfaktor indikerar avvikelse kan viss biologisk komplettering behövas även om den känsligaste kvalitetsfaktorn är kemisk. Det finns en hierarki där biologi ska mätas i första hand, följt av fysikalisk-kemiska och slutligen hydromorfologiska mätningar enligt NFS 2008:1 2 kap. 2 § 1 st. Se vidare handboken för status, potential och kvalitetskrav.

3.3.3 Övervakningsfrekvenser

Övervakningen ska enligt VFF utföras inom en sexårscykel. När den operativa övervakningen visat att vattenförekomsten uppvisar minst god status och bedömning av mänsklig påverkan i området inte antyder försämringar behöver den kontrollerande övervakning enbart genomföras en gång var tredje förvaltningsplansperiod, det vill säga vart 18:de år.

Övervakningsfrekvenser för de olika mätningarna ges i tabell 3.3, observera dock att frekvensen avser det (eller de) år *då mätningar görs* inom förvaltningsplanens sexårscykel. Övervakning av biologiska eller hydromorfologiska kvalitetsfaktorer ska ske minst en gång under perioden med kontrollerande övervakning. För fysikalisk-kemiska kvalitetsfaktorer *bör* frekvenserna tillämpas om inte större intervall kan motiveras på grundval av teknisk kunskap och expertutlåtande. Frekvenserna ska väljas så att en godtagbar konfidensnivå och noggrannhet uppnås. Givetvis kan frekvensen utökas för att få en bättre precision och styrka.

Tabell 3.3. Övervakningsfrekvenser (enligt punkten 1.3.4 Bilaga V, ramdirektivet för vatten), de år då mätningar görs inom förvaltningsplanens sexårscykel.

Kvalitetsfaktor	Vattendrag	Sjöar	Vatten i övergångszon	Kustvatten
Biologiska				
Växtplankton	2 ggr/år	2 ggr/år	2 ggr/år	2 ggr/år
Andra vattenväxter	var 3:e år	var 3:e år	var 3:e år	var 3:e år
Bottenfauna	var 3:e år	var 3:e år	var 3:e år	var 3:e år
Fisk	var 3:e år	var 3:e år	var 3:e år	
Hydromorfologiska				
Kontinuitet	var 6:e år			
Hydrologi	Kontinuerligt	1 g/månad		
Morfologi	var 6:e år	var 6:e år	var 6:e år	var 6:e år
Fysikalisk-kemiska				
Temperaturförhållanden	4 ggr/år	4 ggr/år	4 ggr/år	4 ggr/år
Syresättning	4 ggr/år	4 ggr/år	4 ggr/år	4 ggr/år
Salthalt	4 ggr/år	4 ggr/år	4 ggr/år	
Näringsstatus	4 ggr/år	4 ggr/år	4 ggr/år	4 ggr/år
Försurningsstatus	4 ggr/år	4 ggr/år		
Andra förorenande ämnen	4 ggr/år	4 ggr/år	4 ggr/år	4 ggr/år
Prioriterade ämnen	1 g/månad	1 g/månad	1 g/månad	1 g/månad

Tabell 3.4 anger de frekvenser som anges i handbok för status, potential och kvalitetskrav. Tyvärr är t ex de frekvenser som ramdirektivet för vatten rekommenderar inte alltid relevanta för svenska förhållanden. För de biologiska kvalitetsfaktorerna är det en fördel att istället utgå från de frekvenser som anges i handboken för status, normer och kvalitetskrav.

Tabell 3.4. Övervakningsfrekvenser enligt Naturvårdsverkets föreskrifter NFS 2008:1 och handbok 2007:4 för status, potential och kvalitetskrav

Övervakningsfrekvenser m.m. enligt svenska bedömningsgrunder			
Kvalitetsfaktor	Vattendrag	Sjöar	Kustvatten
Biologiska			
Växtplankton		1 gång/år, men 3 års medelvärde juli-aug	3-5 ggr/år, juni-aug
Makrofyter och fytobentos/makroalger och gömfröiga växter	Kiselalger: 1 gång/år, sensommar/höst	1 gång/år, sensommar	1 gång/år, juli-sep
Bottenfauna	1 gång/år, höst	1 gång/år, höst	1 gång/år, maj-juni
Fisk	Minst 1gång, aug-okt	Minst 1gång, juli-aug	
Hydromorfologiska			
Fysikalisk-kemiska			
Temperaturförhållanden			
Syrgas		4 ggr/år, senvinter, vårcirk, sommartagn (augusti), höstcirkulation	1 gång/mån, året runt (syrebalans)
Siktdjup		1 ggr/mån el år, maj-okt el aug	1 gång/mån, juni-aug
Salthalt			
Näringsämnen	4 ggr/år, 2 ggr vår och 2 ggr höst	4 ggr/år, 2 ggr vår och 2 ggr höst	1gång/mån, vinter o sommar
Försurning	6 ggr/år (jan-dec)	4 ggr/år (jan-dec)	

Sammanfattningsvis, enligt ramdirektivet via vattenförvaltningsförordningen, ska de biologiska kvalitetsfaktorerna mätas vart tredje år, utom växtplankton som ska mätas två gånger årligen. Hydromorfologiska faktorer ska mätas en gång vart sjätte år utom hydrologin (sötvatten) som mäts antingen månatligen eller kontinuerligt. De fysikaliska-kemiska kvalitetsfaktorerna ska mätas var tredje månad under de år då övervakning görs och de prioriterade ämnena ska mätas månadsvis, om inte större intervall kan motiveras.

Utöver vad som hittills beskrivits anger ramdirektivet (punkt 1.3.4, bilaga V) att:

- övervakningsfrekvenser ska väljas så att en *godtagbar konfidensnivå och noggrannhet* uppnås. Den konfidensnivå och noggrannhet som uppnås med övervakningssystemet ska anges i förvaltningsplanen.
- Övervakningsfrekvenser ska väljas med hänsyn till *parametrarnas förändrighet* på grund av både naturliga och mänskliga förhållanden. Tidpunkten för övervakningen ska väljas så att inverkan av årstidsvariationer på resultatet blir så liten som möjligt, och på så sätt säkerställa att resultaten återspeglar förändringar i vattenförekomsten som beror på förändringar orsakade av mänsklig påverkan. Om så krävs för att nå detta mål ska ytterligare övervakning ske under olika årstider under ett och samma år.

3.3.4 Mer om statistiska överväganden

Enligt ramdirektivet för vatten anges att konfidensnivå och noggrannhet ska vara ”godtagbara”. En viktig fråga att ställa innan ett övervakningsprogram upprättas är hur många prov som behövs för önskad noggrannhet. Man kan göra en statistisk analys innan programmet upprättas för att ta reda på hur många prover man behöver utifrån de krav man ställer (signifikansnivå och styrka). Efter att data insamlats och analyserats kan andra beräkningar av den statistiska styrkan göras. Den statistiska styrkan bestäms bland annat av:

- Signifikansnivå
- Provstorlek
- Den förändring (skillnad) man vill kunna upptäcka (mellan prov, mellan år)
- Variationen

För vägledning vid utformningen av den kontrollerande övervakningens trendstationer hänvisas dessutom till bilaga 1 till denna handbok: ”Design och planering av övervakningsprogram – rekommendationer och räkneexempel”,.

För vägledning vid utformningen av den kontrollerande övervakningens omdrevsstationer hänvisas till bilaga 2 till denna handbok: ”Provtagningsdesign rums-
lig övervakning”.

Ytterligare information om statistiska överväganden finns i följande dokument:

- För allmän vägledning hänvisas till:
”Kravet på noggrannhet i vattendirektivet - några exempel på beräkningar” (av Ulf Grandin). Se miljöövervakningens handledning,
<http://www.naturvardsverket.se/sv/Tillstandet-i-miljon/Miljoovervakning/Handledning-for-miljoovervakning/Utformning-av-program-och-statistik/>
- Om rimlighetsbedömningar mm. Se handboken för status, potential och kvalitetskrav. Innehåller information om osäkerhetsbedömningar om konfidensintervall mm.

3.4 Provtagningsmetoder

Vattenförvaltningsförordningen reglerar inte i detalj vilka provtagningsmetoder som ska användas istället hänvisas till ramdirektivet för vatten artikel 8 och genom detta till bilaga V. I ramdirektivet för vatten (punkt 1.3.6, bilaga V) anges att de metoder som används för övervakning av parametrar ska överensstämma med de internationella standarder som anges nedan eller med andra nationella eller internationella standarder varigenom det säkerställs att data av motsvarande vetenskapliga kvalitet och jämförbarhet finns att tillgå. För provtagning av bottenfauna hänvisas till ISO, respektive EN - standarder. För övriga kvalitetsfaktorer finns en generell hänvisning till relevanta CEN/ISO - standarder (när dessa utarbetats).

Vid kontrollerande övervakning skall de metoder som anges i bilaga 1 användas. Parametrarnas känslighet och statistiska styrka skall dokumenteras.
(6 § NFS 2006:11, *Naturvårdsverkets föreskrifter om övervakning av ytvatten*)

I bilaga 1 till föreskrifter för övervakning av ytvatten (NFS 2006:11) anges de metoder som ska användas för provtagning av biologi och fysikalisk-kemiska parametrar.

I de fall metod inte specificeras i föreskriften hänvisas till: handboken för normer, potential och kvalitetskrav och handledning för miljöövervakning (www.naturvardsverket.se). I den sistnämnda återfinns detaljerad information om metoder och provtagning.

3.5 Tid för provtagning

Tidpunkten för övervakningen skall väljas så att inverkan av årstidsvariationer på resultatet blir så liten som möjligt, och på så sätt säkerställa att resultaten återspeglar förändringar i vattenförekomsten som beror på förändringar orsakade av mänsklig påverkan.
(Ur avsnitt 1.3.4 bilaga V, *ramdirektivet för vatten*)

Tid för provtagning specificeras inte i vattenförvaltningsförordningen eller i ramdirektivet för vatten förutom att inverkan av årstidsvariationerna ska vara så liten som möjligt och att förändringar pga mänsklig påverkan ska fångas upp. För rekommendation om provtagningstider hänvisas till NFS 2008:1 samt handboken för status, potential och kvalitetskrav samt Naturvårdsverkets miljöövervaknings handledning. I tabell 3.4 i sammanfattas vad som regleras i denna handbok.

3.5.1 Några praktiska tips

I samtliga steg från planering till rapportering är det viktigt att det finns kvalitets-säkringsrutiner som följs. De tips som utvecklats här rör i första hand *var och när man bör mäta* och de är allmängiltiga för övervakning. Innan man kan svara på frågorna om var och när prover bör tas, förutsätts dock andra frågor ha besvarats om bland annat syfte, statistiska krav och befintlig information, som kortfattat omnämns nedan under rubriken *planering*. I samband med provtagning och analys och rapportering finns många faktorer som påverkar kvaliteten av slutresultaten. Nedan, under rubriken *bearbetning och rapportering*, ges endast en kort summering. Andra relevanta dokument är bland annat miljöövervakningens handledning samt handbok för status, potential och kvalitetskrav som innehåller avsnitt om rimlighetsbedömning och osäkerhetsbedömning i samband med statusklassificering. När det gäller orsaker till osäkerhet tas t ex följande moment tas upp:

- provinsamling (personbunden variation, precision i provtagningsmetoden som beror på antal prov, antal och typ av habitat eller den totala arealen som provtagits);
- provhantering och analys (flera moment: subsampling vid sortering av prover, artbestämning, räkning och inmatning av data);
- naturlig rumslig och temporal variation;

- påverkansvariation (den mänskliga verksamheten kan ändras).

Rapportering tas inte upp i denna handbok. Generellt bör data lagras hos en data-värd och informationen göras tillgänglig via VISS.

3.5.1.1 PLANERING

- Vilket är syftet med övervakningen?
Trots att övergripande mål redan formulerats för t ex den kontrollerade övervakningen kan det vara bra att formulera specifika mål. Syftet kan vara t ex att bestämma den kemiska statusen i en vattenförekomst eller att undersöka en trend. Om tillståndet redan är bra i ett område kan ett långsiktigt mål vara t ex att följa att den nuvarande statusen inte försämras enligt kriterier för ickeförsämring. Ett eller flera långsiktiga mål kan sedan kompletteras med kortsiktiga uppföljningsbara biologiska eller vattenkemiska mål som när de är uppnådda har skapat förutsättningar för att nå det långsiktiga målet.
- Vilken precision och styrka vill vi att programmet ska ge svar på?
Vilken typ av mål man än väljer är det viktigt att redan i målformuleringen bestämma hur lång tid en miljöförändring av en viss storlek får ta innan den kan upptäckas och säkerställas.
- Vilken variation uppvisar olika kvalitetsfaktorer?
I detta sammanhang är kunskap om typ och omfattning av variationen mycket viktig, eftersom den har stor betydelse för om målen är rimliga eller inte. Vilken eventuell påverkan är mest trolig i området och vilken kvalitetsfaktor är känsligast för denna förändring?
- Vilken information finns redan?
Innan övervakningsprogram upprättas förutsätts kartläggning och analys av tillstånd och påverkan vara gjord och det finns därmed tillgång till uppgifter om respektive avrinningsområde. Detta är till stor hjälp om man ska identifiera lämpliga lokaler där mätningar bör utföras. Vattenmyndigheten förutsätts även gå igenom vilka övervakningsstationer (t ex nationella, regionala, lokala) som finns inom varje avrinningsområde.

VAR BÖR MÄTNING SKE?

Var man bör mäta styrs av de uppsatta målen. Provpunkterna ska vara representativa, det vill säga att de ska kunna ge en helhetsbild av miljöförhållandet i området. Det är till exempel bättre att ta ett prov mitt i en sjö än att ta provet nära stranden. En provpunkt nedströms en punktkälla bör vara placerad så pass långt nedströms att källans föroreningar har hunnit blandas. Hur långt nedströms det är varierar från fall till fall och beror främst på vattendragets hydrologi (observera att blandningszonen kan variera under året på grund av flödet). Ska man mäta diffus påverkan (t ex kväveläckage från jordbruksmark) bör man placera provpunkten en bit

nedströms det område som domineras av den diffusa källan. Om vattenståndet är högt i en nedströms belägen sjö eller i ett kustområde kan vatten rinna ”uppströms”. Därför kan det vara olämpligt att placera en provpunkt i mynningen av ett vattendrag. På motsvarande sätt är det inte lämpligt att en station placeras nära ett sjöutlopp i ett vattendrag. Viktigt att tänka på är också att provlokaler är lättillgängliga, vilket minskar risken att provtagningspunkter faller bort och försämrar utvärderingens kvalitet.

För att göra den kontrollerande övervakningen kostnadseffektiv bör man stratifiera provtagningen, det vill säga välja ut några få provlokaler som för en viss variabel ska kunna representera ett större antal vattenförekomster. De lokaler man provtar bör vara geografiskt väl spridda över distriktet så att inte t ex en enskilda lokal väderhändelse ska kunna påverka tolkningen av den kontrollerande övervakningens resultat. Man bör också, om det finns möjlighet, samutnyttja provpunkter med den nationella, regionala och lokala miljöövervakningen så att provtagningen blir mer kostnadseffektiv.

3.5.1.2 NÄR BÖR MÄTNING UTFÖRAS?

När och hur ofta mätningar måste göras beror på vilken kvalitetsfaktor man har valt och vilken miljö (sjö, vattendrag eller kustområde) man mäter i. Är man intresserad av variationer över tid (trendstationer) är det kostnadseffektivt att använda få provtagningsstationer och en hög provtagningsfrekvens. Är man istället intresserad av fördelningen av enskilda påverkanskällor som orsakar miljöeffekter kan det vara lämpligt att ha fler provtagningsstationer och lägre provtagningsfrekvens. Över lag gäller annars att ju snabbare man vill kunna säkra en miljöförändring desto oftare måste man mäta. Ju större variationen är desto svårare är det att upptäcka förändringar. Vissa parametrar varierar kraftigt inom år medan andra varierar mellan år. Vattenkemiska parametrar varierar som regel naturligt inom året medan biologiska parametrar ofta varierar mer mellan år. Om man t ex med några få vattenkemiprovtagningar vill mäta om minskade utsläpp leder till ett förbättrat miljötillstånd bör man på grund av den stora variationen inom året göra mätningar vid samma tidpunkter varje år. Om man istället med biologiska parametrar vill mäta miljöeffekter bör man om möjligt ta prover åtminstone en gång per år eftersom det annars tar mycket lång tid innan en miljöförändring kan upptäckas och säkerställas. För om-drevsstationer får det, beroende på kvalitetsfaktor, vara upp till sex år mellan provtagningarna. Lämpligt är då att fördela insatsen mellan de sex åren och mäta olika vattenförekomststyper eller parametrar olika år om inte de ekonomiska resurserna kan omfördelas.

3.5.1.3 BEARBETNING OCH RAPPORTERING

Generellt bör ackreditering/certifiering krävas för såväl provtagning, som provbearbetning och analys. För att resultatet av övervakningen ska kunna utvärderas på ett effektivt sätt är det viktigt att de undersökningstyper som beskrivs i handledning för miljöövervakning följs. För varje undersökningstyp finns t ex rekommendationer för val av provtagningsutrustning.

Det är också viktigt att provtagningen genomförs på ett standardiserat sätt av en kunnig provtagare som bör vara certifierad eller åtminstone utbildad för den provtagning som ska utföras. När väl proverna är tagna är det viktigt att säkerställa att de behandlas korrekt så att inte t ex förvaring och transport leder till förändringar i provet.

Analyser av prover bör om möjligt utföras av ett av SWEDAC-ackrediterat laboratorium enligt SIS-standard (SIS, SS, SS-EN ISO) eller annan lämplig internationell standard. Analysresultatens rimlighet ska alltid bedömas. Kanske eventuella avvikelser kan förklaras med naturliga händelser såsom förändringar i nederbörden.

Lagring av data bör göras hos datavärd som bland annat har skyldighet att ha säkerhetskopior av sitt material. Material som finns hos datavärden blir också tillgängligt för andra vilket både kan förbättra utvärderingar och planeringar.

4 Operativ övervakning

4.1 Syfte

Syftet med operativ övervakning

Operativ övervakning skall genomföras för att

- fastställa statusen för de vattenförekomster som bedöms ligga i riskzonen för att inte uppfylla miljömålen, och
- bedöma de förändringar av statusen för dessa vattenförekomster som åtgärdsprogrammen resulterar i.

Programmet kan ändras under den period förvaltningsplanen för avrinningsdistrikten gäller på grundval av uppgifter som har inhämtats som en del av kraven i bilaga II eller i denna bilaga, framför allt om syftet är att minska övervakningsfrekvensen när konsekvenserna inte anses betydande eller den aktuella påverkan har försvunnit.

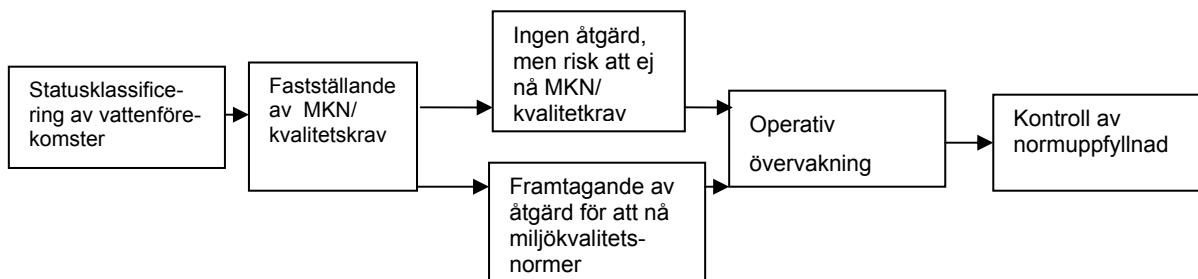
(Ur punkten 1.3.2 bilaga V, ramdirektivet för vatten)

Operativ övervakning

Samtliga befintliga ytvattenkategorier inom ett vattendistrikt skall omfattas av övervakningsprogram inklusive övervakningsnät för operativ övervakning som upprättas i enlighet med 7 kap. 1 § förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Ett eget övervakningsprogram behöver inte upprättas för varje ytvattenkategori, utan flera kategorier får ingå i samma program.

(7 §, NFS 2006:11, Naturvårdsverkets föreskrifter om övervakning av ytvatten)

Vattenförekomster som inte klarar eller riskerar att inte klara miljökvalitetsnormerna till år 2015 identifieras i samband med kartläggning och åtföljande riskanalys. Dessa vattenförekomster ska omfattas av åtgärdsprogram och följas inom den operativa övervakningen. (Alternativt följs de upp för att utröna om ett åtgärdsprogram kommer att behövas). Processen beskrivs i figur 4.1.



Figur 4.1 Den operativa övervakningens roll och koppling till åtgärder och miljökvalitetsnormer.

Syftet med den operativa övervakningen är att fastställa statusen för de vattenförekomster som bedöms ligga i riskzonen för att inte uppfylla miljökvalitetsnormerna och att bedöma de förändringar av statusen som åtgärdsprogrammen resulterar i. Ett åtgärdsprogram kan enligt vattenförvaltningsförordningen (kapitel 6) vara upplagt på hela eller delar av ett vattendistrikt, en sektor, en fråga eller en vattentyp. Den operativa övervakningen ska därför anpassas till åtgärdsprogrammets syfte och upplägg.

Eftersom den operativa övervakningen är relaterad till vattenförekomster som inte uppfyller eller riskerar att inte uppfylla miljökvalitetsnormerna och ska följa upp åtgärder är denna övervakning inte lika bunden till den sexåriga förvaltningscykeln. Operativ övervakning kan avslutas när som helst under en förvaltningscykel under förutsättning att resultaten från mätningarna indikerar att miljökvalitetsnormerna uppnåtts, eller frekvensen kan reduceras om kvaliteten på uppföljningen bibehålls. När det kan visas att en vattenförekomst har klarat miljökvalitetsnormerna kan den operativa övervakningen avslutas och vattenförekomster föras över till den kontrollerande övervakningen enligt NFS 2006:11.

4.2 Utformning av program

4.2.1 Statistiska överväganden

Den operativa övervakningen är målstyrd utifrån ett specifikt problem, t ex. för höga PCB-halter i en havsbassäng. Kärnfrågorna vid utformningen av ett operativt övervakningsprogram blir vad man ska övervaka (vilken parameter), varför (syftet) och hur ofta.

Svaren på dessa frågor beror på:

- Vilken åtgärd som ska utföras i vattenförekomsten/gruppen av vattenförekomster.
- Vad målet(en) är med övervakningen (att bestämma den biologiska/kemiska statusen i en vattenförekomst eller att undersöka en trend?)
- Vilken precision och styrka man önskar att programmet ska ge svar på,
- Vilken typ och omfattning av variation för specifika parametrar som vattenförekomsten(erna) uppvisar samt,
- Hur snabbt man vill veta en viss förändring t ex under eller efter en åtgärdsinsats.

Se även avsnitt 3.3.4.

4.2.2 Övervakningsstationer

Operativ övervakning ska utföras dels i alla de vattenförekomster som inte uppfyller eller bedöms ligga i riskzonen för att inte uppfylla miljökvalitetsnormerna och dels i de vattenförekomster i vilka prioriterade ämnen släpps ut.

Alla enskilda vattenförekomster behöver inte övervakas. Vattenförekomster med likartade naturliga förhållanden och påverkan kan grupperas och representativa stationer övervakas, framför allt vid diffus påverkan (se avsnitt 4.3). I en grupp

vattenförekomster räcker det sannolikt att mäta i den vattenförekomst som först riskerar att inte nå miljökvalitetsnormen. Vattenförvaltningsförordningen beskriver via Ramdirektivet för vatten val av övervakningsstationer för olika typer av påverkan: punktkällor, diffusa källor samt hydromorfologi (se rutorna nedan). En hänvisning görs till begreppet ”betydande påverkan”, detta innebär påverkan som i sig medför en risk att miljökvalitetsnormerna inte uppnås till år 2015.

4.2.2.1 PUNKTKÄLLOR

Val av övervakningspunkter: operativ övervakning (1)

När det gäller vattenförekomster som riskerar att utsättas för betydande påverkan från punktkällor: tillräckligt antal övervakningspunkter inom varje vattenförekomst för att kunna bedöma omfattningen och effekterna av påverkan från punktkällorna. Om en vattenförekomst utsätts för påverkan från ett antal punktkällor kan övervakningspunkterna väljas så att den totala omfattningen och de sammanlagda konsekvenserna av denna påverkan kan bedömas.
(ur punkt 1.3.2 bilaga V, ramdirektivet för vatten)

Operativ övervakning liknar, när det gäller punktkällor, nuvarande egenkontroll och den samordnade recipientkontrollen enligt miljöbalken. Denna övervakning behöver sannolikt inte förändras särskilt mycket jämfört med nuvarande utförande. Vissa program kan dock behöva modifieras så att de uppfyller kraven på att kunna redovisa den *totala* påverkan i ett område. Metodik, kvalitetssäkring och tillgängligheten av data kan även behöva ses över.

4.2.2.2 DIFFUSA KÄLLOR

Val av övervakningspunkter: operativ övervakning (2)

När det gäller vattenförekomster som riskerar att utsättas för betydande påverkan från en diffus källa: tillräckligt antal övervakningspunkter bland ett urval av vattenförekomster för att kunna bedöma omfattningen och konsekvenserna av påverkan från diffusa källor. De utvalda vattenförekomsterna skall vara representativa för de relativa risker för påverkan från diffusa källor som finns, och för den relativa risken att inte uppnå god ytvattenstatus.
(ur punkt 1.3.2, bilaga V, ramdirektivet för vatten)

Vattenförvaltningsförordningen medför en utökad skyldighet att mäta påverkan från diffusa källor. Detta borde leda till fler egenkontrollprogram, alternativt fler medlemmar i de samordnade recipientkontrollprogrammen. Egenkontrollen innebär ett ansvar för att mäta den egna delen av påverkan, dock inte något ansvar för att mäta total påverkan. Flertalet av de diffusa källorna kan inte heller kopplas till tillståndspliktiga verksamheter.

Alla svenska kustvatten från den norska gränsen till och med Stockholms skärgård är utsatta för en varierande grad av övergödning vilket innebär krav på en operativ övervakning. För kustvatten utgör dessutom de utanförliggande öppna

havsområdena en betydande diffus källa, som till största delen inte är påverkbar från det egna avrinningsområdet i respektive vattendistrikt.

Underlag för diffus påverkan på nationell nivå när det gäller övergödning tas fram inom arbetet med östersjöländernas *PLC* – rapportering (Pollution Load Compilation) inom ramen för HELCOM. För kritisk belastning för försurning tas information fram inom det nationella arbetet med LRTAP-konventionen (en regional konvention om långväga gränsöverskridande luftföroreningar). Informationen är möjlig att bryta ned i mindre skala.

4.2.2.3 HYDROMORFOLOGI

Val av övervakningspunkter: operativ övervakning (3)

När det gäller vattenförekomster som riskerar att utsättas för betydande hydromorfologisk påverkan: tillräckligt antal övervakningspunkter bland ett urval av vattenförekomster för att kunna bedöma omfattningen och konsekvenserna av den hydromorfologiska påverkan. Valet av vattenförekomster skall spegla de totala effekterna av den hydromorfologiska påverkan som samtliga vattenförekomster utsätts för.
(ur punkt 1.3.2, bilaga V, ramdirektivet för vatten)

Hydromorfologisk övervakning saknas i allmänhet inom egenkontroll och recipientkontrollprogram. Vattenförekomster som kan komma att utsättas för hydromorfologiska påverkan eller där det finns risk för sådan påverkan ska omfattas av operativ övervakning. Befintliga underlag som kan identifiera sådana vatten är bland annat register för dammar, sänkta och torrlagda sjöar och inventeringar av vandringshinder. Se vidare handbok för status, potential och kvalitetskrav bilaga C.

4.2.3 Kvalitetsfaktorer

Val av kvalitetsfaktorer

För att kunna bedöma omfattningen av den påverkan som ytvattenförekomster utsätts för skall medlemsstaterna övervaka de kvalitetsfaktorer som återspeglar den påverkan som vattenförekomsten eller vattenförekomsterna utsätts för. För att bedöma konsekvenserna av denna påverkan skall medlemsstaterna i relevanta delar övervaka

- parametrar för den biologiska kvalitetsfaktor, eller de biologiska kvalitetsfaktorerna, som är mest känslig(-a) för den påverkan som vattenförekomsterna utsätts för,
- alla prioriterade förorenande ämnen som släpps ut, samt andra förorenande ämnen som släpps ut i betydande mängd, eller
- parametrar som indikerar den hydromorfologiska kvalitetsfaktor som är mest känslig för den påverkan som har konstaterats.

(ur punkt 1.3.2, bilaga V, ramdirektivet för vatten)

Operativ övervakning

Vid operativ övervakning skall den eller de parametrar som är mest indikativa för att följa konsekvenserna av aktuell miljöpåverkan väljas om inte särskilda skäl talar mot detta. De parametrar som används inom ramen för kontrollerande övervakning skall i första hand användas. Parametrarnas känslighet och statistiska styrka skall dokumenteras.
(9 §, NFS 2006:11, Naturvårdsverkets föreskrifter om övervakning av ytvatten)

Frekvens

När det gäller operativ övervakning skall frekvensen för den övervakning som krävs för en parameter vilken som helst fastställas av medlemsstaten så att tillräckliga data föreligger för en tillförlitlig bedömning av statusen för den relevanta kvalitetsfaktorn. Som en riktlinje gäller att övervakningsintervallet inte bör överstiga dem som anges i tabellen nedan såvida inte större intervall är motiverat på grundval av teknisk kunskap och expertutlåtande.

(ur punkt 1.3.4, bilaga V, ramdirektivet för vatten)

Den förväntade påverkan som ska övervakas är utgångspunkt för valet av kvalitetsfaktorer. Omfattningen och konsekvenserna av denna påverkan ska övervakas, principerna för hur detta ska ske anges i de tre föregående faktarutorna. Operativ övervakning av den enskilda vattenförekomsten kan därför omfatta ett relativt begränsat antal parametrar. Omfattning och innehåll i det enskilda programmet kommer alltid att behöva utformas objektsspecifikt från fall till fall.

Den känsligaste parametern bör övervakas mer frekvent och övriga parametrar kan reduceras till ett minimum. Frekvensen fastställs av vattenmyndigheten, tabell 3.3 och 3.4 ger viss vägledning. För att tillfredsställande kunna utvärdera en åtgärd som vidtagits kan det dock vara motiverat att utöka frekvensen, bland annat beroende av hur snabbt man vill veta om åtgärden har uppnått önskad effekt och vilken variation respektive parameter har. Se vidare avsnitt 4.4 statistiskt upplägg samt bilaga 1 och 2.

Exempel

Ett reningsverk kompletterar med biologisk rening för att minska kvävetillskottet till recipienten. Målet är att uppnå god ekologisk status i recipienten. För att följa upp åtgärden bör totalkväve och nitratkväve mätas, men även stödparametern totalfosfor är viktig och dessutom den biologiska parametern klorofyll a under åtgärds-tiden. Det är inte alltid givet att kemiska parametrar är mest ekonomiskt fördelaktiga för att kontrollera måluppfyllelse.

4.2.4 Att avsluta operativ övervakning

När den operativa övervakningen visar på att syftet med åtgärden (att nå god ekologisk status) är uppnått eller att risken för att inte uppnå god ekologisk status 2015 bedöms som obefintlig ska detta verifieras genom provtagning av samtliga relevanta kvalitetsfaktorer, i första hand biologiska kvalitetsfaktorer som förväntas vara känsligast för påverkan. Därefter kan övervakningen övergå från operativ till kontrollerande övervakning enligt NFS 2006:11.

4.3 Gruppering av ytvattenförekomster

Det är ofta inte möjligt att mäta i alla vattenförekomster som omfattas av den operativa övervakningen. För att förenkla hanteringen kan vattenförekomsterna delas in i delpopulationer; *påverkansaggregat*. Ett påverkansaggregat definieras som en samling vattenförekomster som kan vara av olika ytvattenkategori och vattentyp men med samma typ och grad av påverkan och som hänger samman hydrologiskt. Ett påverkansaggregat kan t ex vara ett åtgärdsområde för kalkning. Istället för att beskriva tillståndet i enskilda vattenförekomster beskrivs tillståndet eller bedömes riskerna i påverkansaggregatet. Gruppering av stationer för operativ övervakning på detta sätt bör endast göras vid diffus belastning. Förekommer punktkällor, och god status inte råder, ska station för operativ övervakning genomföras i vattenförekomsten. I System Aqua (Bergengren och Bergqvist, 2004) som är ett nationellt verktyg för naturvärdesbedömning föreslås även ett sätt för gruppering av vattenförekomster för sötvatten. Det finns vissa skillnader mellan sättet att gruppera vattenförekomster enligt System Aqua och det sätt för gruppering som presenteras i denna handbok, se tabell 4.1.

Tabell 4.1. Gruppering av limniska vattenförekomster utifrån handboken och System Aqua.

Krav för påverkansaggregat	Samma kategori	Samma typ	Geografiskt angränsande	Samma förväntade status
Handbok	Nej – inte nödvändigtvis	Nej – inte nödvändigtvis	Ja – hydrologiskt sammanlänkade	Ja – samma påverkanstryck
System Aqua	Ja	Ja	Nej	Ja – samma påverkanstryck

Tillvägagångssätt

- 1) Identifiera påverkan som kräver operativ övervakning (se handbok för kartläggning och analys).
- 2) Identifiera vattenförekomster utsatta för samma typ och grad av påverkan.
- 3) Hänger vattenförekomsterna samman hydrologiskt?
- 4) Om svaret är ja är det möjligt att använda indelningen i påverkansaggregat.
- 5) Mät i påverkansaggregatet i en eller flera representativa mätpunkter.
Det är viktigt att mätningarna omfattar de mest känsliga vattenförekomsterna där chansen till måloppfyllelse är minst, dvs. i de mest utsatta lokalerna eller där störst risk föreligger för påverkan. Utifrån mätningar i denna punkt kan man uttala sig om tillståndet i hela aggregatet. För att få en ännu bättre bild av tillståndet är det önskvärt med fler än en mätpunkt. De kvalitetsfaktorer som bäst visar om statusen försämras eller riskerar att försämras bör mätas.
- 6) Bedöm tillståndet i påverkansaggregatet (se handbok för status, potential och kvalitetskrav).

Viss försiktighet bör iakttagas vid användningen av påverkansaggregat. Tillståndet i vattenförekomsterna kan variera även om påverkan är densamma. En sjö på 1 km² och en sjö på 100 km² som hänger ihop hydrologiskt och utsätts för samma påverkan av näring kommer att reagera på helt olika sätt. Faktorer som omsättningstid och djup spelar ofta en minst lika stor roll som den faktiska påverkan.

4.4 Statistiskt upplägg

Det är viktigt att man tar tillräckligt många prov för att kunna påvisa den förändring man vill upptäcka. För få prov leder till att den förändring man vill se döljs av den naturliga variationen. Tar man fler prov än man behöver kommer man att kunna påvisa små förändringar som inte har någon praktisk betydelse. En angelägen fråga är vilka statistiska krav som ställs för att upptäcka en trend i en vattenförekomst samt vilken provtagningsfrekvens som krävs för önskad statistisk styrka. Detta stämmer främst för punktkällor. För diffusa källor kan man behöva ta hänsyn till den rumsliga variationen när man startar programmet för att veta hur många objekt som bedöms lämpliga att provta.

Frågor att besvara innan ett operativt program upprättas:

1. Vad vill vi upptäcka med provtagningen?
2. Vilka kvalitetsfaktorer/parametrar (biologiska, kemiska och hydro-morfologiska) ska vi studera?
3. Hur stor förändring ska kunna upptäckas?
4. Hur många prov och hur ofta behöver vi provta för att upptäcka denna förändring? (stickprovets storlek)
5. Vilken risk är man villig att ta att den förändring som man tycker sig se bara finns i stickprovet?
6. Hur stor är den eventuella naturliga variationen hos de variabler/parametrar som ska undersökas? Om den naturliga variationen är stor kan det vara svårt att skilja den från den antropogena.
7. Krav på den statistiska styrkan? Vilken är chansen att man drar en korrekt slutsats då man påstår att det skett en förändring?

5 Undersökande övervakning

Undersökande övervakning skall genomföras:

- när orsaken till överskridande är okänd,
- när den kontrollerande övervakningen visar att de mål som fastställts enligt artikel 4 för en viss vattenförekomst troligtvis inte kommer att uppnås, och operativ övervakning inte redan har inletts, i syfte att fastställa orsakerna till att en eller flera vattenförekomster inte uppnår miljömålen, eller
- för att fastställa omfattningen och konsekvenserna av oavsiktliga föroreningsincidenter.

(ur punkt 1.3.3, bilaga V, ramdirektivet för vatten)

Undersökande övervakning

Inom varje vattendistrikt skall en beskrivning upprättas av hur man avser att genomföra undersökande övervakning av en eller flera ytvattenförekomster. Beskrivningen skall omfatta tillvägagångssätt för att undersöka orsaken till överskridanden av en miljö kvalitetsnorm, respektive risken för att en norm inte nås, samt omfattningen och konsekvenserna av föroreningsincidenter. Innehållet skall motsvara vad som anges i bilaga 2 avsnitt e. Beskrivningen skall vara upprättad senast den 31 januari 2007.

(11 §, NFS 2006:11, Naturvårdsverkets föreskrifter om övervakning av ytvatten)

Syftet med undersökande övervakning är att ta reda på varför en vattenförekomst inte når upp till eller riskerar att inte nå upp till sin miljö kvalitetsnorm. Undersökande övervakning kan också genomföras för att utreda oavsiktliga föroreningsincidenter. Den undersökande övervakningen kan därmed beskrivas som av utredande karaktär och kommer därför att skilja sig åt från fall till fall. En stor del av informationen i föregående kapitel är även relevant för den undersökande övervakningen. Genom den undersökande övervakningen får man ett underlag för ett åtgärdsprogram. När åtgärdsprogrammet är fastställt kan den undersökande övervakningen övergå i en operativ övervakning.

Några tips:

Exempel på frågor att ställa sig i samband med undersökande övervakning:

- Varför överträds miljö kvalitetsnormen?
- Hur stort är detta överträädande?
- Vilka konsekvenser får överträädandet?
- Hur har överskridandet av miljö kvalitetsnormen uppstått?
- Vad kan ha orsakat överträädandet?

6 Kemisk ytvattenstatus

6.1 Definition och omfattning

Begreppet *kemisk ytvattenstatus* omfattar de toxiska ämnen för vilka det finns (förslag till) miljökvalitetsnormer (Environmental Quality Standards, EQS) som är gemensamma för samtliga EU:s medlemsstater. Observera att toxiska ämnen även ingår i begreppet *ekologisk status*, då handlar det om kvalitetsfaktorn särskilt förorenande ämnen dvs. toxiska ämnen som släpps ut i respektive avrinningsområde i betydande mängd (se avsnitt 3.3.2).

De ämnen eller grupper av ämnen som ingår i begreppet kemisk ytvattenstatus är:

- Prioriterade ämnen (33 st) omfattar såväl prioriterade farliga ämnen som prioriterade ämnen (se tabell 6.1)
- Andra förorenande ämnen (8 st)
- Ämnen/ämnesgrupper som regleras i EG:s fiskevatten- och skaldjursdirektiv vilka är genomförda i och med förordningen (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten.

Kommentar: De kemiska ämnen som finns reglerade i dessa bestämmelser är nitriter, fenolföreningar, mineraloljebaserade kolväten, ammoniak, ammonium, restklor, organiska halogenföreningar samt ett antal metaller. Nivåerna för dessa miljökvalitetsnormer är dock främst satta för att hindra dålig smak på fisk- eller musselköttet och har i de flesta fall inga numeriska värden. Se vidare 8.4.

Tabell 6.1. Prioriterade ämnen samt andra förorenande ämnen. För samtliga ämnen/ämnesgrupper ska kommissionen ta fram gränsvärden (miljökvalitetsnormer). Hämtat ur förslag till Europaparlamentets och rådets direktiv om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring av direktiv 2000/60/EG (interinstitutionellt ärende 2006/0129 (COD) daterat 17.7.2006).

Prioriterade farliga ämnen	Prioriterade ämnen	Andra förorenande ämnen
Antracen	Alaklor	DDT
Bromerad difenyleter	Atrasin	Aldrin
Kadmium och dess föreningar	Bensen	Dieldrin
Kloralkaner	Klorfenvinfos	Endrin
Endosulfan	Klorpyrifos	Isodrin
Hexaklorbensen	1,2-dikloretan	Karbondetetraklorid
Hexaklorbutadien	Diklormetan	Tetrakloretylen
Hexaklorcyklohexan	Di(2-etylhexyl)ftalat (DEHP)	Triklöretylen
Kvikksilver och dess föreningar	Diuron	
Nonylfenol	Fluoranten	
Pentaklorbensen	Isoproturon	
Polyaromatiska kolväten: (Benso(a)pyren; Benso(b)fluoranten; Benso(k)fluoranten; Benso(g,h,i)perylene; Indeno(1,2,3-cd)pyren)	Bly och dess föreningar	
Tributyltinföreningar	Naftalen	
	Nickel och dess föreningar	
	Oktylfenol	
	Pentaklorfenol	
	Simazin	
	Triklorbensener	
	Triklormetan	
	Trifluralin	

Ramdirektivet för vatten beskriver en strategi för hantering av kemisk förorening av vatten (artikel 16). Som ett första steg antogs en förteckning av de 33 *prioriterade ämnen* (Europaparlamentets och rådets beslut nr 2455/2001/EG av den 20 november 2001 om upprättande av en lista över prioriterade ämnen på vattenpolitikens område och om ändring av direktiv 2000/60/EG) som ansågs utgöra ett hot på gemenskapsnivå. Man har utgått från ämnens egenskaper kopplat till risker i vattenmiljön (akvatisk toxicitet samt human toxicitet via akvatiska exponeringsvägar samt resultat från mätningar i vattenmiljön). Vissa av de prioriterade ämnena har klassificerats som prioriterade farliga ämnen (se tabell 6.1) där utsläpp och spill ska upphöra eller elimineras och resterande prioriterade ämnen ska gradvis minskas.

Ett förslag till dotterdirektiv (förslag till Europaparlamentets och rådets direktiv om miljökvalitetsnormer inom vattenpolitikens område och ändring av direktiv 2000/60/EG) som ytterligare reglerar de prioriterade ämnena samt de åtta övriga förorenande ämnen samt anger gränsvärden för dessa lades fram av kommissionen sommaren 2006. Direktivförslaget förhandlas för närvarande (januari 2008) i Rådet och Parlamentet. Dessa framtida gränsvärden ska vattenmyndigheten använda när den klassificerar och bestämmer kvalitetskrav för kemisk ytvattenstatus, dvs. fastställer miljökvalitetsnormer. Miljöövervakning och statusklassificering behöver bara göras för de ämnen som *släpps ut* i vattenförekomsten. I EU:s vägledningsdo-

kument nummer 3⁷ tolkas begreppet *släpps ut* i vid bemärkelse; såväl utsläpp från punktkällor i avrinningsområdet, läckage från diffusa källor samt t.ex. atmosfärisk deposition från andra områden räknas in. Man bör alltså ta hänsyn till alla vägar som ämnet kan nå vattenförekomsten på.

I direktivförslaget görs en åtskillnad mellan inlandsvatten (sjöar och vattendrag) och andra ytvatten (kustvatten, territorialvatten och vatten i övergångszon). Dessutom föreslås två typer av gränsvärden; medelkoncentrationer på årsnivå och högst tillåtna koncentrationer. I förslaget finns endast gränsvärden för vattenfas med undantag av tre ämnen (hexaklorbensen, hexaklorbutadien och metylkvicksilver) där även gränsvärden för biota finns.

I förslaget ges möjligheten för medlemsländer att ta hänsyn till naturlig bakgrundskoncentration och biotillgänglighet för metaller. För metallerna bly, kvicksilver och kadmium kan dock inte vatten utan lokala utsläpp automatiskt betraktas som opåverkade. Halterna av dessa metaller i miljön är generellt och tydligt påverkade av luftutsläpp och långdistansspridning i atmosfären. För kvicksilver och kadmium får man gå till förindustriell tid, ca 150 år sedan, för att återfinna naturliga haltnivåer medan påverkan från bly har pågått under mycket längre tid, ca 3 000 år. Mer information om hur bakgrundshalter kan bedömas samt hur det går att ta hänsyn till biotillgängligheten finns i handbok 2007:4 för status, potential och kvalitetskrav.

Eftersom dotterdirektivet ännu inte har fastställts kan inte någon preciserad vägledning utarbetas. Detta kapitel bör betraktas som arbetsmaterial som uppdateras i ett senare skede, då dotterdirektivet är antaget och lagstiftningen fastställd.

6.2 Kommentarer om mätningar i olika media

Sverige är rikt på inlandsvatten. Här finns cirka 100 000 sjöar och 500 000 km rinnande vatten. För att få en bra och kostnadseffektiv miljöövervakning av dessa vatten måste mätningar i *olika matriser* (vatten, biota och sediment) kunna utnyttjas och påverkade områden stegvis identifieras. Analyser av vatten ger en ögonblicksbild medan analyser av biota och sediment ger en bättre och mer kostnadseffektiv bild av föroreningssituationen över en längre, integrerad tidsperiod.

När syftet är att kartera miljösituationen är det ofta lämpligt att använda analyser av sediment och biota. Detta ger en representativ kartläggning och möjligheter att identifiera områden med förhöjda halter där biologiska effekter kan förekomma som bör följas upp i den fortsatta övervakningen.

I de vattenområden som bedömts kunna vara påverkade i kartläggningsarbetet bör övervakningsprogram upprättas som har till syfte att identifiera om biologiska effekter förekommer. För att bäst ta reda på det bör man mäta i den matris där den organism som är känsligast för det aktuella ämnet exponeras. I många fall är det lämpligt att använda analyser av vatten för att bedöma om halterna överskrider gränser där störningar av de akvatiska ekosystemen förekommer. Analyser av sediment är lämpligt i de fall då sedimentlevande organismer är känsligast och analy-

⁷ CIS Guidance Document No. 3. Analysis of Pressures and Impacts Impress (2003)

ser av biota kan behövas då det gäller ämnen som bioackumuleras och där risken är kopplad till människans, däggdjurs och fåglars konsumtion av fisk. Hur övervakningsprogram ska utformas beror på vilka ämnen som är aktuella och hur risksce-
nariot ser ut.

För de ämnen som är lipofila eller av annan anledning ackumuleras i sediment och biota kan den kontrollerande övervakningen ändå med fördel ske i sediment eller biota för att skilja ut icke-problemområden där ingen tätare övervakning be-
höver ske. I de områden där man hittar något prioriterat ämne i halter som kan orsaka problem bör provtagning i vattenfas ske för att kunna avgöra om halterna ligger över eller under gränsvärdet, alltså om miljökvalitetsnormen överskrids eller inte. Vid provtagning i vatten kan användning av passiva provtagare övervägas. Provtagarna ligger ute ett antal veckor eller månader vilket gör att man får ett in-
tegrerat prov och inte missar eventuella föroreningstoppar. De passiva provtagarna fångar bara upp den lösta delen av ämnet vilket gör att det kan vara svårt att jämfö-
ra mot gränsvärdena i dotterdirektivet till exempel för organiska ämnen där miljö-
kvalitetsnormen avser för ofiltrerade prov. Ett underlag finns i Naturvårdsverkets rapport 5801, Övervakning av prioriterade miljöfarliga ämnen listade i Ramdirek-
tivet för vatten.

6.3 Ansvar för övervakningen av kemisk ytvattenstatus

Flera av de ämnen som ingår i kemisk ytvattenstatus bör kunna mätas av verksamheter inom ramen för deras egenkontroll. För vissa ämnen blir förmodligen egenkontrollen den enda övervakning som utförs. Mätdata, även från t ex egenkontrollen, ska på sikt ingå i databaser om inte sekretesskäl hindrar detta. Om man använ-
der/släpper ut ämnen som är relevant för bedömningen av kemisk status ska man också mäta den påverkan dessa ämnen har. Eftersom utsläpp och spill av dessa ämnen ska elimineras eller minskas så bör även åtgärder följas upp med operativ övervakning. En viss vägledning till var det huvudsakliga ansvaret för mätningar av olika ämnena bör ligga samt om det bör vara kontrollerade eller operativ över-
vakning ges i tabell 6.2.

Tabell 6.2: Förslag på olika typer av övervakning för de olika prioriterade ämnena på regional nivå. Som ett första hjälpmedel för prioritering av övervakningen. Upplägget bör modifieras utifrån kunskaper om respektive avrinningsområde. Källa: G. Bremle, 2006. Förslag till hur man kan hantera prioriterade ämnen inom vattendirektivsarbetet. Meddelande nr 2006:7. Länsstyrelsen i Jönköpings län.

Regional miljöövervakning och samordnad recipientkontroll – förtäta regionalt för kontrollerande övervakning i vatten	Egenkontroll/utsläppskontroll – operativ övervakning (både vatten och luft eller vad som är relevant)
PAH:er inkl. Naftalen, Antracen och Fluoranten	Antracen
Bromerad difenyletrar	Naftalen
Kadmiumföreningar	PAHer
Blyföreningar	Nonylfenoler
Kvicksilverföreningar	Oktylfenoler
Nickelföreningar	Tributyltennföreningar
Nonylfenoler	DEHP
Oktylfenoler	Pentaklorfenol
Tributyltennföreningar	C10-13 kloralkalener
	Bromerad difenyletrar
	Bensen
	1,2-dikloretan
	Diklormetan
	Triklormetan
	Triklorbensen
	Pentaklorbensen
	Diuron
	Isoproturon (större jordbruk)
	Kadmiumföreningar
	Blyföreningar
	Kvicksilverföreningar
	Nickelföreningar
	Hexaklorbutadien

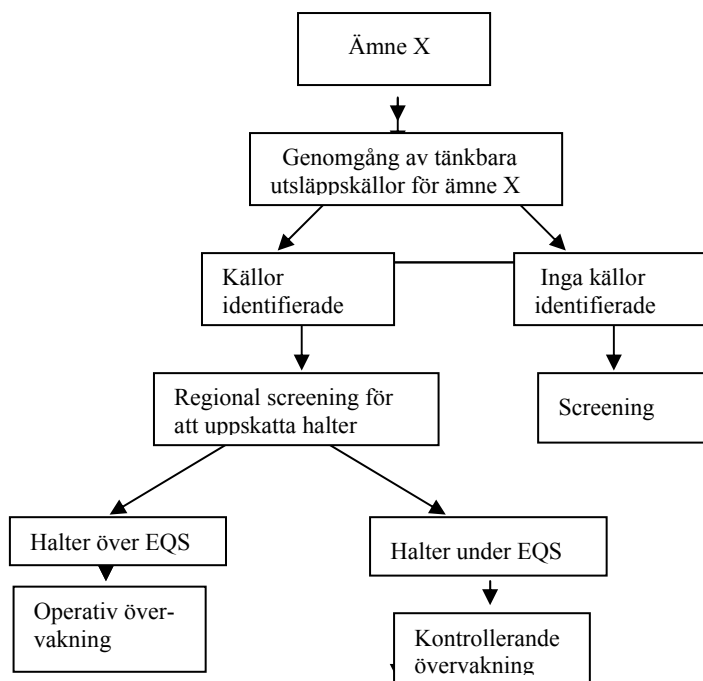
6.4 Kartläggning är första steget

I figur 6.1 ges ett förslag till hur förenklad övervakning under kan utföras för att identifiera vilka ämnen som är relevanta för respektive avrinningsområde. Ett förfarande behövs där man stegvis eliminerar behovet att undersöka och på sikt övervaka olika ämnen.

Innan övervakningsprogram upprättas förutsätts kartläggningen vara gjord där man går igenom hur de ämnen som omfattas av kemisk status använts och vilka tänkbara källor som finns. De ämnen som släpps ut eller nyligen släppts ut, även intermittenta utsläpp, bör omfattas av övervakningen. Utsläpp från deponier liksom andra pågående läckage bör inkluderas. Lokala luftburna utsläpp som riskerar att påverka ytvatten bör omfattas och potentiell påverkan bör följas även om utsläpp inte sker, jämför med riskanalys.

Ett antal av de aktuella ämnena är förbjudna idag, men de kan trots det finnas kvar t.ex. i deponier med potentiellt läckage till vattenmiljön. Andra ämnen är sådana som används i samhället och som via dagvatten och reningsverk kan komma ut i vattenmiljön. Några av de föreslagna ämnena är bekämpningsmedel som haft en användning inom vissa områden i Sverige. Finns det t.ex. deponier där pentaklorfenol kan tänkas läcka ut måste dessa övervakas. Finns det däremot ingen känd tidigare eller nuvarande användning i länet och ämnet är förbjudet kan det räcka med en nationell kontrollerande övervakning. För att samla information om de ämnen som omfattas av kemisk status hänvisas till handboken för kartläggning

och analys (påverkansbedömning) samt handboken för status, potential och kvalitetskrav.



Figur 6.1. Schematisk beskrivning av tillvägagångssättet för att ämnesvis definiera övervakningsbehovet för prioriterade ämnen och andra relevanta föroreningar.

För respektive ämne som identifieras i samband med kartläggningen kan man använda den schematiska beskrivningen i figur 6.1 för att på sikt precisera behovet av övervakning för just det ämnet. Även under inventeringsarbetet bör analyser övervägas.

6.5 Förslag på strategi för regional övervakning av prioriterade ämnen och andra föroreningar

Nedan presenteras ett förslag till strategi för att ta fram inledande regionala övervakningsprogram för prioriterade ämnen utifrån befintlig övervakning. Förslaget är upprättat av Gudrun Bremle på uppdrag av Naturvårdsverket (G. Bremle, Naturvårdsverkets rapport 5801). Smärre modifieringar av förslaget har gjorts. Den ranking-lista som presenteras nedan bör ses som allmänt vägledande och en bedömning av prioritetsordningen måste göras från fall till fall, metaller kan t ex vara ofarliga i låga halter medan förekomsten av vissa organiska ämnen är mer alarme- rande. Som i andra sammanhang bör hänsyn tas till respektive avrinningsområdes specifika förhållanden och olikheter.

De avvägningar och prioriteringar som görs i varje steg bör dokumenteras, så att man kan förklara t ex eventuell avsaknad av mätningar på regional nivå.

6.5.1.1 VAD BÖR MÄTAS?

- Vad vet vi om prioriterade ämnen i avrinningsområdet?

Utgå från den övervakning som görs idag. Mäter vi rätt föroreningar (för avrinningsområdet relevanta prioriterade ämnen) och på rätt ställen för att förhindra förorening av vatten?

- Stämmer bedömningen på nationell nivå om att vissa ämnen inte behöver mätas även för detta avrinningsområde?

- Kan man även i detta avrinningsområde förlita sig på nationell mätdata för de ämnen där detta föreslås? Kan nationell data för fler ämnen användas regionalt inledningsvis?

- Det bör finnas mätningar från avrinningsområdet för följande ämnen i en grov prioritetsordning och beroende på hur omgivande landområden och påverkan ser ut.

1. Metallerna och dess föreningar (Hg, Cd, Pb och Ni)
2. PAHerna inklusive Fluoranten, Naftalen och Antrazen
3. Nonyl- och oktylfenoler
4. Bromerade difenyletrar
5. Tributyltennföreningar

- Om resurserna räcker lägg eventuellt till andra ämnen efter relevans för avrinningsområdet.

Välj i första hand från listan över ämnen som bör mätas i egenkontrollen och fokusera på ämnen för vilka det finns pågående åtgärder inom avrinningsområdet.

För vägledning av prioritetsordning kan följande lista vara ett underlag:

6. DEHP
7. Pentaklorfenol
8. Bensen
9. Isoproturon
10. 1,2-dikloretan, Di- och triklormetan
11. Klorbensenerna
12. Diuron

- Det kan finnas anledning att prioritera de ämnen som kan analyseras i vattenfas eller i andra matriser (biologiskt material och sediment) i de fall där omräkningsfaktorer finns som möjliggör jämförelse mot föreslagna miljökvalitetsnormer.

6.5.1.2 VAR BÖR MÄTNING SKE?

- Utför övervakning i första hand i de områden som är påverkade enligt påverkansidentifieringen. Det kan vara nedströms större avloppsreningsverk, städer, industriområden och enskilda IPPC-anläggningar. Provpunkter av denna typ är ofta redan med i recipientkontrollen om sådan finns. Ämnen väljs efter typ av påverkan (i. e. industrityp – kemikalieanvändning). Nedströms stora städer, industriområden och

framförallt avloppsreningsverk kan många av de prioriterade ämnena behöva mätas.

- Man bör även överväga mätningar från diffusa källor, t ex ämnen som har långväga och diffus spridning samt ämnen från läckage från mark och omgivande landområden. Diffusa källor ingår i begreppet ”släpps ut” eftersom de kan vara en väsentlig andel av påverkan i många avrinningsområden.

6.5.1.3 HUR OFTA BÖR MÄTNING UTFÖRAS?

- Mät under ett sammanhängande år och en gång i månaden. För att spara resurser, och kanske istället använda dessa till fler provtagningsplatser, kan varannan månad eller varje kvartal övervägas, så att man i alla fall kan beskriva årstidsvariationer. För samordning av provtagningen kan det vara motiverat att mäta med den frekvens som provtagningar genomförs idag.

- Fördela insatsen mellan de sex åren och mät olika ämnen olika år om inte pengar kan omfördelas mellan år så att fler ämnen kan mätas samtidigt .

6.6 Matrisval

Som en grundregel ska mätningar göras i vatten för att avgöra om föreslagna miljökvalitetsnormer uppfylls. För metaller ska den vattenlösliga fraktionen mätas genom att partiklar filtreras bort. Detta gäller så länge miljökvalitetsnormer endast finns för vatten och inte tagits fram för sediment och biota.

Om det finns skäl till att endast mäta i vattenfraktionen eller endast i den partikulära fraktionen, och det kan motiveras, med data och/eller beräkningar så får den inskränkningen göras. Motiven kan vara såväl vetenskapliga som ekonomiska.

I vissa fall kan det var problematiskt att avgöra om miljökvalitetsnormerna uppfylls eller inte, till exempel:

- när det inte finns en tillräckligt känslig analysmetod
- när halterna av partikulärt material är höga och varierande

Beroende på syftet med övervakningen och substansernas egenskaper kan det vara minst lika viktigt med analyser av sediment och biota som analyser i vatten. Syftet med ramdirektivet för vatten är att förbättra vattnets kvalitet och uppnå god ekologisk status. Mätningar i sediment och biota kan användas för att följa upp åtgärder (t ex. för att minska antropogen påverkan) för att beskriva förändringar över tid. Vid potentiell storskalig påverkan genom t.ex. lufttransport kan resultat från mätningar i sediment och biota användas för att skala upp resultaten så att de kan gälla för ett större område.

För hydrofoba och lipofila substanser är mätningar i sediment och biota mer resurseffektiva. Mätningar av sediment och biota är motiverade:

- för att följa att halterna av ämnen är fortsatt låga eller under detektionsgränsen i vattenförekomster som har en god status

- för att följa förändringar av naturliga bakgrunds nivåer och påverkan från storskalig långväga påverkan
- för att följa resultaten av åtgärderna, dvs.. minskande halter efter att substanser fasats ut.

Mätningar i sediment och biota är viktiga även i andra sammanhang inom övervakning t ex för att :

- identifiera vad som händer med föroreningar i miljön och hur de uppträder
- beskriva det generella tillståndet, den generella påverkan som finns och genom det fungera som en referens till regionala och lokala övervakningsprogram.
- ge ett mer stabilt värde, integrerat över en längre tid, och mindre känsligt för tillfälliga extrema mätvärden i vattenfasen.

7 Skyddade områden

7.1 Särskilda kompletterande krav på övervakningen

Skyddade områden

Det register över skyddade områden som krävs enligt artikel 6 skall omfatta följande typer av skyddade områden:

- i. Områden som enligt artikel 7 fastställts för uttag av vatten eller som är avsett att användas som dricksvatten.
- ii. Områden som har fastställts för skydd av ekonomiskt betydelsefulla vattenlevande djur- eller växtarter
- iii. Vattenförekomster som fastställts som rekreationsvatten, inklusive områden som fastställts som badvatten enligt direktiv 76/160/EEG
- iv. Områden som är känsliga för näringsämnen, inklusive områden som fastställts som sårbara enligt direktiv 91/676/EEG och områden som fastställts som känsliga områden enligt direktiv 91/271/EEG
- v. Områden som har fastställts för skydd av livsmiljöer eller arter där bevarandet eller förbättrandet av vattnets status är en viktig faktor för deras skydd, inklusive relevanta Natura 2000 områden som fastställts enligt direktiv 92/43/EEG och direktiv 79/409/EEG
(ur bilaga IV, ramdirektivet för vatten)

Skyddade områden definieras i vattenförvaltningsförordningen (1 kap. 3 §) som sådana områden som fastställts (för skydd) enligt bestämmelser grundade på den gemenskapslagstiftning som avses i bilaga IV i ramdirektivet för vatten. Endast skyddade områden med limnisk eller marin anknytning omnämns i denna handbok. I handboken för kartläggning och analys finns vägledning om det register över skyddade områden som ska upprättas i enlighet med vattenförvaltningsförordningen (3 kap. 2 §, första stycket). För ytterligare information hänvisas till Naturvårdsverkets faktablad om skyddade områden enligt vattenförvaltningsförordningen faktablad 8304, december 2007.

Av 7 kap. 1 § förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön med hänvisning till punkten 1.3.5 i bilaga V till direktiv 2000/60/EG framgår att övervakningsprogrammen skall kompletteras för att uppfylla särskilda kriterier för skyddade områden avseende dricksvatten, livsmiljöer och artskyddsområden.
(15 §, NFS 2006:11, Naturvårdsverkets föreskrifter om övervakning av ytvatten)

Tilläggskrav för övervakning av skyddade områden

De övervakningsprogram som krävs enligt ovan ska kompletteras för att uppfylla följande kriterier:

Livsmiljöer och artskyddsområden:

Vattenförekomster som utgör sådana områden skall omfattas av det program för operativ övervakning som anges ovan, enligt vilket de på grundval av miljökonsekvensbedömningen och den kontrollerande övervakningen skall identifieras som vattenförekomster som riskerar att inte uppfylla miljömålen enligt artikel 4. Övervakning skall genomföras för att bedöma omfattningen och konsekvenserna av all relevant betydande påverkan på dessa vattenförekomster och, vid behov, för att bedöma vilka förändringar i dessa vattenförekomsternas status som åtgärdsprogrammen medför. Övervakningen skall fortsätta till dess att områdena uppfyller de vattenrelaterade kraven i den lagstiftning enligt vilken de identifierats och målen enligt artikel 4.

(Ur bilaga V avsnitt 1.3.5, ramdirektivet för vatten)

Not: Texten ”enligt vilket de på grundval” är en feltolkning av engelskan och bör ersättas med ”i de fall de på grundval”(tolkning av Naturvårdsverket)

För skyddade områden finns tilläggskrav på övervakningen utöver vad som beskrivits under avsnitten om kontrollerande, operativ och undersökande övervakning (se ovan). Övervakningen av skyddade områden bör kompletteras enligt de särskilda regler som finns i berörd gemenskapslagstiftning.

Skyddade områden ska precis som andra vattenförekomster ingå i operativ övervakning om vattenförekomsten riskerar att inte uppfylla miljökvalitetsnormerna. För vattenförekomster i skyddade områden ska, efter det att all relevant påverkan bedömts, övervakningen dessutom vara i enlighet med kraven i den lagstiftning med vilket skyddet upprättats. Om kvalitetskraven inte uppnås ska den operativa övervakningen utformas så att kraven i den specifika lagstiftningen nås samtidigt som miljökvalitetsnormerna uppfylls.

Ett av skälen till att skyddade områden utpekats särskilt i vattenförvaltningsförordningen är att säkerställa att både förordningens krav enligt VFF 4:7 samt ramdirektivet för vatten och övriga berörda EG-direktivs krav uppfylls. Om ovan nämnda författningar ställer olika stränga krav ska det strängaste kravet gälla, se exemplet nedan. Det är vattenmyndighetens uppgift att i sådana avvägningsfall göra en bedömning av vilket skyddsintresse som ska väga tyngst (se vidare handbok för status, potential och kvalitetskrav, avsnitt 2.4).

7.1.1 Det strängaste kravet gäller – några exempel

EXEMPEL 1

I en vattenförekomst som omfattas av två skydd enligt två olika direktiv utöver ramdirektivet för vatten kan följande krav gällande fosforhalt ställas i de berörda direktiven:

God ekologisk status	< 25 µg P/l
Fiskevattendirektivet	< 45 µg P/l
Dricksvattendirektivet	< 15 µg P/l

I detta fall styr normen i dricksvattendirektivet som är den strängaste.

EXEMPEL 2

En vattenförekomst omfattas av god ekologisk status och god bevarandestatus, vilket i detta fall innebär att vattnet inte ska ha alltför låg näringsstatus. Eftersom god bevarandestatus kommer av ett skyddskrav bör det anses strängare om det behövs för att skyddet ska följas oberoende av nivån på god ekologisk status. I detta fall är därmed det strängaste kravet inte den lägsta halten.

God ekologisk status	< 25 µg P/l
God bevarandestatus	25 - 35 µg P/l

För vissa av direktiven kan det räcka med att en del av vattenförekomsten skyddas, detta medför dock inte att vattenförekomsten måste brytas upp i mindre delar. Generellt kan sägas att det ofta är kostnadseffektivt att samordna provtagningen enligt respektive direktiv med provtagningen enligt vattenförvaltningsförordningen.

7.2 Dricksvattenförekomster

Vattenförekomster som utgör skyddade områden på grund av uttag av dricksvatten behandlas utförligt i ramdirektivet för vatten (bilaga IV). För ytvattenförekomster med uttag av dricksvatten som överstiger 100 m³ per dag finns specifika tilläggskrav på övervakningen, se rutan.

Tilläggskrav för övervakning av skyddade områden

De övervakningsprogram som krävs enligt ovan ska kompletteras för att uppfylla följande kriterier:

Punkter där uttag av dricksvatten sker:

De ytvattenförekomster som anges i artikel 7 som ger mer än 100 m³ per dag i genomsnitt skall väljas ut som övervakningsstationer och skall underställas sådan ytterligare övervakning som är nödvändig för att uppfylla kraven i den artikeln. Dessa vattenförekomster skall övervakas med avseende på alla prioriterade ämnen som släpps ut och alla andra ämnen som släpps ut i betydande mängd, vilka kan påverka vattenförekomstens status och vilka regleras enligt bestämmelserna i direktivet om dricksvatten. Övervakning skall ske enligt den frekvens som anges nedan.

Antal förbrukare	Frekvens
< 10 000	4 ggr/år
10 000 – 30 000	8 ggr/år
> 30 000	12 ggr/år

(ur bilaga V 1.3.5 ramdirektivet för vatten)

7.3 Badvatten

Europaparlamentets och rådets direktiv 2006/7/EG av den 15 februari 2006 om förvaltning av badvattenkvaliteten och om upphävande av direktiv 76/160/EEG syftar till en hög skyddsnivå och ska bidra till att uppnå målen att bevara, skydda och förbättra miljön och skydda människors hälsa. De parametrar som ska övervakas enligt direktivet är intestinala enterokocker och *Escherichia coli*.

Medlemsstaterna ska förteckna alla badvatten som omfattas av direktivet senast den 24 mars 2008. Innan dess är badvatten de vatten som pekats ut enligt Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 1996:6) om strandbadvatten. Förordningen 2008:218 och Naturvårdsverkets föreskrifter 2008:8 som genomför direktivet trädde i kraft 24 respektive 26 maj 2008.

Badplatsen: <http://badplatsen.smittskyddsinstitutet.se>, är Naturvårdsverkets sida för presentation av vattenkvaliteten vid Sveriges bad. Den innehåller fler badplatser än de som omfattas av badvattendirektivet.

7.4 Områden med ekonomiskt betydelsefulla arter

Begreppet kemisk ytvattenstatus omfattar de ämnen med EG-gemensamma gränsvärden som ska användas vid klassificering och bestämmande av kvalitetskrav. Det gäller bland annat de ämnen och ämnesgrupper som regleras i EG:s fiskevattendirektiv och skaldjursdirektiv vilka är genomförda i och med förordningen (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten. De kemiska ämnen som finns reglerade i dessa bestämmelser är nitriter, fenolföreningar, mineraloljebaserade kolväten, ammoniak, ammonium, restklor, organiska halogenföreningar samt ett antal metaller. Nivåerna för dessa miljökvalitetsnormer är dock främst satta för att hindra dålig smak på fisk- eller musselköttet och har i de flesta fall inga numeriska värden.

7.4.1 Fiskvatten

Syftet med *fiskevattendirektivet* (Rådets direktiv av den 18 juni 1978 om kvaliteten på sådant sötvatten som behöver skyddas eller förbättras för att upprätthålla fiskbestånden 78/659/EEG) är att skydda eller förbättra kvaliteten på strömmande eller stillastående sötvatten där fisk lever eller skulle kunna leva om föroreningarna kunde minskas eller elimineras. Detta gäller

- inhemska fiskarter med naturliga särdrag, och
- arter som är önskvärda därför att de enligt medlemsstatens behöriga myndighet har en gynnsam effekt på vattendraget.

Direktivet är genomfört i Sverige genom förordning 2001:554 om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten. Fiskvattenområden i landet framgår av bilagan till Naturvårdsverkets föreskrifter NFS 2005:11 som förtecknar de trettiofem fiskvattenområden som ska skyddas enligt förordning (2001:554). I förordningens bilaga 1 finns miljökvalitetsnormer, i form av gräns- och riktvärden för laxfiskvatten respektive för andra fiskvatten, gränsvärden för zink samt riktvärden för koppar. I bilaga 1 till Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2005:11) om mätmetoder och redovisning av mätresultat mm avseende fiskvatten framgår vilka parametrar som ska analyseras och med vilken frekvens.

Ur fiskevattendirektivet

Artikel 5

Medlemsstaterna skall fastställa program för hur föroreningar skall bekämpas och säkerställa att de utvalda vattendragen inom fem år efter att de valts ut i enlighet med artikel 4 uppfyller både de gränsvärden som medlemsstaterna fastställt i enlighet med artikel 3 och de krav som framgår av kommentarerna i bilaga I kolumnerna G och I.

Artikel 6

1. Vid tillämpning av artikel 5 skall de utvalda vattendragen anses uppfylla bestämmelserna i detta direktiv om prover tagits där med minst den frekvens som anges i bilaga I och på samma provtagningsplats under en tolv månaders period, och om vattnen vid dessa prover uppfyller både de gränsvärden som medlemsstaterna fastställt i enlighet med artikel 3 och de krav som framgår av kommentarerna i bilaga I kolumnerna G och I. Detta skall gälla

- 95 % av proverna för parametrarna pH, BOD5, ammoniak (icke-joniserat ammonium), ammonium totalt, nitriter, restklor totalt, zink totalt och upplöst koppar; när provtagning sker mer sällan än en gång per månad måste alla uppmätta värden vara i överensstämmelse med ovan nämnda gränsvärden och kommentarer,
- de procentsatser som förtecknas i bilaga I för parametrarna temperatur och upplöst syre, och
- den genomsnittskoncentration som fastställts för uppslammade fasta substanser.

2. Mätningar där gränsvärdena som fastställts av medlemsstaterna enligt artikel 3 eller kraven i kommentarerna i bilaga I kolumnerna G och I inte uppfylls behöver inte tas med i beräkningen av procentsatserna i punkt 1 om de uppmäts vid översvämningar eller andra naturkatastrofer.

Artikel 7

1. Provtagningarna skall genomföras av den behöriga myndigheten i varje medlemsstat, varvid lägsta godkända provtagningsfrekvens anges i bilaga I.
2. I fall där den behöriga myndigheten noterar att kvaliteten på ett vattendrag som utvalts är avsevärt bättre än om man tillämpat de värden som fastställs enligt artikel 3 och kommentarerna i bilaga I kolumnerna G och I, får provtagningsfrekvensen sänkas. Där föroreningar eller risk för försämring av vattenkvaliteten inte finns, får den behöriga myndigheten i medlemsstaten besluta att provtagning inte är nödvändig.
3. Om provtagningen resulterar i att ett värde som fastställts av en medlemsstat enligt artikel 3 eller något av kraven i kommentarerna i bilaga 1 kolumnerna G och I inte uppnås, skall medlemsstaten avgöra om detta orsakats av en tillfällighet, av ett naturfenomen eller av föroreningar och därefter vidta lämpliga åtgärder.
4. Den behöriga myndigheten i varje medlemsstat skall, särskilt på grundval av lokala förhållanden, välja den exakta platsen för provtagningen, avståndet till närmaste föroreningskälla och det vattendjup på vilket provtagningen bör ske.
5. Referensmetoder för analysen av parametrarna i fråga anges i bilaga 1. Laboratorier som använder andra metoder skall försäkra att resultaten av dessa är likvärdiga eller jämförbara med de som anges i bilaga I.

(ur fiskevattendirektivet)

7.4.2 Musselvatten

Även skaldjursdirektivet (79/923/EEG) är genomfört i Sverige genom förordning 2001:554 om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten och tillämpas på musselvatten. Länsstyrelsen i Västra Götaland har i ett beslut 2007-07-05 angett de 32 områden som ska skyddas enligt förordningen (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten. I bilaga 2 till förordning (2001:554) om miljökvalitetsnormer för fisk- och musselvatten listas miljökvalitetsnormer för musselvatten, gräns- och riktvärden för musselvatten.

7.5 Områden som är utpekade som känsliga för näringsämnen

Ur nitratdirektivet

1. För att ange känsliga områden och ändra förteckningen över angivna känsliga områden skall medlemsstaterna

a) inom två år från det att direktivet anmälts övervaka nitrathalten i sötvattensområden under ett års tid

i) vid provtagningsplatser för ytvatten enligt artikel 5.4 i direktiv 75/440/EEG eller vid andra provtagningsplatser som är representativa för medlemsstatens ytvatten, minst en gång per månad och oftare under perioder med stor vattenföring,

ii) vid provtagningsplatser som är representativa för medlemsstatens grundvattenförande skikt, med jämna mellanrum och med beaktande av bestämmelserna i direktiv 80/778/EEG,

b) åtminstone vart fjärde år upprepa övervakningsprogrammet enligt a, utom vid de provtagningsplatser där nitrathalten i alla tidigare prov understigit 25 mg/l och där det inte heller finns någon ny faktor som skulle kunna orsaka en förhöjning av nitrathalten, i vilket fall det kan räcka att övervakningsprogrammet upprepas vart åttonde år,

c) på nytt undersöka eutrofieringsgraden i sött ytvatten, flodmynningar och kustvatten vart fjärde år.

2. Referensmätmetoder som anges i bilaga 4 skall användas.

(ur artikel 6, nitratdirektivet)

7.5.1 Nitratkänsliga områden

Enligt Rådets direktiv 91/676/EEG om skydd mot att vatten förorenas av nitrater från jordbruket ska akvatiska områden som är känsliga för påverkan av nitrat från jordbruket övervakas. Dessa områden är: Blekinge, Skåne, Hallands och Gotlands län, kustområdena i Stockholm, Södermanland, Östergötlands, Kalmar och Västra Götalands län samt Öland, och även övriga delar av Stockholms län samt delar av Uppsala, Södermanland, Östergötlands, Västra Götalands, Örebro och Västmanlands län.

En detaljerad områdesinformation om de känsliga kustområdena (enligt 5 § 1 förordningen [1998:915 om miljöhänsyn i jordbruket]) har sammanställts av Jordbruksverket (i bilaga 2 och 3 SJVFS 2004:62).

7.5.2 Avloppskänsliga områden

Syftet med Rådets direktiv 91/271/EEG av den 21 maj 1991 om rening av avloppsvatten från tätbebyggelse är att förhindra att utsläpp från avlopp av olika slag kommer ut i akvatiska områden som är känsliga för näringsämnen. Direktivet är infört i svensk lagstiftning genom Naturvårdsverkets föreskrift SNFS 1994:7 med ändring 1998:7.

Områden som är känsliga för utsläpp av avloppsvatten ska anges och direktivet kräver åtgärder i dessa områden och övervakningen är till för att utvärdera om åtgärderna uppnått önskat resultat. Hela Sveriges territorium är känsligt för avlopp. Kustvattnet från Strömstad till Norrtälje är känsligt för utsläpp av både fosfor och kväve, medan övriga landet är känsligt för utsläpp av fosfor.

Ur avloppsdirektivet

1. De behöriga myndigheterna eller andra behöriga organ skall övervaka:
 - utsläpp från reningsverk för avloppsvatten från tätbebyggelse, för att kontrollera att dessa följer kraven i bilaga 1 B och tillämpar de kontrollförfaranden som fastställs i bilaga 1 D,
 - mängden slam som släpps ut till ytvatten och dess sammansättning.
2. De behöriga myndigheterna eller andra behöriga organ skall övervaka de vatten som berörs av utsläpp från reningsverk för avloppsvatten från tätbebyggelse och sådana direkta utsläpp som avses i artikel 13, om det kan antas att recipienten kommer att påverkas i nämnvärd omfattning.
3. Medlemsstaterna skall i fråga om utsläpp som omfattas av bestämmelserna i artikel 6 och utsläpp av slam i ytvatten övervaka och genomföra andra undersökningar som har betydelse för att klarlägga att utsläppen inte skadar miljön.
4. De uppgifter som har inhämtats av de behöriga myndigheterna eller andra behöriga organ vid fullgörandet av skyldigheterna enligt punkt 1-3 skall bevaras i medlemsstaten och göras tillgängliga för kommissionen inom sex månader efter det att uppgifterna har begärts av kommissionen.
5. Riktlinjer för övervakningen enligt punkt 1-3 får fastställas enligt förfarandet i artikel 18.

(ur artikel 15, avloppsdirektivet)

7.5.3 Natura 2000

Natura 2000⁸ är ett nätverk av områden som identifierats för att bevara den biologiska mångfalden inom EU. Natura 2000 har tillkommit med stöd av Rådets direktiv 92/43/EEG om bevarande av livsmiljöer samt vilda djur och växter (Habitatdirektivet) och Rådets direktiv 79/409/EEG om bevarande av vilda fåglar (Fågeldirektivet). Båda direktiven har genomförts i svensk lagstiftning bland annat genom 15 § Förordning (1998:1252) om områdesskydd enligt miljöbalken m.m. samt krav på tillståndsprövning (enligt 7 Kap 28 a § miljöbalken) i områden som förtecknats med stöd av 7 kap 27 § miljöbalken. Alla av regeringen beslutade Natura 2000 områden har dessutom numera status som riksintresse och ändringar har gjorts i 4 kap 1 samt 8 §§ miljöbalken.

⁸ Natura 2000 områden anges i Naturvårdsverkets förteckning över naturområden som avses i 7 kap 27 § miljöbalken, NFS 2001:19. 2002:23-25 samt 2003:14.

Inom ramen för arbetet med Natura 2000 har områden fastställts för skydd av livsmiljöer eller arter där bevarande eller förbättrandet av vattnets status är en viktig faktor för deras skydd. För att kunna följa målet med avsättandet av områden för skydd har direktivet en reglerad måluppföljning. Inom Natura 2000 ska följande följas upp: arealer och utbredningsområden för arter och naturtyper, strukturer och funktioner samt typiska arter.

Inom Naturvårdsverkets projekt *Uppföljning och övervakning av Natura 2000-områden*, håller metoder för övervakningen på att utvecklas med syfte att uppnå och bevara målet gynnsam bevarandestatus för Natura 2000-områden.

Det bör noteras att det kan uppstå en målkonflikt mellan de olika direktiven.

7.5.3.1 JÄMFÖRELSE AV BEGREPP

Enligt habitatdirektivet ska en ”gynnsam bevarandestatus” uppnås och därmed även övervakas i de utpekade områdena. Enligt habitatdirektivet anses arter åtnjuta ”gynnsam bevarandestatus” när:

- data om populationsdynamik indikerar att arten kommer att fortleva på lång sikt i sin naturliga livsmiljö, *och*
- artens naturliga utbredningsområde inte minskar och inte heller visar tecken på kommande minskning, *och*
- förekomsten av artens livsmiljö är och bedöms fortsätta vara tillräckligt stor för att upprätthålla livskraftiga populationer på lång sikt.

Ramdirektivet för vatten anger att ”god ekologisk status” ska uppnås och övervakas. Definitionerna för hög och god ekologisk status samt gynnsam bevarandestatus omfattar båda den ekologiska strukturen och funktionen och med det stabiliteten för ekosystemet. En jämförelse mellan begreppen görs i tabellen nedan.

Tabell 7.1. Kopplingen mellan god ekologisk status och gynnsam bevarande status.

Ramdirektivet för vatten	Natura 2000
Hög ekologisk status	Gynnsam
God ekologisk status	Bevarandestatus
Måttlig ekologisk status	Ej
Otillfredsställande ekologisk status	Gynnsam
Dålig ekologisk status	Bevarandestatus

7.5.3.2 SAMORDNING AV ÖVERVAKNING

För de vattenförekomster som är skyddade enligt Natura 2000 ska bevarandemål fastställas och till det en skötselplan där en uppföljning av bevarandestatusen ingår. Denna övervakning kan jämföras med den operativa övervakningen. För de områden som finns med i Natura 2000-nätverket men för vilka en skötselplan ännu inte tagits fram bör övervakningen jämföras med kontrollerande övervakning.

Indelning i vattenförekomster finns både i vattenförvaltningsförordningen och i systemet med områden enligt Natura 2000. Indelningen enligt Natura 2000 skiljer sig från den som beskrivs i denna handbok. För ytterligare information hänvisas till Naturvårdsverkets webbplats (www.naturvardsverket.se).

För Natura 2000-områden innebär vattenförvaltningsförordningen och ramdirektivet för vatten nya krav på rapporteringen:

- rapportering vart 6:e år
- information om vilka bevarandeåtgärder som vidtagits, och
- bevarandeåtgärdernas effekter på bevarandestatusen, samt
- de viktigaste resultaten från övervakningen av arter och livsmiljöer.

7.5.3.3 NÅGRA PRAKTISKA TIPS:

För att kunna samutnyttja resultaten från olika direktivs övervakning är det lämpligt att man:

- använder sig av samma metoder så långt som möjligt (undersökningstyperna i handbok för miljöövervakning).
- provtar under samma tid på året
- om möjligt provtar med samma frekvenser.
- när nya stationer ska väljas inom kontrollerande övervakning är det en fördel om stationerna hamnar inom områden som är skyddade enligt Natura 2000-nätverket. När det gäller marin miljö kan det vara en mindre vikt som är skyddad, för den kontrollerande övervakningen kanske inte viken är av största intresse att övervaka men en övervakningsstation inom samma bassäng kan vara ett bra sätt att samköra övervakningen.
- för limnisk miljö kan ibland bevarandemålet utgöra ett hinder för en viss typ av övervakning (t ex provbankning, nätprovfiske)

Dessutom finns krav på samordnad rapportering enligt vattenförvaltningsförordningen.

7.5.3.4 EXEMPEL PÅ SAMORDNING MELLAN DIREKTIVEN:

För Natura 2000-typen *Dystrofa sjöar och småvatten* (typ 3160) ska uppföljningen omfatta vattenkemi (totalfosfor, absorbans och pH). Dystrofa sjöar och småvatten är en vanlig Natura 2000-typ i Norden och därför är det inte rimligt att följa upp varje enskilt objekt. En gruppering med övervakning i ett fåtal av sjöarna kan därför vara lämplig. Inom ramen för den kontrollerande övervakningen kommer det med största sannolikhet att finnas ett par sjöar av denna typ som eventuellt kan tillgodose övervakningskraven enligt Natura 2000.

Många av de marina Natura 2000-områdena är mindre vikar och vattenområden som förmodligen kommer att omfattas av en gles övervakning. Det är då en fördel om de kustnära trendövervakningsstationerna ligger i samma större vattenbassäng så att en storskalig övervakning i området sker. Därmed underlättas utvärderingen av övervakningen av de skyddade områdena.

8 Datahantering

Vem ansvarar för vad?

Vattenmyndigheterna ansvarar för data och metadata som samlas in och registreras av vattenmyndigheterna och länsstyrelserna i VattenInformationsSystemet för Sverige (VISS): <http://www.viss.lst.se>

Den slutliga rapporteringen till EU i WISE (Water Information System for Europe) är Naturvårdsverkets ansvar.

Övervakningsstationers identitet

Varje övervakningsstation ska ha en nationell unik identitet, vilken kan jämföras med ett personnummer. Detta innebär inte att nya identiteter måste skapas utan de som redan används inom befintlig övervakning bör så långt möjligt användas för att bibehålla kopplingen till datavärdars mätdata från övervakningsstationen. Den unika identiteten är en förutsättning för att skapa spårbarheten till bakomliggande material.

Via VISS och den unika identiteten på respektive övervakningsstation finns länkar till resultat från den regionala och nationella övervakningen det vill säga data som lagras hos länsstyrelser, kommuner, vattenvårdsförbund och nationella datavärddar.

Övervakningsstationens geografiska läge kan historikhanteras genom versionshantering eller på motsvarande sätt. Lägesangivelsen för en övervakningsstation kan ändras p.g.a. tidigare felaktiga uppgifter utan att det ska betraktas som etablering av en ny station.

När det gäller identitetssättning är det viktigt att vara tydlig med att skilja på identitet för den aktuella vattenförekomsten inom vilken mätningen utförts och som den representerar från provtagningsstationens identitet som utgör den aktuella platsen för själva provtagningen. En provtagningsstation kan för vissa biologiska kvalitetsfaktorer vara uppdelade i ett antal underliggande provtagningsplatser med egna enskilda identiteter.

9 Litteraturhänvisning

Bergengren Jakob, och Björn Bergqvist. 2004. System Aqua 2004 – del 1 – Hierarkiska modell för karakterisering av sjöar och vattendrag. Länsstyrelsen i Jönköpings län. meddelande 2004:24.

Bremle, B., 2006, Förslag till hur man kan hantera prioriterade ämnen inom vattendirektivsarbetet, Meddelande 2006:7, Länsstyrelsen i Jönköpings län (*kap prioriterade ämnen*)

CIS (Common Implementation Strategy) Guidance Document No. 3. Analysis of Pressures and Impacts Impress (2003)

GHI, 2005, Synergi og overlap mellem habitatdirektivet, fugle-beskyttelsesdirektivet och vandrammedirektivet – med fokus på kystvande, Skov- och Naturstyrelsen, Miljöstyrelsen. (*kap skyddade omr*)

Naturvårdsverket. 2007. Skyddade områden enligt Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Fakta 8304.

Naturvårdsverket. 2005. Uppföljning av Natura 2000 i Sverige, rapport 5434. (*kap. skyddade omr.*)

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

Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2006:1) om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön

Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2006:11) om övervakning av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön

Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd (NFS 2007:4) om åtgärdsprogram för ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön

Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd (NFS 2008:1) om klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten

Naturvårdsverkets handbok 2007:3, utgåva 1, november 2007. Kartläggning och analys av ytvatten – en handbok för tillämpningen av 3 kap. 1 och 2 §§, Förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön.

Naturvårdsverkets handbok 2007:4, utgåva 1, december 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp.

Nordvarg, L., och Echell, J., 2006, Guide för upprättande och översyn av limniska och marina kontrollprogram, Naturvårdsverket 2006-03, Nr 91-620-5551-08

Ramdirektivet för vatten. Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område

Sandberg, J., 2005, Samordning av marin miljöövervakning och uppföljning utifrån kraven i Vattendirektivet och Habitatdirektivet, Naturvårdsverket (*kap. skyddade omr*)

Wallin Mats, Olsson Håkan, Zackrisson Jessica (SMED) (2004). Påverkansbedömning för ytvatten enligt EG's Ramdirektiv för vatten - tillgängliga metoder, verktyg och modeller samt utvecklingsmöjligheter för SMED&SLU. Slutrapport 2004-02-18.

European Communities. 2003. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance Document no 7. Monitoring under the Water Framework Directive.

Vattenförvaltningsförordningen. Förordning (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön

Design och planering av övervakningsprogram – Rekommendationer och räkneexempel

Inledning

Miljöövervakning bedrivs för att beskriva tillståndet i miljön och bedöma hotbilder. Dessutom ska miljöövervakningen ge underlag för att ta fram åtgärder, och följa upp beslutade åtgärder. Utöver detta ska miljöövervakningen ge underlag för analys av olika utsläppskällors nationella och internationella miljöpåverkan.

Övervakningen av vatten följer både vattendirektivets föreskrifter och nationella mål beskrivna genom miljömålen. Inom vattendirektivet finns tre typer av övervakning: kontrollerande, operativ och undersökande. I detta avsnitt kommer utformande av kontrollerande övervakning att diskuteras. Vattendirektivet föreskriver att *"Kontrollerande övervakning skall användas för ett så stort antal ytvattenförekomster att en bedömning kan göras av den allmänna ytvattenstatusen i varje avrinningsområde eller delavrinningsområde inom avrinningsdistriktet."* Vidare föreskriver direktivet att de vatten som ska övervakas bland annat ska omfatta:

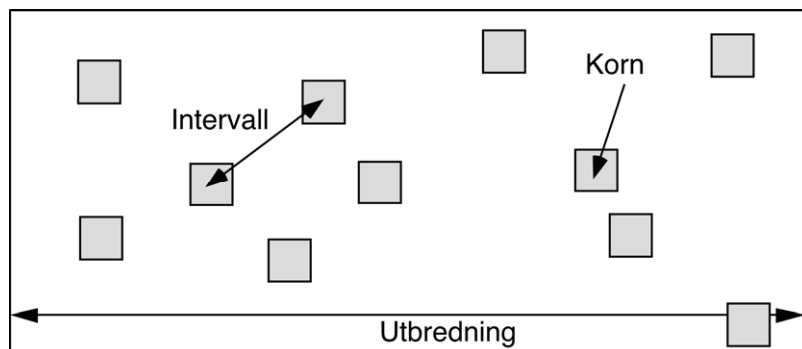
- vatten där vattenflödes hastigheten är betydande inom hela avrinningsdistriktet; inbegripet punkter i stora floder där tillrinningsområdet är större än 2 500 km²,
- vatten där vattenvolymen inom avrinningsdistriktet, även stora sjöar och vattenmagasin, är betydande och
- andra stationer som är nödvändiga för att uppskatta den föroreningsmängd som förs över medlemsstaternas gränser, och som förs ut i havsmiljön.

Med dessa krav på övervakning gäller det att innan ett övervakningsprogram startas planera programmet så att vattendirektivets krav på att *"ett så stort antal ytvattenförekomster att en bedömning kan göras"* uppfylls. Detta krav bemöter man genom att dels innan ett program startar beräkna hur många prover som krävs för att uppnå en önskad noggrannhet, dels genom att efter data är insamlade och analyserade beräkna den statistiska styrkan. För att kunna använda statistiska modeller för att dimensionera eller designa ett övervakningsprogram är det nödvändigt att som första steg klargöra syftet med övervakningen. Utan ett klart uttalat syfte är det inte möjligt att använda statistisk styrka för att beräkna stickprovstorlek. I begreppet stickprovstorlek ingår antal prover och provtagningsfrekvens per lokal, antal lokaler per område och antal år som studien ska omfatta.

Det finns två generella syften med storskaliga övervakningsprogram för vatten (Solheim m.fl. 2005). Det ena är att säkerställa skillnader mellan referensvatten och vatten med lägre ekologisk status. Detta är grunden för alla typer av miljöövervakning som baserar sig på system med referenser och påverkade lokaler, och på skillnaden mellan dessa typer av vatten. Det andra syftet är att detektera tidsmässiga trender inom lokaler. Det senare kan inbegripa trender för enskilda provpunkter såväl som trender för hela avrinningsområden. Förändringar över tiden hos enskilda provpunkter beror sannolikt på en lokal påverkan. Beroende på hur stor en sådan påverkan är kan effekten av detta vara att den påverkade punkten lyfts ut från ett övervakningsprogram, samtidigt som man i en separat studie undersöker orsaker till förändringen. Generella trender i ett område är däremot en indikation på regional eller global påverkan. Sådana storskaliga effekter kommer sannolikt att påverka både referensvatten och påverkade vatten. Det är dock inte säkert att effekterna av en global påverkan blir desamma i referenser som i påverkade vatten. Av denna anledning är det av vikt att både referenser och påverkade vatten ingår i ett övervakningssystem som baseras på data från referensvatten.

Omfattning och begränsningar

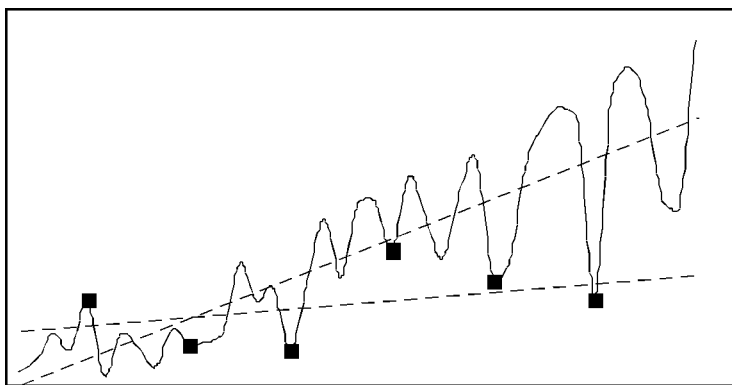
Alla stickprovsundersökningar är begränsade av undersökningens omfattning. Ett sätt att beskriva omfattningen är användandet av uttrycken *korn*, *intervall* och *utbredning* (Fig. 1) (He m.fl. 1994), fritt översatt från engelskans *grain*, *interval* och *extent*. Med *korn* menas den minsta observationsenhet som används i en studie. *Intervall* är avståndet mellan närbelägna provpunkter, i tidsserier avser intervall tiden mellan provtagningar. *Utbredning* beskriver den totala volymen, arean, etc., eller hela tidsserien, som studien avser.



Figur 1. Illustration av olika avgränsningar inom stickprovtagning.

Ur en biologisk eller ekologisk synvinkel är det andra processer än de avgränsningar man gjort i en undersökning som bestämmer och begränsar hur det ser ut i naturen. Utgående från de naturliga processerna kan man beskriva omfattningen på den man har för av sikt att studera genom begreppen *enhetsobjekt* och *enhetsprocess* (Addicot m.fl. 1987). Med enhetsobjekt menas de minsta enheter som studeras, t.ex. enskilda växter eller djur. Enhetsprocess beskriver den minsta struktur som byggs upp av enhetsobjekt, t.ex. revir eller strandzon. Tillsammans beskriver dessa båda begrepp den rumsliga skalan där man kan utföra sina mätningar eller provtagningar, där korn och utbredning ger ramarna för minsta respektive största process som kan studeras! Den skala som slutligen väljs för en undersökning ska baseras på vad som är känt om enhetsobjekten och enhetsprocesserna. *Korn* måste då vara större än enhetsobjekten men mindre än de strukturer som resulterar i en enhetsprocess. *Intervall* måste vara mindre än medelavståndet mellan de strukturer som ger upphov till den enhetsprocess man vill studera. Slutligen kan *utbredningen* vara lika stor som totala ytan av de studerade objekten eller processerna. Oftast är utbredningen dock begränsad av tillgängliga resurser. När det gäller storskalig miljöövervakning är utbredningen på studien ofta begränsad av administrativa gränser, eller när det kommer till vattenövervakning gränser för avrinningsområden. De miljöhot som den storskaliga övervakningen syftar till att upptäcka är ofta av sådan art att de uppträder i samma skala eller i ännu större skalor än vad som täcks av regional övervakning.

Det är vanligt att ekologiska variabler och miljövariabler uppvisar en stor variation, både i tid och i rum. Oavsett variationen är det dessa variabler som ligger till grund för de processer som studeras. De flesta prover som samlas in är mindre än den process som studeras. Detta leder till att enskilda prover tagna vid olika tidpunkter eller på olika lokaler kan uppvisa en stor variation. Med för gles provtagning kan slumpmässiga variationer inom och mellan år dölja en eventuell riktad trend mellan år. I figur 2 illustreras hur en gles provtagning kan leda till att en långsiktig trend missas genom att skalan på provtagningen inte matchar skalnivån för variationen.



Figur 2. Exempel på effekter av för gles provtagning. Den heldragna kurvan visar det sanna men okända sambandet ($r^2 = 0,7$) och punkterna representerar provtagningstillfällena ($r^2 = 0,1$).

Data i figur 2 uppfyller egentligen inte kraven för att utföra en regression då variationen ökar längs x-axeln. En förutsättning för att regressioner ska vara korrekta är att variationen är densamma längs hela x-axeln (se t.ex. Helsel och Hirsch 1992). I exemplet är dock den ökande variationen en anmärkningsvärd trend i sig, värd att undersöka närmare.

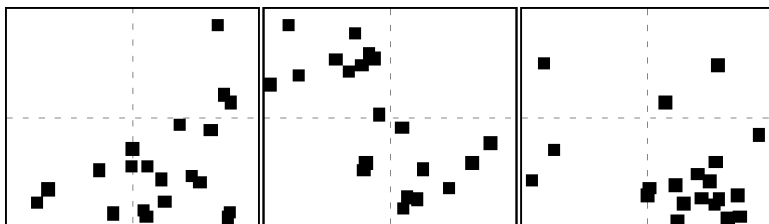
Ett av syftena med en generell miljöövervakning är att kunna upptäcka oväntade förändringar. Detta är en stor skillnad mot övervakning som syftar till att dokumentera effekter av en definierad verksamhet. I det senare fallet vet man vilka förändringar man kan förvänta sig. I vissa fall har man även möjlighet att provta även innan verksamheten som ska kontrolleras startar, för att få referensdata. När det gäller generell miljöövervakning är påverkan ofta okänd och har man inte kännedom om i vilken skala eventuella förändringar kommer att inträffa, om ens de inträffar. Vid planeringen av ett sådant allmänt övervakningsprogram är det av vikt att känna till storleksordningen såväl som både den rumsliga och den tidsmässiga utbredningen på variationen hos den variabel man studerar. Utan sådan kunskap finns risk att man utformar ett program som inte förmår att detektera ekologiskt eller kemiskt relevanta förändringar. Utan kunskap om skalor hos en studerad variabel och hos möjliga påverkansfaktorer finns risk att övervakningen sker i en annan skala än den eller de processer man har för avsikt att övervaka, med resultat som i exemplet i figur 2.

Enskilda variablers inneboende variation kommer inte att behandlas närmare här. Den frågan är istället något som ämnesexperter inom ekologi, biologi och kemi måste utreda för varje studerad variabel. Generellt kan sägas att det ofta behövs ingående kunskap om naturlig dynamik och samspelseffekter för att på ett tillfredsställande sätt skatta variationen hos olika variabler som ingår i övervakningen av vatten. Oftast syftar övervakningsprogram till att upptäcka en förändring eller trend i ett medelvärde. För att kunna säkerställa att denna trend är skild från naturlig dynamik använder man variationen som en del av statistiska beräkningar

Placering av provpunkter

Inom en lokal kan ett eller flera prover samlas. Definitionen av begreppet lokal är dock långt ifrån entydig. Begreppet kan omfatta allt från en strömsträcka i ett delavrinningsområde till hela avrinningsområden. Det som avgör vad som kommer att betraktas som en lokal beror till stor del på vilken skala man förväntar sig en miljöpåverkan. För en diffus miljöpåverkan som verkar över stora geografiska områden måste hela avrinningsområden ingå i ett övervakningsprogram. I ett sådant program kommer olika sjöar och rinnsträckor av olika strömmordning, att vara lokaler. Inom ett avrinningsområde varierar oftast vattenkvaliteten mellan källor och utlopp. Generellt har källområdena högre vattenkvalitet än utloppen. Med denna inneboende variation är det

inte tillräckligt att låta hela avrinningsområdet representeras av ett enda prov. Med ett prov från en del med låg strömordning finns risk för överskattning av vattenkvaliteten, medan ett prov från en del med hög strömordning riskerar att underskatta avrinningsområdets vattenkvalitet. På grund av denna heterogenitet måste man ha en strategi för placering av provpunkter så att stickproven representerar det man vill övervaka. Urvalet av lokaler kan dock ske på många sätt. I den bästa av världar, med obegränsade resurser bör urvalet av lokaler ske genom så kallat "obundet slumpmässigt urval". Detta kommer att ge den bästa representativiteten i det datamaterial man samlar in, men metoden är åtföljd av ett krav på många prover. Här är det på sin plats att påminna om att slumpmässig placering inte innebär en jämn fördelning. Figur 3 illustrerar hur tjugo slumpade punkter fördelar sig i tre olika slumpningsomgångar. Som synes är fördelningen långt från jämn.



Figur 3. Tre exempel på hur 20 slumpade punkter kan fördela sig. Flera kvadranter är utan eller har bara några punkter.

Om man vill vara säker på att alla (del-)avrinningsområden inom ett övervakningsområde blir representerade i ett slumpmässigt urval bör man som ett första steg fördela det totala antalet prover som ekonomin tillåter mellan de områden man önskar vara representerade i övervakningsprogrammet. Fördelningen bör vara viktad så att stora delområden blir representerade av fler punkter än små områden. Viktningen kan ske med t.ex. area eller antal delavrinningsområden. Antag att ett övervakningsområde omfattar tre avrinningsområden med areorna 20, 30 och 50 km², och ekonomin tillåter 50 prover. I en viktad fördelning av provpunkter får då det minsta området $50 \times 20 / (20 + 30 + 50) = 10$ provpunkter, nästa område får $50 \times 30 / (20 + 30 + 50) = 15$ och det största området tilldelas $50 \times 50 / (20 + 30 + 50) = 25$ provpunkter.

Hur man fördelar lokaler inom ett avrinningsområde är till stor del avhängt den frågeställning man har. En annan viktig del av beslutet hur man ska fördela lokaler och punkter är den fundamentala naturen hos det man vill studera. Man kan t.ex. inte förvänta sig en ökning i antal fiskarter uppströms ett vandringshinder, såvida det inte sker inplantering. Andra viktiga faktorer att ta hänsyn till innan ett program startar är var inom ett avrinningsområde det finns potentiella utsläppskällor som kan förorena eller eutrofiera. Flera tänkbara strategier är möjliga. Antingen fördelar man de provtagningspunkter man har inom ett avrinningsområde med hjälp av slumpen. Som vi tidigare visat ger detta sällan en jämn fördelning av provpunkter. Ett förslag till en bättre strategi är därför att återigen vikta fördelningen, men denna gång mellan delavrinningsområden eller mellan strömsträckor av samma strömordning. Antag att det 50 kvadratkilometer stora avrinningsområdet från beräkningen ovan består av fyra definierade delavrinningsområden om 4, 12, 16 och 18 km². Fördelningen av punkterna blir då 2, 6, 8 och 9 i respektive delavrinningsområde.

När man slutligen kommit fram till antal prover per delavrinningsområde måste man ta ett beslut om var inom delavrinningsområdet man ska lägga sina provpunkter. Ett första steg kan då vara att stratifiera det område man vill övervaka. En naturlig stratifiering av ett avrinningsområde kan vara uppdelning i sjöar och vattendrag. Nästa steg är att fundera över var provlokaler ska placeras. Här kan strömordning vara en hjälp. Antingen väljer man att återigen göra en proportionell fördelning mellan rinnsträckor av olika strömordning. Detta är dock inte helt användningsfritt! Rinnsträckor med hög strömordning är generellt sett mer påverkade än källområden och kan därför ses som ett

integrerat mått på påverkan inom ett avrinningsområde. Rinnsträckor med låg strömordning är däremot ofta känsligare för påverkan och kan av den anledningen vara viktigare att övervaka än mindre känsliga sträckor nära mynningen. Vilken strategi som slutligen väljs måste baseras på frågeställning och tillgängliga resurser.

Oavsett i vilken skala man genomför ett övervakningsprogram har de flesta variabler som ingår i övervakning av vatten en stor inneboende variation. Detta innebär att enskilda prover tagna från olika ställen inom en och samma lokal kan variera stort enbart på grund av naturlig variation. Till följd av denna variation är det att rekommendera att varje provtagningspunkt representeras av mer än ett prov (i ett avsnitt längre fram kommer osäkerhet i enskilda punktskattningar tas upp). De upprepade proverna från respektive lokal blir då replikat för lokalen, men inte för (del-) avrinningsområdet.

Replikat och pseudoreplikat

Rubrikens två begrepp härrör från en debatt förd i vetenskapliga tidskrifter under 1980-talet (se Stow m.fl. 1998). Med pseudoreplikat (Hurlbert 1984) menas i detta sammanhang upprepade mätningar från en enda lokal till skillnad från replikat som innebär mätningar från flera lokaler. Exempelvis säger tio prover från en sjö inget om tillståndet hos sjöar i hela det avrinningsområde där sjön ingår, även om avrinningsområdet är representerat av tio mätningar. De tio mätningarna är istället ett pseudoreplikat på avrinningsområdet, men replikat för tillståndet i sjön. För en förväntad men begränsad påverkan inom en enskild lokal, kan upprepade prover från den påverkade lokalen ses som replikat. Detta är dock en ovanlig situation för storskalig miljöövervakning där det istället ofta rör sig om diffus påverkan över stora områden. För frågeställningar eller hypoteser som rör den senare typen av övervakning är upprepade prover från en och samma lokal inte replikat utan bara en åtgärd för att öka precisionen i provtagningen inom lokalen. Ju fler prover man tar från en lokal desto säkrare kan man vara att medelvärdet av proverna visar det sanna medelvärdet. (längre fram beskrivs hur man räknar på precision för enskilda lokaler). Inom storskalig miljöövervakning bör man därför trots begränsade resurser sträva efter att samla mer än ett prov per lokal.

Vad som är replikat och pseudoreplikat beror således på frågeställningen. Grunden i är att de variabler som ingår i ett övervakningsprogram ofta uppvisar stor rumslig och tidsmässig variation och därför är det inte tillräckligt att låta många prover från ett begränsat område representera ett mycket större område. För att reda ut om de prover man samlat är replikat eller pseudoreplikat måste man se till vad man vill övervaka, d.v.s. den grundläggande frågeställningen.

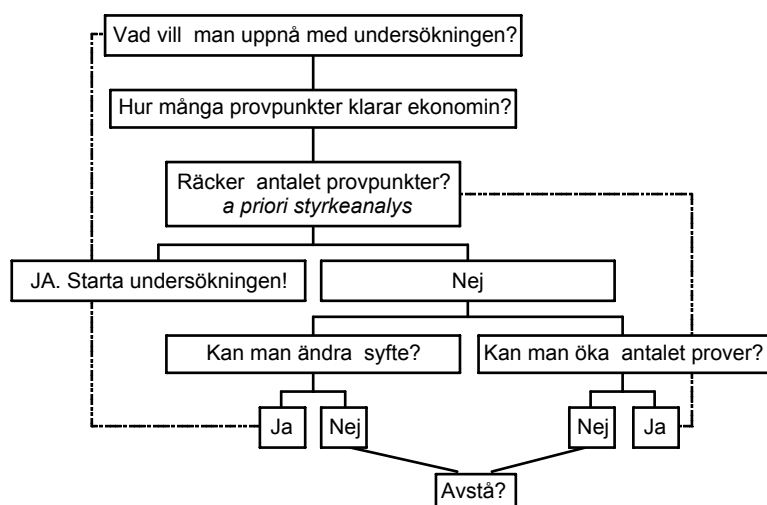
Begreppet pseudoreplikat används även inom de statistiska tekniker som kallas "bootstrap" och "jack knife". I dessa tekniker använder man data från en studie och skapar nya dataset genom att slumpvis välja värden ur originaldatasetet (Manly 2006). Inom dessa tekniker är pseudoreplikat en förutsättning, men i övervakningsprogram innebär pseudoreplikat en felaktig design där data inte förmår att avspegla tillståndet hos det man vill övervaka.

Statistisk styrka

Analys av statistisk styrka är en viktig del i planeringen av alla studier som baserar sig på stickprov. Det finns två typer av styrkeanalys. En *a priori*-analys utför man innan en undersökning för att ta reda på hur många prover man behöver för givna värden på signifikansnivå och styrka. En *post hoc*-analys utför man efter att data är insamlade och det statistiska testet är utfört. Eftersom denna text handlar om design av övervakningsprogram kommer fokus att ligga på *a priori* styrketester.

En central fråga vid planering av ett övervakningsprogram är hur många provpunkter som behövs. Antalet prover beror dels på syftet med övervakningen, dels på den inneboende variationen hos det som studeras. Generellt gäller att ju fler prover desto

säkrare utsaga om tillståndet hos det man övervakar. Dessutom finns det ingen generell gräns för vad som kan sättas om ett lägsta antal prover. Det som oftast i praktiken sätter ramarna för den utbredning i rummet eller tiden som en studie får är tillgängliga ekonomiska medel. Eftersom ekonomin bestämmer det högsta antalet prover som kan tillåtas är det av största vikt att i förväg studera vilken statistisk styrka den föreslagna utbredningen ger. Statistisk styrka kan i detta sammanhang ses som förmåga att upptäcka en förändring. Om det visar sig att en föreslagen design inte räcker för att svara på de frågor man vill få besvarade med ett övervakningsprogram bör man se över designen. Design av övervakningsprogram kan därför in många fall vara en iterativ process där man utgår från en frågeställning eller önskan vad övervakningen ska syfta till, och tillgängliga resurser för genomförandet (Fig. 4). Efter en första fördelning av prover mellan områden beräknas styrkan i det föreslagna programmet. Om styrkan bedöms vara tillräcklig kan man fortsätta planeringen. Blir styrkan däremot för låg i förhållande till de frågor och syften man har får man gå tillbaka och omfördela provpunkterna och eventuellt omvärdera syftet.



Figur 4. Illustration av principen för den iterativa process som bör ligga till grund för planeringen av ett övervakningsprogram.

Beräkning av statistisk styrka

Hur många prover behöver man ta för att kunna upptäcka en förändring? Svaret på denna fråga beror av fyra komponenter. För det första måste man definiera vad man menar med en förändring. En viss förändring kommer man alltid att hitta, men det är inte säkert att denna förändring är av biologisk, ekologisk eller kemisk betydelse. Sedan måste man fundera över vilken risk man är villig att ta att den förändring man tycker sig se bara finns i stickproven, och inte i verkligheten. Det vill säga den risk man är villig att ta att stickproven är extremer som inte representerar verkligheten. Vidare måste man få ett mått på den naturliga variationen. Med en stor naturlig variation är det svårt att skilja den naturliga variationen från en antropogent betingad förändring. Slutligen måste man bestämma nivån på den så kallade statistiska styrkan. Detta kan beskrivas som ett mått på chansen att man drar en korrekt slutsats då man påstår att det skett en förändring.

Vid all stickprovtagning använder man sig av statistiska tester för att utifrån stickproven skatta hur det förhåller sig i hela det övervakade området eller vattnet. De flesta statistiska tester är baserade på statistiska hypoteser. Dessa typer av hypoteser måste formuleras på ett bestämt sätt. Dels formulerar man en s.k. nollhypotes som säger att det inte skett någon förändring, dels en s.k. mothypotes som säger att det skett en förändring av en viss storlek. Efter ett statistiskt test är utfört kan man välja att behålla eller förkasta den nollhypotes man formulerat. Huruvida man gjort rätt i detta beslut kan

man aldrig veta eftersom verkligheten är okänd. Dessutom vet man aldrig om det stickprov man har råkar vara ett extremvärde, som inte på något sätt representerar det man vill studera. Däremot kan man beräkna chansen att man gjort rätt och risken att man gjort fel när man förkastat eller behållit sin nollhypotes (Tabell 1).

		Verkligt förhållande (alltid okänt)	
		Opåverkat (H_0 sann)	Påverkat (H_0 falsk)
Resultat av statistiskt test	Påverkat (H_0 förkastas)	Typ I-fel α	Korrekt beslut $1-\beta = \text{Styrkan}$
	Opåverkat (H_0 behålls)	Korrekt beslut $1-\alpha$	Typ II-fel β

Tabell 1. Samband mellan resultat av ett statistiskt test och verkligheten, samt de typer av fel man gör om man hamnar i fel ruta. α och β anger sannolikheten för respektive fel.

Om man på basis av sitt stickprov påstår att ett opåverkat vatten är påverkat har man gjort ett s.k. typ I-fel. Motsatsen, att påstå att ett påverkat vatten är opåverkat benämns typ II-fel. Riskerna eller sannolikheterna att begå något av dessa typer av fel benämnes alfa och beta (Tabell 1). Som framgår att tabell 1 är risken att göra fel inte detsamma som 1 minus chansen att ha rätt, eftersom man läser tabellen radvis. Efter ett utfört statistiskt test har man att välja mellan rad ett eller två. Väljer vi den nedre raden är chansen att i gjort rätt $1-\alpha$, medan risken att gjort fel beskrivs β .

Som nämnts ovan ingår det fem faktorer, eller parametrar, i ekvationerna för statistisk styrka. Nedan kommer de olika faktorerna att presenteras var för sig.

Signifikansnivå

Vanligtvis väljer man 5 % som den högsta accepterade signifikansnivån. Detta innebär att man tar 5 % risk att en observerad avvikelser från en nollhypotes är en effekt av att stickprovet inte är representativt för den statistiska population man undersöker. Detta renderar i ett så kallat typ I-fel (Tabell 1).

Om man anser att risken för ett typ I-fel är mindre allvarsamt än ett typ II-fel kan man för att öka styrkan öka signifikansnivån till 10 %. I avsnittet nedan om avvägning mellan riskerna för typ I- och typ II-fel kommer detta att presenteras mer ingående.

Styrkenivå

Statistisk styrka kan beskrivas som ett mått på chansen att man har rätt då man på basis av data från en stickprovsundersökning påstår att det skett en förändring. Inom ekologi och miljö har man av tradition kommit att hålla 80 procent som en lägsta acceptabel nivå på den statistiska styrkan. Detta är betydligt lägre än de 5 procent man vanligtvis accepterar som största risk för ett typ I-fel. Den främsta anledningen till detta är att med krav på 95 procent styrka kommer det att krävas väldigt stora provstorlekar och därför har man sänkt kraven på styrkan. Längre fram i texten kommer en mer ingående beskrivning av hur man ska resonera kring val av styrka.

Provstorlek

Storleken på stickprovet är av betydelse för chansen att upptäcka en faktisk förändring. Ju fler stickprover man tar desto större chans är det att stickprovet verkligen representerar de vatten man studerar. Ökad provstorlek kan man åstadkomma genom antingen fler lokaler, fler prover per lokal, eller genom längre tidsserier. Om den variabel man studerar uppvisar stor årsbunden variation bör man dessutom överväga flera provtagningar per år för att undvika att den årsbundna variationen av slumpmässiga skäl överskuggar en eventuell förändring över en längre tidsperiod.

Variation

En viktig komponent vid beräkning av styrka är variationen. Möjligheten att upptäcka en förändring beror till stor del på variationen i stickprovet. Oftast har man kännedom om variationen från tidigare studier. Detta leder till att man har en mer eller mindre väl underbyggd kännedom om den naturliga dynamiken, såväl som rumslig och tidsmässig variation hos det man vill studera. Om variationen inte skattas korrekt kan man få ett program som antingen kommer att kunna detektera väldigt små förändringar som inte har någon relevans, eller ett program som får så låg styrka att viktiga effekter missas. En underskattad variation kommer att leda till styrkan blir underskattad. En överskattad variation kommer att leda till krav på överdrivet många prover, vilket medför höga kostnader och ett program som kommer att få överdrivet hög styrka.

En korrekt beskrivning av variationen är således av stor vikt. För några typer av styrkeanalyser är standardavvikelsen för en mätserie i t.ex. en pilotstudie tillräckligt, men i många fall ger detta ett alldeles för högt värde på variationen. Istället bör man dela upp variationen i olika varianskomponenter med hjälp av variansanalys, ANOVA. I ett övervakningsprogram kan den totala variationen t.ex. bestå av en kombination av variation: a) mellan provtagningsplatser, b) mellan olika provtagningar inom ett år, c) mellan olika år och slutligen d) slumpmässig variation. Oftast finns det dock inte tillräckligt med data för att kunna göra en så fullständig uppdelning av variationen. Denna typ av uppdelning av variationen i olika komponenter måste baseras på data från tidigare studier.

Varianskomponenter som ofta är aktuella då man utgår från tidigare miljöövervakningsdata är variation mellan år, variation mellan provtagningsplatser inom ett område, och slutligen övrig eller slumpmässig variation. Dessa varianskomponenter delas upp med hjälp av en s.k. "Mixed model GLM", med år som fix faktor och varje provtagningsplats som slumpmässig faktor. Oftast räcker underlagsdata till att dela upp variansen i tidsmässigt relaterad variation, respektive "övrig" eller residual variation. I residualkomponenten ingår då både rumslig variation såväl som slumpmässig variation. I styrkeberäkningar för en momentan förändring används den residuala variationen som ett mått på variation. Den modell som används för detta är:

$$y_{ij} = \mu + \alpha_i + \varepsilon_{ij}, \text{ där}$$

y_{ij} är värdet av observation j år i ,

μ är medelvärde för alla år sammanslagna,

α_i är effekten av år i , och

ε_{ij} är en slupterm, s.k. residual, och innefattar all variation som inte beskrivs av α_i .

Resultatet av en variansanalys presenteras ofta i form av en s.k. ANOVA-tabell. Utseendet varierar lite mellan olika statistikprogram men grunden är alltid densamma. Nedan ett exempel på en ANOVA-tabell från ett av många statistikprogram:

Analysis of Variance

Source	DF	Sum of Squares	Mean Square	F Ratio
Model	10	679.1047	67.9105	1.7334
Error	20	783.5376	39.1769	Prob > F
C. Total	30	1462.6423		0.1416

Här är den totala variansen uppdelad i komponenterna "Model", i detta fall år, och "Error", som innefattar all övrig variation i denna grupp av vatten. I beräkningar av styrka för en momentan förändring används medelkvadratsumman för termen "Error" som ett mått på variansen, i detta exempel 39,2.

Detta exempel visar den enklaste formen av uppdelning av variationen i olika komponenter. Ofta blir modellerna bli betydligt mer komplicerade. Exemplet syftar

enbart till att visa principen för variansuppdelning. För den som vill studera detta mer ingående finns hundratals läroböcker inom ämnesområdet. En start kan vara avsnittet "Dataanalys och hypotesprövning för statistikanvändare" i Naturvårdsverkets handledning för miljöövervakning (Grandin 2003). Om man endast har ovanstående exempel som hjälp vid planeringen av en studie bör man kontakta någon som är mer bevandrad i statistik och variansanalys för att få hjälp med en korrekt uppdelning i varianskomponenter!

Effektstorlek

Anledningen till att man designar ett övervakningsprogram och lägger ner energi och tankemöda på att i förväg bestämma ett lägsta antal prover är att man vill kunna utvärdera de data man samlar in. Denna utvärdering sker med hjälp av statistiska tester, eller statistisk hypotesprövning som det också kallas. De flesta statistiska tester bygger på att man åtminstone i tanken formulerar två hypoteser. Den ena kallas nollhypotes och formuleras alltid så att den säger att det inte skett någon förändring. Den andra hypotesen, mothypotesen, säger att det har skett en förändring. Det statistiska test man sedan utför ger sannolikheter för att behålla eller förkasta nollhypotesen till förmån för mothypotesen. I teorin säger nollhypotesen att det inte ska ha skett någon förändring. Det är dock mycket ovanligt att man erhåller exakt samma värde i upprepade undersökningar. Detta leder till att ytterst få studier uppfyller kravet på ingen förändring. Så, i teorin är i stort sett alla nollhypoteser falska. För att slippa bekymra sig om förändringar som är så små att de inte har någon relevans använder man begreppet effektstorlek. Med effektstorlek anger man vad man anser vara en förändring som har någon relevans för det system man studerar. Så, en viktig del i designen av en studie är att i förväg korrekt specificera den förändring man vill kunna upptäcka.

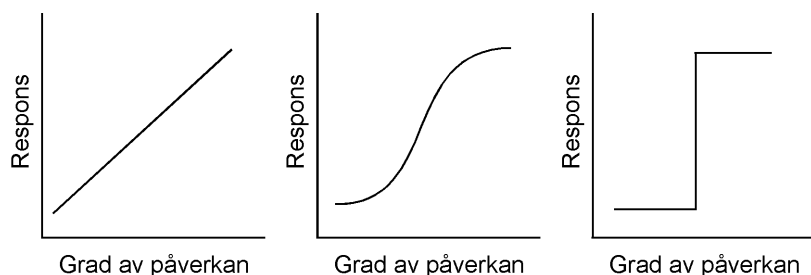
I övervakningsprogram som syftar till att kunna detektera förändringar i miljön måste de förändringar man vill kunna upptäcka definieras. Vad som är en lämplig effektstorlek går dock inte att beräkna med hjälp av statistiska tester. Frågan måste på ett eller annat sätt avgöras av ämnesexperter. Beslutet kan baseras på tillgänglig expertkunskap, eller t.ex. på de nivåer som är uppsatta i bedömningsgrunderna. En lågt vald effektstorlek kommer att leda till krav på många prover. I förlängningen kan detta innebära ett dyrt program som kommer att kunna detektera förändringar som inte har någon relevans. En för stor effektstorlek kommer att leda till att det övervakningsprogram man håller på och utformar inte kommer att kunna upptäcka annat än stora förändringar.

Ibland används en given procentsats, ofta 10 eller 20 %, som mått den förändring man vill kunna upptäcka. I vissa fall är det tillräckligt med en sådan generell nivå. En förändring på t.ex. 10 % i ett vatten med hög status kommer förmodligen inte att ändra vattnets status, även om förändringen i sig kan vara ett varningstecken. En lika stor procentuell förändring till det sämre i ett vatten som nätt och jämt befinner sig över gränsen mellan god och måttlig status, kommer förmodligen att innebära att vattnet faller under gränsen för god status. Det är således av vikt att relatera en förändring till status innan förändringen.

Vid design av program inom miljöövervakningen av vatten är det ofta tillräckligt att i åtminstone initiala beräkningar utgå från en fix procentsats, oavsett de olika vattnens status. Om 10 eller 20 procent är lämpliga startnivåer på de förändringar man vill kunna upptäcka får utvärderas av respektive ämnesexpert. Det är inte säkert att en nedgång på t.ex. tio procent ett bottenfaunaindex betyder samma sak som en lika stor förändring i t.ex. alkalinitet, när man ser till vattenstatus.

I de fall man inte förlitar sig på en generell nivå på effektstorleken måste man som nämnts ovan utgå från kunskaper om den variabel man ska studera. Här måste man ta hänsyn till hur den studerade variabeln reagerar på en förändring och hur effekten av responsen fortplantar sig i ekosystemet. Ibland kan det vara komplicerade samband som måste utredas innan nivån på effektstorleken kan sättas. Sambandet mellan effekt eller

respons och grad av påverkan kan ta sig många uttryck. Downes m.fl. (2002) nämner tre typer av samband mellan påverkan och respons (Fig. 5), baserade ekotoxikologiska modeller. En modell bygger på ett linjärt förhållande mellan påverkan och respons. En annan modell bygger på ett sigmoidalt samband (enligt figur 5 mittenkurvan). Här har små förändringar ingen effekt. För något större förändringar får man en ganska stor respons, till en viss gräns där ytterligare påverkan inte leder till ytterligare påverkan. Den sista modellen är ett specialfall av den sigmoida kurvan där all respons erhålls vid ett tröskelvärde.



Figur 5. Exempel på olika teoretiska modeller för den effekt en miljöpåverkan kan ge. Sambandet kan vara linjärt, sigmoidalt eller ske stegvis.

Det finns ytterligare en typ av samband mellan påverkan och respons. Inom främst medicin har man i vissa fall konstaterat en positiv effekt vid en låg grad av påverkan men vid ytterligare påverkan blir effekten negativ. Andra studier har visat motsatsen, att låga doser ger en negativ effekt medan det vid högre doser har blivit en positiv effekt.

En pionjär inom arbetet med att sprida kunskap inom ämnesområdet statistisk styrka är Jacob Cohen. I en klassisk lärobok (Cohen 1988) utgår Cohen från standardiserade nivåer på effektstorlek. Något förenklat kan man säga att den standardiserade effektstorleken beräknas som kvoten mellan förändringen och standaravvikelsen. I och med detta förfarande kan man för många olika typer av statistiska tester i förväg definiera vad som är låg, medel och hög nivå på effektstorleken. I sin bok har Cohen föreslagit vilka nivåer för många olika tester. Dessa fördefinierade nivåer kan vara bra att använda om man inte har någon aning om påverkan och respons i det system man studerar. Erfarenheter från arbete med data från övervakning av vatten har dock visat att de nivåer som Cohen föreslagit som stor effekt blir relativt små effekter i frågeställningar som rör vattenövervakning.

Denna sammanställning av de fem parametrar som ingår i begreppet statistisk styrka syftar till att ge en basal översikt av de olika parametrarnas egenskaper och hur man kan resonera kring fastställandet av nivåer.

Prover från en lokal

Ovan har vi diskuterat begrepp som avrinningsområde, lokal och provtagningsplats. En av rekommendationerna var att enstaka prover från en lokal bör undvikas på grund av den stora variationen inom lokaler hos många av de variabler som vanligtvis ingår i övervakning av vatten. Antag att ett avrinningsområde av slumpmässiga orsaker är representerat med ett enda prov i ett regionalt provtagningsprogram. Detta innebär att detta enda prov ska tala om för oss hur det står till med vattenkemin i hela avrinningsområdet. Det inses lätt att detta blir en haltande beskrivning eftersom medelvärdet av ett stickprov är sällan exakt detsamma som det verkliga medelvärdet. Om nu detta enda prov indikerar att vattnet faller under gränsen för god status bör man fundera över risken att ha råkat ut för ett typ I-fel. I detta sammanhang innebär ett typ I-fel att man påstår att ett opåverkat vatten, i betydelsen lägst god status, är påverkat. På samma sätt bör man i de fall det enda provet indikerar god status fundera över risken

att ha råkat ut för ett typ II-fel. Ett typ II-fel innebär här att provet indikerar god eller hög status fast vattnet i själva verket är påverkat i den grad att det borde klassas som sämre än god status.

Ett sätt att ange hur väl stickprovets medelvärde sammanfaller med verkligheten är att ange ett konfidensintervall. Konfidensintervall kan användas på två olika sätt. För det första får man ett sannolikhetsintervall för det verkliga värdet på ett medelvärde. För det andra ger bredden på konfidensintervallet information om precisionen hos stickproven. Ett brett konfidensintervall indikerar en stor spridning i stickprovet.

En vanlig missuppfattning är att konfidensintervallet med en viss given sannolikhet omfattar det sanna medelvärdet. Detta är inte fallet. Missuppfattningen beror på teorin bakom konfidensintervall. Om man (i tanken) upprepar en stickprovtagning ett mycket stort antal gånger kommer det verkliga värdet omfattas av intervallen i så stor andel av upprepningarna som anges av signifikansnivån. Om man t. ex valt 95 % konfidensnivå kommer det verkliga, men okända, medelvärdet i genomsnitt i 95 av 100 upprepningar hamna inom de 100 konfidensintervall som beräknas från de 100 stickproven.

Ett konfidensintervall beräknas från medelvärdet, variationen kring medelvärdet mätt som medelfelet, och ett mått baserat på normalfördelningskurvans utseende för den stickprovsstorlek som använts. Medelfelet är ett mått på hur väl stickprovets medelvärde ($\bar{x}$) överensstämmer med populationsmedelvärdet (μ). Måttet från normalfördelningskurvan är ett s.k. t-värde som kan erhållas ur tabeller över t-fördelningen, som finns i de flesta statistikböcker. t-fördelningen är en modifierad normalfördelning och används i de fall man inte känner till den verkliga variansen (σ^2) i den population som stickprovet kommer från. I dessa fall skattar man variansen från stickprovet. Genom att använda t-fördelningen istället för normalfördelningen tar man hänsyn till att variansen är skattad. Osäkerheten i denna skattning minskar med ökande stickprovsstorlek. Därför är skillnaden mellan t- och normalfördelningarna störst för små stickprov och minskar sedan med ökande stickprovsstorlek.

Medelfelet beräknas som $s/\sqrt{n}$, där s är standardavvikelsen och n är antalet prover. t-värdet beror av signifikansnivån (α) och av antalet prover (n). Vid beräkning av konfidensintervall används t-värdet för $\alpha/2$ och $(n-1)$ frihetsgrader. Formeln för att beräkna konfidensintervallet är:

$$\bar{x} \pm t_{\alpha/2, n-1} \times (s/\sqrt{n}).$$

Den nedre gränsen i konfidensintervallet fås av $\bar{x} - t_{\alpha/2, n-1} \times (s/\sqrt{n})$ och den övre gränsen av $\bar{x} + t_{\alpha/2, n-1} \times (s/\sqrt{n})$. Med $t_{\alpha/2, n-1}$ menas t-värdet för $\alpha/2$ och $n-1$ frihetsgrader, där α är signifikansnivån och n är antalet prover. Bredden på konfidensintervallet är omvänt proportionellt mot $\sqrt{n}$, så för en halvering av bredden krävs ett fyra gånger så stort stickprov.

Exempel - Konfidensintervall

I en pilotundersökning av litoralfauna i en sjö tog man fem upprepade sparkprover och erhöll följande värden på ASPT-indexet: 5.6; 5.5; 5.9; 5.8; 5.2. Medelvärdet av dessa prover är 5,6 och variansen (s^2) är 0,075. Man vill nu beräkna ett 95 % -igt konfidensintervall för dessa prover. Intervallet beräknas med hjälp av formeln:

$$\bar{x} \pm t_{\alpha/2, n-1} \times (s/\sqrt{n}).$$

Våra data ger:

$$\bar{x} = 5,6$$

$$s = \sqrt{s^2} = \sqrt{0,075}$$

$$n = 5.$$

Eftersom vi ville ha ett 95 % -igt konfidensintervall blir $\alpha = 0,05$. Ur en tabell över t-fördelningen får vi t-värdet för signifikansnivån $\alpha/2$ och $n-1$ frihetsgrader: $t_{0,025, 4} = 2,776$.

När vi sätter in värdena i formeln får vi:

$$5,6 \pm 2,776 \times (\sqrt{0,075}/\sqrt{5}) = 5,6 \pm 0,34.$$

Det 95 % -iga intervallet sträcker sig således från 5,26 till 5,94. I detta exempel faller nästan hela intervallet inom gränserna för klass 3, *Måttligt högt index*, i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljökvalitet för bottenfaunaindex i sjöar. Vi kan således vara relativt säkra på att det provtagna vattnet tillhör tillståndsklass 3.

Hur stort stickprov är nödvändigt för att skatta ett populationsmedelvärde med en given precision?

Beräkning av den minsta stickprovsstorlek som krävs för att erhålla ett visst konfidensintervall sker i två eller tre steg. I det första steget används en relativt enkel ekvation för att få fram ett närmevärde. Kupper & Hafner (1989) har visat att denna ekvation ger en underskattning av antalet prover som krävs. I steg två korrigerar man därför värdet från det första steget. Denna korrigering sker med en betydligt mer komplicerad ekvation. För att slippa krångliga beräkningar finns resultat från denna ekvation sammanställda i en tabell (Appendix 1). Ett eventuellt tredje steg krävs om den population man provtar är så liten att man provtar minst 5 % av hela populationen.

Steg 1. Beräkna ett okorrigerat värde.

Använd följande formel att beräkna en första, okorrigerad, skattning av antalet prover som krävs:

$$n \geq \frac{z_{1-\alpha/2}^2 \times s^2}{B^2}, \text{ där:}$$

n = en skattning av den okorrigerade stickprovstorleken

$z_{1-\alpha/2}$ = z-koefficienten från normalfördelningen för ett tvåsidigt test (finns i de flesta statistikböcker, eller i Excel med kommandot =NORMSINV(1- $\alpha/2$)). Om signifikansnivån valts till 5 % söker man för ett tvåsidigt test upp det z-värde som motsvaras av p-nivån $(1 - 0,05/2) = 0,975$.

s = standardavvikelsen

B = den önskade precisionen uttryckt som hälften av det maximala konfidensintervallet.

B måste specificeras i absoluta tal och inte i procent! Om man till exempel vill att intervallet ska vara inom 20 % från medelvärdet från stickprovet, och stickprovets medel är 15 blir $B = (0,20 \times 15) = 3,0$.

Steg 2. Korrigering av värdet från steg 1.

Använd tabellen i Bilaga 1 för att korrigera n från steg 1 till n^* , det korrigerade antalet prover som krävs. Tabellen bygger på en komplicerad ekvation från Kupper & Hafner (1989). Eftersom ekvationen i steg 1 inte innehåller ett mått på den önskade statistiska styrkan kan man beräkna en korrigerad stickprovstorlek för olika nivåer på något som Kupper & Hafner kallar "toleranssannolikhet". Detta begrepp är besläktat med statistisk styrka. Bilaga 1 bygger på en toleranssannolikhet på 0,90. En mer utförlig tabell finns i Kupper & Hafner (1989).

Steg 3. Ytterligare korrektion för ändliga populationer

(detta steg är egentligen inte aktuellt för frågeställningar inom vattenövervakning, men presenteras ändå för fullständighetens skull)

Steg 1 och 2 bygger på att den provtagna populationen är mycket stor i förhållande till stickprovet. Om stickprovet är större än 5 % av hela populationen är man tvungen att tillämpa ytterligare en korrektion av stickprovstorleken:

$$n' \geq \frac{n^*}{1 + (n^* / N)}, \text{ där}$$

n' = den dubbelt korrigerade stickprovsstorleken,

n^* = den korrigerade stickprovsstorleken från steg 2,

N = det totala antalet möjliga prover. Om man t.ex. ska undersöka 50 liter vatten och varje prov är 1 liter räcker populationen till $N = 50$ möjliga prover.

Exempel: Provstorlek för konfidensintervall

För att undersöka om ett vatten uppfyller de krav som ställs för god status vad gäller ASPT-index vill man beräkna medelvärde och konfidensintervall för detta index.

I detta exempel vill man veta hur många prover som behövs för att vara 95 % säkra på att bredden på konfidensintervallet är högst 20 % av populationsmedelvärdet. Till hjälp att beräkna detta har man data från en pilotstudie där man tagit fem upprepade sparkprover från samma lokal.

Pilotstudien gav följande:

Medelvärde = 5,6

Varians $\approx 0,075$

Från frågeställningen har vi följande uppgifter:

Konfidensnivån = 0,05. Från en tabell över normalfördelningen får vi för $p = (1 - (0,05/2)) = 0,975$ att $z_{1-\alpha/2} = 1,96$.

Den önskade bredden på konfidensintervallet är 20 % av stickprovsmedelvärdet. Då stickprovsmedelvärdet är 5,6 blir halva bredden på konfidensintervallet $5,6 \times 0,20 = 1,12$.

Steg 1 ger:

$$n \geq \frac{z_{1-\alpha/2}^2 \times s^2}{B^2}, \quad \frac{1,96^2 \times 0,075}{1,12^2} = 0,23.$$

Detta avrundas till närmaste högre heltal som är 1. Trots avrundningen uppåt är detta ett realistiskt tal eftersom man inte kan beräkna ett medelvärde eller ett konfidensintervall från ett enda mätvärde.

Steg 2.

Från Appendix 1, under 95 % konfidensnivån får vi att den korrigerade storleken blir $n^* \geq 5$ prover, vilket är mer realistiskt än 1 prov.

Vi kan således konstatera att det behövs minst 5 prover för att i den provtagna lokalen med 95 % säkerhet finna det konfidensintervall som ligger upp till 20 % från stickprovsmedelvärdet.

Detta avsnitt var en sammanställning av hur man kan använda styrkeberäkningar för att skatta precisionen i prover från enstaka lokaler. En sådan analys bör alltid vara grunden

för uttalanden om tillståndet hos enstaka lokaler. Likaså bör man använda denna typ av analyser vid designen av ett övervakningsprogram för en enskild lokal.

Beräkning av styrka och provstorlek för momentana förändringar

I systemet med omdrevsstationer och trendstationer, där intervallen mellan omdrev är mer än fem år är det svårt att kunna upptäcka tidsmässiga trender hos enskilda omdrevsstationer. För att upptäcka en trend krävs minst tre, helst fler, provpunkter. Detta leder till att det tar 15 till 20 år innan man kan uttala sig om en trend. För att inte behöva vänta så länge, men ändå kunna utnyttja informationen som man samlat in bör man istället fokusera på förändringar från ett omdrev till ett annat.

Här nedan följer några konkreta räkneexempel på hur man kan använda styrkeekvationen för momentana förändringar för att dimensionera ett övervakningsprogram.

För att skatta vilken styrka ett visst antal prover ger för att upptäcka en förändring på ett givet antal procent från en given halt används följande formel:

$$1-\beta = P\left(Z < -z_{1-\alpha/v} + \frac{MDS \times \sqrt{n}}{\sigma}\right), \text{ där} \quad (1)$$

α = vald signifikansnivå, vanligtvis 0,05 i denna typ av studier.

$z_{1-\alpha/v}$ = z-koefficienten för $1-\alpha/v$ för ett en- ($v = 1$) eller två- ($v = 2$) sidigt test.

n = antal prover

σ = standardavvikelsen för det material som studien baseras på

MDS = Minsta Detekterbara Skillnad. Anges i absoluta tal. En förändring på t.ex. 20 % från dagens nivå på t.ex. 13 anges som $0,2 \times 13 = 2,6$.

P = det p-värde i en tabell över z-fördelningen som bäst svarar mot det beräknade värdet av uttrycket efter mindre än-tecknet inom parentesen. Alternativt kan det exakta värdet erhållas i Excel med kommandot =NORMSFÖRD(*värde*).

I svenska versioner av Excel skrivs ekvation 1 som:

=NORMSFÖRD(-NORMSINV(1- α/v)+(MDS*ROT(n))/ σ),

där kursiverad text anger de värden som ska fyllas i.

Som en övning, och för att undersöka risken för ett typ I-fel, kan man ur samma ekvation som används för att beräkna styrka även beräkna värdet på alfa. Detta är inte någon gängse metod, men är ändå effektivt för att vid planeringen av en studie få en uppfattning om den osäkerhet som erhålls med den försöksdesign man planerat. Alfa beräknas som:

$$\alpha = \left(1 - P\left(Z < \left(\sqrt{\frac{n \times MDS^2}{\sigma^2}} - z_{(1-\beta)}\right)\right)\right) \times v, \quad (2)$$

där $z_{1-\beta}$ = z-koefficienten för den valda styrkan, och övriga variabler är som i ekvation 1.

I svenska versioner av Excel skrivs ekvation 2 som:

=(1-(NORMSFÖRD(ROT($n \times MDS^2 / \sigma^2$))-NORMSINV(1- β))))* v ,

där kursiverad text anger de värden som ska fyllas i.

För att istället beräkna det antal prover som behövs för att kunna upptäcka en given förändring, med α % risk för ett typ I-fel och $1-\beta$ % styrka används formeln:

$$n \geq \frac{\sigma^2(z_{1-\alpha/v} + z_{1-\beta})^2}{MDS^2} \quad (3)$$

Variabler som i ekvation 1 och 2.

I svenska versioner av Excel skrivs ekvation 3 som:

=AVRUNDA.UPPÅT((σ^2 *(NORMSINV(1- α/v)+NORMSINV(1- β))^2)/MDS^2;0),
där kursiverad text anger de värden som ska fyllas i.

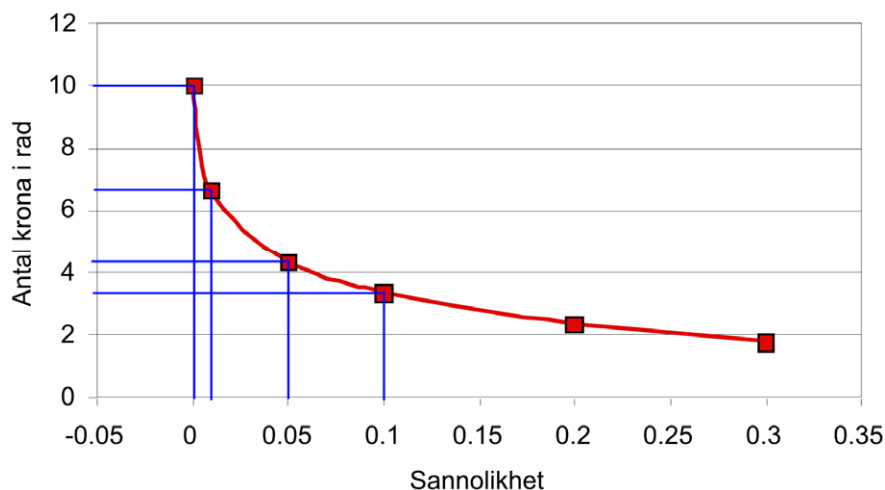
Resultatet av denna ekvation avrundas alltid till närmsta högre heltal. Ett resultat på t.ex. 20,02 visar att det behövs fler än 20 prov. Eftersom antal prov är en heltalsvariabel måste detta tal avrundas till 21.

Dessa tre varianter av samma ekvation bör användas vid planeringen av ett övervakningsprogram. Som bör ha framgått vid det här laget är det bara variationen hos det man studerar som man inte kan råda över. Genom att spela med övriga variabler med hjälp av ekvationerna ovan kan man komma fram till ett program där man avvägt provstorlek, styrka och signifikans så att programmet förmår att upptäcka eventuella förändringar.

Lönar det sig att lägga till x stycken provplatser?

Som framgått av texten ovan är antalet provpunkter en viktig faktor när det kommer till säkerhet i uttalande från en stickprovtagning. Ju fler prover desto säkrare utsaga om det man studerar. Många prover innebär dock en högre kostnad, därför gäller det att finna en kompromiss mellan statistisk säkerhet och kostnad för undersökningen.

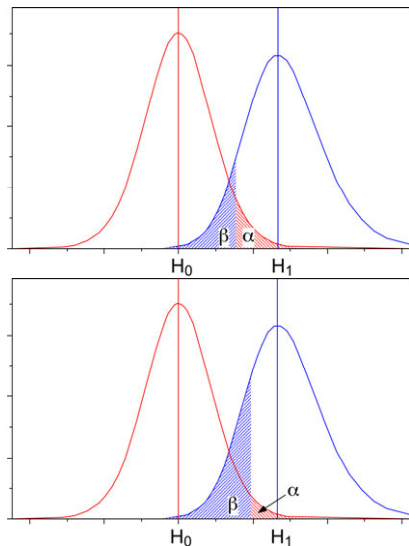
I strikta vetenskapliga sammanhang finns en oskriven konvention att aldrig acceptera risker för typ I-fel högre än 5 %. Denna relativt låga nivå grundar sig delvis i försöksuppsättningar med kontrollerade experiment på lab. I sådana typer av forskningssituationer finns ett stort behov av att med stor säkerhet kunna skilja en reell effekt från naturlig variation i kontrollprover. Inom tillämpad miljöövervakning är 5 % -nivån inte lika fix. Om man bedömer att ett typ I-fel är mer kostsamt i form av åtgärder än ett typ II-fel i form av en missad påverkan, kan man tillåta sig höja risken till 10 %. Risker därutöver bör dock undvikas då sambandet mellan risk och procentsats inte är linjärt, utan logaritmiskt. Som framgår av figur 6 motsvarar 5 % -nivån den punkt där kurvan för antalet krona i rad vid myntkastning börjar bli vertikal istället för horisontell. Sannolikheten 10 % motsvarar t.ex. 3,3 gånger i rad med samma sida upp när man kastar ett mynt. Sannolikheter något under 5 % svarar däremot mot minst fem kast i rad med samma sida upp.



Figur 6. Sannolikheten att få ett visst antal krona i rad vid upprepade myntkast. De klassiska signifikansnivåerna (0,001; 0,01; 0,05 och 0,1) är markerade.

Den lägsta acceptabla risken för typ II-fel har inom tillämpad ekologi av tradition satts till 80 %. En av de främsta anledningarna till att man inte satt 95 % som en lägsta gräns är att man vill undvika statistiska krav på allt för omfattande provtaggningsprogram. En ökning av den statistiska styrkan från 0,8 till 0,95 innebär att antalet prover nära nog måste fördubblas.

Ett problem är att hitta ett lämpligt förhållande mellan α och β . Som framgått i tidigare avsnitt bestämmer man själv värdet på α , medan värdet på β beror av effektstorlek, provstorlek och variation. Dessutom är α och β sammanlänkade så att ett lägre värde på α leder till ett högre värde på β (Fig. 7).



Figur 7. Illustration av sambandet mellan α och β . Den röda (vänstra) kurvan illustrerar medel och variation för nollhypotesen och den blåa (högra) mothypotesens medel och variation. Minkar α så ökar β , och därigenom minskar den statistiska styrkan ($1 - \beta$) som representeras av den ofyllda delen av den blåa (högra) kurvan.

Ett räkneexempel får belysa sambandet mellan alfa, styrka och minsta antal prover.

I en pilotstudie har man funnit att ASPT-indexet för en sjö är 5,0 (varians = 6,0). Nu vill man beräkna hur många prover det behövs för att kunna upptäcka en förändring på 20 % från detta medelvärde. Eftersom man är osäker på vilken styrka man ska välja beslutar man sig för att beräkna erforderligt antal prover för styrkenivåerna 80, 90 och 95 procent. I samtliga fall sätts alfa till 0,05, och beräkningarna görs för en tvåsidig hypotes.

Formeln för att beräkna detta är

$$n \geq \frac{\sigma^2 (z_{1-\alpha/2} + z_{1-\beta})^2}{MDS^2}$$

Från exemplet har vi att:

$$s^2 = 6$$

$$z_{1-0,05/2} = 1,96$$

$$z_{0,8} = 0,842$$

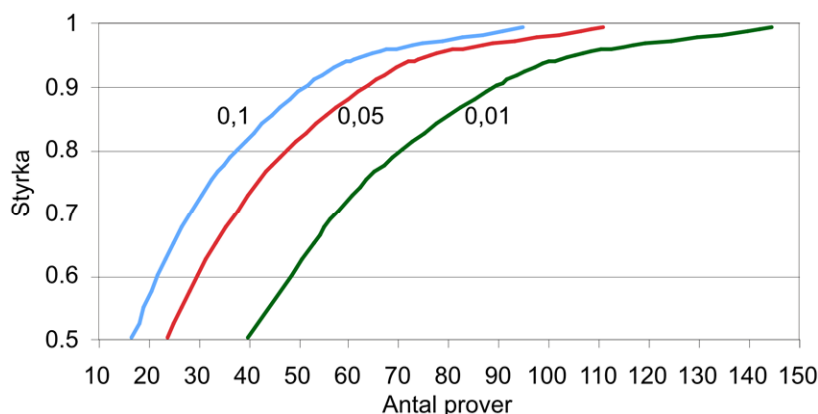
$$MDS = 5 \times 0,2 = 1$$

Detta ger:

$$n \geq \frac{6 \times (1,96 + 0,842)^2}{(5 \times 0,2)^2} = 47,1 \approx 48.$$

Vidare beräkningar ger att det med styrkan 0,9 kommer att krävas minst 64 prover, och med en styrka på 0,95 krävs det 78 prover. En ökning av styrkan från 80 till 95 procent leder i detta exempel till att kravet på antal prover ökar med 62 %.

För att undersöka effekten av olika nivåer på alfa utfördes samma beräkningar, men med alfa satt till både 0,1 och 0,01. Om man höjer alfa till 0,1 men behåller stickprovstorleken 48 ökar styrkan till 88 %. Med alfa satt till 0,01 blir styrkan för samma provstorlek inte högre än 60 % (Fig. 8).



Figur 8. Samband mellan statistisk styrka och erforderligt antal prover, för olika nivåer på alfa.

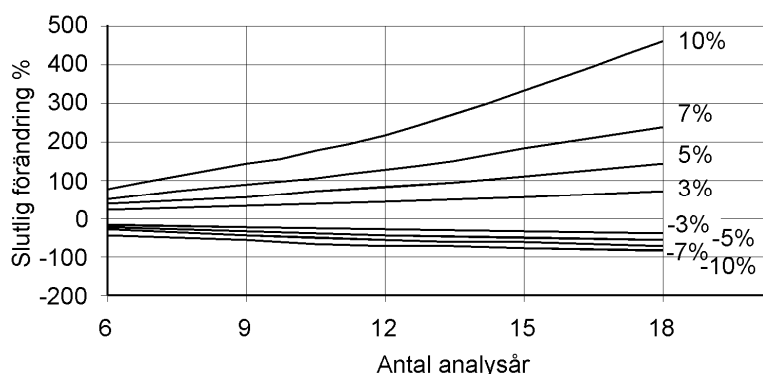
I detta exempel visade det sig att om man behåller alfa men ökar styrkan från 80 till 95 procent krävs det 62 procent fler prover. Tillåter man sig istället att öka alfa till 0,1 men behåller provstorleken 48 ökar styrkan från 80 till 88 procent. Testet kan dock inte tala om ifall 88 procent är en tillräcklig nivå. Styrkan och risken för ett typ II-fel måste avgöras på helt andra grunder. I nästa avsnitt kommer vi att diskutera hur man resonerar kring valet av nivå på alfa och beta vid design av studier.

Beräkning av styrka och provstorlek för trender

Hittills har alla exempel rört förändringar av momentan karaktär. Den typ av frågor man vill få svar på med den sortens beräkningar är om det vatten eller den lokal man studerar förändrat sig från en tidpunkt till en annan. Detta lämpar sig t.ex. för omdrevsstationer med så gles provtagning att det i princip skulle krävas ett halvt yrkesliv för att kunna uttala sig om trender. Antag att man provtar en lokal vart sjätte år. För att kunna påvisa en tidstrend hos en sådan station bör det finnas data från fyra

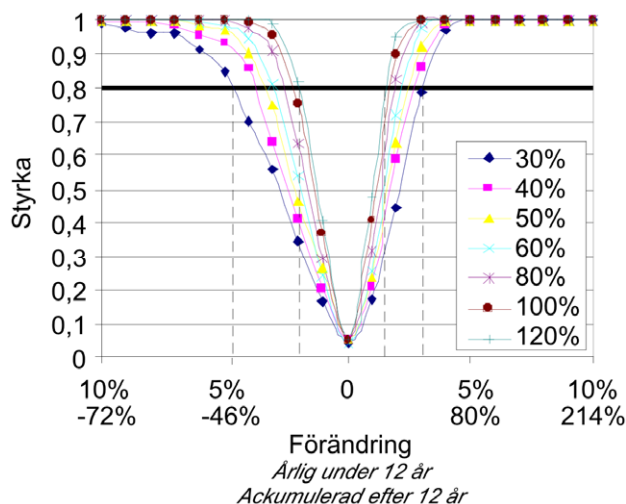
provtagningar, vilket i detta fall skulle innebära 24 år. För s.k. trendstationer med minst en provtagning per år är det däremot möjligt att beräkna styrka för trender, och utföra *a priori* styrketester för dimensionering av övervakningsprogram. Om man för omdrevsstationerna ser till trender för hela avrinningsområden bör man dock utnyttja data från alla stationer i området, oavsett trend- eller omdrevsstation.

De ekvationer som beskriver styrka för trender är betydligt mer komplicerade än beräkningar för momentana förändringar. I många fall är det inte möjligt att lösa ekvationerna på traditionellt s.k. numeriskt sätt. Istället måste man pröva sig fram till en optimal lösning genom s.k. iterationer, vilket i praktiken bara kan göras med hjälp av dator. Det finns några färdiga datorprogram för detta. Ett sådant program är gratisprogrammet MONITOR (endast för PC). I Appendix 2 finns en beskrivning av programmet och vilka indata som har använts. Detta program bygger på enheten procentuell årlig förändring. Denna enhet ger relativt låga värden numeriskt, men ackumulerade årliga förändringar på bara några få procent resulterar efter ett antal år i relativt stora förändringar (Fig. 9).



Figur 9. Samband mellan årlig förändring och ackumulerad slutlig förändring. De olika kurvorna illustrerar årliga förändringar från -10 % till + 10 %.

Ett vanligt sätt att presentera resultaten av beräkningar från styrkeanalyser i allmänhet och för trendberäkningar i synnerhet är att illustrera resultaten grafiskt. I ett diagram avsätter man olika stora förändringar mot styrkan, givet vissa värden på signifikansnivå, variation och provstorlek (Fig. 10). För att ytterligare illustrera effekter av olika prov- eller signifikansnivåer kan man i samma diagram presentera flera olika kurvor. Inför en omorganisering av ett program kan man t.ex. testa effekter av program som omfattar olika andelar av befintligt antal provpunkter, både lägre och högre (Fig. 10).



Figur 10. Illustration av hur styrkeberäkningar kan presenteras i grafisk form. Kurvorna visar styrka för att kunna upptäcka olika stora årliga förändringar i ett program med årlig provtagning, med provstorlek som varierar från 30 till 120 % av det befintliga programmet. Effektstorleken, d.v.s. förändringarna, är givna som både årlig och ackumulerad förändring efter 12 års årlig provtagning. Förändringar som resulterar i en styrka högre än 80 % anses vara möjliga upptäcka.

Exemplet i figur 10 visar att det med ett bantat program till 30 % av det befintliga efter 12 års provtagning kommer att gå att upptäcka en minskning på ca 45 % och en ökning på ca 50 %. Utökar man däremot programmet till 120 % av dagens kommer man att kunna upptäcka förändringar på lägst ca -20 % och högst ca 35 %. Resultatet blir som alltid när det gäller stickprovsundersökningar att ju fler prover desto mindre förändring går det att upptäcka.

Avvägning mellan typ I- och typ II-fel

Inom all statistisk hypotesprövning gäller det att minimera riskerna för både typ I- och typ II-fel. Ofta fokuserar man på risken för typ I-fel och tenderar att glömma fel av typ II. I miljösammanhang är det ofta mer allvarligt att missa en påverkan, ett typ II-fel, än att felaktigt påstå att något är påverkat, ett typ I-fel. Visserligen kommer typ I-fel att initialt leda till kostnader för åtgärder. Ett typ II-fel kommer att leda till ytterligare negativ miljöpåverkan vilket senare kan medföra än större kostnader för restaurering, om restaurering ens är möjlig. De som har ekonomiska intressen i en verksamhet som kan var miljöpåverkande har mest att vinna i en så låg risk för ett typ I-fel som möjligt. Man vill inte bli felaktigt anklagade för att smutsa ner miljön. Miljöansvariga bör däremot i de fall en kompromiss är nödvändig sträva efter att minimera risken för ett typ II-fel, för att minimera risken att missa en påverkan. Givetvis ska man i ett övervakningsprogram stäva efter att risken för båda typerna av fel är tillräckligt låg. Eftersom det aldrig finns obegränsade resurser är man tvungen att vid designen av ett program gör vissa avväganden mellan nivåer på alfa och beta, och stickprovstorlek. Vid design av övervakningsprogram finns det enligt Downes m.fl. (2002) tre sätt att åstadkomma en önskvärd balans mellan fel av typ I och typ II:

- hålla alfa konstant och variera provstorleken,
- hålla beta konstant och variera provstorleken och alfa, och
- förhandlingsbara nivåer på alfa och beta.

Den grundläggande principen för alla tre metoderna är att ekvationerna för att beräkna styrka består av fem komponenter, och att man för att åstadkomma en önskad avvägning manipulerar nivån på några av komponenterna. De olika komponenterna är styrkan, signifikansnivån, provstorleken, effektstorleken och variationen. Bland dessa är det bara variationen som inte går att kompromissa med. Det man studerar har en viss variation, oavsett vilket värde man sätter på de andra komponenterna.

Det första sättet bygger på att hålla nivån på alfa konstant och spela med provstorleken för att åstadkomma en acceptabel nivå på styrkan (ekvation n ovan). Med denna metod förutsätter man att variationen är känd och att en antagen effektstorlek inte ifrågasätts. Detta är det mest klassiska sättet att åstadkomma en önskad nivå på styrkan. Ofta har man inom ekologin valt att sätta alfa till 0,05 och styrkan till 80 procent. Genom att hålla alfa fixt och spela med provstorleken för att uppnå en acceptabel nivå på styrkan, kommer risken för ett typ I-fel att minimeras genom valet av signifikansnivå. Med låga värden på alfa kommer risken för typ I-fel bli låg, oftast på bekostnad av en hög risk för typ II-fel. Detta medför att det blir lättare att missa en påverkan än att felaktigt påstå att något är påverkat. En del uttrycker detta som att bevisbördan för miljöpåverkan hamnar på miljöns sida och inte på förorenarnas. För att undvika detta kan man även sätta beta till 0,05. Detta kommer dock generellt att leda till krav på mycket stora provstorlekar när det handlar om de data man erhåller vid övervakning av vatten. De två följande metoderna är därför bättre lämpade för att hitta en påverkan, med acceptabla risker för både typ I- och typ II-fel.

Metoden att hålla beta konstant och variera provstorleken och alfa resulterar i ett program som utgår från effektstorlek och den högsta risk man är villig att ta att missa en påverkan. Detta leder till ett program där man kan påverka risken för ett typ I-fel genom att variera provstorleken (ekvation n ovan). Med detta förfaringssätt har man större möjlighet att balansera riskerna för typ I- och typ II-fel mot vilket fel som man anser

vara allvarligast. Man har dock inte full frihet i avvägningen. För detta krävs en metod där man tillåts variera nivåerna på både alfa och beta.

Den tredje metoden bygger på att man inte utgår från några konventionella nivåer på alfa och beta. Metoden bygger på en iterativ process där man i förväg sätter preliminära nivåer på alfa och beta utifrån de kostnader som är förknippade med typ I- och typ II-fel (Mapstone 1995). I beräkningarna för att komma fram till slutgiltiga värden behåller man sedan den initiala kvoten mellan alfa och beta, men ändrar nivåerna för att passa det antal prover man har resurser att samla.

Ett första steg i avvägningen mellan alfa och beta är att resonera sig fram till en lämplig nivå på effektstorleken. Denna nivå ska sättas efter vad som tillgänglig expertis anser vara en reell påverkan, och inte påverkas av kostnader för provtagning. När effektstorleken väl är definierad ska den inte ändras i det fortsatta arbetet. Har man väl kommit fram till vad som är en påverkan kommer inte denna gräns att ändras bara för att man senare kommer fram till att det kommer att bli kostsamt att utföra mätningar som kan detektera den satta förändringen.

Därefter är det dags att sätta gränser för de högsta risker man är villig att acceptera för de båda typerna av fel. Eftersom det inte finns något objektiva och absolut svar på vilka risker man ska ta får man använda skattningar av ekologiska effekter och kostnadsberäkningar för båda typerna av fel för att resonera sig fram till lämpliga nivåer på alfa och beta. I vissa fall är det dock i princip omöjligt att ekonomiskt värdera en miljöpåverkan, t.ex. vid risk för utrotning av arter. Ur ett exploateringsperspektiv är det fördelaktigt med en relativt låg risk för ett typ I-fel. Ur miljöskyddsperspektiv är det däremot bättre med en låg risk för ett typ II-fel då detta medför att låg risk att verkligen missa en påverkan. I och med att man satt nivåerna på alfa och beta har man definierat en avvägning mellan dessa båda risker. Denna avvägning kan uttryckas som kvoten mellan alfa och beta. Mapstones (1995) metod bygger på att hålla denna kvot konstant, men att man justerar nivåerna på alfa och beta för att passa in sitt övervakningsprogram i den budget man har. Det initiala nivåerna är därför preliminära, men deras kvot ska hållas fix.

Eftersom det ofta är svårt att skatta kostnaderna för respektive fel är en kompromiss att sätta kostnaden för typ I-fel lika stora som kostnaderna för typ II-fel. Om man inte kan värdera riskerna ekonomiskt väljer man några standardnivåer. Därefter kan man antingen fortsätta med denna metod, eller välja någon av de två föregående för att beräkna styrka.

Baserat på Mapstones (1995) metod följer här ett förslag till strategi för att hitta en acceptabel avvägning mellan alfa och beta. Strategin bygger på en iterativ process i ett antal punkter:

1. Sätt n till det antal prover som budgeten tillåter.
2. Bestäm effektstorleken.
3. Låt α^* och β^* beteckna de preliminärt antagna nivåerna på α och β .
4. Sätt α till samma nivå som α^* .
5. Använd den överenskomna effektstorleken och variationen och beräkna värdet på β .
6. Jämför α/β med den ursprungliga α^*/β^* -kvoten.
7. Om α/β är mindre än α^*/β^* , öka α ; om α/β är större än α^*/β^* , minska α .
8. Använd det nya värdet på α och beräkna ett nytt värde på β , och upprepa steg 4.
9. Fortsätt att upprepa steg 4 till 8, tills det att α/β är lika med α^*/β^* .

Fördelen med detta sätt framför de två tidigare är att kvoten mellan alfa och beta behålls, men med hänsyn tagen till det antal prover man har resurser att samla. Som nämnts tidigare gynnas miljön av ett lågt värde på beta, medan det ur ett exploateringsperspektiv är mer gynnsamt med låga värden på alfa. Genom detta

förfarande kan man initialt resonera sig fram till en acceptabel kvot och sedan göra en ömsesidig justering av riskerna genom att behålla kvoten men ändra nivåerna.

Räkneexempel

Antag att vi vill kunna upptäcka en minskning i ASPT-indexet. Det vi vet från tidigare studier i ett avrinningsområde är att medelvärdet är 6,1 och variansen är 5,7. Vi använder punkterna ovan för att finna en lämplig avvägning mellan alfa och beta. Initialt sätter vi $\alpha = \beta = 0,05$.

1. Budgeten tillåter 40 prover.
2. Vi kommer fram till att en minskning på 20 % är vad vi anser vara det minsta man behöver oroa sig för och sätter MDS till 20 %.
3. Vi sätter både α^* och β^* till 0,05.
4. Låt $\alpha = \alpha^*$.
5. Från ekvation (1) får vi för ett tvåsidigt test:

$$\beta = 1 - P\left(Z < -z_{1-\alpha/2} + \frac{\text{MDS} \times \sqrt{n}}{\sigma}\right) = 1 - P\left(Z < 1,96 + \frac{0,2 \times 6,1 \times \sqrt{40}}{\sqrt{5,7}}\right) = 0,10.$$

6. Kvoten α/β blir i detta exempel $0,05/0,10 = 0,5$.
7. Eftersom 0,5 är lägre än den ursprungliga α^*/β^* -kvoten ska vi enligt punkt 7 ovan öka α . Vi ökar därför α till 0,07.
8. En upprepning av beräkningen i steg 5, men med α satt till 0,07 ger $\beta = 0,078$.
9. Ytterligare upprepningar av steg 4 till 8 leder till slut fram till att alfa sätts till 0,074. Detta ger styrkan 0,926, vilket får anses vara acceptabla nivåer för både alfa och beta, givet de antagna värdena på provstorlek, effektstorlek och variation.

I exemplet behövdes det bra en liten justering av alfa och beta för att uppnå ett acceptabelt övervakningsprogram med 40 prover, med bibehållen initial kvot mellan alfa och beta.

Referenser

- Addicot, J. F., Aho, J. M., Antolin, M. F., Padilla, D. K., Richardson, J. S., Soluk, D. A. 1987. Ecological neighbourhoods: scaling environmental patterns. *Oikos* 49, 340-346.
- Cohen, J. 1988. *Statistical power analysis for the behavioral sciences*. 2nd edit, Lawrence Earlbaum Associates, Hillsdale.
- Downes, B. J., Barmuta, L. A., Fairweather, P. G., Faith, D. P., Keough, M. J., Lake, P. S., Mapstone, B. D., Quinn, G. P. 2002. *Monitoring ecological impacts. Concepts and practice in flowing waters*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Grandin, U. 2003. *Dataanalys och hypotesprövning för statistikanvändare*. Swedish Environmental Protection Agency, Endast tillgänglig som pdf: <http://www.naturvardsverket.se/dokument/mo/hbmo/del1/plan/Statistik.pdf>.
- Hatch, S. A. 2003. Statistical power for detecting trends with applications to seabird monitoring. *Biological Conservation* 111, 317-329.
- He, F., Legendre, P., Bellehumeur, C., LaFrankie, J. V. 1994. Diversity pattern and spatial scale: a study of a tropical rain forest of Malaysia. *Environmental and ecological statistics* 1, 265-286.
- Helsel, D. R., Hirsch, R. M. 1992. *Statistical Methods in Water Resources*. Elsevier, Amsterdam.
- Hurlbert, S. H. 1984. Pseudoreplication and the design of ecological field experiments. *Ecological monographs* 54, 187-211.

- Kupper, L. L., Hafner, K. B. 1989. How appropriate are popular sample size formulas? *The American Statistician* 43, 101-105.
- Manly, B. F. J. 2006. *Randomization and Monte Carlo methods in biology*. 3rd edit, Chapman & Hall/CRC, New York.
- Mapstone, B. D. 1995. Scalable decision rules for environmental impact studies: effect size, Type I and Type II errors. *Ecological applications* 5, 401-410.
- Solheim, A. L., Schartau, A. K., Olsgard, F., Moy, F., Moe, J., Diserud, O., Pedersen, A. 2005. Proposal for design of a Norwegian Monitoring Network for Reference Sites. Rapport. Norsk institutt for vannforskning 5003/2005, 1-75.
- Stow, C. A., Carpenter, S. R., Webster, K. E., Frost, T. M. 1998. Long-term environmental monitoring: some perspectives from lakes. *Ecological Applications* 8, 269-276.

Appendix 1

Tabell för korrektion av stickprovstorlek. Tabellen gäller för toleranssannolikhet på 0,90.
 Från Kupper & Hafner (1989).

80 % Konfidensnivå						90 % Konfidensnivå						95 % Konfidensnivå						99 % Konfidensnivå					
n	n*	n	n*	n	n*	n	n*	n	n*	n	n*	n	n*	n	n*	n	n*	n	n*	n	n*	n	n*
1	5	51	65	101	120	1	5	51	65	101	120	1	5	51	66	101	121	1	6	51	67	101	122
2	6	52	66	102	121	2	6	52	66	102	122	2	7	52	67	102	122	2	8	52	68	102	123
3	7	53	67	103	122	3	8	53	67	103	123	3	8	53	68	103	123	3	9	53	69	103	124
4	9	54	68	104	123	4	9	54	69	104	124	4	10	54	69	104	124	4	11	54	70	104	125
5	10	55	69	105	124	5	11	55	70	105	125	5	11	55	70	105	125	5	12	55	72	105	126
6	11	56	70	106	125	6	12	56	71	106	126	6	12	56	71	106	126	6	14	56	73	106	128
7	13	57	71	107	126	7	13	57	72	107	127	7	14	57	72	107	128	7	15	57	74	107	129
8	14	58	73	108	128	8	15	58	73	108	128	8	15	58	74	108	129	8	16	58	75	108	130
9	15	59	74	109	129	9	16	59	74	109	129	9	16	59	75	109	130	9	18	59	76	109	131
10	17	60	75	110	130	10	17	60	75	110	130	10	18	60	76	110	131	10	19	60	77	110	132
11	18	61	76	111	131	11	18	61	76	111	131	11	19	61	77	111	132	11	20	61	78	111	133
12	19	62	77	112	132	12	20	62	78	112	132	12	20	62	78	112	133	12	22	62	79	112	134
13	20	63	78	113	133	13	21	63	79	113	133	13	21	63	79	113	134	13	23	63	80	113	135
14	22	64	79	114	134	14	22	64	80	114	134	14	23	64	80	114	135	14	24	64	82	114	136
15	23	65	80	115	135	15	23	65	81	115	135	15	24	65	81	115	136	15	25	65	83	115	138
16	24	66	82	116	136	16	25	66	82	116	136	16	25	66	83	116	137	16	26	66	84	116	139
17	25	67	83	117	137	17	26	67	83	117	137	17	26	67	84	117	138	17	28	67	85	117	140
18	27	68	84	118	138	18	27	68	84	118	138	18	28	68	85	118	139	18	29	68	86	118	141
19	28	69	85	119	140	19	28	69	85	119	140	19	29	69	86	119	141	19	30	69	87	119	142
20	29	70	86	120	141	20	29	70	86	120	141	20	30	70	87	120	142	20	31	70	88	120	143
21	30	71	87	121	142	21	31	71	88	121	142	21	31	71	88	121	143	21	32	71	89	121	144
22	31	72	88	122	143	22	32	72	89	122	143	22	32	72	89	122	144	22	34	72	90	122	145
23	33	73	89	123	144	23	33	73	90	123	144	23	34	73	90	123	145	23	35	73	92	123	146
24	34	74	90	124	145	24	34	74	91	124	145	24	35	74	91	124	146	24	36	74	93	124	147
25	35	75	91	125	146	25	35	75	92	125	147	25	36	75	92	125	147	25	37	75	94	125	148
26	36	76	93	126	147	26	37	76	93	126	148	26	37	76	94	126	148	26	38	76	95	126	149
27	37	77	94	127	148	27	38	77	94	127	149	27	38	77	95	127	149	27	39	77	96	127	150
28	38	78	95	128	149	28	39	78	95	128	150	28	39	78	96	128	150	28	41	78	97	128	151
29	40	79	96	129	150	29	40	79	96	129	151	29	41	79	97	129	151	29	42	79	98	129	153
30	41	80	97	130	151	30	41	80	97	130	152	30	42	80	98	130	152	30	43	80	99	130	154
31	42	81	98	131	152	31	42	81	99	131	153	31	43	81	99	131	154	31	44	81	100	131	155
32	43	82	99	132	154	32	44	82	100	132	154	32	44	82	100	132	155	32	45	82	101	132	156
33	44	83	100	133	155	33	45	83	101	133	155	33	45	83	101	133	156	33	46	83	103	133	157
34	45	84	101	134	156	34	46	84	102	134	156	34	46	84	102	134	157	34	48	84	104	134	158
35	47	85	102	135	157	35	47	85	103	135	157	35	48	85	103	135	158	35	49	85	105	135	159
36	48	86	104	136	158	36	48	86	104	136	158	36	49	86	104	136	159	36	50	86	106	136	160
37	49	87	105	137	159	37	49	87	105	137	159	37	50	87	105	137	160	37	51	87	107	137	161
38	50	88	106	138	160	38	50	88	106	138	161	38	51	88	106	138	161	38	52	88	108	138	163
39	51	89	107	139	161	39	52	89	107	139	162	39	52	89	107	139	162	39	53	89	109	139	164
40	52	90	108	140	162	40	53	90	108	140	163	40	53	90	108	140	163	40	55	90	110	140	165
41	53	91	109	141	163	41	54	91	110	141	164	41	54	91	110	141	164	41	56	91	111	141	166
42	55	92	110	142	164	42	55	92	111	142	165	42	56	92	111	142	165	42	57	92	112	142	167
43	56	93	111	143	165	43	56	93	112	143	166	43	57	93	112	143	166	43	58	93	114	143	168
44	57	94	112	144	166	44	57	94	113	144	167	44	58	94	113	144	168	44	59	94	115	144	169
45	58	95	113	145	168	45	58	95	114	145	168	45	59	95	114	145	169	45	60	95	116	145	170
46	59	96	115	146	169	46	60	96	115	146	169	46	60	96	116	146	170	46	61	96	117	146	171
47	60	97	116	147	170	47	61	97	116	147	170	47	61	97	117	147	171	47	62	97	118	147	172
48	61	98	117	148	171	48	62	98	117	148	171	48	62	98	118	148	172	48	64	98	119	148	173
49	62	99	118	149	172	49	63	99	118	149	172	49	63	99	119	149	173	49	65	99	120	149	174
50	64	100	119	150	173	50	64	100	119	150	173	50	65	100	120	150	174	50	66	100	121	150	175

Appendix 2

Beskrivning av programmet MONITOR

Beräkning av styrka för trender är komplicerat att göra för hand och därför rekommenderas färdiga program för detta. De ekvationer som används går ofta inte att lösa numeriskt, utan man måste pröva sig fram till en lösning. Detta gör man med hjälp av s.k. Monte Carlo simuleringar. Ett program för att räkna på styrka för trender är MONITOR. Programmet finns att ladda ner från:
<http://www.esf.edu/efb/gibbs/monitor4.exe>. En utförlig beskrivning av programmet finns på: http://nhsbig.inhs.uiuc.edu/wes/monitor_info.html. Webbadresserna kontrollerade september 2006.

I programmet efterfrågas följande:

Number of plots

Detta är antalet provtagningsställen per undersökningsområde. Det kan till exempel röra sig om antalet provpunkter inom ett avrinningsområde.

Counts/Plot/Survey

Här anger man antalet provtagningar per år i den övervakning man kommer att utföra.

Initial values: Plot counts, Plot variances, Plot Weights

Denna variabel består av lika många poster som det antal man angivit i första frågan "Number of plots". I varje post ges först "plot counts" därefter "plot variances" och slutligen "plot weight". Genom att ange data för varje provtagningsställe blir den rumsliga variationen inkluderad i beräkningarna. Empiriska studier har dock visat att man bör ange samma värden på "Plot counts", "Plot variances" och "Plot weights" för alla "plots" (Hatch 2003).

Plot counts

Här anger man medelvärdet för den studerade variabeln i vart och ett av de provtagningsställen man angett i "Number of plots". Dessa värden fungerar som startvärden från den nivå man önskar upptäcka en förändring. En stor skillnad mellan provtagningsställen leder till minskad statistisk styrka.

Plot variances

Detta är en missvisande rubrik då det är standardavvikelse och inte varians som efterfrågas. Här anger man standardavvikelsen för den tidsmässiga variationen för varje medelvärde angivet i "Plot counts". I de fall man använt variansanalys för att skatta variationen anger man här kvadratroten ur medelkvadratsumman för den varianskomponent som beskriver tidsmässig variation.

Plot weights

I denna variabel har man möjlighet att vikta de olika medelvärden angivna i "Plot counts". Viktning kan användas för att öka eller minska inverkan från avvikande prover. Om man inte vill vikta en "plot" anger man värdet 1.

Number counted

Detta är det antal undersökningar som ska utföras under den tid man önskar studera. Vill man undersöka möjligheterna att se en trend under t.ex. fem år, med en provtagning per år anger man här 5. Likaså anger man 5 om man vill undersöka en period på tio år, men med provtagning vart annat år.

Occasions

Här anger man de tillfällen som provtagning sker under den tidsperiod som angivits i "Number counted". Observera att startvärdet är 0. Årlig provtagning under fem år anges som 0, 1, 2, 3, 4. Provtagning vartannat år under tio år anges som 0, 2, 4, 6, 8.

Trend type

Programmet kan hantera två typer av trender, linjära och exponentiella. Här krävs egen kunskap om den variabel man studerar. Inom sötvattensövervakningen är det dock oftast fråga om linjära trender. Studier har dessutom visat att det blir mycket marginella skillnader i resultat mellan de båda typerna av trender (Hatch 2003).

Signifikansnivå

Inom övervakning är signifikansnivån 0,05 vanlig. Detta innebär att man tar 5 % risk att det stickprov man studerar är en extrem som inte avspeglar det sanna värdet. Det är inte ovanligt att man inom miljöövervakning tillåter sig att öka signifikansnivån till 0,1. Genom att signifikansnivån ökar blir också den statistiska styrkan högre. Om man bedömer att det är av större vikt att maximera styrkan än att minimera risken för ett typ I-fel kan man höja signifikansnivån till 0,1. Nivåer på alfa däröver bör dock undvikas!

Number of tails

Här anger man om man är intresserad av antingen en förändring oavsett riktning (ökning eller minskning, 2 tails), eller en förändring åt endast ett håll (1 tail).

Constant Added

Om man har valt en exponentiell modell ingår en log-transformering som en del av beräkningarna. För att undvika logaritmering av värdet 0 (vilket är en matematisk omöjlighet) anger man här en konstant som adderas till varje mätvärde. Vanligtvis väljer man värdet 1.

Trend Variation

Om man har flera provtagningsplatser kan antingen alla plaster följa samma trend, eller så kan trenden variera slumpmässigt mellan platserna. I detta fält anger man i vilken utsträckning en trend varierar mellan olika provtagningsplatser. Detta anges som variationskoefficienten för variationen. Om man inte har någon variation mellan platser anger man 0.

Rounding

Whole/Decimal. Om man räknar på data som bara kan anta heltal, t.ex. antal individer, anger man "Whole", i annat fall anger man "Decimal".

Trend Coverage

Här anger man hur många procentsatser man vill ha med i resultatet. "Complete" ger resultat mellan -10 % och +10 % årlig förändring. "Partial" ger några procentsatser. Anger man "Specific" kan man själv välja den förändring man önskar studera.

Replications

Här anger man antalet replikat man önskar i Monte Carlo-permutationen. Högsta möjliga värde är 10 000. Värden under 100 ger inte tillförlitliga resultat.

Provtagningsdesign – rumslig övervakning

Syften

Planering och effektivisering av provtagning vid geografiska (spatiala) studier skiljer sig i viss mån från tidsseriestudier även om grundprinciperna är de samma. Som alltid måste man börja med att grundligt definiera den eller de frågeställningar man vill besvara. Beträffande spatial övervakning kan man tänka sig ett flertal olika syften, exempelvis:

- Att uppskatta tillståndet inom studieområdet, d v s
 - en variabels medelvärde samt
 - medelvärdets spridning
- Uppmätt medelvärde inom ett studieområde i förhållande till ett gränsvärde. Hur stor är sannolikheten att medelvärdet verkligen befinner sig under ett givet gränsvärde?
- Skillnader mellan två geografiska regioner. Skiljer sig medelvärden och/eller spridning av en variabel mellan två studieområden?
- Geografiska trender. Kan vi se en gradient ifrån en känd punktkälla? Finns det en generell trend från ett väderstreck till en annat? Ökar eller minskar koncentrationen av ett ämne från centrum till periferin?
- Geografiska samband. Förändras den variabel vi studerar med höjd över havet, högsta kustlinjen, jordmån, nederbörd/avrinning, årsmedeltemperatur etc
- Geografisk utbredning. Hur fort utbreder sig en ny art? Har utbredningen av utter, flodpärlmussla, brunkulla ökat/minskat under de tio senaste åren? Samvarierar två olika arter?
- Identifiering av ”hot-spots”. Hur utformar jag min provtagning för att på mest effektiva sätt hitta en okänd lokal källa/ giftunnor på ett industriområde?

Denna bilaga fokuserar på de två första frågeställningarna men principerna gäller generellt även för de övriga.

Förutsättningar

För att kunna beräkna exempelvis hur många prov man bör ta för att kunna besvara en viss frågeställning med en specificerad statistisk styrka vid spatial övervakning måste man ta hänsyn till ett antal olika faktorer som kommenteras närmare nedan.

Studieområde

Tidsseriestudier bedrivs inom ett studieområde och resultaten av studien förutsätts ofta representera ett enhetligt område. Även om man kan förmoda att medelnivåerna skiljer sig åt mellan olika lokaler (olika biotoper, olika näringsstatus, lokalklimat etc) inom regionen kan man ändå föreställa sig att en eventuellt uppmätt *tidstrend* är representativ för ett större område.

Vid geografiska studier är det själva studieområdet som ska karaktäriseras eller jämföras. Det är då än viktigare att avgränsa och definiera ett studieområde. Storleken på studieområdet kan variera (Sverige, Bottenviken, 1x1 m provruta). Det är också viktigt att slå fast om det finns ytor i anslutning till studieområdet som inte ska räknas med. Gäller undersökningen endast sjöareal/barrskog/all landyta under trädgränsen etc. ?

Spridning och spridningens fördelning

De mätvärden som uppmäts för den variabel som ska studeras kommer sannolikt att variera på olika ställen inom studieområdet. Detta kan bero på geografiska trender, gradienter eller geografiska mönster inom studieområdet. En del av variationen beror dock på mätfel, samt på slumpmässiga skillnader mellan prov.

En annan, ofta obeaktad, källa till variation vid geografiska studier är mellanårsvariation som beror på exempelvis en ovanligt kall/varm/nederbördsrik/torr/blåsig period innan provtagningstillfället. Detta kan medföra att mätningarna inte blir representativa om de bara utförs ett enstaka år. Om övervakning sker med omdrev (rullande schema med olika stationer besökta varje år) så måste mellanårsvariationen vägas in i uppskattningen av den totala variationen, vilket innebär att den behöver registreras.

Ofta påverkas mätvärden av faktorer genom mer eller mindre kända samband exempelvis säsongsvariation eller genom störfaktorer, ”confounders” (kön, ålder, fetthalt, kondition etc) för biologiska prov. Variationen bör i dessa fall reduceras med hjälp av generella metoder för att normalisera för sådana faktorer (se t ex Bignert, 2002a; Sen, 1968, ger exempel på en icke-parametrisk trend test med borttagande av säsongsvariation)

Den slumpmässiga variationen inom provtagningslokalen kan vara fördelad på olika sätt, exempelvis normalfördelad eller log-normal-fördelad. Om man har tillräckligt många prov kan man i regel visa att mätresultat från miljögiftsundersökningar är log-normalt fördelade. I exempel 3 nedan visas ett exempel med log-normal fördelad slumpmässigt fel. Resultatet antyder att det antal prov som behövs knappast märkbart skiljer sig från det normalfördelade fallet när avståndet till klassgränsen är stort (det sanna medelvärdet 30% under klassgränsen) men att skillnaden blir betydande när vi närmar oss klassgränsen (10% under). I exemplet har konfidensintervallet för det

geometrisk medelvärde används ett asymmetriskt konfidensintervall som är längre uppåt än nedåt, vilket är korrekt. Om man istället använder ett vanligt symmetriskt konfidensintervall (för ett aritmetiskt medelvärde), trots att felet är log-normalt fördelat, kommer vi att få en systematisk underskattning av det övre konfidensintervallet (som i någon mån kompenseras av att det geometriska medelvärdet blir lägre än det aritmetiska). Detta ger en överdrivet positiv bild och ökar risken för Typ-I fel.

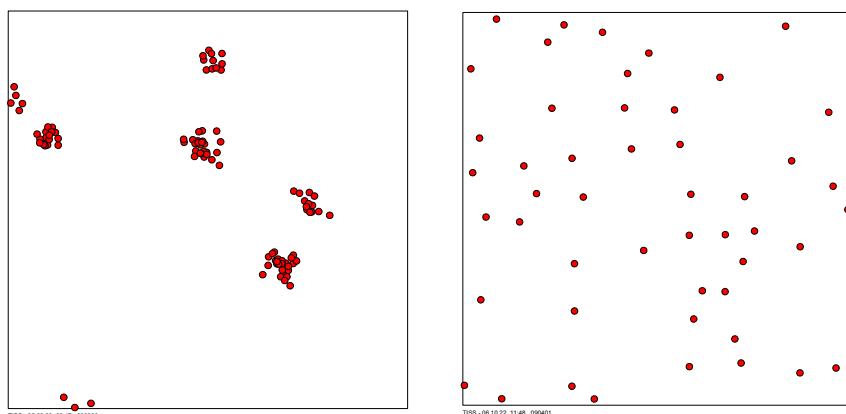
Att ha ett värde på storleken på variationen är en förutsättning för att kunna räkna ut statistisk styrka för de jämförelser man vill göra, likaså en bedömning av hur den slumpmässiga fördelningen av mätvärdena ser ut. Variationen kan exempelvis anges som standardavvikelse eller variationskoefficient. Storleken och fördelningen på spridningen kan uppskattas genom en pilotundersökning inom provtagningsområdet eller möjligen antas vara den samma som vid liknande tidigare utförda undersökningar. Ett problem som bör noteras är att vid ett fåtal prov kan man förvänta sig att variationen underskattas.

Mönster

Ett inte ovanligt fenomen är att den variabel man studerar, inte uppträder slumpmässigt utan uppvisar ett geografiskt mönster inom studieområdet. Mätvärdena kan exempelvis visa en geografisk trend eller gradient eller så kan andra mer oregelbundna mönster uppträda på hur källorna fördelar sig (miljögifter) eller hur underlaget ser ut (höjd över havet, jordmån etc). Förekomsten av mönster inverkar på möjligheten att ge en representativ uppskattning av nivåer och spridning inom studieområdet och är vägledande för hur provtagningen bör ske för att vara så effektiv som möjligt (se Figur 4-6 i exempelsamlingen nedan). Det berör även valet av provtagningsstrategi vid tidsseriestudier (se exempelvis Söderberg & Bignert, 2004).

För att statistiskt påvisa förekomst av mönster (dvs att prov tagna nära varann är mer lika än prov på ett längre avstånd) kan en så kallad Mantel-test användas (Mantel, 1967; Manly, 1997). Se också avsnittet om variogram nedan.

Vid populationsövervakning ger studieobjektens spatiella uppträdande i naturen speciella problem vid utformandet av provtagnings/observations-program men också för uppskattning av totalantal, medelvärden och spridning (se Figur 1). Metoder för att hantera dessa problem vid populationsberäkningar ges i Upton & Fingleton (Vol 1, 1985).



Figur 1. Exempel på A) klumpad fördelning B) individerna mer spridda än en vad en slumpmässig fördelning skulle ge (jämför figur 3 A).

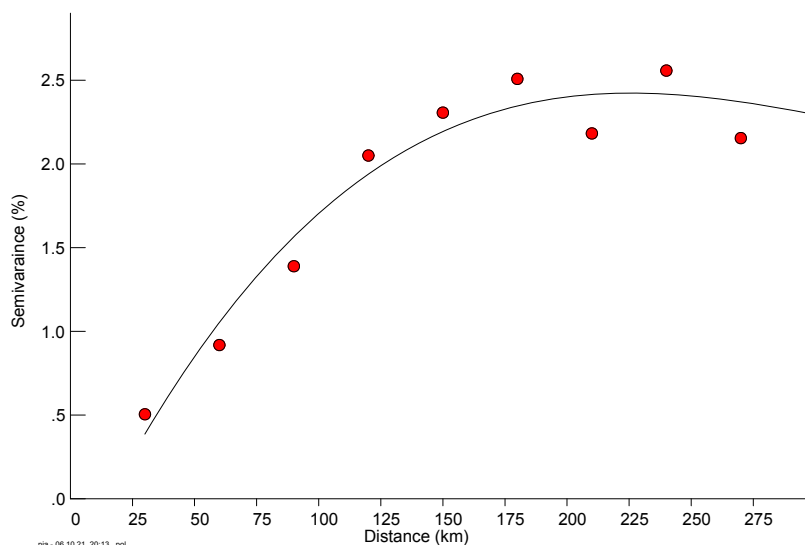
Representativitet

Om studieområdet saknar mönster ger varje nytt slumpmässigt uttaget prov en successivt bättre uppskattning av medelvärde och spridning av den undersökta variabeln inom studieområdet, oavsett avståndet mellan proven. Detta gäller inte om det förekommer mönster. Om proven i vissa områden klumpas ihop, vilket de sannolikt gör om man tillämpar en helt slumpmässig provtagningsstrategi (se Figur 1a i exemplen nedan) kommer andra regioner inom studieområdet bli sämre representerade.

Ett generellt sätt att undersöka strukturen inom sitt studieområde är att använda variogram där likheten avsätts mot avståndet mellan proven. Det förutsätter att man redan har en hel del provresultat från prov tagna på olika avstånd från varandra.

Som ett mått på likheten brukar semivariansen användas. Semivariansen definieras som: $\gamma(h) = \frac{1}{2n} \sum_{i=1}^{n-h} (x_i - x_{i+h})^2$, där $x_i - x_{i+h}$ är skillnaden mellan två värden som skiljs åt av avståndet h (se t ex Davis 1986 eller Cressie 1993 för en utförlig beskrivning av variogram).

I Figur 2 ges ett exempel där PCB-kongenern CB-118 analyserats i 27 strömmingsprov från Bottniska viken och norra egentliga Östersjön (Bignert *et al.*, 2005). Lokaler som ligger nära varandra har mer lika koncentrationer och skillnaderna ökar med ökande avstånd. Om vi antar att den spatials autokorrelationen är mer eller mindre konstant i hela undersökningsområdet kan variogrammen också användas för att ge lämpliga parametrar vid interpolering av resultaten till generaliserade kartbilder (se exempel i Figur 6A nedan).



Figur 2. Variogram som visar hur skillnaden mellan prov (CB-118, pg/g färskvikt i strömmingsmuskel från Bottenhavet) ökar med ökande avstånd.

Variogrammen, i exemplet ovan, visar alltså en avtagande likhet mellan närliggande stationer upp till ca 100 - 150 km. Det innebär i princip att ett prov taget längre bort än 100 km från en aktuell geografisk position, inte säger mer om den positionen än vilket annat prov som helst i hela Bottniska viken (längre bort än 100 km).

Variogrammen kan alltså ge oss en uppfattning hur glest det glesaste nät vi kan ha för att fortfarande ge en representativ bild av studieområdet utan att löpa alltför stor risk att missa väsentlig information. I exemplet ovan skulle det innebära att vi inte bör ha ett avstånd mellan provtagningslokalerna större än 100 km. Studier av variogram kan ge ett gott stöd till en förtätning av ett provtagningsprogram.

Korrelationsstrukturen påverkas naturligtvis starkt av variationen i olika omvärldsfaktorer och kan se helt olika ut i olika typområden, jämför också exempelvis kust – hav. Regioner med komplex industri eller med tätorter kan förmodas ge brant stigande variogram.

Mellanårsvariation

Även om en undersökning syftar till att studera rent geografiska skillnader bör man fundera på vad proven representerar i ett tidsperspektiv. Mellanårsvariation i provresultaten kan bero på lokala skillnader i exempelvis medeltemperatur under provtagningssäsongen och ge skillnader mellan områden som endast beror på tillfälliga skillnader mellan år. Om så skulle kunna vara fallet bör proven omfatta flera år för att bättre representera provtagningsområdet.

En geografisk studie som utförs under ett enstaka år ger en ögonblicksbild som kan ge en sann bild av geografiska skillnader mellan olika områden trots att medelvärdena kan vara över eller underskattade p g a slumpmässig mellanårsvariation. Mellanårsvariationens eventuella betydelse är speciellt viktig att beakta vid en omdrevssituation där olika platser besöks vid olika år och således förmedla en falsk bild även av geografiska skillnader. Årsproven bör i dessa fall normaliseras med hjälp av kontrollstationer med årlig provtagning.

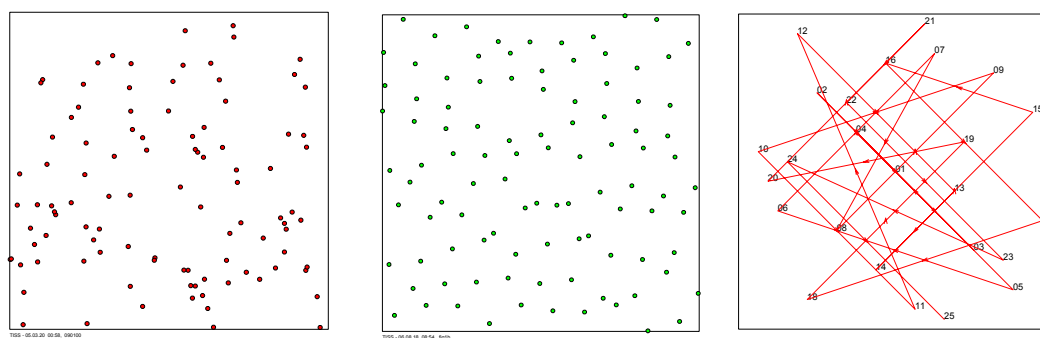
Eftersom mellanårsvariationen typiskt slår åt bara ett håll i taget (ovanligt varm/kall/torr/våt sommar) innebär ett ovanligt högt år att avståndet till klassgränsen minskar och tvärtom ett osedvanligt lågt år. En mellanårskillnad på 30% är inte exceptionell vid miljögiftsövervakning. En sådan skillnad får stor effekt i exemplen nedan. Detta understryker behovet av flerårig provtagning och tidsserier som löper parallellt med geografiska studier.

Provtagningsdesign

Det sätt på vilket provtagningspunkterna läggs ut kan variera. De kan t ex slumpas ut. En ren slumpning innebär att delar av studieområdet täcks sämre än andra. Vi riskerar att underskatta spridningen inom området (Figur 3, A).

En annan strategi kan vara att försöka sprida proven så mycket som möjligt inom studieområdet vilket innebär att utlägget blir mer regelbundet. Om utlägget är helt regelbundet och den variabel vi mäter uppvisar ett regelbundet mönster kan provtagningen leda till resultat som inte är representativa för studieområdet i sin helhet. För att råda bot på detta kan man exempelvis lägga ett rutnät över studieområdet, fördela provpunkterna inom rutorna men slumpa positionen för respektive provpunkt inom rutan för att undvika en allt för stor regelbundenhet (Figur 3, B). Ytterligare en metod som sprider proverna över studieområdet men som har ett slumpmässigt inslag illustreras i Figur 2, C (Press *et al.*, 1995). Denna metod lämpar sig speciellt bra om antalet prov inte är fixerat utan man vill ha möjlighet att lägga till ytterligare prov under studiens gång.

Ett tämligen stort antal strategier finns beskrivna i litteraturen (se t ex Berry and Baker, 1968, McBratney *et al.*, 1981, Gilbert, 1987, Nicholson, 2001, Bignert, 2002b). Vilken strategi som lämpar sig bäst beror på syftet med undersökningen och på den kunskap som kan finnas om hur det vi vill studera fördelar sig i provtagningsområdet. För att optimera provtagningen måste naturligtvis även ekonomiska och logistiska faktorer vägas in. Om man av dessa skäl tvingas använda en strategi som är mer klumpad än ett slumpmässigt utlägg kan resultatet dock drastiskt försämrats (Carlén *et al.*, 2007). Generellt kan ändå sägas att om ingen kunskap finns om eventuella geografiska mönster bör man välja en metod som innebär en kombination av regelbundenhet och slumpmässighet (se t ex Figur 3, B eller C).



Figur 3. A) Slumpmässigt utlägg av provtagningspunkter, B) Regelbundet utlägg med slumpmässigt inslag (unaligned lattice design) C) Pseudorandom, (Sobol sequence).

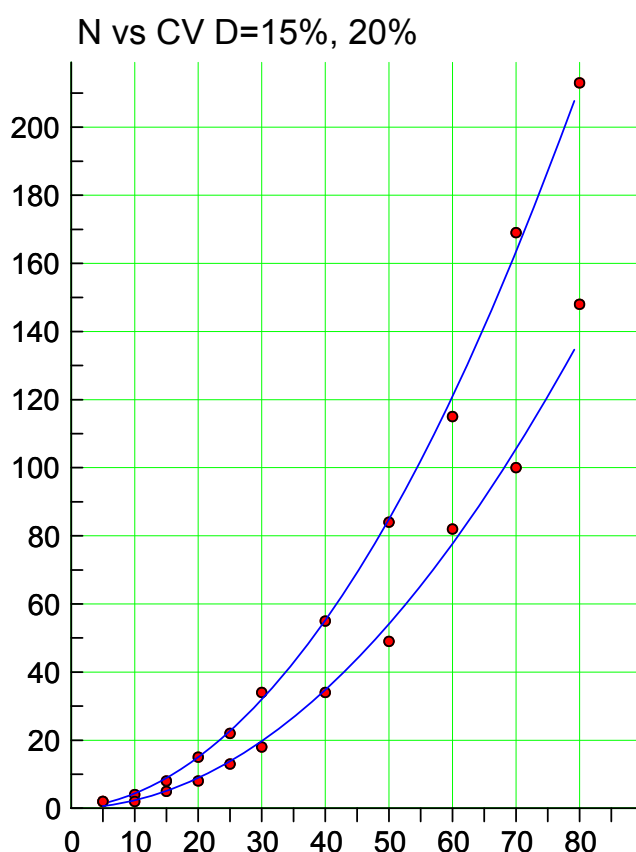
Om variansen varierar inom olika delar av studieområdet på ett känt sätt kan proven fördelas på ett sådant sätt att fler prov tas inom områden med stor spridning på bekostnad av antal prov inom mer homogena områden.

Antal prov

Med information om ovanstående faktorer kan man försöka uppskatta antalet prov som krävs för att med en god statistisk styrka kunna visa exempelvis om ett område ligger under en klassgräns i bedömningsgrunderna eller att upptäcka trender eller skillnader mellan regioner.

Andra faktorer som påverkar dessa beräkningar är exempelvis hur stort avståndet till klassgränsen är, hur stor trenden är eller hur stor skillnaderna mellan regionerna är.

Uppskattningen av antal prov som krävs varierar alltså på olika förutsättningar mellan olika undersökningar men nedan följer några exempel där olika antaganden gjorts. Den frågeställning som prövats har varit: hur många prov krävs för att med en viss styrka visa att den övre gränsen av ett konfidsintervall (se definition på precision i instruktioner för EU's vattendirektiv, Anon, 2003) hamnar under en given klassgräns.



Figur 4. Som en sammanfattning av figurerna i exempelsamlingen ges antal prov som krävs för att med 80% sannolikhet visa att ett medelvärde ligger minst 15 resp 20% från en given klassgräns för olika värden på variationskoefficienten CV med slumpmässig provtagningsdesign och normalfördelade mätvärden utan gradienter och geografiska mönster.

Fler mätvariabler samtidigt

Resonemangen som förts ovan har utgått från att varje mätvariabel mäts var och en för sig. I praktiken kan emellertid fler variabler behandlas samtidigt. Detta kan göras på olika sätt. Exempelvis kan ett medelvärde av två eller fler variabler användas. Medelvärdet kan bildas med eller utan viktning av de ingående variablerna eller så kan principen ”one out – all out” tillämpas. Konsekvenserna av detta kommenteras i det följande.

Viktning av parametrar

Viktning kan tänkas befogad om de parametrar som ingår i samma kvalitetsfaktor har olika stor betydelse för faktorn ifråga, så kan t ex kausalsambandet mellan parametrarna och kvalitetsstatusen vara olika starkt för olika parametrar. Objektiva viktningsfaktorer skulle idealt kunna bestämmas genom den relativa styrkan för de ingående parametrarna i sådana samband förutsatt att dessa går att beräkna. Detta kan eventuellt åstadkommas genom exempelvis multipelregression eller diskriminantanalys.

En annan grund för viktning kan vara att parametrarna visar olika stor spridning dvs. att de ej kan mätas med samma precision. Under förutsättning att precisionen kan uppskattas, exempelvis att en variationskoefficient kan beräknas för parametrarna, kan ett medelvärde för kvalitetsfaktorn viktat för variationskoefficient (enligt exemplet nedan) ge ett säkrare resultat som kan beräknas med färre prov.

Exempel: Antag att två parametrar befinner sig på samma avstånd under en klassgräns (Fig 5). Parametern P1 visar en variationskoefficient på 10% medan P2 har en spridning på 50%. Av slumpmässiga skäl kommer prov värdet på P1 mycket sällan överskrida gränsvärdet medan värdet på P2 ganska ofta överskrida trots att medelvärdet för P2 ligger på ett betryggande avstånd från klassgränsen. Om kvalitetsfaktorn beräknas på ett fåtal slumpmässigt utvalda prov utan viktning för precision kommer medelvärdet förhållandevis ofta att hamna över klassgränsen jämfört med om medelvärdet viktas, trots att medelvärdet i verkligheten underskrider klassgränsen.

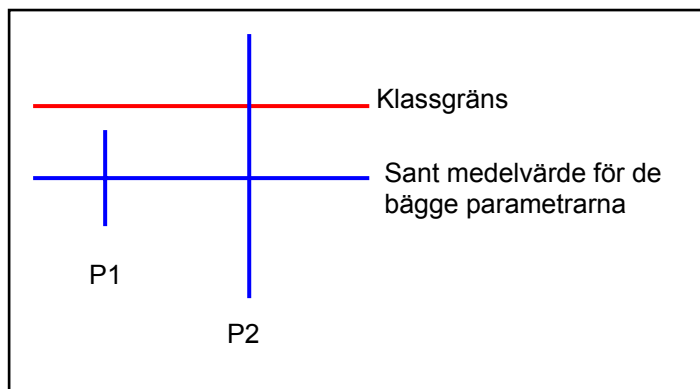
$$m = \sum (w_i * z_i) / \sum w_i$$

m= det beräknade medelvärdet för kvalitetsfaktorn

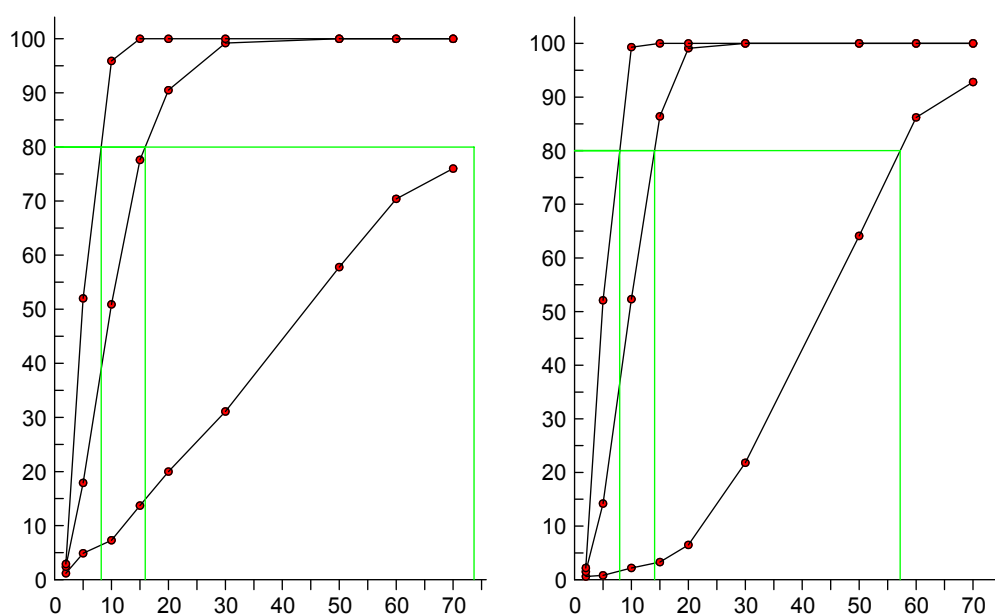
w_i= viktningsfaktor för parametern i

z_i = mätvärden för parametern i

I exemplet ovan skulle alltså mätvärdena för P1 kunna multipliceras med 5/6 och P2 med 1/6 för att erhålla ett viktat medelvärde på kvalitetsfaktorn. Viktningens betydelse ökar ju närmre klassgränsen det sanna medelvärdet ligger. Figur 5 visar t ex att det krävs ca 74 prov istället för 57 prov om variablerna inte viktas, om P1 har en CV på 10% och P2 har en på 50% och det sanna medelvärdet ligger 10% från klassgränsen.



Figur 5. Ett tänkt exempel med två parametrar P1, P2 (med 95% konfidensintervall beräknat från ett mycket stort antal prov) för samma kvalitetsfaktor befinner sig på samma avstånd från en klassgräns men kan inte mätas med samma precision.



pla - 06.11.20 01:01, pvik

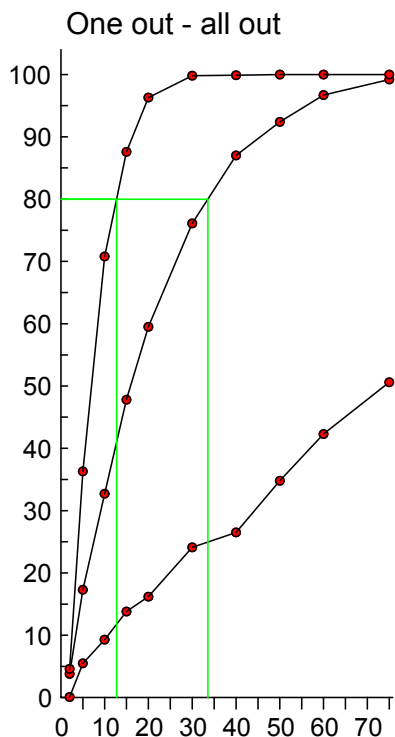
Figur 6. Antal prov som krävs för att med en viss sannolikhet (gröna linjer visar 80% chans) kunna visa att ett studieområde ligger under en klassgräns (40,20,10% i exemplet ovan) A) oviktat medelvärde för två olika variabler den ena med CV=10% den andra med CV=50%. B) samma förutsättningar men ett viktat medelvärde har använts istället.

One out – all out

Under förutsättning att variablerna uppvisar ungefär samma spridning kommer den variabel som ligger närmast en klassgräns till en sämre kvalitetsklass att styra klassningen av provet.

I en situation där medelvärdet för två eller flera variabler ligger på samma avstånd från en klassgräns kommer resultatet i första hand att styras av den variabel som visar störst spridning men risken att hamna i en lägre klass än det sanna medelvärdet berättigar kommer av slumpskäl att öka något jämfört med en situation där endast den variabel med den största spridningen använts.

Jämför man principen ”one out – all out” med oviktade eller viktade medelvärden krävs betydligt fler prov om man de variabler som mäts ligger i närheten av en klassgräns.



plä - 06.11.28 14:15, pvoo

Figur 7. Antal prov som krävs för att med en viss sannolikhet (gröna linjer visar 80% chans) kunna visa att ett studieområde ligger under en klassgräns (40,20,10% i exemplet ovan) när principen ”one out – all out” tillämpas för två olika variabler den ena med CV=10% den andra med CV=50%..

Slutsatser

- Vid en variationskoefficient på 10%, räcker det med drygt 5 prov för att visa att medelvärdet ligger under en klassgräns på ett avstånd av 15% eller mer. Vi kan räkna med en chans på 80% eller mer att visa detta (se exempel **1** nedan). Detta under förutsättning att inga mönster finns inom studieområdet. Då spelar det heller ingen roll om provtagningsdesignen är slumpmässig eller regelbunden.
- Om variationskoefficient är större, 20%, behövs ca 15 prov för att visa att medelvärdet ligger under en klassgräns på ett avstånd av 15% eller mer (se exempel **2**). Vi kan då räkna med en chans på 80% eller mer att visa detta, under förutsättning att inga mönster finns inom studieområdet.
- Om variationen istället är log-normalt fördelad, variationskoefficient = 20%, krävs lite fler prov. I exemplet nedan, nästan 25 prov för att visa att medelvärdet ligger under en klassgräns på ett avstånd av 15% eller mer (se **3**). Vi kan då räkna med en chans på 80% eller mer att visa detta, under förutsättning att inga mönster finns inom studieområdet.
- Liksom variationskoefficienten har avståndet från det sanna medelvärdet till klassgränsen stor betydelse (se figurerna **1C**, **2C**, **3C** och **6D**).
- Förekomst av geografiska trender eller mönster inom regionen kräver betydligt fler prov för att visa att det övre 95% konfidensintervallet för ett medelvärde ligger under gränsen (se figur **4C**, **5C**). Detta gäller om mönstret ger upphov till en större variation i hela studieområdet än den variation som kan uppmätas inom lokalen (individvariation, mätfel etc.). Ett regelbundet utlägg (med slumpmässigt inslag) av provpunkterna förbättrar avsevärt möjligheten i sådana fall (se figur **4D**, **5D**).

Exempel

För att ge en uppfattning om hur olika antal prov och provtagningsdesign påverkar möjligheterna att uppfylla en del av ovanstående syften har sex olika scenarier prövats genom simulering. Studieområden med olika egenskaper har genererats. En slumpmässig variation har adderats. Det innebär alltså att studieområdets medelvärde och spridning (variationskoefficient) är kända.

Prov från provtagningsområdet har simulerats med varierande provtagningsstrategi och olika antal prov per provtagningstillfälle. Provtagningen har upprepats 2000 gånger per antal prov för varje försök. Resultaten från dessa simuleringar är inte exakta utan kan variera något om försöken upprepas men de ger en god bild av vad som händer vid olika scenarier.

1 Provtagningsområde

Inom provtagningsområdet som definieras som ett som ska betraktas som en enhet (exv ett delavrinningsområde), som ligger inom samma klass och som ska jämföras med ett gränsvärde eller med andra provtagningsområden. Inom detta område kan en eventuell geografisk trend eller mönster finnas. Tre olika scenarier har undersökts.

1. Studieområde utan trend eller mönster, bara slumpmässig variation
2. Studieområde med en geografisk trend av bestämd lutning
3. Studieområde med mönster (från autentiska data)

2 Slumpmässigt fel

Om flera prov tas på samma lokal eventuellt vid samma tidpunkt uppstår ändå en variation som härrör från diverse källor; mätfel, individvariation etc. De mätvärdesfördelningar som testats är:

1. Normal-fördelning
2. Log-normal fördelning

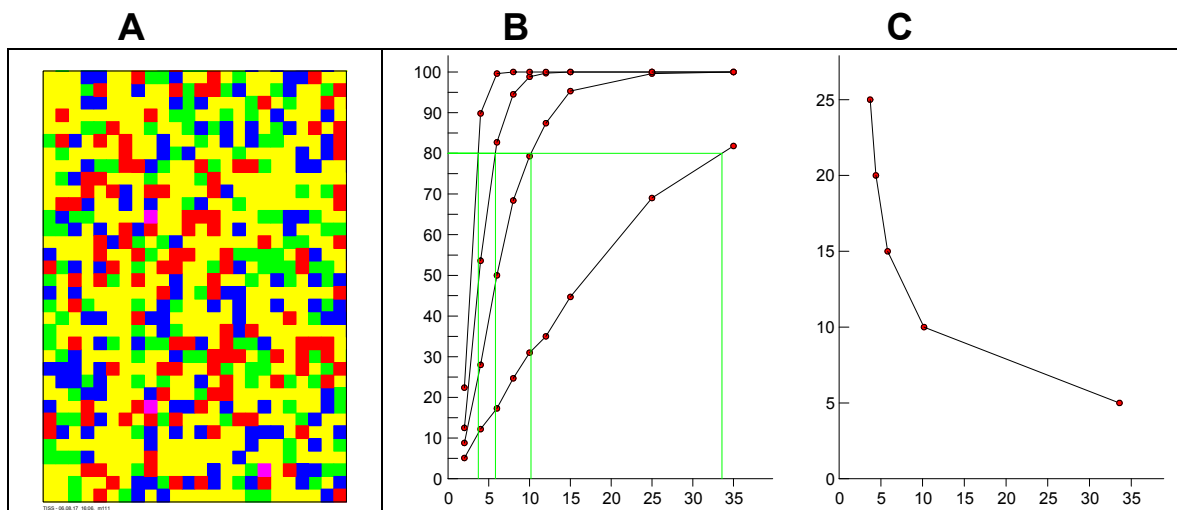
3 Sampling

De provtagningsutlägg som testats är:

1. Slumpmässig fördelning
2. En kombination av slumpmässig och regelbunden fördelning ("Sobol sequence")

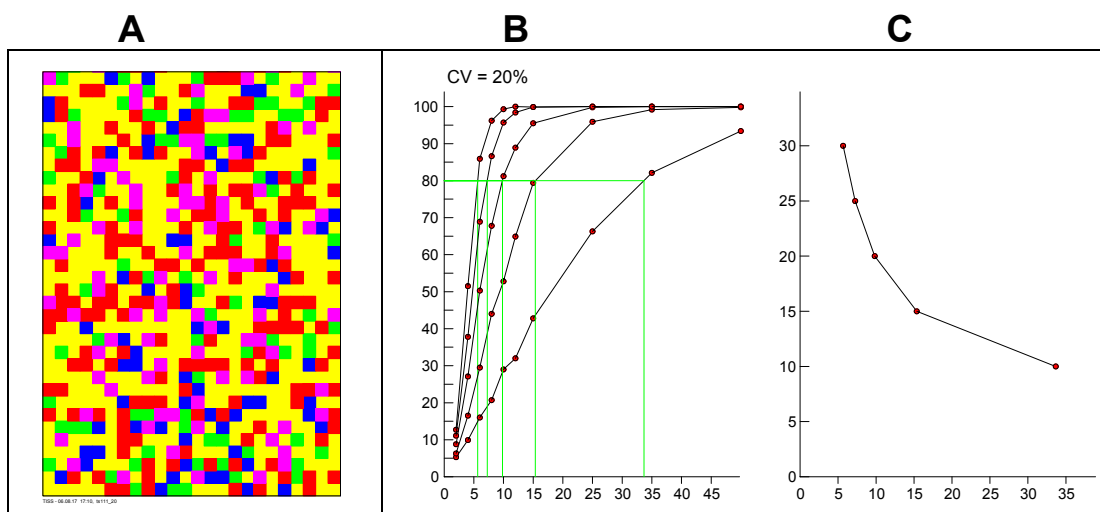
Resultat

1) Från ett studieområde med endast slumpmässig, normalfördelad variation (variationskoefficient = **10%**), slumpades olika antal prov, vid olika avstånd från en klassgräns (25, 15, 10, 5%). För ett avstånd på 10% från klassgräns krävdes c 10 prov.



Figur 8. A) Simulerat studieområde, slumpmässig, normalfördelad variation, variationskoefficient (VC) = 10%. Gult = under medelvärde, grönt = upp till 5% över medelvärde, blått = 5-10% över medelvärde, rött = 10-25% över medelvärde, violett > 25% över medelvärde. B) Procentuell andel gånger som det övre konfidsintervallet för medelvärde hamnade under klassgränsen (y-axel) avsatt mot antal prov som togs per gång (x-axel) (För varje provantal upprepades provtagningen 2000 gånger). Proceduren upprepades vid olika avstånd från klassgränsen; från vänster 25%, 15%, 10%, 5%. De gröna linjerna markerar hur många prov som krävs för att med 80% chans visa att medelvärde ligger under klassgränsen. C) Avstånd från klassgräns (i procent, y-axel) avsatt mot antal prov (x-axel) som krävs för att med 80% chans visa att medelvärde ligger under klassgränsen. Antalet prov som krävs minskar brant när avståndet till klassgränsen ökar.

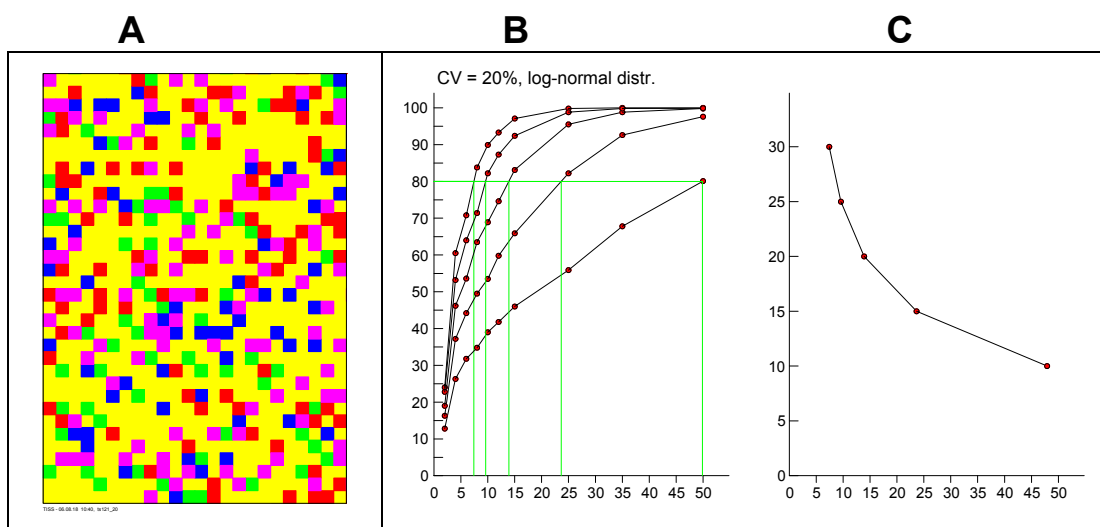
2) Från ett studieområde med endast slumpmässig, normalfördelad variation (variationskoefficient = **20%**), slumpades olika antal prov, vid olika avstånd från en klassgräns (30, 25, 20, 15, 10%). För ett avstånd på 10% från klassgräns krävdes nästan 35 prov.



Figur 9. A) Simulerat studieområde, slumpmässig, normalfördelad variation, VC = 20%. Gult = under medelvärde, grönt = upp till 5% över, blått = 5-10% över, rött = 10-25% över, violett > 25% över

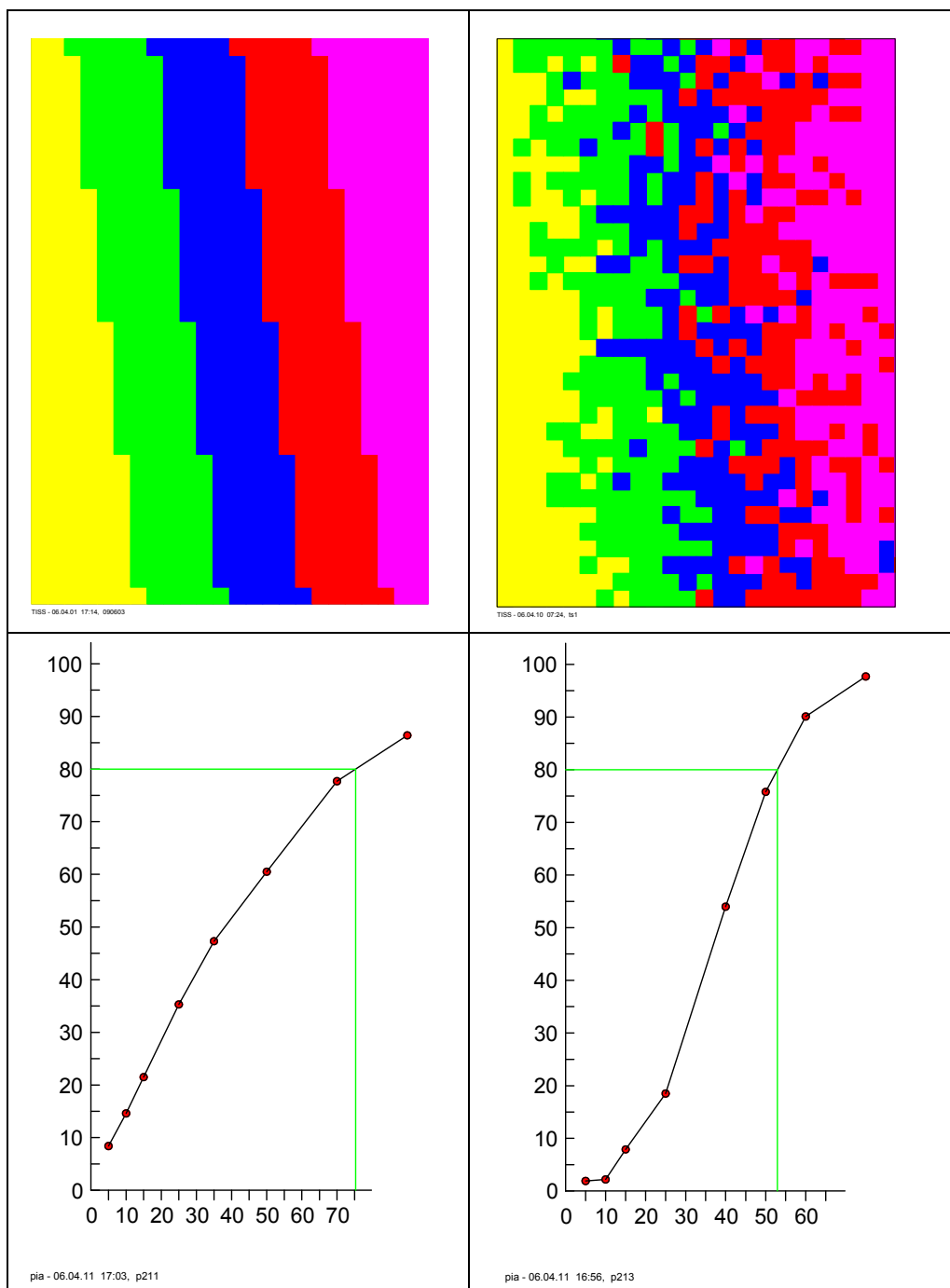
medelvärde. **B)** Procentuell andel gånger som det övre konfidensintervallet för medelvärdet hamnade under klassgränsen (y-axel) avsatt mot antal prov som togs per gång (x-axel) vid olika avstånd från klassgränsen; från vänster 30%, 25%, 20%, 15%, 10%. De gröna linjerna markerar hur många prov som krävs för att med 80% chans visa att medelvärdet ligger under klassgränsen. **C)** Avstånd från klassgräns (i procent) avsatt mot antal prov som krävs för att med 80% chans visa att medelvärdet ligger under klassgränsen.

3) Från ett studieområde med endast slumpmässig, men **log-normalfördelad variation** (variationskoefficient = **20%**), slumpades olika antal prov, vid olika avstånd från en klassgräns (30, 25, 20, 15, 10%). För ett avstånd på 10% från klassgräns krävdes nästan 50 prov.



Figur 10. A) Simulerat studieområde, slumpmässig, log-normalfördelad variation variationskoefficient = 20%. Gult = under medelvärdet, grönt = upp till 5% över medelvärdet, blått = 5-10% över medelvärdet, rött = 10-25% över medelvärdet, violett > 25% över medelvärdet. **B)** Procentuell andel gånger som det övre konfidensintervallet för medelvärdet hamnade under klassgränsen avsatt mot antal prov som togs per gång (2000 gånger) vid olika avstånd från klassgränsen; från vänster 30%, 25%, 20%, 15%, 10%. De gröna linjerna markerar hur många prov som krävs för att med 80% chans visa att medelvärdet ligger under klassgränsen. **C)** Avstånd från klassgräns (i procent) avsatt mot antal prov som krävs för att med 80% chans visa att medelvärdet ligger under klassgränsen. Antalet prov som krävs minskar brant när avståndet till klassgränsen ökar.

4) Till ett simulerat studieområde med en pålagd geografisk trend adderades en normalfördelad variation. Olika antal prov slumpades ut. Även en mer regelbunden provtagningsdesign prövades.



Figur 11. Simulerad geografisk trend **A)** Utan slumpmässig inomlokalsvariation. **B)** Normal-fördelad slumpmässig inomlokalsvariation om 10 % adderad, variationskoefficienten för hela området (trend + inomlokalsvariation) = 30%. **C)** Chansen att visa att den övre gränsen för ett 95% konfidsintervall av ett medelvärde ligger under en klassgräns då det sanna medelvärdet ligger 10% under klassgränsen för olika antal prov. Provtagningspunkter slumpmässigt fördelade. **D)** En mer regelbunden provtagningsdesign (Sobol sequence) minskar antalet prov som krävs från 75 prov till drygt 50.

5) Till ett studieområde med autentiska data (utjämnade resultat av koppar i mossor) adderades en normalfördelad variation. Olika antal prov slumpades ut. Även en mer regelbunden provtagningsdesign prövades.

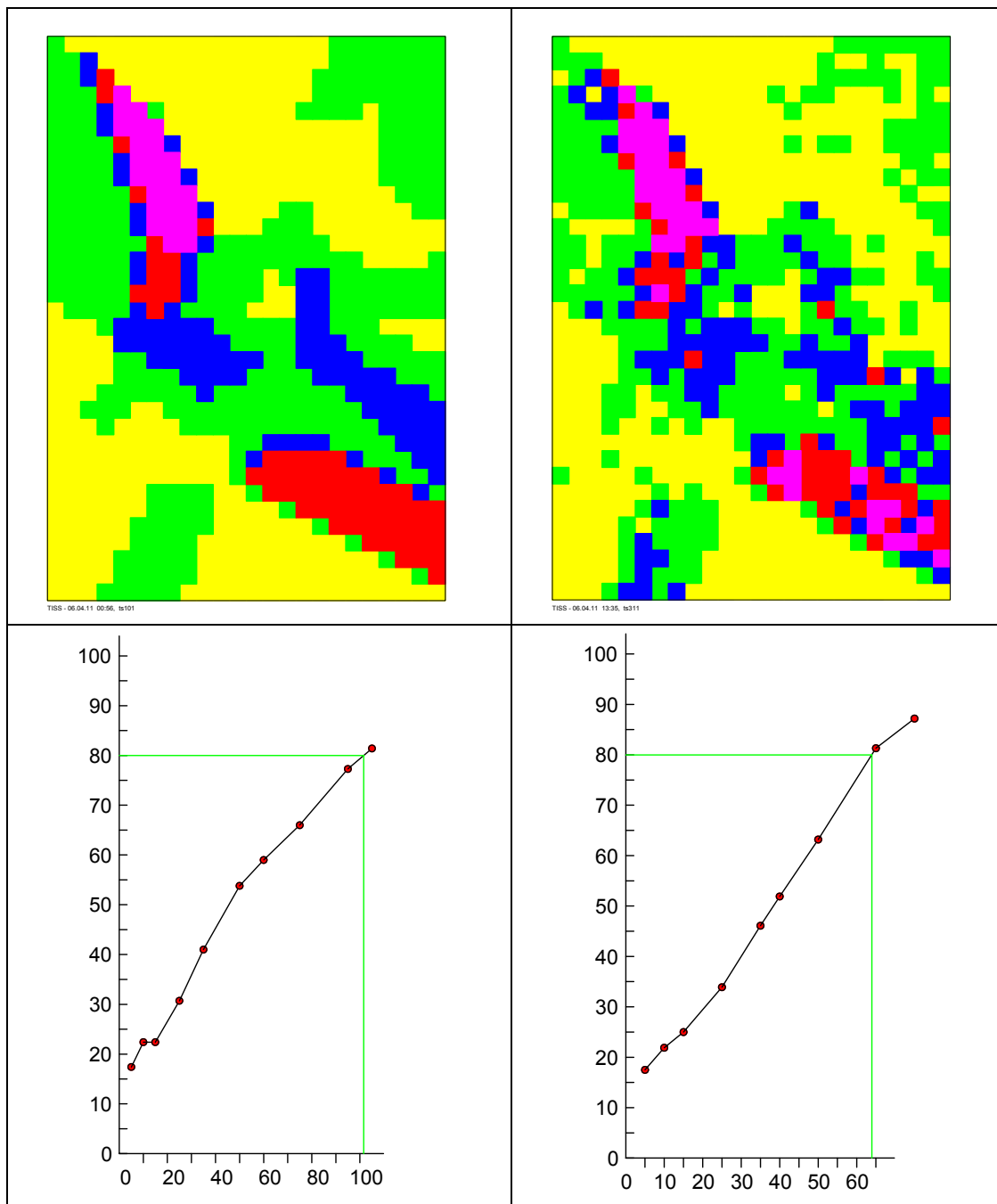
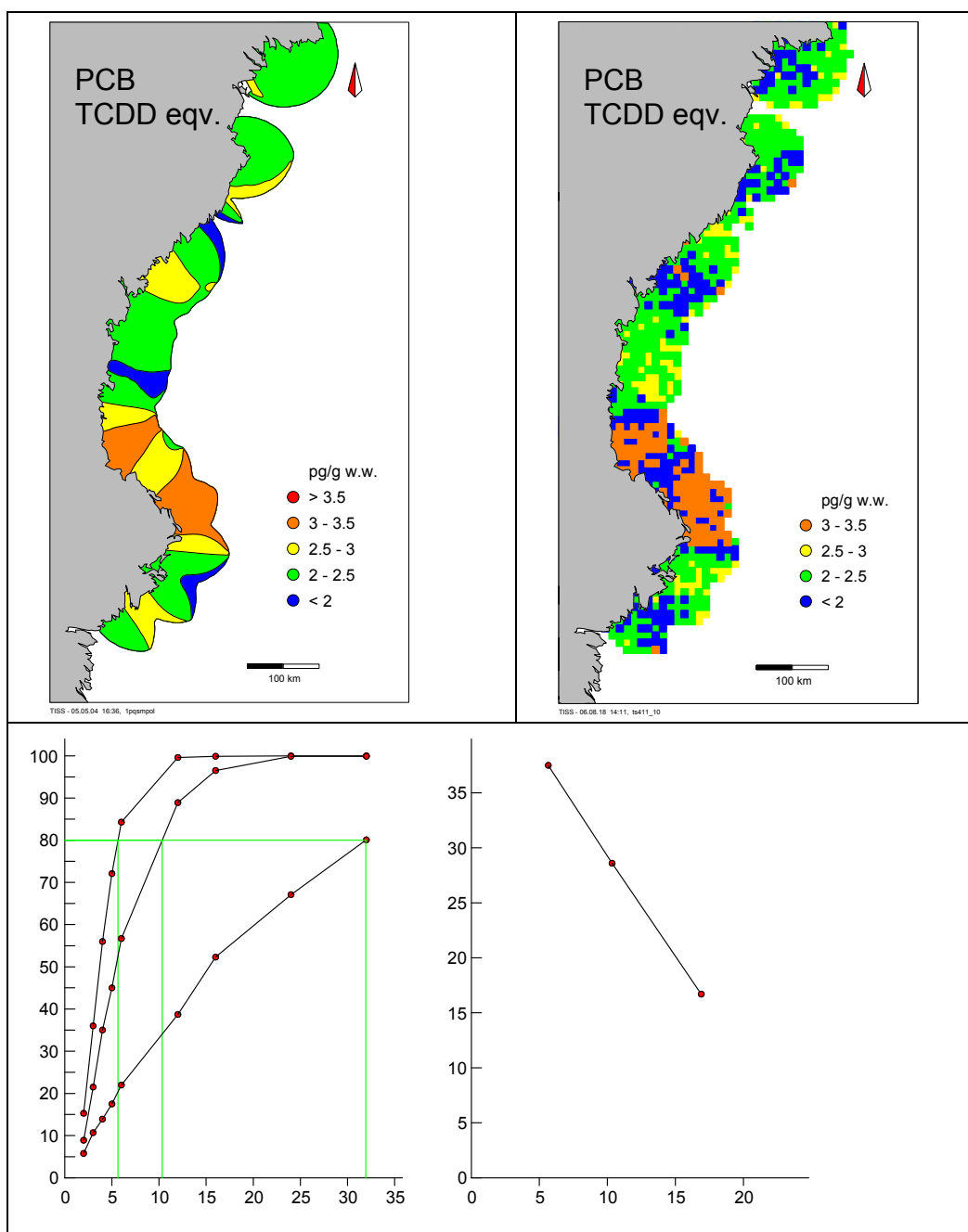


Figure 12. A) Ingen inomlokalsvariation pålagd. B) 10% normalfördelad inom-lokalsvariation adderad (31% total variation). C) Chansen att visa att den övre gränsen för ett 95% konfidensintervall av ett medelvärde ligger under en klassgräns då det sanna medelvärdet ligger 10% under klassgränsen för olika antal prov. Provtagningspunkter slumpmässigt fördelade. D) En mer regelbunden provtagningsdesign (Sobol sequence) minskar antalet prov som krävs minskar från ca 100 prov till ca 65.

6) Till ett studieområde med autentiska data (utjämnade resultat av dioxinlika PCB-er i strömning) adderades en normalfördelad variation, $VC=35\%$. Den totala variationen (inklusive mönster) var 39% . Olika antal prov slumpades ut.



Figur 13. A) Ingen inomlokalsvariation pålagd. B) 35% normalfördelad inom-lokalsvariation. C) Antal prov som krävs för att visa att regionen ligger under 4.0, 3.5, respektive 3.0 pg/g. Det sanna medelvärdet = 2.5 pg/g. Normalfördelad variation. Procentuell andel gånger som det övre konfidsintervall för medelvärdet hamnade under klassgränsen avsatt mot antal prov som togs per gång (2000 gånger) vid olika avstånd från klassgränsen; från vänster 37.5%, 28%, 17%. De gröna linjerna markerar hur många prov som krävs för att med 80% chans visa att medelvärdet ligger under klassgränsen. D) Avstånd från klassgräns (i procent) avsatt mot antal prov som krävs för att med 80% chans visa att medelvärdet ligger under klassgränsen. Antalet prov som krävs minskar brant när avståndet till klassgränsen ökar.

Referenser

- Anonymous. 2003. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Guidance document no. 7. Monitoring under the Water Framework Directive.
- Berry B.J.L. & Baker A.M. (1968). Geographic sampling, in Spatial Analysis. *Berry B.J.L. & Marble D.F. Prentice-Hall.*
- Bignert, A. 2002. Comparing the chance to detect hot-spots for various sampling designs using randomisation technique. *ICES/ ACME annual report & WGSaEM annual report.*
- Bignert, A. 2002. The power of ICES contaminant trend monitoring. *ICES Marine Science Symposia, 215: 195-201.*
- Bignert A., Sundqvist K., Wiberg K. 2005. Spatial and seasonal variation of the dioxin and PCB content in herring from the northern Baltic Sea. *25th International Symposium on Halogenated Environmental Organic Pollutants and POPs, 2005, Toronto, Canada.*
- Carlén I., Bignert A., Stensland E. 2007. Efficiency of weighting for irregular survey effort. *21st Conference of the European Cetacean Society, San Sebastian, Spain, 23-25 April, 2007.*
- Cressie N.A.C. (1993). Statistics for Spatial Data. *Wiley & Sons. 900 p.*
- Davis J.C. 1986. Statistics and Data Analysis in Geology. *Wiley & Sons, New York, ISBN 0-471-08079-9*
- Gilbert R.O. 1987. Statistical Methods for Environmental Pollution Monitoring. *Van Nostrand Reinhold, New York.*
- Manly B.F.J. (1997) Randomization, Bootstrap and Monte Carlo Methods in Biology. *Chapman and Hall.*
- Mantel N. (1967). The detection of disease clustering and a generalized regression approach . *Cancer Research 27, 209-20.*
- McBratney A. B., Webster R., Burgess T. M. (1981). The design of optimal sampling schemes for local estimation and mapping of regionalized variables. Part 1. Theory and method. *Computers and Geosciences 7:331-334.*
- Nicholson, M.D. (2001a). The Detection of Patches and Trends. *Ph.D. Thesis. University of East Anglia.*
- Press W.H., Teukolsky S.A., Vetterling W.T., Flannery B.P. 1996. Numerical recipes in FORTRAN 77. The Art of Scientific Computing. *Sec ed. Cambridge University Press.*

Sen, P.K. 1968. On a class of aligned rank order tests in two-way layouts. *Annals of Mathematical Statistics* 39:1115-1124.

Söderberg K., Bignert A. 2004. Station specific factors necessary to consider in temporal trend studies of fish populations? *ICES, Scientific Conference, Vigo, Spain, Sep. 2004*.

Upton G.J.G and Fingleton B. 1985. Spatial Data Analysis by Example. *Vol 1. Wiley & Sons*.

Övervakning av ytvatten

HANDBOK 2008:2

NATURVÅRDSVERKET
ISBN 978-91-620-0152-0
ISSN 1650-2361

Handbok för tillämpningen av 7 kap. 1 §
förordningen (2004:660) om förvaltning
av kvaliteten på vattenmiljön samt
Naturvårdsverkets föreskrifter (NFS 2006:11)
om övervakning av ytvatten enligt nämnda föreskrift

Handboken ska ge vägledning och råd åt Vattenmyndigheter och Länsstyrelser som arbetar med vattenförvaltning och övervakning av ytvatten.

Övervakningen ska ge en sammanhållen och heltäckande översikt av den ekologiska och kemiska ytvattenstatusen inom varje avrinningsområde. Handboken är inriktad på att ge vägledning vid utformningen av övervakningsprogram för ytvatten. Ett syfte är även att i möjligaste mån bidra till att en över landet likartad övervakning av landets ytvatten genomförs. Handboken innehåller inte alltid detaljerade anvisningar om genomförandet, för t ex kemisk status har ännu inte beslut fattats på EU-nivå om vilka gränsvärden som ska gälla för de ämnen som omfattas av detta begrepp.

