

Preliminär bedömning av ekologisk status utifrån fiskfaunan

KERSTIN HOLMGREN
ERIK DEGERMAN
ANDERS KINNERBÄCK
BERIT SERS
Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium

Ansvarig utgivare: Bengt Strömblom
Redaktionskommitté: Ingemar Berglund, Torbjörn Järvi,
Kerstin Holmgren, Erik Degerman, Anders Kinnerbäck, Berit Sers.

För beställning kontakta:
Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet
Stångholmsvägen 2, 178 93 Drottningholm
Telefon: 08-699 06 06
eva.sers@fiskeriverket.se

Kostnad 50 kr, inklusive moms. Porto tillkommer.
Rapporten kan också laddas ned från Fiskeriverkets hemsida:
www.fiskeriverket.se

Omslag tryckt på Conqueror Texture miljövänligt papper.
Inlaga tryckt på obestruket miljövänligt papper.
Tryckt i 50 ex, december 2004. Intellecta Docusys, Västra Frölunda

ISSN 1404-8590

Preliminär bedömning av ekologisk status utifrån fiskfaunan

KERSTIN HOLMGREN
ANDERS KINNERBÄCK
Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet
Stångholmsvägen 2, 178 93 Drottningholm
kerstin.holmgren@fiskeriverket.se
anders.kinnerbäck@fiskeriverket.se

ERIK DEGERMAN
BERIT SERS
Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet
Pappersbruksallén 22, 702 15 Örebro
erik.degerman@fiskeriverket.se
berit.sers@fiskeriverket.se

Innehåll

Summary	5
Sammanfattning	6
Bakgrund	7
Ekologisk status i sjöar bedömt utifrån nätprovfiske	8
Ingående data	8
Metodik	8
Resultat	9
Ekologisk status i vattendrag bedömt utifrån elfiske	12
Ingående data	12
Preliminär revidering av bedömningsgrunderna för vattendrag	12
Utfall av det reviderade FIXV jämfört med tidigare	15
Metodik	15
Resultat	16
Sammanvägning av vattendrag och sjöar	18
En jämförelse av situationen i sjöar och vattendrag	18
Metodik för sammanvägning	19
Resultat	20
Diskussion	22
Referenser	23
Tack	23

Summary

The Water Framework Directive (WFD) states that each member country in EU must report the ecological status of the ground and surface waters in 2005. Fish may be used as an indicator of the environmental quality of surface waters. As a guideline for the assessment work previously developed national assessment models (Environmental Protection Agency, 1999) was used.

The National Board of Fisheries used the databases on test-fishing in lakes (NORS; NatiOnal Registry of Survey test-fishing) and electric fishing in running

waters (SERS; Swedish Electrofishing RegiSter) as a base to produce an assessment comprising 1 458 lakes and 11 824 electric fishing sites.

The evaluation was made for lakes and running waters separately, but also a joint assessment was produced. This showed that approximately 51 % of investigated river basin areas had high or good status, while approx. 45 % had intermediate status. Worse condition was only reported from 4 % of the areas. Generally the status was lower in running waters as compared to lakes.

Sammanfattning

EU:s Ramdirektiv för vatten innehåller bestämmelser om att medlemsländerna skall rapportera den ekologiska statusen på sina yt- och grundvatten år 2005. Som underlag för denna bedömning av miljökvaliteten kan man använda vissa biologiska indikatorer, t.ex. fisk. Naturvårdsverket med andra berörda myndigheter och institutioner har i annat sammanhang tidigare tagit fram en metodik för hur en bedömning kan ske ("Bedömningsgrunder för miljökvalitet"). Bedömningsgrunderna är dock inte helt anpassade till kraven i Ramdirektivet.

I denna rapport används befintliga bedömningsgrunder för att fastställa statusen i sjöar och vattendrag utifrån inrapporterade undersökningar till Fiskeriverkets Sötvattenslaboratoriums databaser Nationellt Register över Sjöprovfisken (NORS) samt Svenskt ElfiskeRegister (SERS).

För sjöar har den framtagna bedömningsmodellen kunnat användas direkt, medan det för vattendrag har befunnits nödvändigt att justera indexet för att öka upplösningen. Totalt kunde provfisken från 1 458 sjöar och 11 824 vattendragssträckor utgöra underlag. Detta möjliggjorde en bedömning av 575 delavrinningsområden av totalt 1 024 identifierade i Sverige som helhet.

Resultatet presenteras dels sjöar för sig, dels vattendrag för sig, del som ett sammanviktat värde per delavrinningsområde. Vid den sammanviktade bedömningen befanns ca 51 % av områdena vara av hög eller god status, ca 45 % av intermediär status och ca 4 % av sämre status. Generellt bedömdes situationen vara sämre i vattendrag än i sjöar.

Bakgrund

Föreliggande arbete har utförts på uppdrag av Naturvårdsverket, som i sin tur har ett regeringsuppdrag avseende EU-rapportering i mars 2005, enligt ramdirektivet för vatten. Vårt uppdrag syftade till att sammanställa data och rapportera in en preliminär bedömning av ekologisk status utifrån fiskfaunan inom av Naturvårdsverket utvalda områden. För sötvatten valdes samma delavrinningsområden som tidigare användes i ett rikstäckande projekt för beräkning av vattenburen belastning av närsalter och metaller till havet, dvs. 1 024 s.k. TRK-områden (Transport-Retention-Källfördelning, Brandt och Ejhed 2000). SMHI bistod med det digitala kartunderlaget. TRK-områdenas areal visade sig variera från 14,8 – 5 792,6 km².

En grundläggande förutsättning var att vi skulle utgå från befintliga data i Nationellt Register över Sjöprovfisken (NORS) och Svenskt ElfiskeRegister (SERS). Där finns de data som förvaltas av de nationella datavårdarna för provfisken i sjöar och vattendrag (www.fiskeriverket.se). Mätdata för varje vattenförekomst skulle klassas utifrån befintliga bedömningsgrunder. Bedömningarna skulle sedan vägas ihop till en bedömning per rapporteringsområde. Områden utan mätdata skulle lämnas utan bedömning.

Befintliga bedömningsgrunder innefattar i första hand de fiskindex (FIX) som är en del av "Bedömningsgrunder för Miljö-kvalitet" i sjöar och vattendrag (Appelberg m.fl. 1999). Bättre anpassade bedömningsgrunder är fortfarande under utveckling (Pettersson och Pakkasmaa 2004). Bedöm-

ningsgrunderna för fisk i sjöar används regelbundet, bland annat i den årliga rapporteringen om utförda provfisken i nationella övervakningsprogram (t.ex. Dahlberg 2004). Vid användning av bedömningsgrunderna för fisk i vattendrag på liknande sätt, blir det dock uppenbart att klassgränserna för den sammanvägda bedömningen är för lågt satta (Dahlberg och Bergquist 2003, Sandin m.fl. 2003). I praktiken finns det redan alternativa bedömningsgrunder för miljö tillstånd i kustvattendrag med hjälp av fisk (Degerman m.fl. 2004). För att tillämpa dessa på registrerade elfisken i SERS krävs dock kompletterande omgivningsdata, som inte fanns tillgängliga under tidsramen för detta uppdrag. Gemensamt för alla nämnda bedömningsverktyg är att de genererar bedömningar i fem diskreta klasser, förutsatt att data är insamlade via standardiserade undersökningstyper i "Handbok för miljöövervakning" (www.naturvardsverket.se).

Vi valde att börja med separata inventeringar av vilka vattenförekomster och områden som kan bedömas utifrån nätprovfisken (sjöar) respektive elfisken (vattendrag). Därefter genomfördes preliminära sammanvägda bedömningar för de områden där det fanns data från både nätprovfisken och elfisken. Beräkningar har skett med SPSS statistikprogram (version 12.0) och samtliga datafiler har sparats i SPSS sav-format på Fiskeriverkets server i Drottningholm och Örebro. Ett urval av resultaten, inklusive bedömningar per TRK-områden, har kopierats till excel-format inför leverans till SMHI.

Ekologisk status i sjöar bedömt utifrån nätprovfiske

Ingående data

När arbetet inleddes fanns det 4 598 registrerade provfisken från 2 435 sjöar i Nationellt Register över Sjöprovfisken (NORS, www.fiskeriverket.se). En genomgående

princip var att begränsa analysen till mätdata från den senaste tioårsperioden (1994-2003), vilket reducerade datamängden till 2 377 provfisken i 1 458 sjöar.

Metodik

Fiskindexet för sjöar (FIXS) består av nio indikatorer (Appelberg m.fl. 1999), baserat på fångsten i ett enskilt provfiske. Tre av indikatorerna klassas direkt i avvikelser från 1-5. De övriga sex indikatorerna uttrycks först som kvoter mellan observerade värden och jämförvärden, beräknade utifrån sjöns area, maxdjup och höjd över havet. Beräknade kvoter klassas sedan i avvikelser från 1-5. Medelvärde av alla avvikelseklasser klassas till slut som en sammanvägd bedömning från 1-5. Denna avvikelseklassning får tills vidare motsvara tillståndsklassning enligt terminologin i ramdirektivet för vatten. Klasserna kan dock inte självklart översättas till hög, god, måttlig, otillfredsställande respektive dålig status. Beroende på underlagsmaterialets karaktär, så handlar det om avvikelser från ett typiskt snarare än ett opåverkat tillstånd.

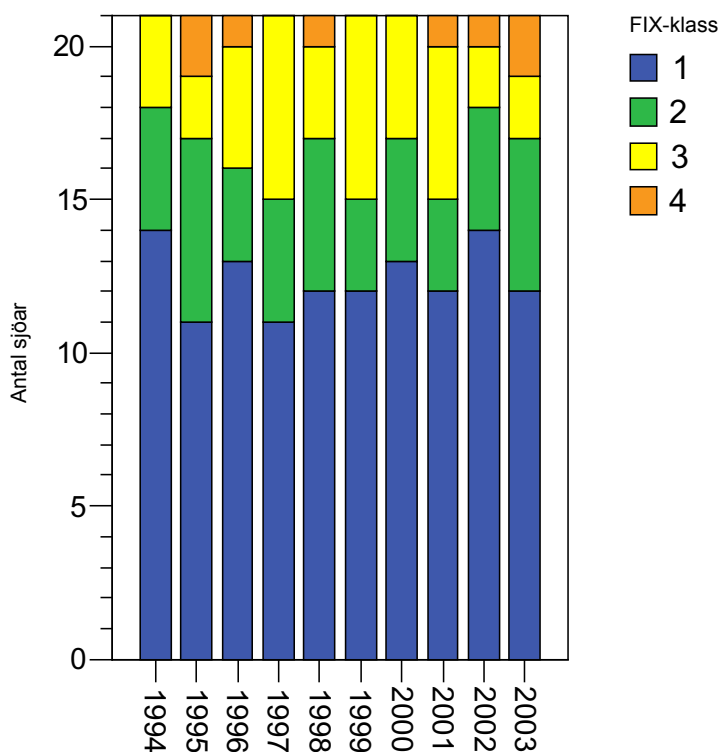
Rent tekniskt kan FIXS beräknas för samtliga provfisken i NORS, men om kriterierna för standardiserade provfisken inte är uppfyllda, bör resultaten användas med försiktighet. I föreliggande arbete jämförde vi utfall baserade på samtliga provfisken respektive endast standardiserade prov-

fisken. I det senare fallet införde vi också restriktioner med avseende på sjöns storlek och altitud, genom att bara inkludera sjöar inom 10 – 5 000 ha och belägna lägre än 500 m över havet.

De flesta sjöarna i NORS har bara provfiskats en gång under 1994-2003, medan ett mindre antal har provfiskats varje år inom nationella övervakningsprogram. Resultat från årliga provfisken visar att FIXS varierar mellan år i enskilda sjöar (Figur 1), men det finns ingen generell trend mot högre eller lägre tillstånd under tioårsperioden. Sjöar som har provfiskats mer än en gång fick därför representeras av medianvärdet av FIXS.

Arbetsgången från bedömningar utifrån enskilda provfisken till en bedömning per TRK-område kan sammanfattas enligt följande:

1. Bedömning av varje enskilt provfisketillfälle med FIXS.
2. Medianvärdet av alla provfisketillfällen i en sjö blir sjöns FIXS.
3. Medelvärde av FIXS i alla provfiskade sjöar i ett TRK-område beräknas.
4. Detta medelvärde avrundas till heltal (1-1,5 = 1; 1,51-2,5 = 2, ...; 4,51-5 = 5).



Figur 1. Variation mellan år i fördelning av fiskindex (FIXS) i 21 sjöar nedanför fjällen. Sjöarna provfiskas varje år inom ramen för nationell miljöövervakning och kalkningseffektuppföljning. Klass 1 motsvarar ett fisksamhälle med ingen eller obetydlig avvikelse från jämförvärden. Notera att ingen av sjöarna hade mycket stor avvikelse (klass 5)

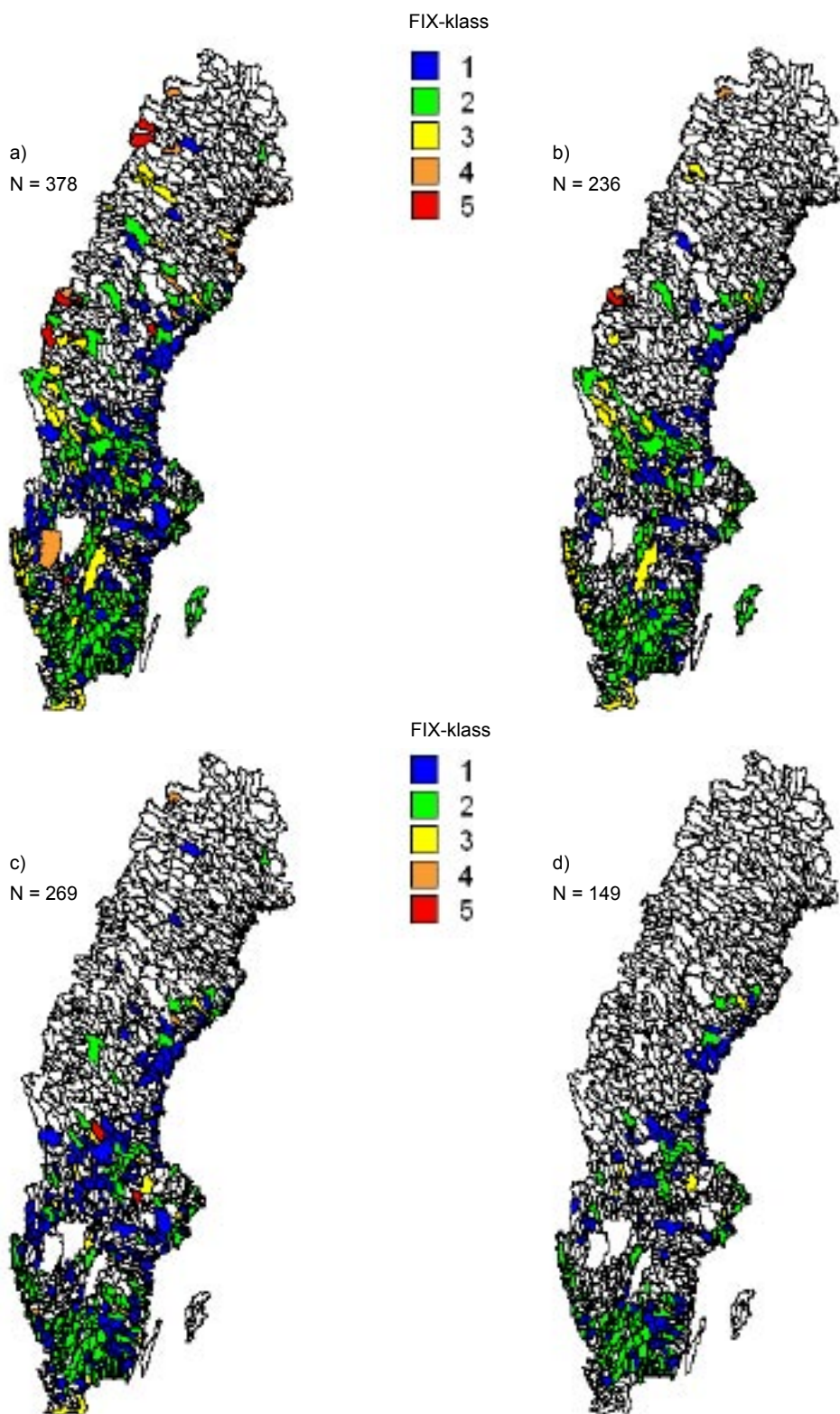
Resultat

Antalet TRK-områden som kunde bedömas var inte oväntat beroende av vilka restriktioner som sattes på ingående data. Under 1994-2003 fanns det minst en provfiskad sjö i 378 områden (Figur 2a) och minst två provfiskade sjöar i 236 områden (Figur 2b). Med restriktionen om minst två sjöar, så ökade andelen områden bedömda i klass 2, från 44,7 till 56,4 % av bedömda områden. Det beror på att det föll bort relativt fler av de områden som i det första fallet bedömdes till klasserna 1 och 3-5.

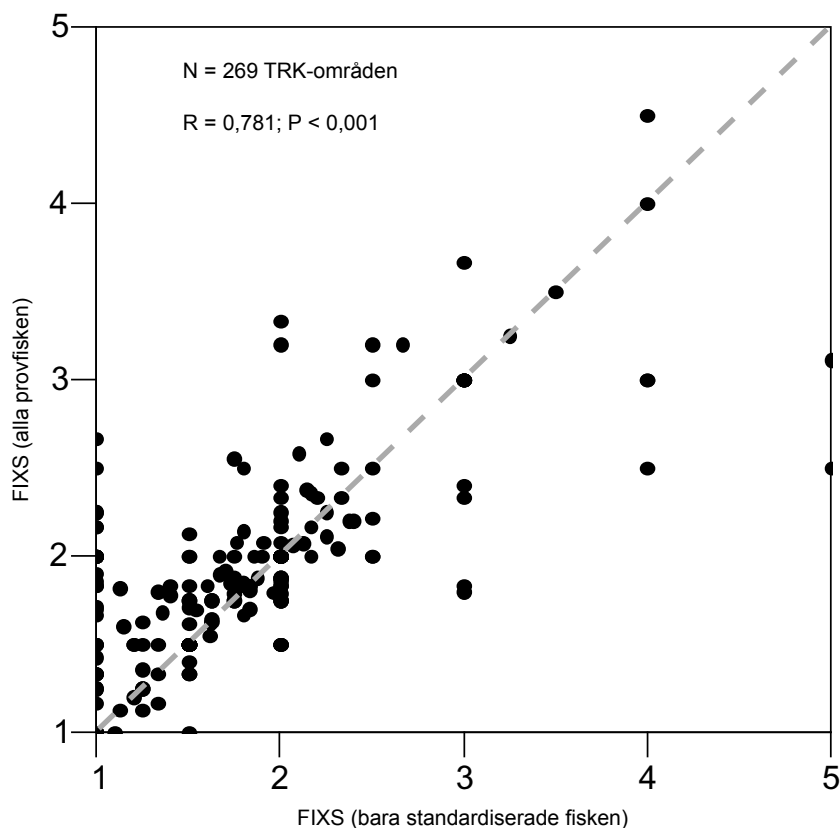
När urvalet begränsades till standardiserade provfisken, så fanns det bara 269 TRK-områden med minst en sjö (Figur 2c) och bara 149 områden med minst två provfiskade sjöar (Figur 2d). I det första fallet hamnade 52,0 % av bedömda områden i

klass 1, 39,8 % i klass 2 och resterande 8,2 % i klass 3-5. Med det andra mer restriktiva urvalet, försköts tyngdpunkten till 51,7 % i klass 2. Andelen områden i klass 1 minskade till 44,3 %, och resterande 4,0 % av områdena återfanns i klass 3-4.

Att begränsa urvalet till bara standardiserade provfisken minskade inte bara antalet områden som kunde bedömas. I de 269 områden där det fanns minst ett standardiserat provfiske, så var det totala antalet provfiskade sjöar i genomsnitt 4,3 per område, medan antalet standardiserat provfiskade sjöar var 3,0. Inom dessa områden var bedömningarna utifrån respektive dataurval positivt korrelerade (Figur 3), men både medelvärdet och det avrundade FIXS blev signifikant lägre när endast stan-



Figur 2 a-d. Tillståndsbedömning av TRK-områden utifrån fiskindex för sjöar. FIXS-klasserna 1-5 motsvaras av färgskalan blått-grönt-gult-orange-rött. N = antal bedömda områden beroende på restriktioner beskrivna i texten.



Figur 3. Tillstånd mätt som medelvärde av fiskindex för sjöar (FIXS) inom TRK-områden, baserat på alla provfisken respektive bara på standardiserade fisken. R är Pearson's korrelationskoefficient och 1:1-linjen är streckad.

dardiserade provfisken fick utgöra underlag till bedömningen (medeldifferens 0,105 respektive 0,115, parade t-tester, $N = 269$, $P < 0,001$). Skillnaden kan möjligen bero på att de sjöar som har fiskats standardiserat i genomsnitt faktiskt har högre status än övriga sjöar. Registrerade provfisken har nämligen utförts med olika syften, och de utgör således inget slumpmässigt urval av samtliga sjöar inom respektive TRK-område.

En alternativ förklaring är att provfisken som inte uppfyller kriterierna för standardiserat fiske riskerar att hamna i sämre tillståndsklass. Risken att missa arter minskar med fler antal nät i provfisket, samtidigt som säkerheten i uppskattning av antal individer och biomassa ökar (Degerman m.fl. 1988).

En del provfisken i NORS avviker ganska lite från den standardiserade proceduren, men är ändå registrerade som oklassificerade eller inventeringsfisken.

Inom den begränsade tidsramen var det inte möjligt att särskilja små från större avvikelser. Därför bör den preliminära tillståndsklassningen begränsas till sjöar där standardiserade provfisken har utförts. Bedömningsgrunderna är dessutom dåligt anpassade för naturligt artfattiga fjällsjöar. Bedömning av sjöar över 500 m över havet bör därför göras med stor försiktighet (Appelberg m.fl 1999). Samma princip bör nog gälla för den nationella referenssjön Abiskojaure, trots att den ligger strax under den rekommenderade höjdgränsen.

I det idealiska fallet bör förstås minst två sjöar utgöra underlag för bedömning av större TRK-områden. Eftersom en sådan begränsning ger en kraftig reduktion av områden som kan bedömas, så har vi tillsvi-dare låtit bedömningar från områden med bara en sjö med standardiserat provfiske ligga kvar i det material som vi levererar till SMHI. Däremot har vi kompletterat bedömningarna med uppgifter om hur många sjöar som ingår i underlaget.

Ekologisk status i vattendrag bedömt utifrån elfiske

Ingående data

Föreliggande analys har genomförts på samtliga inrapporterade elfisketillfällen till Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS) inregistrerade fram till och med den 14 september 2004. Totalt omfattar detta 29 855 elfisketillfällen. För att kunna applicera befintliga bedömningsgrunder krävs att vattendragets bredd, avfiskad areal och samtliga fisklängder skall ha inrapporterats. Elfis-

ketillfällen där så ej skett har ej medtagits och antalet tillgängliga elfisketillfällen reducerades. Utav dessa återstående elfisketillfällen har medtagits endast de som skett under perioden 1994-2003, vilket valts som redovisningsperiod. Efter dessa reduktioner av data återstod 11 824 elfisketillfällen fördelade på 5 654 elfiskelokaler.

Preliminär revidering av bedömningsgrunderna för vattendrag

Det har flera gånger påpekats att de befintliga bedömningsgrunderna för vattendrag utgående från elfiske (Naturvårdsverket 1999) är behäftade med flera svagheter. En del av dessa emanerar från att systemet byggts upp så att tillståndet beskrivs som en avvikelse från medelvärdet i databasen, dvs. tillståndet beskrivs inte som en avvikelse från ett opåverkat referenstillstånd. Detta innebär att om medelvärdet av data i SERS består av något påverkade vatten så kommer detta att betraktas som normal-tillståndet. Ett mindre påverkat vattendrag skulle potentiellt kunna bedömas ha ett avvikande tillstånd, trots att det är mer ursprungligt.

I de befintliga bedömningsgrunderna ingår flera lämpliga indikatorer (s.k. metrics), som antal arter, antal individer, andel laxfisk, försurningspåverkan bedömd

från fisk etc. För varje indikator görs en jämförelse mellan observerat och predikterat värde. Avvikelsen beskrivs i en skala 1 till 5. Det stora problemet uppstår när dessa indikatorer skall sammanvägas till en samlad bedömning (FIXV; FiskIndeX för Vattendrag). Genom de klassgränser som satts (Naturvårdsverket 1999; sid. 218, nederst i Tabell 7) blir det dålig upplösning (känslighet). Det framgår inte av texten hur dessa klassgränser satts.

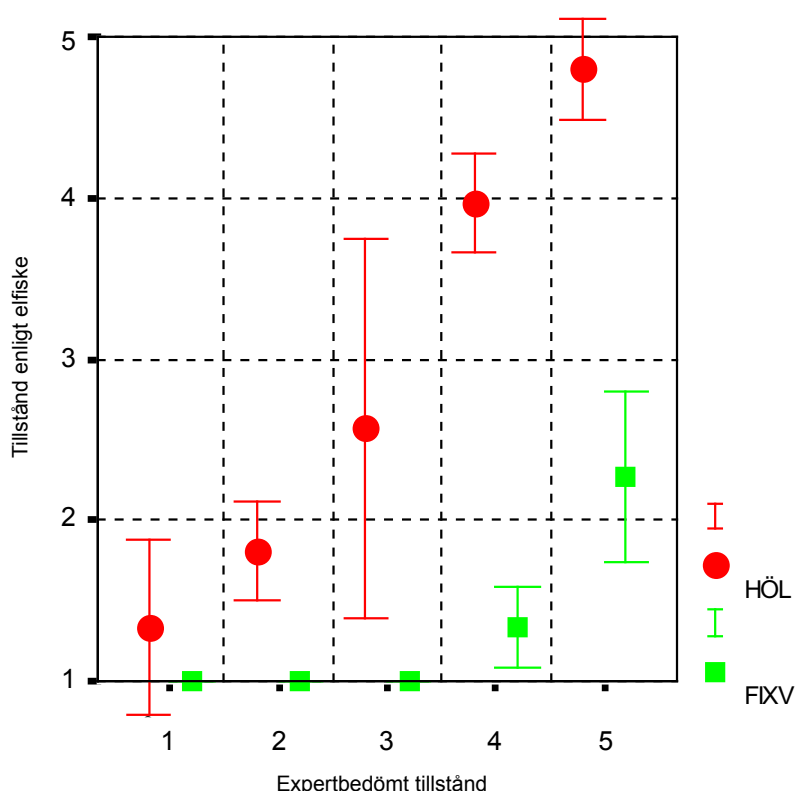
Med stöd från Naturvårdsverket genomfördes våren 2004 ett arbete med att ta fram nya bedömningsgrunder för kustvattendrag med habitat för lax och havsöring (Degerman et al. 2004). Detta index (HÖL; HavsÖring och Lax) togs fram på ett korrekt sätt genom jämförelse med "opåverkade" referenslokaler. Tillståndet på lokalerna bedömdes av experter med stöd av

vattenkemiska data, fältbesök och GIS. Det nya indexet (HÖL) gav god överensstämmelse med expertbedömt tillstånd. För att studera hur HÖL och FIXV lyckas beskriva tillståndet (expertbedömt utan tillgång till elfiskedata) gjordes en körning på 104 elfiskelokaler i 52 vattendrag (Figur 4).

Av Figur 4 framgår åter den dåliga upplösningen i FIXV. Trots detta är FIXV den enda bedömningsmodell som kan tillämpas i dagsläget på samtliga elfiskelokaler/vattendrag. Detta eftersom HÖL är begränsat till kustvattendrag med lax och/eller havsöring. Under hösten 2004 kommer det europeiska indexet FAME att vara klart för användning. Det kan dock inte appliceras förrän ett antal kompletterande data tagits fram för elfiskelokaler i SERS (avstånd till källor, berggrundstyp, årsmedeltemperatur m.fl. uppgifter). Detta kommer att ta avsevärd tid att ta fram och vi har idag inga resurser avsatta till detta.

För innevarande sammanställning av tillståndet bedömt från elfisken i vattendrag har därför beslutats att preliminärt revidera FIXV utgående från en jämförelse med den expertbedömning som gjordes vid arbetet med framtagandet av HÖL.

Innan den sammanvägda bedömningen av FIXV beräknas medelvärdet av indikatorerna (var och en med ett heltalsvärde från 1 till 5). Medelvärdet av indikatorerna klassas sedan till tillståndsklasserna 1 till 5. Just denna klassning orsakar okänsligheten i FIXV och är här föremål för en preliminär justering. Initialt beräknades medelvärdet av indikatorerna för respektive expertbedömd tillståndsklass (Tabell 1). Anova visade att det förelåg signifikanta skillnader i medelvärdet för indikatorerna mellan expertbedömda tillstånd 1 till 5 ($df = 4, n = 104, p < 0,001$).



Figur 4. Expertbedömt tillstånd (1–5) mot HÖL (HavsÖring och Lax) respektive FIXV (Fiskindex-Vattendrag), vilka båda har beräknats utgående från elfiskeresultatet på lokalerna.

Tabell 1. Medelvärde av indikatorerna ingående i fiskindex för vattendrag (FIXV) för respektive expertbedömd tillståndsklass (från arbetet med HavsÖring och Lax, HÖL) (n = 104 elfiskelokaler).

Expert-bedömning	FIXV-medelvärdet av ingående indikatorer				5 %-percentil	25 %-percentil	75 %-percentil	95 %-percentil	n
	Median	Medel	95 %-nedre	95 %-övre					
1	1,42	1,5	0,97	2,03	1	1,1	1,78		6
2	1,43	1,54	1,42	1,67	1	1,28	1,75	2,18	46
3	1,57	1,71	1,18	2,25	1	1,28	2,14		7
4	2,57	2,44	2,2	2,67	1,63	1,96	2,74	3,4	30
5	3,71	3,32	2,9	3,75	1,71	2,57	4	4	15

Post-hoc test (Student-Newman-Keuls) visade att klasserna 4 respektive 5 skilde ut sig signifikant från samtliga andra klasser ($p < 0,05$). Klasserna 1-3 var dock inte signifikant skilda. Analysen störs dock av skevhet i antal observationer mellan klasserna och det ringa materialet. Materialet är egentligen inte möjligt att behandla med parametriska test. Därför upprepades testen med motsvarande icke-parametrisk "variansanalys", dvs. Kruskal-Wallis. Återigen skilde det signifikant mellan de fem grupperna ($\chi^2 = 54,3$; $df = 4$; $p < 0,001$). Medelranken per tillståndsklass ökade successivt; 31, 34, 42, 70 respektive 89 från tillståndsklass 1 till 5.

Utgående från detta har vi tillåtit oss att i denna revision fortsatt bibehålla 5 tillståndsklasser. Klassgränserna mellan dessa klasser har satts utifrån 95 %-percentilen för respektive grupp (Tabell 1) utom för tillståndsklass 1 som teoretiskt antagits utgöras av lokaler med medelvärdet 1,0 för indikatorerna (Tabell 2). Övre klassgräns för tillståndsklass 3 har interpolerats från värdena för klass 2 respektive 4.

Vi vill betona att dataunderlaget är för svagt för att göra den föreslagna justeringen på ett strikt objektivt och statistiskt sätt. I och med att revideringen stämts av mot 104 expertbedömda lokaler anser vi dock att den föreslagna revideringen ger en bättre anpassning till reella förhållanden än tidigare bedömningsgrunder. Inom en snar framtid kan det göras en betydligt bättre revidering med hjälp av HÖL respektive FAME, om vi väljer att satsa på det.

Tabell 2. Förslag till nya justerade klassgränser för medelvärdet av indikatorerna för en samlad bedömning av tillstånd, dvs. fiskindex för vattendrag (FIXV).

Tillståndsklass	Medelvärde av indikatorer	
	Nedre gräns	Övre gräns
1	1,00	1,00
2	1,00	2,18
3	2,18	2,79
4	2,79	3,40
5	3,40	5,00

Utfall av det reviderade FIXV jämfört med tidigare

Vid en analys av samtliga inrapporterade elfisken (n = 16 849) som är möjliga att bedöma med FIXV (det krävs fullständig rapportering av bredder, fisklängder etc.) framgick att gamla FIXV gav huvuddelen av elfisketillfällena klassade som tillståndsklass 1 (Tabell 3). Det kan bedömas att det var en orimligt hög andel av elfisketillfällena som bedömdes vara i ett "ursprungstillstånd". Dessutom kan noteras att endast 16,2 % av lokalerna var i tillståndsklass 3 eller högre. Det reviderade FIXV gav en helt annan bild av tillståndet med ca 45 % av elfisketillfällena i tillståndsklass 3 eller högre. Medelvärdet av tillståndsklassningen för respektive metod var 1,4 respektive 2,8.

Tabell 3. Jämförelse av utfall (andel elfisketillfällena i %) av gamla respektive reviderade fiskindex för vattendrag (FIXV) på samtliga fullständigt rapporterade elfisketillfällena (n = 16 849).

Tillståndsklass	FIXV	
	Gamla (%)	Reviderade (%)
1	72,9	6,4
2	10,9	48,9
3	16,2	17,6
4	0	11
5	0	16,1
Summa	100	100

Metodik

Ingående elfisketillfällena har bedömts med FIXV (1-5) och har sedan primärt grupperats per lokal, dvs. ett medianvärde av FIXV för samtliga elfisketillfällena på lokalen har beräknats. Medianvärdet valdes för att inte enstaka höga värden skulle påverka bedömningen. Därefter har medelvärdet per vattendrag beräknats utifrån medelvärdet på enskilda lokaler.

Som vattendrag anges de vattendrag som finns definierade i SMHI:s vattendragsregister, inklusive de tillägg på 130 vattendrag som gjorts vid SERS (totalt ingår 5 789 vattendrag i detta vattendragsregister). Varje vattendrag görs unikt genom att använda mynningskoordinaterna. Om ett och samma vattendrag (unika mynningskoordinater) byter namn längre uppströms har detta ansetts vara ett eget vattendrag i föreliggande arbete. Slutligen

har TRK-område använts för att indela vattendrag. Detta innebär att ett vattendrag (samma mynningskoordinater, samma namn) som rinner genom två TRK-områden betraktas som två skilda vattendrag.

Betraktat på detta sätt finns information från 3 983 unika vattendrag. Dessa betraktas i det fortsatta arbetet som unika vattenobjekt.

Arbetsgången kan kortfattat beskrivas:

1. Bedömning av varje enskilt elfisketillfälle med reviderade FIXV.
2. Medianvärdet av alla elfisketillfällena på en lokal blir lokalens FIXV.
3. Medelvärdet av alla lokaler i ett vattendrag beräknas.
4. Medelvärdet av ingående vattendrag i ett TRK-område beräknas.
5. Medelvärdet avrundas till heltal (1-1,5 = 1; 1,51-2,5 = 2; ...; 4,51-5 = 5).

Resultat

I resultatdelen redovisas samtliga TRK-områden med den klassning som uppkommit. Totalt fanns information från 648 TRK-områden. Medan några områden var mycket välundersökta, t.ex. "KA18" med 272 elfisketillfällen från 86 lokaler fördelade på 44 vattendrag, så var det för 77 områden endast ett elfisketillfälle tillgängligt. Om det dessutom då är ett litet vattendrag som undersökts (avrinningsområde < 10 km²) så får dels slumpen stort spelrum samtidigt som det är tveksamt hur representativt provet är. Uppenbart måste vissa krav ställas på mängden prov som bör ingå för en områdesbedömning. Om kravet är att minst två vattendrag skall vara undersökta i respektive TRK-område, så reduceras antalet bedömningsbara områden (Tabell 4).

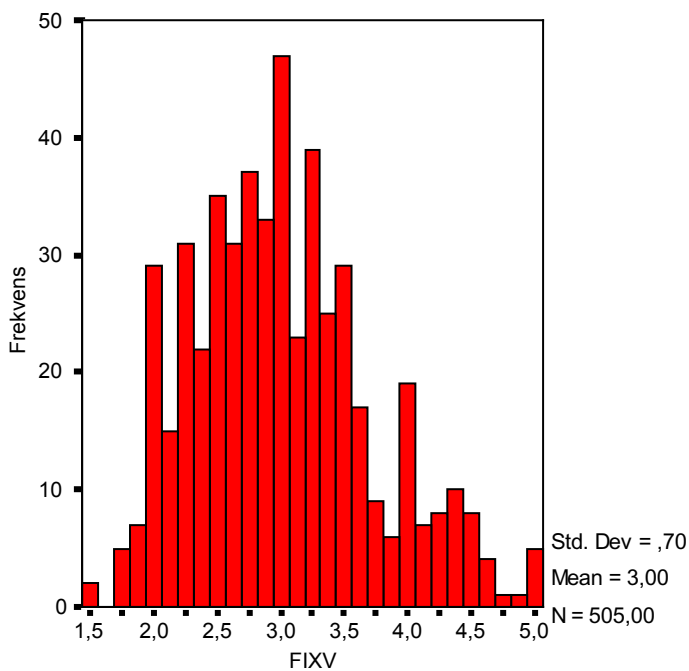
När TRK-områden med färre än två undersökta vattendrag hade eliminerats återstod således 505 områden. I 14 % av fallen ingick endast två lokaler, dvs. en per vattendrag, men i medeltal hade dessa

Tabell 4. Antal TRK-områden som kan ingå i bedömningen beroende på vad som krävs i antal elfisketillfällen, lokaler eller vattendrag.

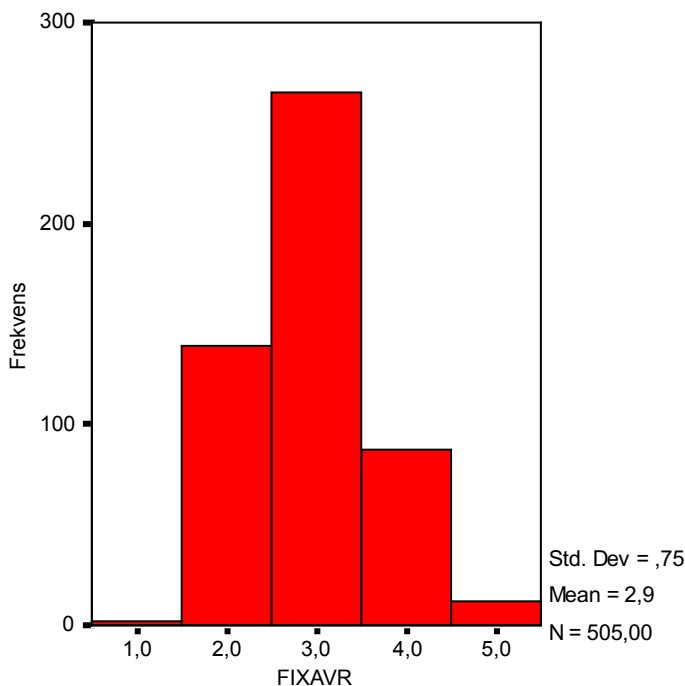
Antal obs.	Elfisketillfällen	Lokaler	Vattendrag
1	648	648	648
2	571	527	505
3	524	449	403
4	484	393	331
5	447	346	281
6	427	308	236

TRK-områden 10 vattendrag per område med 22 elfisketillfällen.

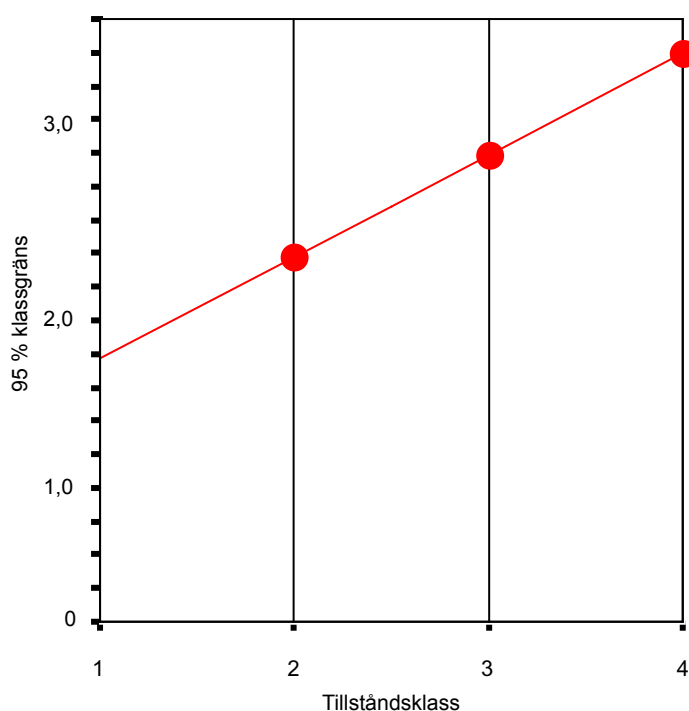
I medeltal var bedömningen (oavrundad FIXV) per område 3,0 (Figur 5). Efter denna avrundning erhöles 27,9 % av områden med en klass av högst 2. Hela 52,3 % av områdena klassades som tillståndsklass 3 (Figur 6).



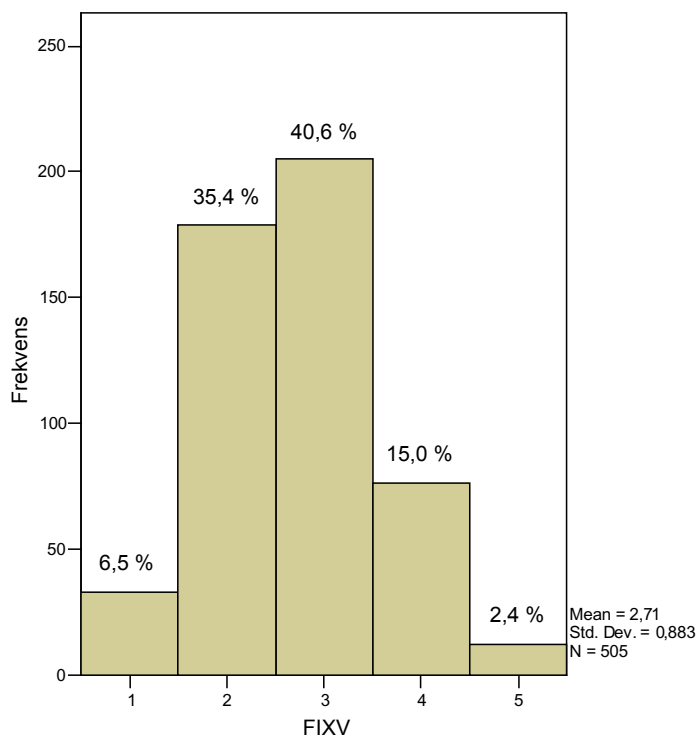
Figur 5. Oavrundat fiskindex för vattendrag (FIXV) per TRK-område (n = 505).



Figur 6. Avrundat fiskindex för vattendrag FIXV per TRK-område.



Figur 7. Extrapolation av övre klassgräns (jämför Tabell 2). Observera att värdet för tillstånd 3 har extrapolerats tidigare.



Figur 8. Slutligt utfall av fiskindex för vattendrag (FIXV) per TRK-område (n = 505) (jämför Figur 6).

Utfallet har en väldig central tendens runt 2-3. Detta kan vara betingat av att klassgränsen för 1 inte kunde bestämmas nöjaktigt (Tabell 1 och 2). Potentiella ettor kan i många fall ha blivit tvåor. Skulle man fortsätta att extrapolera utgående från klassgränserna för tillstånd 2, 3 och 4 kan man anta att klassgränsen för tillstånd 1 skulle vara 1,6 (Figur 7). Vi har bestämt oss för att revidera klassgränserna enligt detta förslag, trots att det innebär två extrapoleringar (Tabell 5).

Utifrån denna sista justering av klassgränser erhöles för samma 505 TRK-områden som i Figur 3 ett utfall med 42 % av TRK-områden i en tillståndsklass av högst 2. Andelen som klassades i tillståndsklass 3 sjönk från 52,3 % till 40,6 % (Figur 8).

Tabell 5. Slutligt justerade klassgränser för medelvärdet av indikatorerna för en samlad bedömning av tillstånd, dvs. fiskindex för vattendrag (FIXV) (jämför Tabell 2).

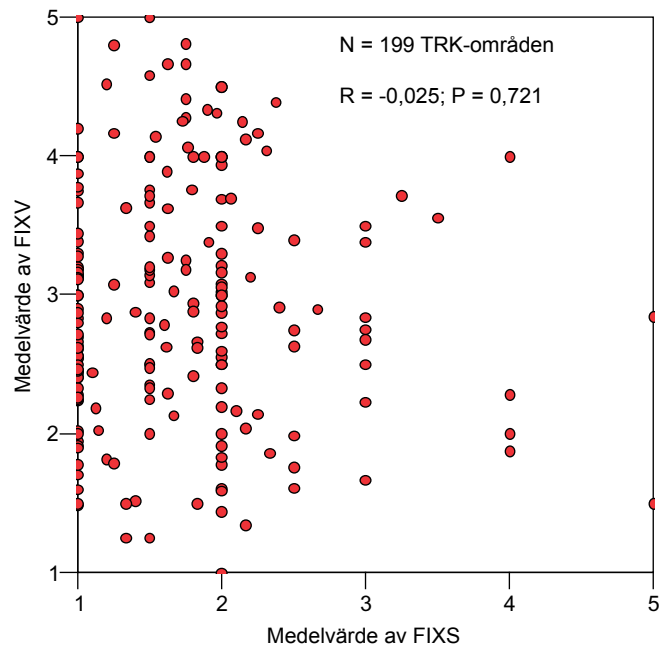
Tillståndsklass	Medelvärde av indikatorer	
	Nedre gräns	Övre gräns
1	1,00	1,60
2	1,60	2,18
3	2,18	2,79
4	2,79	3,40
5	3,40	5,00

Sammanvägning av vattendrag och sjöar

En jämförelse av situationen i sjöar och vattendrag

En högre andel av TRK-områdena bedömdes i klass 1 och 2 utifrån sjöar (92 %, se Ekologisk status i sjöar bedömt utifrån nätprovfiske/Resultat s. 9) jämfört med bedömningar utifrån vattendrag (42 %, se Ekologisk status i vattendrag bedömt utifrån elfiske/Resultat s. 16). Det innebär att tillståndet generellt bedömdes vara sämre i vattendragen än i sjöarna. Detta var förväntat då vattendragen normalt är mer skadade och speciellt de delar som undersöks med använd metodik, dvs. strömsträckor. Under de olika karteringar av försurningen som gjordes på 1990-talet skattades grovt att var femte sjö och vart tredje vattendrag var så påverkat av försurning att skador på biota kunde förväntas (Bernes 1991). I ett europeiskt perspektiv bedöms 49 % av undersökta vattendrag i 13 länder inom det s.k. FAME-projektet vara påtagligt påverkade. Föreliggande utfall var således i paritet med detta.

En annan intressant observation var att det inte fanns något signifikant samband mellan medelvärden av FIXS och FIXV för de 199 områden där det fanns bedömningar från minst en sjö med standardiserat provfiske och minst två vattendrag (Figur 9). Det var snarare anmärkningsvärt att områden med de allra högsta medelvärdena av FIXV hade relativt låga medelvärden av FIXS. Det antyder att de undersökta sjöarna och vattendragen inom samma TRK-område kan vara utsatta för olika typer, lika väl som grad, av påverkan. Det komplicerar i så fall alla försök att väga ihop tillståndsbedömningar utifrån fisk i sjöar och vattendrag.



Figur 9. Tillstånd inom TRK-områden, mätt som medelvärde av fiskindex för vattendrag (FIXV) respektive fiskindex för sjöar (FIXS). R = Pearson's korrelationskoefficient.

Metodik för sammanvägning

Frågan är hur en bedömning utgående från fisk ändå skulle kunna jämkas ihop mellan sjöar och vattendrag. Istället för att ta medelvärden av bedömningen av sjö + vattendrag bör någon typ av viktning ske, dels utgående från hur säkert bedömningsunderlaget är för sjöar respektive vattendrag, dels utgående från hur representativt det är. Säkerheten bör i detta fall översättas med antalet vattenobjekt som utgör underlaget, medan representativiteten bör vara hur stor andel av TRK-området som har undersökts.

Säkerheten bör bedömas oavsett TRK-områdets storlek. Det handlar enbart om stickprovets storlek. I statistiska sammanhang är ett litet stickprov 10 och ett stort 30. För 505 TRK-områden med minst två elfiskade vattendrag innebär detta att 73,7 % har ett underlag mindre än ett litet stickprov, 24,4 % har ett underlag på 11-29 vattendrag (litet stickprov) och 2,0 % har ett gott underlag (stort stickprov). För 269 områden där minst en sjö har provfiskats standardiserat blir motsvarande värden 94,4 %, 5,6 % respektive 0 %.

När det gäller representativiteten bör antalet ingående vattendrag respektive sjöar relateras till arealen av det undersökta området. De 1 024 TRK-områdena har en medelyta av 458 km² och i medeltal 98 sjöar över 0,01 km² (extremer 1 – 1 534).

För sjöar kan den provtagna arean summeras och relateras till TRK-områdets areal. Som en grov tumregel kan varje sjö anses representera en landyta motsvarande 10 gånger sjöarean, så att sjön representerar hela sitt tillrinningsområde utöver själva sjön. Vi summerade således de provfiskade sjöarnas areor och multiplicerade slutresultatet med 10. Självfallet kan slutresultatet bli klart felaktigt då uppströms sjöar så att säga kan inkluderas flera gånger.

För elfiskade lokaler i SERS är lokalernas avrinningsområden klassade i < 10, < 100, < 1000 respektive > 1 000 km². Som en approximation kan klasserna representeras av 6, 60, 600 respektive 6 000 km². Även i detta fall blir slutresultatet felaktigt, t.ex. om tre elfiskelokaler ligger nära varandra i en större älv. Då kan summan av den undersökta arealen lätt överstiga TRK-områdets areal. Det finns dock ingen enkel väg runt detta utan avancerat GIS-arbete.

Vi viktade således säkerhet (S) och representativitet (R) var för sig i tregradiga skalor, för både sjöar och vattendrag. Viktningen följer de klassgränser som anges i Tabell 6. Representativiteten hos 269 områden med provfiskade sjöar fördelade sig med 65,4 %, 28,6 % och 5,9 % i viktningsklasserna 1-3. Motsvarande fördelning i 505 områden med elfiskade vattendrag blev 18,0 %, 9,5 % och 72,5 %.

Tabell 6. Underlag till viktning av säkerhet respektive representativitet för bedömningen för sjöar respektive vattendrag.

Viktning	Säkerhet (S)		Representativitet (R)	
	Antal sjöar (s)	Antal vattendrag (v)	Sjöar (s) i % av TRK-områdets areal	Vattendrag (v) i % av TRK-områdets areal
1	< 10 sjöar	< 10 vattendrag	< 10	< 50
2	10-29 sjöar	10-29 vattendrag	≥ 10	50-100
3	> 29 sjöar	> 29 vattendrag	> 50	> 100

Det sammanvägda tillståndet (VFIX) beräknades som:

$$VFIX = ([FIXS \times (S_s + R_s)] + [FIXV \times (S_v + R_v)]) / (S_s + R_s + S_v + R_v)$$

Vid beräkningarna användes oavrundade medelvärden av FIXS och FIXV för det aktuella TRK-området. Viktningen tillämpades för de områden där det fanns bedömningar från minst en sjö med standardiserat provfiske och minst två elfiskade vattendrag. Slutligen avrundades VFIX

till heltal, precis som i avsnitten Ekologisk status i sjöar bedömt utifrån nätprovfiske/ Resultat s. 9 och Ekologisk status i vattendrag bedömt utifrån elfiske/Metodik s. 15. För områden med bedömningar grundade på endast sjöar eller vattendrag sattes VFIX lika med FIXS respektive FIXV. Detta system är ingalunda perfekt men utgör ändå ett sätt att objektivt vikta samman vattendrag och sjöar utifrån mängden ingående stickprov och den yta de maximalt kan representera.

Resultat

Fördelningen av viktade tillståndsklasser blev mer lik motsvarande tillstånd för fisk i vattendrag än för fisk i sjöar (Figur 10). När tillståndsbedömningar med olika ingångsdata placerades på Sverigekartan, visade det sig att de största skillnaderna mellan sjöar och vattendrag fanns i Småland och Blekinge, samt i mindre grad i ett bälte från södra Värmland till Gästrikland. I dessa delar av landet hamnade många TRK-områden i klass 3-5 när de bedömdes utifrån fisk i vattendrag, medan de oftast hamnade i klass 1-2 utifrån fisk i sjöar. I Småland och Blekinge blev dock viktade bedömningar snarast ett genomsnitt av de separata bedömningarna i sjöar och vattendrag.

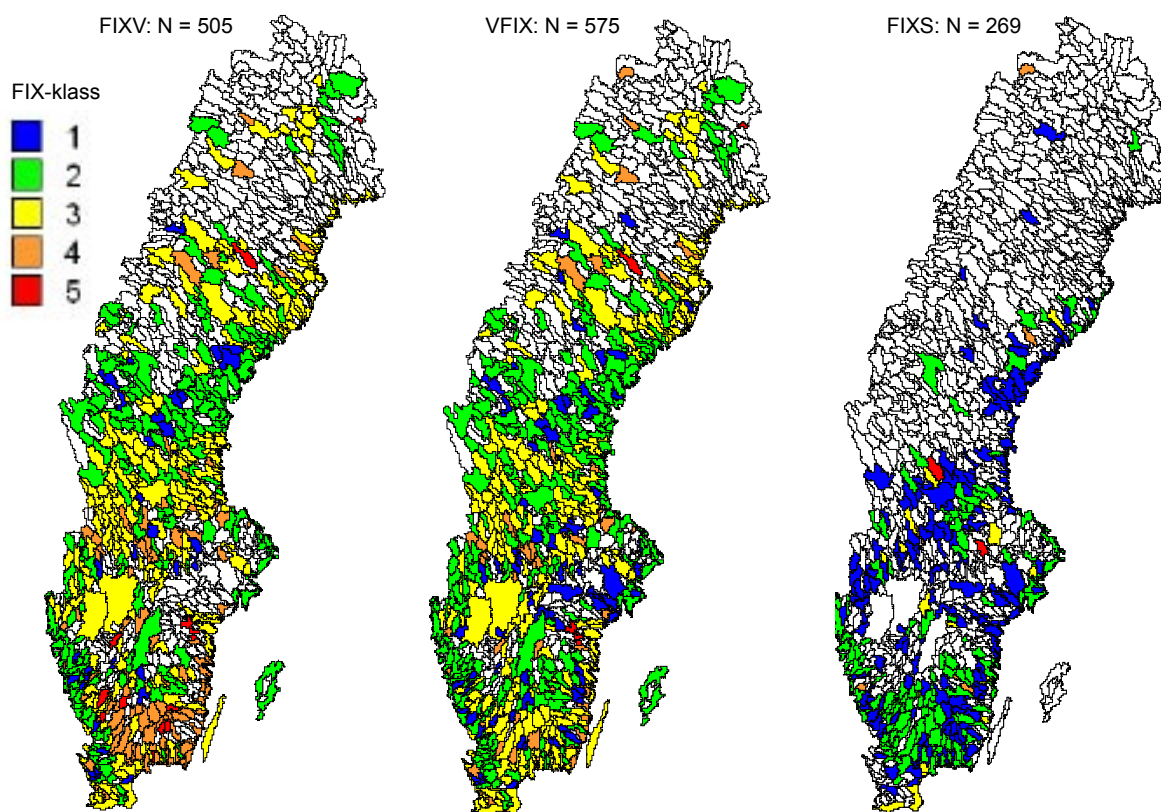
En anledning till att den viktade kartbilden påminner om bilden för vattendrag är

att det för majoriteten av bedömda områden bara fanns data från vattendrag. I praktiken kunde viktade bedömningar nämligen bara göras för 199 områden, medan ytterligare 306 respektive 70 områden kunde klassificeras utifrån data från antingen vattendrag eller sjöar (Tabell 7).

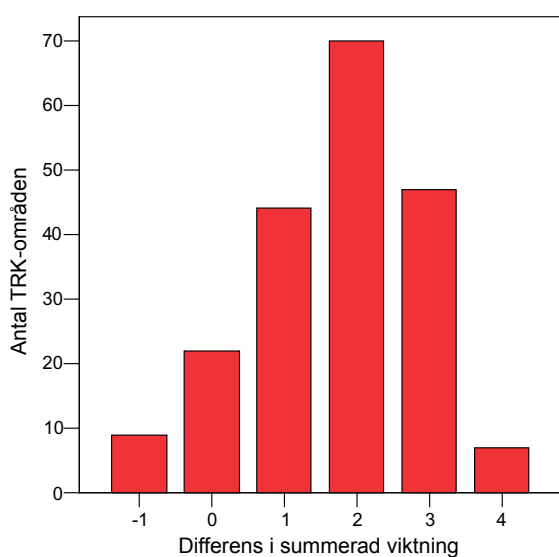
En ytterligare orsak till att totalbilden liknade bilden för vattendrag, var att vattendragen oftast fick högre vikt inom de områden där viktningen kunde tillämpas. Skillnaden i summerad säkerhets- och representativitetsklassning mellan vattendrag och sjöar $([S_v + R_v] - [S_s + R_s])$, var i genomsnitt 1,73. Positiv differens noterades i 168 av 199 områden med ingångsdata från både sjöar och vattendrag, medan endast 9 områden hade en negativ differens (Figur 11).

Tabell 7. Fördelning av viktat fiskindex (VFIX) i grupper av TRK-områden med olika underlagsdata, samt för summan av de grupper som baseras på bara fiskindex för vattendrag (FIXV), viktning av FIXV och fiskindex för sjöar (FIXS), respektive bara FIXS. För varje VFIX-klass anges antal (och % av) bedömda områden.

VFIX	bara FIXV	FIXV & FIXS	bara FIXS	Summa
1	23 (7,5 %)	10 (5,0 %)	42 (60,0 %)	75 (13,0 %)
2	121 (39,5 %)	92 (46,2 %)	27 (32,9 %)	236 (41,0 %)
3	124 (40,5 %)	90 (45,2 %)	4 (5,7 %)	218 (37,9 %)
4	34 (11,1 %)	7 (3,5 %)	1 (1,4 %)	42 (7,3 %)
5	4 (1,3 %)	0	0	4 (0,7 %)
Totalt	306	199	70	575



Figur 10. Tillståndsbedömning av TRK-områden i fiskindexklasser (FIX), där blått = 1, grönt = 2, gult = 3, orange = 4 och rött = 5. N = antal bedömda områden. Fiskindex för vattendrag (FIXV) är bedömningar utifrån minst två vattendrag och fiskindex för sjöar (FIXS) är bedömningar utifrån minst en sjö per område. Viktat fiskindex (VFIX) är den viktade bedömningen, men när data saknas från den ena typen av vattenförekomst så är VFIX lika med FIXV respektive FIXS. Notera att kartan med FIXS är densamma som i Figur 2c.



Figur 11. Fördelning av differens i summerad säkerhets- och representativitetsklassning, $[(Sv + Rv) - (Ss + Rs)]$. N = 199 områden med data från både vattendrag och sjöar.

Diskussion

De undersökta partierna av vattendragen, grunda hårbottenar med strömmande vatten, hyser generellt ett fisksamhälle som domineras av salmonider, medan flertalet av sjöarna domineras av abborrfiskar och karpfiskar. Generellt är salmonider känsligare för störning än de andra båda grupperna. Till detta kommer sedan också att, som nämnts ovan, att vattendrag generellt är mer påverkade av fysiska ingrepp, försurning och vandringshinder. Det erhållna resultatet, med en generellt sämre indikerad situation i vattendragen, var således förväntat. Frågan är dock bara vad som skall anses vara slutresultatet. Den sammanvägda bedömning som föreslås (VFIX) tar hänsyn till både sjöar och vattendrag, men med en tendens att situationen i vattendrag får större genomslag. Detta på grund av det stora flertalet undersökta vattendrag relativt sjöar, vilket återspeglas i antalet undersökta områden och dataunderlagets säkerhet (se variabel "s" i Tabell 6).

Vi förordar att skillnader mellan sjöar och vattendrag studeras även för de andra biologiska indikatorerna, t.ex. bottenfauna, för att utröna om mönstret upprepas. I så fall kan det behövas ett bättre underlag per TRK-område så att vi känner till den exakta fördelningen av vattendrag respektive

sjöar som underlag för den sammanvägda bedömningen. Utifrån detta skulle en mer precis viktningsmodell kunna etableras, som tar hänsyn till den exakta andelen av de olika vattentyperna som undersökts per område.

Vi förordar också att man i ett fortsättningsprojekt gör en förfinad analys vattensystemvis med hjälp av GIS. Hur ser den rumsliga fördelningen ut inom ett vattensystem och hur skall detta behandlas? Om ett flertal små vattendrag av dålig status mynnar i en stor sjö av god status som sedan avvattnas av en älv av medelgod status. Vad var då tillståndet i systemet? Hur vanligt är detta? Och om vi i samma vattensystem endast har data från ett av tillflödena, kan vi då döma ut hela systemet? Med det goda datamaterial som finns framme skulle dessa frågor kunna belysas. När det gäller vattendrag finns förutom det här använda reviderade FIXV även två parallella bedömningsgrunder (HÖL respektive FAME), varav den ena (FAME) gäller för samtliga europeiska vatten. En viktig fortsättning på föreliggande arbete vore att utvärdera dessa tre bedömningssystem parallellt i en region där det finns bra bakgrundsdata, exempelvis Stockholms län.

Referenser

- Appelberg, M., Bergquist, B och Degerman, E. 1999. Fisk. Sid. 167-239 i Naturvårdsverket. Bedömningsgrunder för Miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2. Biologiska parametrar. Naturvårdsverket Rapport 4921.
- Bernes, C. 1991. Försurning och kalkning av svenska vatten. Monitor 12, Naturvårdsverket informerar, 144 s.
- Brandt, M. och Ejhed, H. 2000. TRK, Transport - Retention - Källfördelning. Belastning på havet. Naturvårdsverket Rapport 5247.
- Dahlberg, M. 2004. Resultat från Sötvattenslaboratoriets nätprovfisken i sjöar år 2003. Finfo 2004:3, 77 + 32 sidor.
- Dahlberg, M. och Bergquist, B. 2003. Provfiskeresultat år 2002. IKEU-programmets vattendrag och Miljöövervakningens referensvattendrag. Finfo 2003:10, 76 s.
- Degerman, E., Bergquist, B. och Beier, U. 2004. Bedömning av miljötillstånd i kustvattendrag med hjälp av fisk. Under tryckning i Fiskeriverkets serie FINFO.
- Degerman, E., Nyberg, P. och Appelberg, M. 1988. Estimating the number of species and relative abundance of fish in oligotrophic Swedish lakes using multi-mesh gillnets. Nordic Journal of Freshwater Research 64: 91-100.
- Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport Biologiska parametrar 2. Naturvårdsverket Rapport 4921, 239 s.
- Pettersson, J. och Pakkasmaa, S. 2004. Tidsplan för Fiskeriverkets arbete med bedömningsgrunderna för ekologisk status med hjälp av fisk. Skickad till Naturvårdsverket 2004-05-14.
- Sandin, L., Andersson, B., Bergengren, J., Bergquist, B., Broberg, O., Dahlberg, M., Fölstner, J. och Östlund, M. 2003. Undersökning av påväxt, bottenfauna, makrofyter och fisk längs en naturlighetsgradient i Emåns och Mörrumsåns avrinningsområdet. Rapport 2003:4. Institutionen för Miljöanalys, SLU, Uppsala. ISSN 1403-977X.

Tack

Varmt tack till alla som under årens lopp har rapporterat in provfiskeresultat från sjöar och vattendrag till de nationella databaserna.

Utvärderingen finansierades med stöd från Naturvårdsverket.

Fiskeriverket, som är den statliga myndigheten för fiske, vattenbruk och fiskevård i Sverige, ska verka för en ansvarsfull hushållning med fisktillgångarna, så att de ska kunna utnyttjas långsiktigt i ett uthålligt fiske av olika slag.

Finfo är en rapportserie för den kunskap som produceras på Fiskeriverket. Den vänder sig till andra myndigheter och beslutsfattare, forskare, studerande och andra yrkesverksamma inom fiske och vattenmiljö samt till den intresserade allmänheten.

Finforapporterna ges ut av Fiskeriverket och kan laddas ned gratis från vår hemsida eller beställas i tryckt form mot expeditiönsavgift.



FISKERIVERKET



fiskeriverket@fiskeriverket.se
www.fiskeriverket.se
Telefon huvudkontorets växel:
031- 743 03 00

Fiskeriverkets huvudkontor
Ekelundsgatan 1,
Box 423, 401 26 Göteborg

Fiskeriverkets havsiskelaboratorium

Turistgatan 5
Box 4, 453 21 Lysekil

Utövägen 5
71 37 Karlskrona

Fiskeriverkets kustlaboratorium

Skolgatan 6
Box 109, 740 71 Öregrund

Skällåkra 411
430 24 Väröbacka, Ringhals

Ävrö 16
572 95 Figeholm, Simpevarp

Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium

Stångholmsvägen 2
178 93 Drottningholm

Pappersbruksallén 22
702 15 Örebro

Fiskeriverkets utredningskontor

Ekelundsgatan 1,
Box 423, 401 26 Göteborg

Skeppsbrogatan 9
972 38 Luleå

Stora Torget 3
871 30 Härnösand

Fiskeriverkets försöksstationer

Brobacken
814 94 Älvkarleby

Ävägen 17
840 64 Kälarne

Fiskeriverkets forskningsfartyg

U/F Argos
Box 4054
426 04 Västra Frölunda

U/F Ancylus
Ole Måns gata 14
412 67 Västra Frölunda