



Statistisk analys av möjligheter att kunna upptäcka regionala trender i de nuvarande programmen för nationell övervakning av sötvatten.

Ett underlag för revisionen av programmen år 2006

Rapportering av uppdrag 216 0536 från Naturvårdsverket

Ulf Grandin

Department of Environmental Assessment
Swedish University of Agricultural Sciences
Box 7050, SE 750 07 Uppsala

Statistisk analys av möjligheter att kunna upptäcka regionala trender i de nuvarande programmen för nationell övervakning av sötvatten.

Ett underlag för revisionen av programmen år 2006

Rapportering av uppdrag 216 0536 från Naturvårdsverket

ISSN 1403-977X

Innehåll

Inledning.....	7
Metoder	8
Statistisk bakgrund.....	8
Beräkning av styrka och provstorlek för trender	11
Beräkning av styrka och provstorlek för momentana förändringar	11
Programspecifika metoder.....	13
Fisk i vattendrag (Elfiske)	13
Ingående variabler.....	13
Skattning av temporal varians.....	14
Fisk i sjöar	14
Ingående variabler.....	14
Indelning i grupper.....	14
Skattning av varians	14
Växtplankton.....	15
Ingående variabler.....	15
Indelning i grupper.....	15
Skattning av varians	15
Påväxtalger	15
Ingående variabler.....	15
Indelning i grupper.....	16
Skattning av varians	16
Testade provstorlekar	16
Vattenkemi – Sjöar	16
Ingående variabler.....	16
Indelning i grupper.....	17
Skattning av temporal varians.....	17
Vattenkemi – Vattendrag.....	17
Ingående variabler.....	17
Indelning i grupper.....	17
Skattning av temporal varians	18
Bottenfauna – sjöar	18
Ingående variabler.....	18
Indelning i grupper.....	18
Skattning av varians	18
Grundvatten	19
Ingående variabler.....	19
Indelning i grupper.....	19
Skattning av varians	19
Resultat och diskussion för respektive kvalitetsfaktor	20
Fisk i vattendrag	20
Fisk i sjöar	20
Växtplankton.....	21
Påväxtalger	21
Vattenkemi – Sjöar	21
Vattenkemi – Vattendrag.....	22
Bottenfauna – Sjöar	22
Grundvatten	23
Generell diskussion	23
Referenser.....	24
Bilaga 1	26
Förklaring till diagrammen i Bilaga 2 - 8	26
Bilaga 2 – Fisk i vattendrag (elfiske)	27
Bilaga 3 – Fisk i sjöar.....	31

Bilaga 4 – Växtplankton.....	37
Bilaga 5 – Påväxtalger.....	42
Bilaga 6 – Vattenkemi, sjöar	45
Bilaga 7 – Vattenkemi, vattendrag	57
Bilaga 8 – Bottenfauna, sjöar	69
Bilaga 9 – Grundvatten.....	72
Bilaga 10	77

Inledning

Under 2005-2006 kommer det nationella miljöövervakningsprogrammet för sötvatten att revideras för att bl.a. möta kraven från miljömålsuppföljningen och ramdirektivet för vatten. Det reviderade programmet ska dessutom beskriva tillståndet i svenska sötvatten samt ligga till grund för utveckling av bedömningsgrunder och liknande verktyg.

Den reviderade miljöövervakningen av sötvatten ska ske genom provtagning av två typer objekt. Objekten delas in i dels **trendobjekt** med provtagning årligen eller tätare, dels **omdrevsobjekt** med provtagning glesare än varje år. Provtagningen av omdrevsobjekt sker i en cykel så att varje objekt provtas med ett antal års mellanrum. Första året provtas en andel av det totala antalet objekt. Året därpå provtas en annan lika stor andel, och så vidare. Antalet prover i en andel är omvänt proportionellt mot längden på en omdrevscykel. Om cykeln är t.ex. sex år provtas en sjättedel av proven första året, nästa sjättedel år två, och så vidare. År sju provtas återigen den första sjättedelen i och med att en ny cykel startar.

Detta leder i praktiken till ett fixt antal prover per år, varav en del prover är från trendobjekt och en del är från omdrevsobjekt. Det totala antalet prover som kan analyseras per år begränsas av kostnaden per prov och den årliga budgeten. I nuläget är fördelningen mellan antal objekt av vardera typen ej definierat, ej heller antal år mellan omdrev. I tabell 1 illustreras effekter av några olika fördelningar mellan andel trendobjekt och andel omdrevsobjekt, baserat på totalt ett hundra prover per år.

Tabell 1. Effekter av olika långa omdrevscyklar och olika andelar trendobjekt. Tabellen visar antal trend plus totalt antal omdrevsobjekt, efter ett omdrev, baserat på totalt 100 analyser per år.

Andel trendobjekt per år	Antal trend + totalt antal omdrevsobjekt, efter ett omdrev					
	Omdrevsintervall:	2 år	3 år	4 år	5 år	6 år
25 %		25 + 150	25 + 225	25 + 300	25 + 375	25 + 450
50 %		50 + 100	50 + 150	50 + 200	50 + 250	50 + 300
75 %		75 + 50	75 + 75	75 + 100	75 + 125	75 + 150

Eftersom ett trendobjekt är något man återkommer till varje år kommer antalet trendobjekt att vara detsamma för all föreslagna omdrevsintervall och endast bero på den fördelning som väljs mellan trend- och omdrevsobjekt. Det totala antalet omdrevsobjekt kommer däremot att ackumulera under ett omdrev. För omdrevsobjekten gäller att ju längre omdrevsintervaller, desto fler objekt. Allt för långa intervaller är dock inte lämpligt eftersom det då finns risk för att data inom ett omdrev inte blir jämförbara. Dessutom försvåras analyser av de parade data man erhåller efter upprepade analyser av samma objekt efter två fullbordade omdrevscyklar om omdrevsintervallerna är allt för långa.

I denna rapport kommer effekten av olika andelar trendobjekt av det totala antalet objekt som kan provtas per år att utvärderas. Utgångspunkten är att varje delprogram inom sötvattensövervakningen kan finansiera ett fixt antal prover per år. Dessa prover ska fördelas mellan trend- och omdrevsobjekt. Valet av fördelning mellan de olika typerna av objekt bör baseras på en analys av möjlighet att under en given tidsperiod kunna upptäcka en förändring i de studerade variablerna. Storleken på vad som kan anses som en minsta relevanta förändring måste anges av programansvariga experter. Genom att beräkna den statistiska styrkan för möjligheten att upptäcka trender av olika storlek, för olika kombinationer av andelar trendobjekt och olika långa tidsserier kan effekten av olika programdesigner utvärderas. En optimering baserad på sådana styrkeanalyser kommer att ge olika svar för varje undersökt variabel. För några variabler kommer det att vara lätt att kunna upptäcka en förändring även med små provstorlekar. Andra variabler kommer att behöva väldigt långa tidsserier för att man ska kunna upptäcka en förändring. Den fördelning av objekt som väljs kan därför antingen vara en vara kompromiss, baserad på expertbedömning i kombination med resultaten från optimeringsstudien, eller så används olika intensitet för olika variabler. Det senare alternativet är dock bara en teoretisk konstruktion. De olika variablerna inom en kvalitetsfaktor baseras på de prover man tar, och kan därför inte variera i provtagningsintensitet.

I denna studie har jag valt att använda två metoder för att studera statistisk styrka och erforderligt antal prover. För grundvatten som är indelat i väldigt många s.k. typområden och grundvattenmiljöer har jag använt en förenklad metod som baseras på momentana förändringar. För övriga kvalitetsfaktorer har jag använt en metod som skattar styrkan i regressioner för olika stora årliga förändringar.

Studierna av momentana förändringar svarar på frågan hur många års provtagning som krävs för att i dagens program upptäcka förändring på 10 respektive 20 procent. De regressionsbaserade modelleringarna syftar till att studera och illustrera hur den statistiska styrkan varierar med olika stora årliga förändringar, för olika stora provstorlekar. Detta är en form av trendanalys, en teknik som är vanlig inom biologiska och ekologiska vetenskaper för att skatta just trender och status inom ett område. Trender är egentligen ett konstruerat begrepp som bara tar hänsyn till start- och slutpunkt, men som bortser från variationen däremellan. De variabler som övervakas kan i verkligheten uppvisa cykliska säsongsberoende variationer, eller oregelbundna fluktuationer över tiden.

Metoder

Statistisk bakgrund

All övervakning av miljön bygger på stickprovtagning. En central fråga är hur ett övervakningsprogram ska dimensioneras. Frågor som hur många provtagningar och hur ofta prover ska tas är viktiga delar av ett program. För att svara på denna typ av frågor måste man dels ta hänsyn till naturliga dynamiken hos det som studeras, dels beräkna hur många prover som måste tas för att med en viss osäkerhet kunna upptäcka en trend eller förändring.

Vid all övervakning som baserar sig på stickprov finns en risk att stickproven inte är representativa för den population som övervakas. Antingen kan proverna indikera att det föreligger en trend eller påverkan (nollhypotesen förkastas) trots att det i själva verket inte finns en påverkan. Detta är ett s.k. typ I-fel. Man kan också råka ut för att proverna indikerar att det inte finns någon trend eller påverkan (nollhypotesen behålls) när det i själva verket föreligger en påverkan. Detta kallas för ett typ II-fel. Den risk man tar att råka ut för ett typ I-fel anger man med den s.k. signifikansnivån. Den högsta risk man tar att göra ett typ II-fel kan antingen anges i förväg, och då dimensionerar man studien efter denna risknivå. Om man inte dimensionerat studien för att möta en specificerad risk för ett typ II-fel räknar man fram denna risk efter att data är insamlade och analyserade. Sambandet mellan resultat av stickprov och verkligt förhållande kan illustreras i en korstabell (Fig. 1). Beroende på resultatet av det statistiska test man utfört kan man välja antingen rad ett eller rad två i figur 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

Figur 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.

När man innan en studie ska utföras vill utvärdera chansen att kunna upptäcka en förändring har man redan i förväg bestämt sig för den övre raden i figur 1. Den risk man är villig att ta att en trend eller förändring bara existerar i de stickprov man tagit anger man med signifikansnivån, α .

Den statistiska styrkan ($1-\beta$) beskriver chansen att upptäcka en effekt, givet att effekten existerar (vilket man i och för sig aldrig kan veta). Studier med få mätningar eller stor variation kan ge ett signifikant resultat, men en efterföljande styrkeanalys kan visa att chansen att man gjort rätt, d.v.s. styrkan, när man förkastat sin nollhypotes är låg. Liksom typ I-fel kan styrka bara beräknas för de fall där man valt att förkasta sin nollhypotes. Styrka definieras som 1 minus risken för ett typ II-fel. Ett typ II-fel är att påstå att det inte finns någon skillnad mellan noll- och mothypotes när det egentligen finns en skillnad. Inom sötvattensövervakningen betyder detta att man påstår att ett påverkat vatten är opåverkat.

Styrka och risken för typ II-fel ingår inte i de vanliga statistiska testerna utan är något man antingen får skatta i efterhand eller modellera innan en undersökning har utförts. Det finns inte några fästställda nivåer för hur stor styrkan bör vara. En tumregel är dock att styrkan ska vara högre än 80 procent. Hur stor styrka man ska eftersträva beror av de ekologiska risker och ekonomiska kostnader som är knutna till risken för ett typ II-fel.

Den statistiska styrkan är direkt beroende av fyra faktorer, eller parametrar. Tre av dessa kan man i viss mån styra över medan den fjärde beror av egenskaper hos det man studerar. De parametrar som i viss mån går att styra är:

1. Signifikansnivå.

Vanligtvis väljer man 5 procent som den högsta accepterade signifikansnivån. Detta innebär att man tar 5 procent risk att en observerad avvikelse från en nollhypotes är en effekt av att stickprovet inte är representativt för den statistiska population man mäter. Detta renderar i ett så kallat typ I-fel. Inom miljöövervakningen är detta synonymt med att påstå att ett opåverkat vatten är påverkat. Ett typ I-fel kan bara uppkomma i de fall man väljer att förkasta den uppsatta nollhypotesen. Signifikansnivån ska enligt teorin för hypotesprövning sättas innan man utför beräkningar för det statistiska test man valt att använda. Härav följer att signifikansnivån är oberoende av de data man samlat in, och även av hypoteser och statistiskt test.

Om man anser att risken för ett typ I-fel är mindre allvarsamt än ett typ II-fel (se nedan) kan man för att minska risken för ett typ II-fel öka signifikansnivån till 10 procent. Nivåer därutöver bör dock undvikas då sambandet mellan risk och signifikansnivå inte är rättlinjigt, utan exponentiellt.

2. Provstorlek.

Provstorlek är den komponent i styrkeekvationerna som man har störst möjlighet att styra över. Generellt gäller att ju större stickprov, desto högre styrka. Många prover är dock kostsamt. Därför är beräkning av erforderligt antal prover en grundläggande del av styrkeanalys. Provstorlek kan dessutom dela upp i flera delar:

- a. antalet provtagningsplatser,
- b. antalet replikat per provtagningsplats,
- c. längden på studien och
- d. provtagningsfrekvens.

Lämpliga kombinationer av dessa fyra delfaktorer bör baseras på både biologiska/kemiska/ekologiska ställningstaganden såväl som på statistisk analys.

3. Effektstorlek.

Den förändring eller skillnad man vill kunna upptäcka. Ju mindre förändring man vill kunna upptäcka desto svårare är det att upptäcka förändringen. Effektstorlek är den minsta skillnad man anser vara av vikt. En annan beskrivning är att effektstorleken beskriver avståndet mellan noll- och mothypotes. Teoretiskt gäller en nollhypotes bara i de fall då noll- och mothypoteserna är exakt lika. Detta är ytterst sällan fallet. I praktiken arbetar man därför med den minsta skillnad man anser vara av vikt för det man studerar. Om skillnaderna i stickproven är mindre än specificerade effektstorleken behåller man nollhypotesen.

Effektstorlek ingår också i de formler som används för att beräkna styrka. Generellt gäller att ju större effektstorlek desto högre styrka. Detta betyder att det är lättare att upptäcka en förändring på t.ex. 50 procent än en på 5 procent, vilket ter sig relativt självklart när det är uttryckt på detta sätt.

Den fjärde faktorn är variationen hos den studerade variabeln. Möjligheten att upptäcka en förändring beror till stor del på variationen i stickprovet. Om stickprovet uppvisar en låg variation är det lättare att hitta en förändring än om stickprovet har stor variation. En korrekt beskrivning av variationen är av stor vikt. För några typer av styrkeanalyser är standardavvikelsen för en mätserie 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 e) 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.

I de flesta modellerna i denna studie är det den tidsmässiga variationen som är av intresse. Detta leder till att variationen måste delas upp i en tidsmässig och en rumslig del. Hur detta går till beror på vilka data som ligger till grund för skattning av variationen och hur de olika övervakningsprogrammen är upplagda. Den modell som slutligen använts varierar mellan de olika kvalitetsfaktorerna och beskrivs i detalj under respektive faktor nedan.

Skattning av varians för momentana förändringar sker även det med hjälp av variansanalys där variansen delas upp i olika komponenter. Varianskomponenter som är aktuella är ofta 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 medelvärdet 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 .

För t.ex. variabeln Alkalinitet i typområde "Sydsveriges sedimentära berggrundsområde" och grundvattenmiljö "morän och svallsediment" kan resultatet av en variansanalys ut som följande:

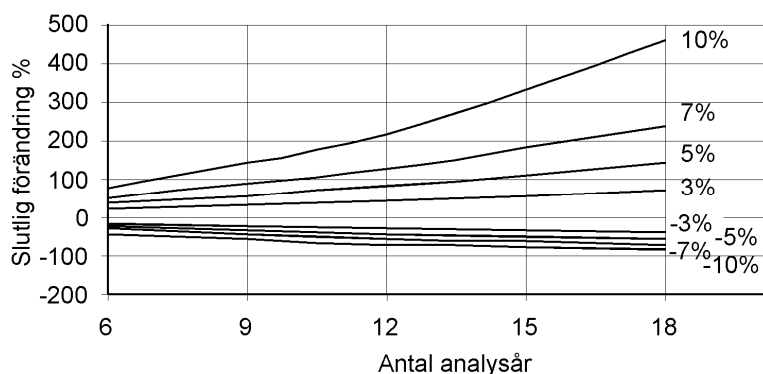
Analysis of Variance

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.

Beräkning av styrka och provstorlek för trender

De ekvationer som beskriver styrka för trender kan oftast inte lösas numeriskt. 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. I Bilaga 10 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 (Figur 2).



Figur 2. Samband mellan årlig förändring och ackumulerad slutlig förändring. De olika kurvorna illustrerar årliga förändringar från -10 % till + 10 %.

För samtliga beaktade variabler inom respektive kvalitetsfaktor (förutom kiselalger) har jag testat styrkan för att kunna upptäcka en trend efter 6, 12 och 18 år, för sju olika andelar trendobjekt, 30, 40, 50, 60, 80, 100 och 120 % av antalet prover i dagens övervakning inom en region. För kiselalger användes istället fixa antal objekt då det var svårt att få en uppfattning storleken på dagens program eftersom antalet objekt varierat kraftigt mellan år. Alla beräkningar är utförda för ett urval av variablerna inom de olika kvalitetsfaktorerna inom den nationella miljöövervakningen av sötvatten.

Beräkning av styrka och provstorlek för momentana förändringar

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

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

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

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

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.

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:

$$n = \frac{\sigma^2 (z_{1-\alpha/\text{sid}} + z_{1-\beta})^2}{\text{MDS}^2} \quad (2)$$

Här är:

σ^2 = variansen för det material som studien baseras på, och

$z_{1-\beta}$ = z-koefficienten för den valda styrkan.

Övriga variabler som i ekvation 1.

Exempel:

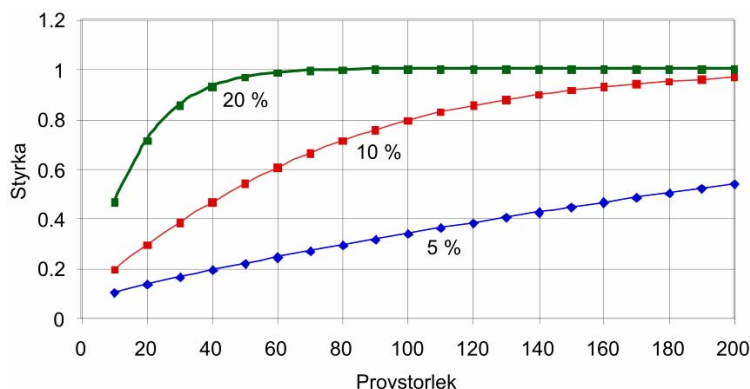
Antag att vi vill veta hur många prover som behövs kunna upptäcka förändring på 5 %, 10 % och 20 % från den nivå vi har idag på alkalinitet i grundvatten i grundvattenmiljö 3 och typområde F. Låt dagens nivå vara 178 mg HCO₃/l (std.av. = 72,2). Antingen kan man illustrera detta grafiskt för att få en överblick över sambandet mellan provstorlek och styrka, eller så kan det exakta värdet beräknas med hjälp av ekvation 2. Sätt α till 0,05 och använd ett ensidigt test.

Låt oss starta med den grafiska lösningen. Vi använder ekvation 1 och låter n variera från 10 till 200 prover, i steg om 10. Från en tabell över z-fördelningen erhålls $z_{(1-0,05/1)} = 1,64$ (fås även i Excel med kommandot NORMSINV(0,95)). MDS sätts till $0,05 \times 178$; $0,1 \times 178$ respektive $0,2 \times 178$.

För en förändring på 5 % ger detta ger för varje värde på n , d.v.s. provstorlek:

$$1 - \beta = P\left(Z < -1,64 + \frac{0,05 \times 178 \times \sqrt{n}}{72,2}\right).$$

Resultatet för de tre nivåerna på förändring, för provstorlekar (n i ekvationen) mellan 10 och 200 illustreras i figur 3.



Figur 3. Samband mellan provstorlek och styrka för möjligheter att upptäcka en förändring på 5, 10 resp. 20 % från ett medelvärde på 178 ($s = 72,2$). Ensidigt test, $\alpha = 0,05$.

För att beräkna det exakta antalet prover används istället ekvation (2). Vi får då för en förändring på 5 %:

$$\sigma^2 = 72,2^2,$$

$$z_{1-0,05/1} = 1,64,$$

$$z_{0,8} = 0,8416, \text{ och}$$

$$\text{MDS} = 0,05 \times 178.$$

Detta ger:

$$n = \frac{72,2^2 \times (1,64 + 0,8416)^2}{(0,05 \times 178)^2} = 405,3 \approx 406.$$

Värdet i dessa ekvationer avrundas alltid uppåt till närmsta heltal.

Motsvarande för 10 % förändring blir 102 prover, och för 20 % förändring 26 prover, vilket även kan skattas i figur 3.

Programspecifika metoder

Fisk i vattendrag (Elfiske)

Ingående variabler

Modellerna tar sin utgång i elfiskedata från det nationella programmet för övervakning av fisk i vattendrag under perioden 1974-2004. Huvuddelen av observationerna (57 %) kommer dock från perioden 2000-2004. För denna kvalitetsfaktor har fyra variabler tagits med i beräkningarna av statistisk styrka (tabell 2).

Tabell 2. Variabler som ingår analys av styrka för trender för fisk i vattendrag.

Variabel	Beskrivning
Narter	antal fångade arter
BerN100m2	Individtäthet
BerW100m2	Biomassa
Medelkla	medelvärde av avvikelseklassningar för: <ul style="list-style-type: none">• avvikelseklassning för antal arter• avvikelseklassning för individtäthet• avvikelseklassning för biomassa• avvikelseklassning för andel laxfisk• avvikelseklassning för andel reproducerande laxfisk• avvikelseklassning utgående från avsaknad av försurningskänsliga arter• avvikelseklassning utgående från andelen främmande arter

Indelning i grupper

I denna studie har analyserna delats upp i de fem FAME-regionerna (Tabell 3). Antalet provfiskade lokaler per region varierar stort. År 2004 var fördelningen 34, 21, 53, 6 och 10 för FAME-regionerna 1-5 (se Bilaga 2). I beräkningarna har denna fördelning använts för att skatta effekter av lägre och högre antal lokaler inom respektive region.

Tabell 3. Beskrivning av FAME-regioner, och antal el-fiskade lokaler i dagens program

Klass	Beskrivning
FAME 1	Norra Norrland över HK, Södra Norrland över HK, Norra fjällkedjan, Södra fjällkedjan
FAME 2	Norra Norrland under HK, Södra Norrland under HK
FAME 3	Sydöstra Sverige över HK, Sydvästra Sverige över HK, Norra Vänerregionen över HK
FAME 4	Sydöstra Sverige under HK
FAME 5	Sydvästra Sverige under HK

Skattning av temporal varians

Detta dataset rymmer både tidsmässig och rumslig variation. För att ta reda på mellanårsvariationen användes variansanalys. I detta fall används variansanalys med en s.k. blandad modell (mixed model GLM), med År som fix faktor och varje Vattendrag som slumpmässig faktor. Dessutom bör man ta hänsyn till att den tidsmässiga variationen kan skilja mellan vattendrag inom en region. Detta gör man genom att även använda en hierarkisk modell i variansanalysen, med År nästade inom Vattendrag.

Den generella modell som används för detta är:

$$y_{ijk} = \mu + \alpha_i + \beta_{ij} + \varepsilon_{ijk}, \text{ där} \quad (3)$$

y_{ijk} är värdet av observation k i vatten j år i ,

μ är medelvärdet för alla år och vatten sammanslagna,

α_i är effekten av vatten i ,

β_{ij} är effekten av år i nästade inom vattendrag j och

ε_{ijk} , är en slumpterm som innefattar all variation som inte beskrivs av α_i och β_{ij} .

Den tidsmässiga variationen beräknades som kvadratroten ut medelkvadratsumman för faktorn År nästade inom Vattendrag. Detta resulterar i ett mått på standardavvikelsen för den tidsmässiga variationen inom vattendragen. Denna variansuppdelning utfördes för respektive variabel och FAME-region. Standardavvikelsen för respektive variabel och FAME-region presenteras tillsammans med medelvärde i tabellerna i Bilaga 2.

Fisk i sjöar

Ingående variabler

Underlagsdata består av sjöfiskedata från det nationella programmet för övervakning av fisk i sjöar under perioden 1990-2004. En stor del av observationerna (46 %) kommer från perioden 2000-2004. I denna analys har några av variablerna i Fiskeriverkets rapport om revision av bedömningsgrunder för fisk i sjöar (Anonym 2005) använts (tabell 4).

Tabell 4. Variabler som ingått i denna analys.

Variabel	Beskrivning
niart	Antal inhemska arter
hwb	Shannons artdiversitet av inhemska arter, baserat på biomassor
wiart	Relativ biomassa av inhemska arter (WPUE)
niind	Relativt antal individer av inhemska arter (NPUE)
samindex	Sammanvägt index (medelvärde av klassade indikatorer)
samklass	Sammanvägt klass

Indelning i grupper

Även för fisk i sjöar har materialet delats in i FAME-regioner (tabell 2). Antalet provfiskade lokaler per region har varierat mellan år. I denna rapport har jag använt medelantal lokaler under perioden 2000 - 2004. Detta gav 11, 8, 70, 12 och 10 provfiskade lokaler för FAME-regionerna 1 - 5.

Skattning av varians

Detta dataset rymmer både tidsmässig och rumslig variation. För att ta reda på mellanårsvariationen användes en envägs variansanalys (ANOVA) med år som enda faktor.

Den generella modell som används för detta är:

$$y_{ij} = \mu + \alpha_i + \varepsilon_{ij}, \text{ där} \quad (4)$$

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

μ är medelvärdet för alla år sammanslagna,

α_i är effekten av år i ,

ε_{ij} är en slumpterm som innefattar all variation som inte beskrivs av α_i .

Den tidsmässiga variationen beräknades som kvadratroten ut medelkvadratsumman för faktorn År. Detta resulterar i ett mått på standardavvikelsen för den tidsmässiga variationen. Denna variansuppdelning utfördes för respektive variabel och FAME-region. Standardavvikelsen för respektive variabel och FAME-region presenteras tillsammans med medelvärde i tabellerna i Bilaga 3.

Växtplankton

Ingående variabler

Underlagsdata består av växtplanktondata från referenssjöar i det nationella programmet för övervakning av växtplankton under perioden 1997-2002. I analyser har fem variabler använts (tabell 5).

Tabell 5. Variabler som ingått i denna analys.

Variabel	Beskrivning
Antal taxa	Antal funna taxa
Totalvolym	Totalvolym växtplankton ($\mu \text{ l}^{-1}$)
Cyan	Totalvolym av cyanobakterier ($\mu \text{ l}^{-1}$)
Chrys	Totalvolym av Chrysophyceae ($\mu \text{ l}^{-1}$)
EW-index	Eva Willéns växtplanktonindex (Willén 2006)

Indelning i grupper

I ett förslag till uppdelning av växtplankton i regioner har Willén (2005) föreslagit fyra regioner i Sverige. Dessa fyra regioner har jag använt som grund för beräkning av medelvärden och standardavvikelse. Region 1 har endast två observationer per år, så denna region har uteslutits då det inte är meningsfullt att räkna på effekter av ett minskat program för dessa två lokaler. Dessutom finns det stor risk att den tidsmässiga variationen överskattas med ett så litet dataunderlag.

Skattning av varians

Variationen har skattats genom att dela upp den totala variationen med variansanalys med År som oberoende faktor, enligt ekvation (4). Den tidsmässiga variationen beräknades som kvadratroten ut medelkvadratsumman för faktorn År. Detta resulterar i ett mått på standardavvikelsen för den tidsmässiga variationen. Denna variansuppdelning utfördes för respektive variabel och FAME-region.

Påväxtalger

Ingående variabler

Underlagsdata för denna kvalitetsfaktor fanns att tillgå från perioden 2000-2003. Vid skattning av variation har bara vatten som klassats som referensvatten (se Kahlert 2005) tagits med i beräkningarna. Beräkningarna är utförda för tre olika index för påväxtalger (Tabell 6).

Tabell 6. Variabler som ingått i denna analys

Variabel	Beskrivning
IPS	Föroreningsindex (indice de polluensibilité, (Cemagref 1982))
TDI	Index för trofisk nivå (trophic diatom index (Kelly och Whitton 1995))
%TP	Percent pollution tolerant valves (Kelly och Whitton 1995).

Dessa tre variabler är föreslagna som indikatorer på vattenkvalitet av Kahlert (2004). Alla tre variabler är index som beskriver vattenkvalitet. IPS är ett index som är transformerat så att det alltid håller sig inom gränsen 0-20, där 20 anger högsta vattenkvalitet.

Indelning i grupper

Enligt Kahlert (2005) behövs det ur en statistisk synvinkel ingen indelning av landet i regioner för att utvärdera IPS-indexet. Det påpekas dock att indexet baseras på olika arter i södra jämfört med norra Sverige, och därför förordas ändå en regionindelning. För beräkningarna i denna rapport jag därför delat upp data på olika ekoregioner enligt Fölster m.fl. (2004). För variablerna TDI och %PT fanns bara data för region 1 och 4.

Skattning av varians

Inget av vattnen var provtagna mer än en gång. Variationen har skattats genom att dela upp den totala variationen med variansanalys med År som oberoende faktor, enligt ekvation (4). Den tidsmässiga variationen skattades som kvadratroten ut medelkvadratsumman för faktorn År. Detta resulterar i ett mått på standardavvikelsen för den tidsmässiga variationen.

Testade provstorlekar

För de flesta kvalitetsfaktorer i denna rapport har de testade provstorlekarna varit mellan 30 och 120 % av dagens program. För påväxtalger var det svårt att skatta storleken på programmet inom olika regioner då den varierar stort mellan åren. Istället för olika andelar av dagens provstorlek har därför effekter av 5, 10, 15, 20, 25, 30 och 40 vatten per region testats.

Vattenkemi – Sjöar

Ingående variabler

Utgångsdata har varit tidsseriesjöar från den nationella miljöövervakningen av sötvatten. Längden på tidsserierna varierar. I samtliga fall är slutåret 2004. Startåret varierar från 1983 (68 % av sjöarna) till 1996 (15 %). Åttiofem procent av tidsserierna har startår senast 1986. I många fall finns data från alla årets månader, men i denna rapport har endast augustivärdena beaktats. Styrkeberäkningarna är utförda för ett urval av de vattenkemivariabler som ingår i övervakningsprogrammet (Tabell 7), efter inrådan av Anders Wilander, Institutionen för miljöanalys, SLU.

Tabell 7. Variabler som ingått i denna analys

Variabel	Beskrivning/Enhet
Alkalinitet/Aciditet	mekv L ⁻¹
Kalcium	mekv L ⁻¹
Sulfat	SO ₄ -IC mekv L ⁻¹
Total-fosfor	µg L ⁻¹
Nitrit + Nitrat	NO ₂ + NO ₃ µg L ⁻¹
Absorbans, filtrerad	420 nm/5 cm

Indelning i grupper

De ingående sjöarna har delats upp i olika sjölimniska regioner (Naturvårdsverket 2006). Antalet sjöar provtagna sjöar per region har varierat under den undersökta perioden, men varit i det närmaste konstant de senaste åren. I beräkningarna har jag därför utgått från ett program där antalet sjöar per region är lika med medelvärdet av antalet sjöar per region mellan 1999 och 2004, avrundat till närmsta heltal. Detta resulterade i 5, 45, 15, 38, 15, 28 och 17 sjöar för regionerna 1 till 7, respektive (se även Bilaga 6). Variationskoefficienterna för dessa medelvärden är i storleksordningen 5 %. Eftersom region 1 var representerad med endast fem sjöar var det inte praktiskt möjligt att använda den gängse mallen (30, 40, 50, 60, 80, 100 och 120 % av dagens omfattning) för att undersöka styrkan i ett minskat program. För denna region har jag istället beräknat styrka för 2, 4, 6, 10, 15, 20 och 30 lokaler.

Skattning av temporal varians

I detta dataset finns både tidsmässig och rumslig variation. För att ta reda på mellanårsvariationen användes variansanalys. I detta fall används variansanalys med en hierarkisk blandad modell (mixed model GLM), med År som fix faktor och varje sjö som slumpmässig faktor. Dessutom är hänsyn tagen till att den tidsmässiga variationen kan skilja mellan sjöar inom en sjölimnisk region. Detta är kontrollerat genom att låta År vara nästad inom varje sjö. Den generella modell som används för detta är beskriven i ekvation (3).

Den tidsmässiga variationen beräknades som kvadratroten ut medelkvadratsumman för faktorn År nästad inom varje sjö. Detta resulterar i ett mått på standardavvikelsen för den tidsmässiga variationen inom vattendragen. Denna variansuppdelning utfördes för respektive variabel och sjölimnisk region. Standardavvikelsen för respektive variabel och sjölimnisk region presenteras tillsammans med medelvärde i tabellerna i Bilaga 6.

Vattenkemi – Vattendrag

Ingående variabler

Utgångsdata kommer huvudsakligen från de nationella referensvattendragen, men även från de så kallade intensivvattendragen, och till viss del regional referensvattendrag. För samtliga data har tidsperioden 1990-2002 används för att skatta medelvärden och tidsmässig variation. Beräkningarna är utförda på ett urval av de vattenkemivariabler som ingår i övervakningsprogrammet (Tabell 8), efter inrådan av Anders Wilander, Institutionen för miljöanalys, SLU. Alla beräkningar är utförda på årsmedel av de utvalda variablerna.

Tabell 8. Variabler som ingått i denna analys

Variabel	Beskrivning/Enhet
Alkalinitet/Aciditet	mekv L ⁻¹
Kalcium	mekv L ⁻¹
Sulfat	SO ₄ -IC mekv L ⁻¹
Total-fosfor	µg L ⁻¹
Nitrit + Nitrat	NO ₂ + NO ₃ µg L ⁻¹
Absorbans, filtrerad	420 nm/5 cm

Indelning i grupper

De ingående vattendragen har delats upp i olika sjölimniska regioner (Naturvårdsverket 2006). För region 1 finns dock inga data. Det antal vattendrag per region som har varit utgångspunkt i modellerna i bilaga 7 är det antal stationer som använts under perioden 2000 till och med 2002. Detta resulterade i 17, 12, 9, 4, 6 och 3 stationer för region 2 till 7, respektive. Regionerna 5, 6 och 7 var representerade med så få stationer att det inte var meningsfullt att modellera minskade program baserat på olika

procentsatser av dagen omfattning. För dessa regioner användes istället fixa antal stationer i modelleringarna, oavsett dagens omfattning. De antal som användes var: 2, 4, 6, 10, 15, 20 och 30 lokaler.

Skattning av temporal varians

I detta dataset finns både tidsmässig och rumslig variation. För att ta reda på mellanårsvariationen användes variansanalys. I detta fall används variansanalys med en s.k. blandad modell (mixed model GLM), med År som fix faktor och varje vattendrag som slumpmässig faktor. Dessutom är hänsyn tagen till att den tidsmässiga variationen kan skilja mellan vattendrag inom en sjölimnisk region. Detta är kontrollerat genom att även använda en hierarkisk modell med År nästade inom Vattendrag. Den generella modell som används för detta är beskriven i ekvation (3).

Den tidsmässiga variationen beräknades som kvadratroten ut medelkvadratsumman för faktorn År nästade inom Vattendrag. Detta resulterar i ett mått på standardavvikelsen för den tidsmässiga variationen inom vattendragen. Denna variansuppdelning utfördes för respektive variabel och sjölimnisk region. Standardavvikelsen för respektive variabel och sjölimnisk region presenteras tillsammans med medelvärde i tabellerna i bilaga 7.

Bottenfauna – sjöar

Ingående variabler

Underlagsdata för att ta fram ett mått på regionsbaserat medelvärde och varians kommer från höstprover från de så kallade kalkreferenssjöarna i den nationella övervakningen, under åren 1996 - 2004. Antalet sjöar per region har varit i stort sett stabilt sedan 1996, och därför valdes detta år som startår vid beräkning av underlagsdata för modelleringen av statistisk styrka. Ingående variabler är två etablerade bottenfauna index och ett nyutvecklat multimetriskt index (Tabell 9).

Tabell 9. Variabler som ingått i denna analys

Variabel	Beskrivning
BQI	Se Wiederholm (1980)
ASPT	Se Armitage m.fl. (1983)
MILA-index	Se Johnson & Goedkoop (2006)

Indelning i grupper

För indelning i regioner har Illies ekoregioner (Illies 1978) används. De sjöar som använts i denna studie kommer från regionerna 14, 20 och 22. Antalet sjöar per region har sedan 1996 varit i stort sett stabilt med 59 sjöar för region 14, 9 för region 20 och 27 för region 22.

Skattning av varians

I detta dataset finns både tidsmässig och rumslig variation. För att ta reda på mellanårsvariationen användes variansanalys. I detta fall används variansanalys med en s.k. blandad modell (mixed model GLM), med År som fix faktor och varje sjö som slumpmässig faktor. Dessutom är hänsyn tagen till att den tidsmässiga variationen kan skilja mellan sjöar inom en ekoregion. Detta är kontrollerat genom att även använda en hierarkisk modell med År nästade inom Sjö. Den generella modell som används för detta är beskriven i ekvation (3).

Den tidsmässiga variationen beräknades som kvadratroten ut medelkvadratsumman för faktorn År nästade inom Sjö. Detta resulterar i ett mått på standardavvikelsen för den tidsmässiga variationen inom sjöarna. Denna variansuppdelning utfördes för respektive variabel och region. Standardavvikelsen för respektive variabel och region presenteras tillsammans med medelvärde i tabellerna i bilaga 8.

Grundvatten

Ingående variabler

De data som fanns att tillgå från tidigare studier omfattade åren 1990-2004. Analyser av årsmedelvärden under denna period visade att många variabler visade en signifikant tidstrend. För att kunna skatta ett rimligt utgångsvärde på både rådande medelvärden och variation uteslöts därför data samlade innan 2000.

De variabler som tagits med i denna undersökning är några av de variabler som ingår i Bedömningsgrunder för grundvatten: alkalinitet, NO₃-N, Cl, Mn, SO₄, Cd, Zn, Pb, As. Dessutom ingår variabler som är med i den nuvarande nationella miljöövervakningen och den övervakning som krävs enligt ramdirektivet: O₂ (O₂ DI och O₂ DP sammanslagna), pH (räknat som konc. H⁺), Konduktivitet i fält och på lab, NO₂ och NH₄.

Indelning i grupper

I denna rapport har jag valt kombination av typområde och grundvattenmiljö som grund för beräkning av variation, enligt förslag i underlagsrapport från SGU (Lewin Pihlblad och Aastrup 2005). Detta leder till totalt 145 källor (Tabell 7).

Tabell 7. Antal referens-, och grundvattennätstationer olika typområden och grundvattenmiljöer.

Typområde	Grundvattenmiljö					Totalt
	1	2	3	4	5	
A	-	4	1	2	3	10
B	1	-	21	9	-	31
C	2	-	2	4	-	8
D	-	-	2	2	-	4
E	1	-	8	9	8	26
F	-	-	2	1	-	3
G	-	-	8	5	-	13
H	-	-	2	4	2	8
I	2	-	21	11	1	35
J	-	-	6	1	-	7
Totalt	6	4	73	48	14	145

Skattning av varians

Skattning av varians för beräkning av momentan förändring har skett med hjälp av variansanalys där variansen har delats upp i år och övrig (residual) variation som innefattar alla andra tänkbara källor till variation utöver årsvariation. Som ett mått på variationen användes medelkvadratsumman för den residuala variationen.

Variansanalyser av samma typ har gjorts för varje kombination av typområde och grundvattenmiljö, för varje ingående variabel.

Resultat och diskussion för respektive kvalitetsfaktor

Samtliga resultat är presenterade i diagram- eller tabellform i bilagorna 2 - 9. En beskrivning av hur diagrammen i bilaga 2 - 8 ska tolkas finns i bilaga 1. I detta avsnitt kommer resultaten att kommenteras och diskuteras, kvalitetsfaktor för kvalitetsfaktor. En generell diskussion följer efter resultatdelen av rapporten.

Fisk i vattendrag

Resultat från beräkningar av styrka för att upptäcka olika stora årliga förändringar för olika andelar trendstationer jämfört med antalet stationer idag, för olika långa tidsserier finns presenterade i Bilaga 2. I dessa diagram presenteras även medelvärde och skattad standardavvikelse för respektive variabel inom de olika FAME-regionerna.

Antalet lokaler per FAME-region i dagens övervakningsprogram skiljer sig rejält mellan regionerna. Detta leder till att antalet modellerade lokaler varierar från 1 lokal för 30 % av dagens antal lokaler i region 4 till 64 lokaler för 120 % dagens antal i region 3.

Generellt kan sägas att det efter 6 års årlig provtagning är svårt att upptäcka annat än relativt stora förändringar, för alla variabler. Ju färre prover som tas per år desto större årliga förändringar krävs innan en trend kan upptäckas. För region 1 - 3 skiljer det efter 18 års provtagning vid styrkan 0,8 cirka 0,5 till 1 procentenhet mellan de olika kurvorna i ett diagram. En generalisering från detta är att om man ökar andelen prover med 10 - 20 % kan man upptäcka 1 procentenhets mindre förändringar. Det finns dock klara avvikelser från denna generalisering.

För regionerna 4 och 5 som är representerade med väldigt få prover är det svårare att kunna upptäcka en trend, även med ett utökat program jämfört med idag. I FAME-region 4, med totalt sex lokaler, är det svårt att kunna upptäcka annat än mycket stora förändringar, för samtliga variabler. Detta trots att tre av de fyra beaktade variablerna i denna region uppvisar en relativt låg variation (medelvariationskoefficient utan $BerW_{100m^2} = 0,44$). För variabeln $BerW_{100m^2}$ är variationen så stor att det med det antal prover som tas idag först efter 18 går att upptäcka årliga minskningar på lägst ca 5 %. Detta motsvarar en ackumulerad minskning på 60 % under samma tidsperiod. Med ett minskat program kommer det i denna region inte gå att upptäcka förändringar lägre än 10 % per år ens efter 18 års årlig provtagning. FAME-region 5 är idag representerad med något fler prover än region 4, men till följd av en större variation inom denna region är det för de flesta variablerna ännu svårare än för region 4 att kunna upptäcka en trend.

Fisk i sjöar

Resultat från beräkningar av styrka för att upptäcka olika stora årliga förändringar för olika andelar trendstationer jämfört med antalet stationer idag, för olika långa tidsserier finns presenterade i Bilaga 3. I dessa diagram presenteras även medelvärde och skattad standardavvikelse för respektive variabel inom de olika FAME-regionerna.

Ett slående resultat är att de nuvarande programmen kräver långa tidsserier för att kunna upptäcka eventuella trender. Detta gäller alla variabler som är undersökta i den här studien. Anledningarna till kravet på långa tidsserier är dels att de studerade variablerna uppvisar en relativt stor tidsmässig variation, dels att det är få provtagna lokaler per region med undantag för FAME-region 3 med 70 lokaler.

För den längsta tidsperiod som undersökts i denna studie, 18 år, är det först vid provstorlekar som ligger i närheten av dagens nivå som man kan detektera måttliga årliga förändringar, dvs. där kurvorna korsar linjen för styrka = 0,8. Här ska man komma ihåg att efter 18 år innebär en årlig minskning på t.ex. 2 % en ackumulerad minskning på 30 %. Med 3 % minskning per år kommer den totala

minskningen efter 18 år att vara 42 % (jfr Fig. 2). För lägre provstorlekar än idag kommer det generellt sett att krävas stora förändringar för att en trend ska gå att skilja från den naturliga mellanårsvariationen.

Även för FAME-region 3, som idag har 70 lokaler krävs det för de flesta studerade variablerna tidsserier på minst 10 år för att med god säkerhet kunna fastställa en signifikant trend. Efter denna tidsperiod är det dock små skillnader mellan olika andelar lokaler av dagens omfattning.

Växtplankton

Resultat från beräkningar av styrka för att upptäcka olika stora årliga förändringar för olika andelar trendstationer jämfört med antalet stationer idag, för olika långa tidsserier finns presenterade i Bilaga 4. I dessa diagram presenteras även medelvärde och skattad standardavvikelse för respektive variabel inom olika regioner. Region 1 är dock inte medtagen i beräkningarna då denna endast är representerad av två lokaler.

I beräkningarna ingår två typer av variabler. Dels biomassa för två artgrupper, dels samlingsvariabler för antal taxa och totalvolym. Ett mycket tydligt resultat är att det för region 2 och 3 är svårt att upptäcka förändringar hos artgrupperna. Främsta anledningen till detta är den stora mellanårsvariationen som dessa båda variabler uppvisar inom dessa två regioner. Vad gäller båda artgrupperna i region 4, samt antal taxa, totalvolym och EW-indexet i alla regioner är det betydligt lättare att kunna hitta en trend. Generellt är kurvorna för dessa relativt snäva och efter 12 års övervakning har man möjlighet att hitta trender på några procent per år.

Påväxtalger

IPS och TDI uppvisar båda en mycket låg variation (Bilaga 5). Detta resulterar i att det är mycket lätt att upptäcka även mycket små trender över tiden. Det är egentligen bara de allra minsta testade programmen, 5 respektive 10 lokaler per region, som inte klarar av att detektera trender i storleksordningen 1 % per år efter sex års provtagning. För program längre än sex räcker det i princip med fem prover per region för att kunna upptäcka årliga trender på 1 %.

Variabeln %PT uppvisar en betydligt större variation än de två andra variablerna. För denna variabel krävs det större program än 40 lokaler per region och minst ca 10 års provtagning för att kunna säkerställa små förändringar.

Vattenkemi – Sjöar

Resultat från beräkningar av styrka för att upptäcka olika stora årliga förändringar för olika andelar trendstationer jämfört med antalet stationer idag, för olika långa tidsserier finns presenterade i Bilaga 6. I dessa diagram presenteras även medelvärde och skattad standardavvikelse för respektive variabel inom de olika sjölimniska regionerna.

Antalet lokaler per sjölimnisk region i dagens övervakningsprogram skiljer sig mellan regionerna. Detta leder till att antalet modellerade lokaler varierar från 2 lokaler, för region 1, till 54 lokaler för 120 % dagens antal i region 2.

Variationen mellan år skilde sig en hel del, både mellan variabler och mellan sjölimniska regioner för en och samma variabel. Den största variationen fanns hos variabeln nitrit plus nitrat, följt av totalfosfor och filtrerad absorbans. Det finns dock inte något generellt mönster i hur variationen hos de

olika variablerna varierar mellan regioner. Alla variabler utom sulfat uppvisar dock stora skillnader i variation, mellan regioner.

Ett generellt resultat av styrkeberäkningarna är att det efter sex års årlig provtagning är svårt att kunna detektera annat än relativt stora förändringar. Kalcium och sulfat i region 4 är några avvikelser från denna generella slutsats. I några av diagrammen för sex års provtagning når inte kurvorna upp till 80 % styrka inom det intervall på årlig förändring som tas med i diagrammen, d.v.s. x-axeln. Detta är dock inte ett genomgående mönster.

För de båda längre tidsperioderna visar modelleringarna däremot att man efter tolv och framför allt arton år för många variabler kommer att kunna upptäcka årliga förändringar i storleksordningen 2 - 5 %. För en tolvårsperiod motsvarar 2 % årlig minskning en ackumulerad minskning på 22 %. Motsvarande siffra för 18 år är 31 %.

Vattenkemi – Vattendrag

Resultat från beräkningar av styrka för att upptäcka olika stora årliga förändringar för olika andelar trendstationer jämfört med antalet stationer idag, för olika långa tidsserier finns presenterade i bilaga 7. I dessa diagram presenteras även medelvärde och skattad standardavvikelse för respektive variabel inom de olika sjölimniska regionerna.

Generellt uppvisade de olika testade variablerna i denna kvalitetsfaktor en stor variation. Den främsta anledningen till den stora variationen är förmodligen att den regionsindelning som använts ger väldigt heterogena grupper. Dessutom är vattenkemi relaterad till vattenföring och uppvisar därför en stor naturlig inneboende variation. För fyra av variablerna var regionsmedelvärdet av variationskoefficienten över 1. För total-fosfor i region 3 var variationskoefficienten så hög som 2,8, och för absorbans i region 6 var variationskoefficienten 2,5. Dessa höga variationer resulterar i mycket låg statistik styrka, eller krav på långa tidsserier för att kunna upptäcka annat än mycket stora förändringar.

Till följd av den generellt stora variationen är det få av de inkluderade variablerna som kommer att kunna visa en signifikant förändring efter sex års provtagning, även om antalet stationer utökas kraftigt som i modelleringarna för regionerna 5, 6 och 7. Efter 12 och 18 års årlig provtagning blir styrkan acceptabel för att kunna upptäcka måttliga förändringar hos variablerna alkalinitet och kalcium. Däremot krävs det för övriga testade variabler längre tidsserier för att kunna upptäcka en förändring, givet den regionindelning som använts i denna studie.

Slutsatser från modelleringen av statistisk styrka för trender i kemi i vattendrag är att sjölimnisk region ger allt för heterogena grupper för att på ett rimligt sätt kunna detektera trender, givet den omfattning på övervakning som den nationella övervakningen kan finansiera. Primära åtgärder för att minska variationen är en förfinad gruppindelning där man även tar hänsyn till vattendragens storlek. En sådan åtgärd kommer förmodligen att resultera i mer homogena grupper, med en minskad variation som följd. För analyser av trender hos enskilda stationer gäller helt andra förutsättningar är för de som presenteras i denna studie där trender i hela regioner studeras.

Bottenfauna – Sjöar

Resultat från beräkningar av styrka för att upptäcka olika stora årliga förändringar för olika andelar trendstationer jämfört med antalet stationer idag, för olika långa tidsserier finns presenterade i bilaga 8. I dessa diagram presenteras även medelvärde och skattad standardavvikelse för respektive variabel inom de olika ekoregionerna.

De bottenfaunaindex som använts i denna studie har över lag låg variation, speciellt ASPT och MILA. För region 14 och 22 med många stationer leder detta till väldigt snäva kurvor i bilaga 8. Detta innebär att det krävs relativt korta tidsserier för att kunna detektera en förändring. För region 20 med endast nio stationer krävs det däremot något längre serier för att kunna säkerställa en förändring, men även för denna region är kurvorna snäva jämfört med kurvorna för många andra kvalitetsfaktorer.

En viktig faktor att påminna om i detta sammanhang är att även om den här studien visar att det är lätt att kunna detektera en förändring, så säger resultaten ingenting om förändringen är biologisk relevant. Den frågan måste avgöras av respektive ansvarig utförare.

Grundvatten

För grundvatten, som är indelat i väldigt många grupper, har beräkningarna av styrka baserats på en förenklad metodik. Istället för att beräkna styrka för trender, så har erforderligt antal prover för momentana förändringar beräknats för två olika stora förändringar. Resultaten ger därför svar på hur många prover som behövs för att från en tidpunkt till en annan kunna detektera en förändring. Detta oavsett hur den studerade variabeln har svängt mellan de två tidpunkter som ligger till grund för beräkningarna.

Resultaten är sammanställda i Bilaga 9. För t.ex. typområde B och grundvattenmiljö 4 behövs det 19 prover för att kunna säkerställa en förändring på 10 % i alkalinitet, medan 5 prover är tillräckligt för att kunna upptäcka en förändring på 20 %, givet att förändringen har inträffat. I detta område tas det idag nio prover per år, så med dagens program går det att upptäcka en förändring på 20 % från provtagning till en annan, men inte förändringar på 10 %.

För andra variabler eller i andra regioner är variationen så stor att det i teorin kommer att ta tusentals år innan en förändring på 20 % kan upptäckas. Sådana tidsserier är givetvis inte något som kan åstadkommas i praktiken. I dessa fall kan man endast konstatera att variationen är så stor att det inte går att upptäcka någon riktad förändring som är större än den naturliga variationen. Den stora variationen beror dock till en viss del på att det är få källor per grupp. I snitt är det fem källor per grupp (std.av. = 5,3). Flera kombinationer av grundvattenmiljö och typområde är representerade med ett enda prov. Generellt gäller att variationen minskar med ökande provstorlek och i fallen med bara ett prov per grupp är variationen säkerligen överskattad.

Generell diskussion

I denna studie har jag undersökt möjligheter till att upptäcka olika stora årliga förändringar i regionsmedelvärde efter 6, 12 eller 18 års provtagning. Resultaten är idealiserade modeller över en möjlig framtida förändring. Det finns ingen anledning att anta att någon av de modellerade variablerna kommer att förändra sig så i verkligheten. Detta behöver dock inte vara ett problem om man vid analys av data ser till total förändring under en studerad period. Om en variabel förändrat sig t.ex. 35 % under 12 år är detta en trettiofemprocentig förändring oavsett vilka värden som variabeln haft under åren mellan. För tolkningen av förändringen är det däremot av stor vikt att veta hur en variabel varierar med tiden. Den förändring som observeras efter 12 år kan vara en topp eller dal i en naturlig cykel, och är då inget problem. Är förändringen däremot ett resultat av en kontinuerlig trend över tiden bör det ske en uppföljning.

Resultaten i denna studie gäller för hela regioner, vilket inte är detsamma som resultat från studier av enskilda objekt. Eftersom hela regioner varit bas för beräkning av variation har variationen i många fall förmodligen blivit högre än om man använt en finare indelning, eller stratifierat efter t.ex. storlek. En finare regionsindelning leder dock till färre stationer per region, och med få objekt ökar oftast variationen. Därför gäller det att inte välja för små områden vid en finare regionsindelning än den som

använts i denna studie. En sådan indelning i mindre grupper ska dock inte förväxlas med studier av enskilda objekt. För studier av trender inom en enskild station gäller helt andra förutsättningar för styrkeberäkningar än de metoder som använts i denna studie. Därför går det inte att översätta de regionbaserade resultaten i denna studie till utsagor om styrka i studier av enskilda objekt.

Som framgår av diagrammen i bilagorna har några av de variabler som ingår i övervakningen av sötvatten så stor variation att det inte går att upptäcka en regionsbaserad förändring, inom de ekonomiska ramar som miljöövervakningen har att hålla sig inom. Detta behöver dock inte vara ett problem. De olika kvalitetsfaktorerna består av en uppsättning variabler och det är inte alla variabler inom en kvalitetsfaktor som har låg styrka. För alla kvalitetsfaktorer utför man provtagningen efter en manual. För de biologiska faktorerna beräknar man därefter olika variabler utifrån de taxa man fångar i proverna. För kemiska variabler analyseras på motsvarande sätt oftast hela paket av substanser. Eftersom de olika variablerna kommer i paket kan man t.ex. inte utesluta en variabel från provtagningen bara för att just den variabeln råkar ha låg styrka. Dessutom kan en variabel ha låg styrka i den här studien, men ändå vara värdefull ur många andra synpunkter. Detta gäller t.ex. järn i grundvatten som har mycket låg styrka, men som är viktigt för bestämning av redox-förhållanden.

Ett genomgående resultat är att det efter sex års årlig provtagning är svårt att kunna upptäcka små till måttliga förändringar. Detta gäller i stort sett samtliga undersökta variabler. Variationskoefficienten kan ge en approximation om hur många års provtagning som kommer att behövas. För variabler med variationskoefficienter upp till ca 0,5 är kurvorna i bilagorna 2 - 8 relativt snäva. För koefficienter större än ca 1 blir kurvorna däremot flacka och når i många fall inte upp till 80 % styrka. Dessa siffror är givetvis generaliseringar. Som framgår av texten i inledningen beror styrkan på fler faktorer än variation. Antalet prover är den faktor som ligger närmast till hands att justera för att påverka styrkan. Allmänt gäller att ju fler stationer per region desto högre styrka. En slutsats från denna studie är dock att om variationskoefficienten för en variabel är högre än ca 1,5 är det av ekonomiska skäl omöjligt att kompensera den stora variationen med fler prover, för att på så sätt erhålla en högre styrka. En bättre strategi är därför att försöka minska variationen.

Referenser

- Anonym. 2005. Revidering av bedömningsgrunder för fisk i sjöar och vattendrag. Avtal nr 50 204. Slutrapport. Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet, 1-19.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., Furse, M. T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17, 333-347.
- Cemagref. 1982. Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q.E. Lyon A.F. Bassin Rhône-Méditerranée-Corse, 218p.
- Fölster, J., Sandin, L., Wallin, M. 2004. A suggestion to a typology for Swedish inland surface waters according to the EU Water Framework Directive. Rapport 2004:13. Institutionen för miljöanalys, SLU.
- Hatch, S. A. 2003. Statistical power for detecting trends with applications to seabird monitoring. *Biological Conservation* 111, 317-329.
- Illies, J. 1978. *Limnofauna Europaea*. Gustav Fisher Verlag, Stuttgart.
- Johnson, R. K., Goedkoop, W. 2006. Revidering av bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag - Projekt 502 0510. Rapport 2006:5. Institutionen för miljöanalys, SLU, 1-80.
- Kahlert, M. 2004. Redovisning av uppdraget "Framtagande av typologi/regionspecifik påverkansbedömning och klassgränser". Rapport till Naturvårdsverket.
- Kahlert, M. 2005. Redovisning av uppdraget "Övervakning av miljötillståndet. Revision – påväxtalger" Delprojekt 1: Förslag till nationellt stationsnät för kiselalgsövervakning. Rapport till Naturvårdsverket.
- Kelly, M. G., Whitton, B. A. 1995. The trophic diatom index: a new index for monitoring eutrophication in rivers. *Journal of Applied Phycology* 7, 433-444.
- Lewin Pihlblad, L., Aastrup, M. 2005. Underlag för revidering av miljöövervakning av grundvatten inom Sötvattensprogrammet. SGU-rapport 2005:9.

- Naturvårdsverket. 2006. Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004: 660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Naturvårdsverkets författningssamling NFS 2006:1.
- Wiederholm, T. 1980. Use of zoobenthos in lake monitoring. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 52, 537–547.
- Willén, E. 2005. Växtplankton i sjöar. Regions- och typspecifika referenssjöar med avseende på växtplankton. Rapport Institutionen för miljöanalys, SLU.
- Willén, E. 2006. Planktiska alger i sjöar. Bedömningsgrunder. Rapport 2006:4. Institutionen för miljöanalys, SLU.

Bilaga 1

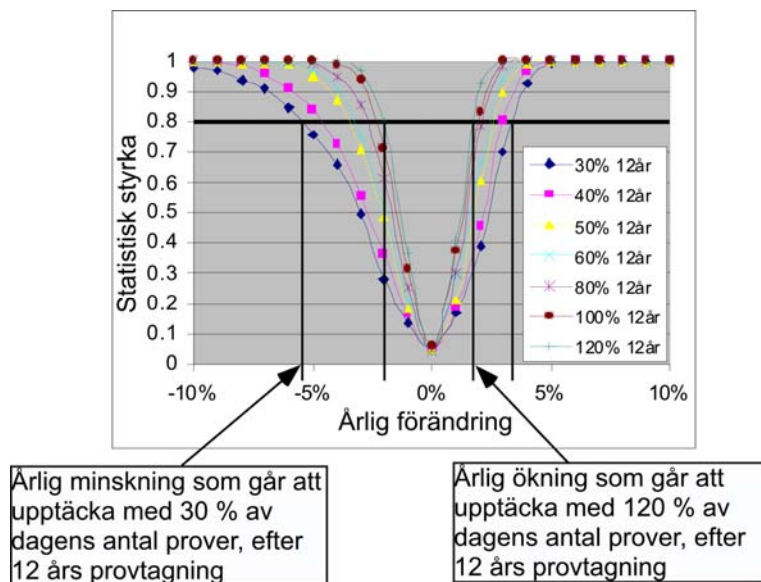
Förklaring till diagrammen i Bilaga 2 - 8

I bilagorna 2 - 8 presenteras resultaten från modellering av möjligheten att kunna upptäcka en trend hos några av de variabler som ingår i övervakningen av sötvatten. Alla diagram är uppbyggda efter samma princip:

- x-axeln visar procentuell årlig förändring,
- y-axeln visar statistiska styrka,
- de olika kurvorna inom ett diagram visar styrkan för olika stora program. De flesta kurvorna visar styrka för kommande program med 30 - 120 % av dagens antal stationer i en region. I de fall dagens antal stationer är för få för att kunna minskas med en given procentsats är istället olika antal lokaler modellerade.

Förändringar som resulterar i en styrka högre än 0,8 anses vara möjliga att upptäcka. I figur 4 är den årliga förändring som kan upptäckas efter tolv års provtagning markerad för två olika stora program. Den yttre, blåa, kurvan visar styrka för ett program som omfattar 30 % av dagens antal stationer. Med detta program kan man upptäcka en trend motsvarande en årlig minskning på ca 6 %, eller en årlig ökning på ca 3,5 %. Den inre, gröna, kurvan visar styrkan för ett program med 120 % av dagens antal stationer. Detta större program klarar av att detektera en minskning på ca 2,5 % per år, eller en ökning på ca 2 % per år. Enligt figur 2 motsvarar detta ca 26 % total minskning och ca 27 % total ökning efter hela tolvårsperioden.

De data som ligger till grund för beräkningarna är regionmedelvärde och roten ur medelkvadratsumman för varianskomponenten "år" i en variansanalys (se metoder för utförligare beskrivning). Dessa data presenteras i rad två i tabellerna i bilagorna 2 -9. I rad ett i tabellerna presenteras geografisk region och antal provtagna stationer från respektive region.

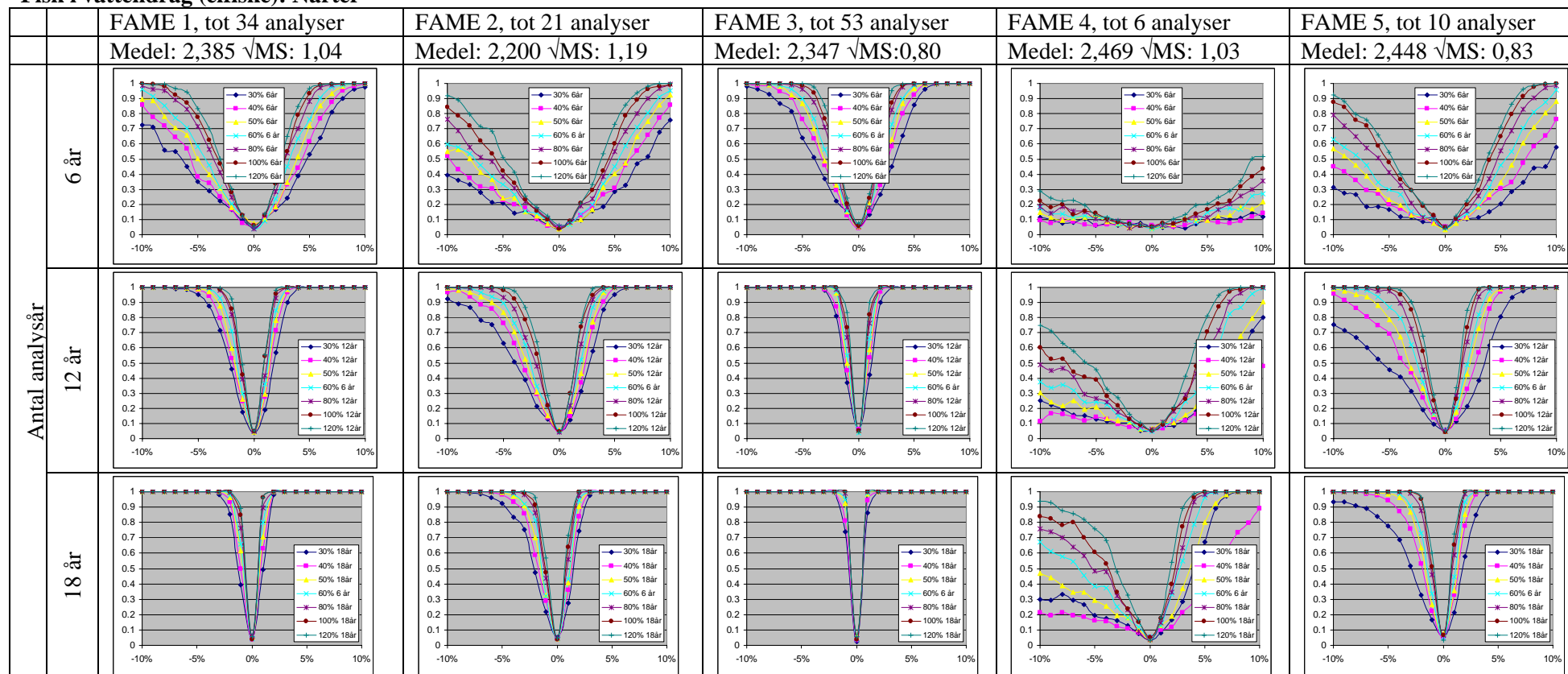


Figur 4. Illustration av hur diagrammen i bilagorna 2 - 8 ska tolkas. Kurvorna i detta exempel gäller för 12 års årlig provtagning för en variabel i en geografisk region.

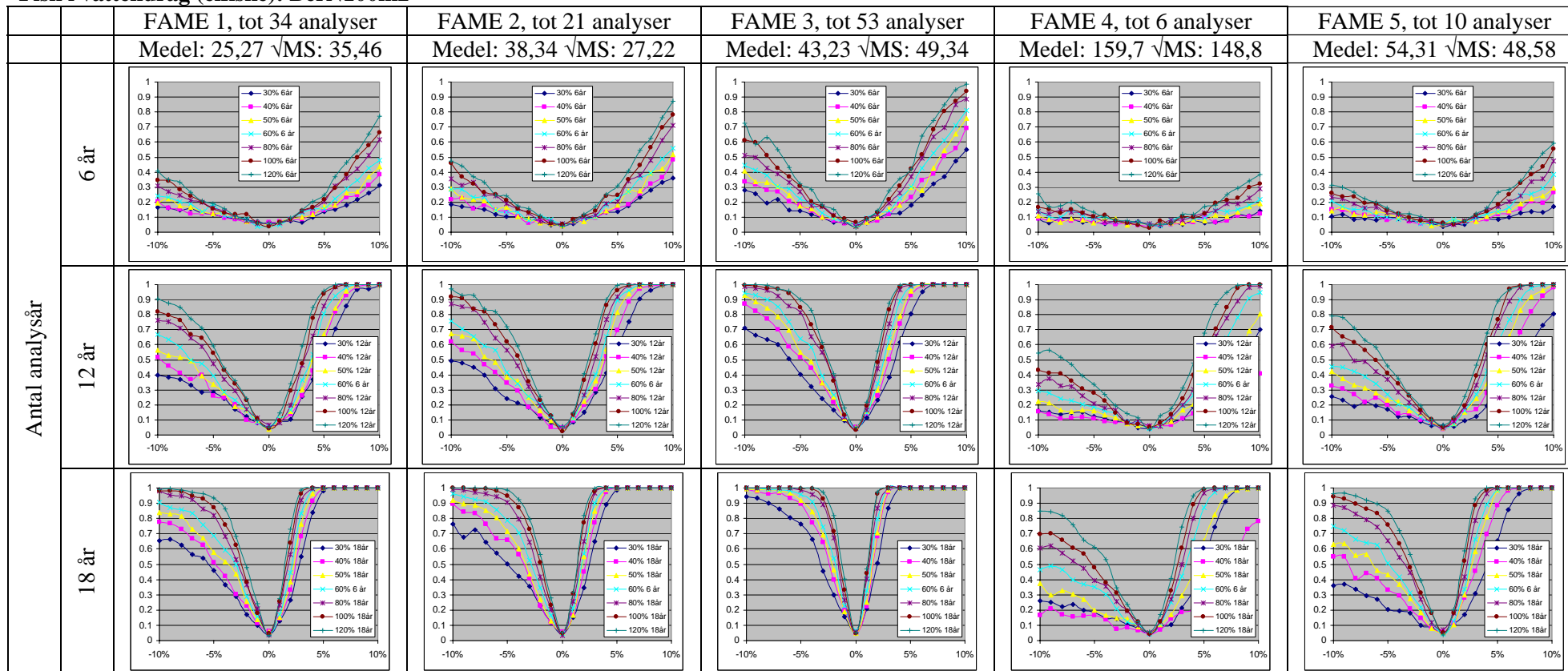
Bilaga 2 – Fisk i vattendrag (elfiske)

Se bilaga 1 för beskrivning av hur diagrammen ska tolkas

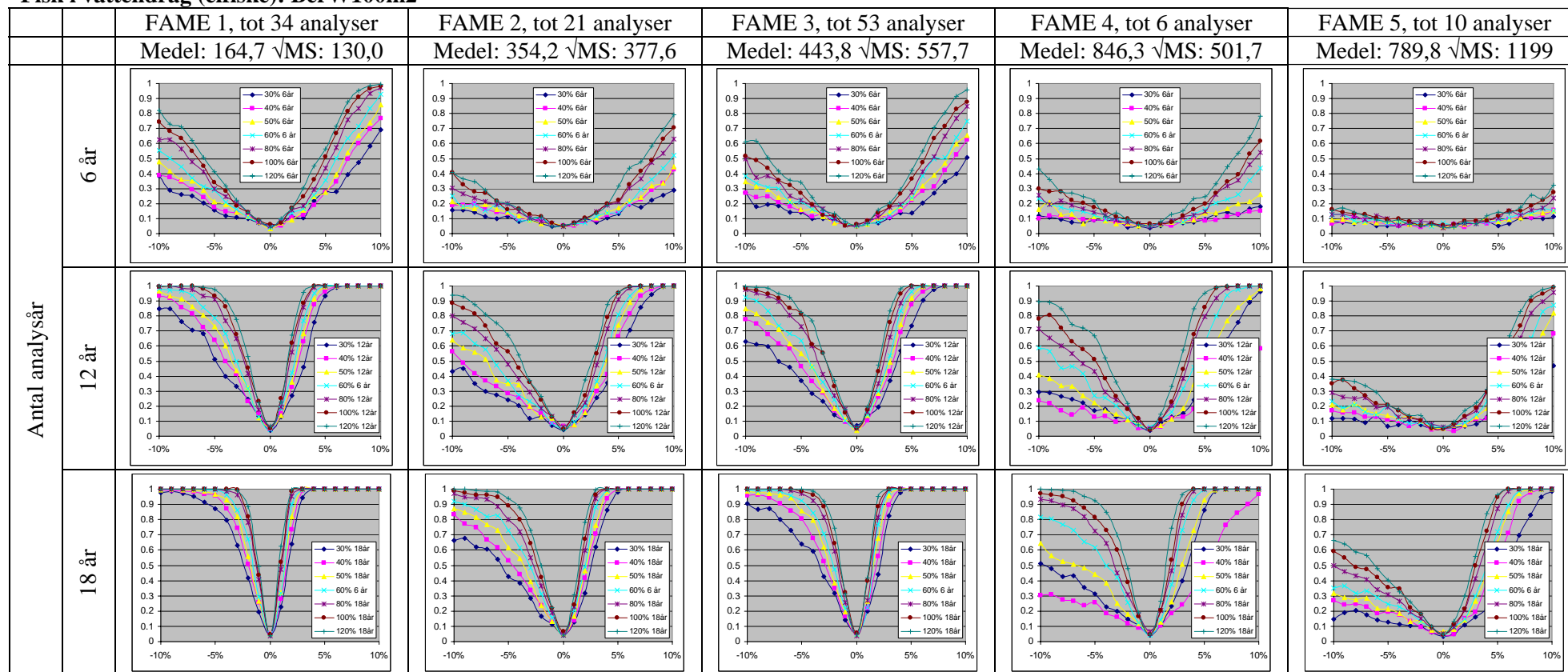
Fisk i vattendrag (elfiske): Narter



Fisk i vattendrag (elfiske): BerN100m2



Fisk i vattendrag (elfiske): BerW100m2



Fisk i vattendrag (elfiske): Medelkla

