

# Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i sjöar

Utveckling och tillämpning av EQR8



KERSTIN HOLMGREN  
ANDERS KINNERBÄCK  
SUSANNA PAKKASMAA\*  
BJÖRN BERGQUIST  
ULRIKA BEIER

Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium

\*Fiskeriverket, Avdelningen för resursförvaltning

Ansvarig utgivare: Axel Wenblad

Redaktionskommitté: Ingemar Berglund, Torbjörn Järvi, Kerstin Holmgren,  
Anders Kinnerbäck, Susanna Pakkasmaa, Björn Bergquist, Ulrika Beier

Omslagsbild: Båt vid Skärgölen. Foto: Anders Asp.

För beställning kontakta:  
Fiskeriverket  
Box 423, 401 26 Göteborg  
Telefon: 031-743 03 00  
[fiskeriverket@fiskeriverket.se](mailto:fiskeriverket@fiskeriverket.se)

Rapporten kan också laddas ned från Fiskeriverkets hemsida:  
[www.fiskeriverket.se](http://www.fiskeriverket.se)

ISSN 1404-8590

# Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i sjöar

Utveckling och tillämpning av EQR8

KERSTIN HOLMGREN  
kerstin.holmgren@fiskeriverket.se

ANDERS KINNERBÄCK  
anders.kinnerback@fiskeriverket.se

SUSANNA PAKKASMAA\*  
susanna.pakkasmaa@fiskeriverket.se

BJÖRN BERGQUIST  
bjorn.bergquist@fiskeriverket.se

ULRIKA BEIER  
ulrika.beier @fiskeriverket.se

Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium  
Stångholmsvägen 2  
178 93 Drottningholm

\*Fiskeriverket  
Avdelningen för resursförvaltning  
Box 423  
401 26 Göteborg



# Förord

Föreliggande rapport är resultatet av ett uppdrag från Naturvårdsverket (Överenskommelse Nr 502 0502, dnr 235-2771-04Me), kallat "Kompletterande utredningar för revideringen av bedömningsgrunder för fisk". Det mesta av rapportens innehåll har tidigare offentliggjorts via cirkulation på <[www.vattenportalen.se](http://www.vattenportalen.se)> (Holmgren m.fl. 2006). Denna omarbetade version innehåller några rättelser och förtydliganden. Här behandlas bara fisk i sjöar. Motsvarande arbete med revidering av bedömningsgrunder för fisk i vattendrag redovisas i separata rapporter (Beier m.fl. 2006, 2007).

Rapporten beskriver bakgrunden till och utvecklingen av de nya bedömningsgrunderna. En mer praktisk vägledning till hur bedömningsgrunderna tillämpas finns i Bilaga 1-3, och förslag till hantering av mätosäkerhet ges i Bilaga 4. Materialet har legat till grund för Naturvårdsverkets framtagande av föreskrifter och handbok för miljö kvalitetsnormer.

Kerstin Holmgren

# Innehåll

FÖRORD . . . . .	5
SAMMANFATTNING . . . . .	8
SUMMARY . . . . .	9
INTRODUKTION . . . . .	10
Faktorer som påverkar fiskfaunan . . . . .	10
Bedömning av ekologisk status utifrån fisksamhällen . . . . .	11
Nya bedömningsgrunder för fiskfaunans status . . . . .	13
MATERIAL OCH METODER . . . . .	14
Sjöar och provfisketillfällen . . . . .	14
Fiskoberoende klassning av påverkan . . . . .	14
Kandidater till fiskindikatorer . . . . .	16
Omgivningsfaktorer för modellering av referensvärden . . . . .	18
Modellering av fiskindikatorernas referensvärden . . . . .	19
Standardisering av avvikelser från referensvärden . . . . .	19
Urval av fiskindikatorer till nytt fiskindex . . . . .	20
Skillnader mellan referenser och påverkade sjöar . . . . .	20
Definition av klassgränser . . . . .	21
RESULTAT . . . . .	22
Modeller för referensvärden . . . . .	22
Indikatorer till nytt index . . . . .	22
Förmåga hos EQR8 och FIX . . . . .	25
Förslag till klassgränser . . . . .	27
Klassning med EQR8 och FIX . . . . .	28
DISKUSSION . . . . .	29
Skillnader jämfört med 1999 . . . . .	29
Relationer till omgivningsfaktorer och påverkan . . . . .	30
Brister med EQR8 . . . . .	31
TACK . . . . .	33
REFERENSER . . . . .	34

BILAGA 1. Lathund till användning av nytt fiskindex . . . . .	41
BILAGA 2. Fiskarter i svenska sötvatten . . . . .	45
BILAGA 3. Ett par praktiska exempel . . . . .	47
BILAGA 4. Mätosäkerhet i EQR8 . . . . .	49

# Sammanfattning

Detta arbete är en vidareutveckling av de bedömningsgrunder för miljökvalitet, som togs fram 1999 på uppdrag av Naturvårdsverket. Det är föranlett av att EU år 2000 tog beslut om införande av ett ramdirektiv för vatten. Målet är att uppnå en god ekologisk status senast 2015, och måluppfyllelsen ska bland annat bedömas utifrån fisksamhällets struktur. Den ekologiska kvalitetskvot som föreslås nu (EQR8, baserad på åtta fiskindikatorer) har många likheter med det tidigare svenska fiskindexet (FIX). Bedömningen är baserad på ett antal fiskindikatorer som kan beräknas via fångster i standardiserade provfisken med Nordiska översiktsnät. Grundläggande indikatorer, som antal inhemska fiskarter, relativt antal individer och biomassa, är gemensamma i EQR8 och FIX. Båda metoder tar hänsyn till naturlig variation i indikatorvärdena beroende på sjöns geografiska läge, area och djup. Värdena från ett provfiske jämförs med ett beräknat, objekt-specifikt referensvärde.

Den viktigaste skillnaden ligger i urvalet av sjöar för uppskattning av indikatorernas referensvärden. Tidigare användes alla tillgängliga provfiskedata för att uppskatta typiska indikatorvärden. Nu användes bara det senaste provfisket i varje sjö, och urvalet begränsades till sjöar med låg påverkan av surhet ( $\text{pH} > 6$ ), närsalter (totalfosforhalter  $< 20 \mu\text{g/l}$ ) och markanvändning (jordbruk och öppen mark  $< 25\%$  och tätort och bebyggelse  $< 1\%$  av avrinningsområdets area). Även kalkade sjöar uteslöts ur referensmaterialet, som avsågs

representera sjöar med hög och god status enligt ramdirektivets definitioner. Många av sjöarna har provfiskats inom regionala program, där data för påverkansklassning saknas. Länsstyrelserna bidrog till att öka dataunderlaget, och totalt klassades 508 av 1 157 sjöar som referenser eller påverkade. Referensmaterialet bestod av 116 okalkade sjöar. Resten fördelade sig mellan 168 påverkade sjöar och 224 kalkade sjöar med i övrigt uppfyllda referenskriterier.

Uppdelningen av data i referenser och påverkade sjöar gav möjlighet att testa 16 fiskindikatorers respons på de utvalda typerna av påverkan. Även de kalkade sjöarna utmärkte sig genom att flera fiskindikatorer avvek i samma riktning som i sura sjöar. Resultatet användes som kriterium för att välja indikatorer till ett sammanvägt index. Skillnader mellan referenser och påverkade sjöar i både gamla och nya index undersöktes. Både FIX och EQR8 var bättre på att separera sura, jämfört med eutrofa sjöar, från referensförhållanden. EQR8 var bättre än FIX på att urskilja eutrofa sjöar.

De nya bedömningsgrunderna kan förbättras ytterligare. Ett viktigt steg är att öka dataunderlaget för att klassa provfiskade sjöar som referenser eller påverkade. På sikt bör även andra typer av påverkan ingå i referenskriterierna. Det är nödvändigt för att studera effekter av till exempel klimatförändring, reglering av vattennivåer, skogsbruk, fiske och introduktion av främmande arter.



# Summary

This work is a further development of the previous multimetric fish index, which has been used for the assessment of environmental quality of Swedish lakes. It was encouraged by the European Water Framework Directive, which requires that all water courses should have at least good ecological status. The ecological status should be assessed by using the fish fauna and other biological quality elements. The ecological quality ratio now suggested (EQR8, based on eight fish metrics) has many similarities with the previous fish index. Both are calculated from standardised sampling with Nordic gillnets. They have several common metrics, e.g. the number of native fish species and relative measures of abundance and biomass. Both methods considered metrics to depend on factors like altitude, lake area and maximum depth. The observed values were therefore evaluated in relation to lake-specific reference values.

The most important difference is in the estimation of metric values at reference conditions, in lakes that are insignificantly affected by human activities. The previous fish index was developed using all available data to estimate typical rather than reference values. Now the latest sampling event in each lake was used, and reference lakes were selected based on low values in acidity (pH > 6), nutrients (total phosphorous < 20 µg/l) and land use (agriculture < 25 %

and built-up area < 1 % of the catchment). Limed lakes were also excluded from the reference data set. The selected lakes were assumed to be a mixture of high and good status. From a total number of 1 157 lakes with standardised fish sampling, 508 lakes could be classified into reference or disturbed lakes. The final reference data set included 116 lakes, 168 lakes were disturbed as well as 224 limed lakes that initially passed the reference filter.

The classification of reference and disturbed lakes made it possible to test the response of 16 candidate metrics to different kind of pressures. Several metrics responded in the same directions in both acidic and limed lakes. The outcome was used to select the most relevant and non-redundant metrics for a new multimetric index. The performance of old and new indices were compared. Both indices worked better for distinction between acidic and reference conditions, than for detecting nutrient pressure. The new index was, however, somewhat better than the old one for separation between nutrient rich and reference lakes.

Further improvement of the index should include validation, by using data from new independent sets of reference and disturbed lakes. Other kinds of pressure should be added to the reference filter, to be able to study effects of climate change, regulation of water level, forestry, fishery and introduction of exotic species.

# Introduktion

## Faktorer som påverkar fiskfaunan

Man hittar inte vilka fiskarter som helst i en given sjö, och den lokala artrikedomen kan inte vara högre än det totala antal arter i regionen (Griffiths 1997). Antalet fiskarter i en enskild sjö är oftast lägre än det antal som förekommer inom vattensystemet (Minns 1989). Regionala processer såsom historiska händelser, artbildning och invandring, avgör vilka arter som finns i regionen, medan lokala processer avgör vilka som kan etablera sig och leva tillsammans på en given plats (se t.ex. Ricklefs 1987, Huston 1999). Till lokala processer räknas bland annat konkurrens, predation och variation eller störningar i den yttre miljön. Det lokala fisksamhället kan betraktas som resultatet av en serie av filter som verkar i olika skalor av tid och rum (Tonn 1990, Jackson m.fl. 2001). På den lokala nivån påverkas inte bara antalet arter utan även tätheten av fisk och relationerna mellan de arter som lever tillsammans. För att särskilja effekter av mänsklig påverkan (t.ex. försurning och eutrofiering) behöver man således veta hur olika mått på fisksamhällets struktur också beror på naturgivna förutsättningar.

Första steget för att förstå fiskfaunans naturliga variation är att identifiera de omgivningsfaktorer som har stor betydelse för regionala och/eller lokala processer. Det geografiska läget har påverkat arters invandringshistoria och isolering (Lundberg 1899, Alm 1937). Det har även betydelse för en sjös lokalklimat och produktionsförmåga, vilket i sin tur avgör vilka arter som är bäst anpassade (Shuter & Post 1990). De lokala förutsättningarna beror också på sjöns storlek, djup och form. Större sjöar kan i allmänhet erbjuda mer varierande livsutrymme och djupa, temperaturskiktade sjöar kan ge plats åt kallvattenanpassade arter.

Det gäller speciellt i områden där ytvattentemperaturen blir för hög på sommaren.

Antalet fiskarter ökar generellt med sjöns area (Eadie & Keast 1984, Matuszek & Beggs 1988, Eckmann 1995). Sambandet mellan antal arter och sjöarea blir bättre om man tar hänsyn till att artantalet också minskar med ökad breddgrad (Eadie m.fl. 1986) eller med ökad höjd över havet (Appelberg m.fl. 1999, Amarasinge & Welcomme 2002). Den totala tätheten av fisk beror mer på sjöns näringstillgång, primärproduktion och tillgång till födoorganismer för fisken (Hanson & Leggett 1982, Downing m.fl. 1990). Produktionen beror också på klimatrelaterade faktorer som höjd över havet och på interna temperaturförhållanden relaterade till sjöns djup (Appelberg m.fl. 1999). Fiskarter som dominerar i små och grunda sjöar utgör ofta en lägre andel av fisksamhället i större och djupare sjöar (Marshall & Ryan 1987).

Fiskfaunans artrikedom brukar vara lägre i sura och jonsvaga vatten, men sambandet kan vara svårt att upptäcka om man inte tar hänsyn till det positiva sambandet med sjöns area (Rago & Wiener 1986, Rahel 1986, Keller & Crisman 1990). Inom familjen karpfiskar är det flera arter som inte förekommer när pH är lägre än 5,5-6 (Matuszek m.fl. 1990), och i svenska vatten är mört en sådan karaktärsart. Den har en stor geografisk utbredning och förekommer upp till altituder på 350-450 m över havet (Rask m.fl. 2000). Mörtens romutveckling klarar dock inte pH lägre än 5,5 (Milbrink & Johansson 1975), vilket i praktiken innebär att årsmedelvärdet av pH bör vara över 6 (Degerman m.fl. 1992). I Sverige finns det flera andra fiskarter som på liknande sätt fungerar som surhetsindikatorer (Degerman & Lingdell 1993).

Fisksamhällets sammansättning kan också relateras till näringstillstånd och eutrofiering. Den klassiska bilden är att laxfiskar dominerar i de mest näringsfattiga sjöarna, att sik- och abborrfiskar avlöser varandra vid intermediära förhållanden, för att alltmer ersättas av karpfiskar i de mest eutrofa sjöarna (Colby m.fl. 1972, Leach m.fl. 1977, Persson m.fl. 1991). Mörtens individtäthet och biomassa kan dock vara minst lika hög som abborrens även i mesotrofa sjöar (Haertel m.fl. 2002, Olin m.fl. 2002), men andra karpfiskar, till exempel braxen och björkna, utgör en allt större andel av biomassan vid högre närsaltshalter (Olin m.fl. 2002, De Leeuw m.fl. 2003).

Vid studier av många sjöar finns det ofta en betydande samvariation mellan naturgivna omgivningsfaktorer och mänsklig påverkan. För att utreda den relativa betydelsen av olika faktorer för fisksam-

hällets artsammansättning används ofta multivariata analyser (Tonn m.fl. 1990, 1995, Jackson & Harvey 1993, Persson 1997, Holmgren & Appelberg 2000, Van Zyll de Jong m.fl. 2005). Även då ser man stor betydelse av sjöns area, djup, surhet och produktivitet, och relativt mindre betydelse av avrinningsområdets storlek och avstånd till andra sjöar. Det antyder att artssammansättningen i små skogssjöar beror mer på hur många och vilka arter som kan leva tillsammans, än på om nya arter kan sprida sig från andra vatten.

Fisk nyttjas som naturresurs både kommersiellt och för rekreation. Fiske förekommer även i små sjöar, men det är svårt att kvantifiera (Holmgren 2003). Människan har också introducerat både inhemska och främmande fiskarter till nya vatten (Filipsson 1994, Schreiber m.fl. 2003, Appelberg m.fl. 2004).

## Bedömning av ekologisk status utifrån fisksamhällen

Det finns idag många exempel på användning av fiskfaunan för att bedöma ekologisk status hos ytvatten. Många befintliga index utgår från fisk i vattendrag (t.ex. Karr 1981, 1991, Hughes m.fl. 1998, Mebane m.fl. 2003, Breine m.fl. 2004, FAME CONSORTIUM 2004, Degerman m.fl. 2005), där fisken vanligen har samlats in med elfiske. Det finns också några fiskindex för sjöar (Minns m.fl. 1994, Schulz m.fl. 1999, Appelberg m.fl. 1999, 2000, Drake & Pereira 2002). Ibland har enstaka fiskindikatorer använts tillsammans med indikatorer för andra vattenlevande organismer (Harig & Bain 1998), eller tillsammans med kemiska-fysikaliska och hydromorfologiska indikatorer. Angreppssättet användes i danska sjöar (Søndergaard m.fl. 2005) och inom det europeiska projektet ECOFRAME (Moss m.fl. 2003, Nykänen m.fl. 2005). Slutbedömningen gjordes i dessa fall utifrån hur stor andel av indikatorerna som uppnådde en viss statusnivå.

De mer renodlade fiskindexen är ofta multimetriska index för biologisk integritet (Karr 1981, 1991). Den biologiska integriteten definieras som ekosystemets förmåga att upprätthålla ett balanserat, integrerat och anpassat organismsamhälle med en artsammansättning, diversitet och funktionell organisation som är typisk för naturliga habitat i regionen. Ett sammansatt index skapas via indikatorer på flera olika egenskaper hos individer, populationer och samhällen. Om indikatorerna representerar förekomst av vissa arter kan indexet bara tillämpas i vatten där arterna förekommer naturligt. För att få bredare tillämpning kan man kategorisera fiskarter i funktionella grupper med avseende på t.ex. födoval, reproduktionsstrategi eller tolerans mot olika miljövariabler. Indikatorerna kan beräknas som antal arter inom funktionella grupper, eller som andel av det totala antalet arter eller individer som olika funktionella grupper utgör. Användning av

funktionella grupper förutsätter en detaljerad kunskap om arters livshistoriestrategier och miljökrav under olika livsstadier.

För att få bättre underlag om fiskarters miljökrav, kan man använda både linjära och icke-linjära regressionsmodeller, men även mer raffinerade metoder som artificiella neurala nätverk (Olden & Jackson 2002). I Nordamerika predikterades 30 fiskarters förekomst med hjälp av ett fåtal omgivningsfaktorer (Olden 2003). På liknande sätt har miljökraven ringats in för fiskarter i rinnande vatten i Europa (Poizat & Pont 1996, Pont m.fl. 2005). Ett dylikt arbete avseende fisk i svenska sjöar behövs för att på ett objektivt sätt definiera såväl funktionella grupper som typspecifika arter som är känsliga för påverkan.

I Nordamerika är det vanligt att använda flera parallella metoder för att samla in fisk från sjöar, t.ex. nät, fällor och elfiske längs stränder. Syftet är att få med så många arter som möjligt (Jackson & Harvey 1997), snarare än att få relativa mått på individtäthet och biomassa som kan representera hela sjön. Det nuvarande svenska fiskindexet (FIX, Appelberg m.fl. 1999, 2000) utmärker sig genom att sju av nio indikatorer baseras på mätning av antal individer och biomassa, vilket ställer högre krav på en standardiserad provtagning. Ett av motiven för att använda täthetsrelaterade indikatorer är att den svenska fiskfaunan utgörs av relativt få arter, med en median på fyra fiskarter per sjö (Rask m.fl. 2000).

Oavsett vilka indikatorer man mäter, så är en förutsättning att man vet vilka intervall av mätvärden som förväntas i relativt opåverkade vatten. En viktig fråga är således hur man definierar referensförhållanden och hur man sätter gränser mellan olika statusklasser. EU:s vägledningsdokument ger utrymme för olika angreppssätt (Anonym 2003). Referensförhållandena kan baseras på;

- nutida medelvärden från obetydligt påverkade referenssjöar av samma typ som de som ska bedömas,

- prediktiv modellering av objektspecifika värden utifrån egenskaper hos sjön och dess omgivning,
- historiska data och/eller paleolimnologiska rekonstruktioner,
- en kombination av ovan nämnda metoder,
- expertbedömning om data saknas.

Det första fiskindexet på biologisk integritet baserades till stor del på expertbedömning av referensförhållanden (Karr 1981). Utvecklingen gick senare mot att använda mätdata från obetydligt störda vatten, liksom att låta referensvärden och klassgränser variera mellan olika typer av vattendrag (Karr 1991, Hughes m.fl. 1998, Breine m.fl. 2004). Ibland har utfallet av indikator- och indexvärden testats mot fiskberoende klassning av olika påverkanstyper (t.ex. Drake & Pereira 2002). Det europeiska fiskindexet (EFI) utgick från data från ett stort antal vattendrag, vilket gav ett bra underlag för att modellera objektspecifika referensvärden utifrån flera diskreta och kontinuerliga omgivningsfaktorer (FAME CONSORTIUM 2004). I Österrike utvecklades ett bedömningssystem utifrån historiska data om vilka fiskarter som fanns i sjöns opåverkade tillstånd (Gassner m.fl. 2003). Det kan kanske fungera i länder med få naturliga sjöar, men knappast för alla sjöar i Sverige och de nordiska grannländerna.

I det svenska fiskindexet (FIX) beräknades indikatorer via fångsten i standardiserade provfisken med översiktsnät (Kinnerbäck 2001, Naturvårdsverket 2001). Referensvärden för flera av indikatorerna modellerades via sjöbeskrivande variabler som altitud, sjöns area och djup (Appelberg m.fl. 1999). Sedan beräknades kvoter mellan observerade och modellerade värden. Klassgränser sattes vid olika percentiler i fördelningen av avvikelsekvoter. I Finland används ett index som liknar FIX (Tammi m.fl. 2005). Det har i stort sett samma indikatorer, men referensvärdena utgörs av medelvärden inom olika sjötyper istället för av objektspecifika värden.

## Nya bedömningsgrunder för fiskfaunans status

Enligt ramdirektivet för vatten ska alla ytvattenförekomster uppnå minst god ekologisk status senast 2015 (EU 2000). Bedömningen av ekologisk status ska göras utifrån mätningar av biologiska, hydromorfologiska och kemisk-fysikaliska kvalitetsfaktorer. Till de biologiska kvalitetsfaktorerna räknas växtplankton, fastsittande växter, bottenlevande ryggradslösa djur och fisk. För fiskfaunans del ska bedömningen inkludera artsammansättning, förekomst av typs specifika arter känsliga för påverkan och fisksamhällets åldersstruktur. I samtliga fall ska uppmätta värden räknas om till en ekologisk kvalitetskvot (ecological quality ratio, EQR) med det maximala värdet 1 i ett opåverkat vatten med hög ekologisk status.

Fisk har varit en viktig del av miljöövervakningen av svenska sjöar (Andersson m.fl. 1995, Holmgren 2002), och därför ingick fisk i utvecklingen av bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket 1999). Redan då fanns önskemål om referensvärden som representerade opåverkade

vatten. I praktiken gick det inte att utsluta sjöar med betydande mänsklig påverkan, när fiskindikatorernas referensvärden beräknades (Appelberg m.fl. 1999). För att komma närmare målet måste ett tillräckligt antal sjöar i förväg klassas som referenser eller påverkade. Då kan man modifiera gränsvärden i avvikelsekvoterna mellan fiskindikatorernas observerade och förväntade värden (Holmgren m.fl. 2004).

Syftet med föreliggande arbete var att föreslå ett nytt fiskindex, som är bättre anpassat till ramdirektivets intentioner. Arbetsgången följde i huvudsak de procedurer som användes i FAME-projektet (Pont m.fl. 2004). Det handlar om att modellera referensvärden för ett antal kandidater till fiskindikatorer, att testa deras förmåga att skilja påverkade sjöar från referenser, att sälla ut överflödiga fiskindikatorer, att skapa ett multimetriskt index med värden mellan 0 och 1, och slutligen föreslå gränsvärden mellan olika tillståndsklasser.

# Material och metoder

## Sjöar och provfisketillfällen

Först gjordes ett utdrag av 1 157 sjöar med minst ett standardiserat provfiske i Nationellt Register över Sjöprovfisken (NORS, [www.fiskeriverket.se](http://www.fiskeriverket.se)). Kontaktpersoner på länsstyrelserna tillfrågades om regionala data på omgivningsfaktorer och vattenkemi. Detta kompletterade nationella data från riksinventeringarna 1995 och 2000 (Wilander m.fl. 1998, 2003), och från pro-

gram med flera vattenprovtagningar per år (Persson 1996, Wilander 1997). Fiskdatasetet reducerades till att bara omfatta det senaste standardiserade provfisketillfället. Resultaten från varje sjö användes på olika sätt, beroende på om det fanns mätvärden i de variabler som behövdes för att sortera ut ett referensmaterial och för att modellera referensvärden för olika fiskindikatorer.

## Fiskoberoende klassning av påverkan

Det vattenkemiska datamaterialet var heterogent, med många mätvärden och variabler i ett fåtal sjöar, och enstaka mätningar eller få variabler i de flesta av de provfiskade sjöarna. Det fanns ändå pH-mätningar i 86 % och totalfosformätningar i 51 % av sjöarna (Tabell 1). Mätningar från ytvatten (max 3 m från ytan) slogs ihop till medelvärden i flera steg, först per månad och sedan per kalenderår. Som ett sammanfattande mått för sjön valdes medelvärdet av medelvärden från de år som låg högst fem år före och/eller efter det senaste provfisket.

I nästa steg användes ett förenklat referens- eller påverkansfilter. Först klassificerades sjöarna utifrån surhet, totalfosforhalter respektive markanvändning (Tabell 2). Referenssjöarna antogs representera hög och god status, medan den påverkade gruppen antogs innehålla sjöar med sämre status. En gräns på pH 6 i årsmedelvärde är ganska robust när det gäller sannolikheten att hitta försurningskänsliga stadier av fisk i sjöar (Holmgren & Buffam

2005). Totalfosforgränsen på 20 µg/l sattes något lägre än gränsen mellan måttligt höga och höga halter i tidigare bedömningsgrunder (Persson 1999). I System Aqua ges näst högsta indikatorvärde om maximalt 20 % av avrinningsområdet är starkt påverkat (Bergengren & Bergquist 2004). Om tätort och bebyggelse utgör en obetydlig andel, så får jordbruk och öppnemark utgöra maximalt 25 % (Stendera & Johnson 2005). Sammanfattande påverkan klassades efter det sämsta värdet i enskilda påverkanstyper. För att ingå i referensdatasetet måste sjön vara klassad efter pH och efter åtminstone totalfosforkoncentration eller markanvändning i avrinningsområdet. Endast de okalkade sjöarna togs med i referensmaterialet, för att sedan kunna testa för eventuella avvikelser i kalkade sjöar. Totalt kunde 508 av de 1 157 provfiskade sjöarna klassas med avseende på sammanfattande påverkan. Av dessa var det 116 okalkade och 224 kalkade sjöar som uppfyllde referenskriteriet.

Tabell 1. Antal sjöar med standardiserade provfiskeri i olika län, deras fördelning med avseende på kalkning, samt huruvida mätdata finns för pH, totalfosfor (Tot-P) och % markslag i avrinningsområdet.

Län	Antal sjöar	Kalkad	* Med	* Med	* Med % markslag
		Ja/Nej	pH-mätn	Tot-P-mätn	i avrinningsområdet
1: Stockholms	28	3 / 24	26 (22)	26 (22)	28 (24)
3: Uppsala	6	0 / 6	2 (2)	2 (2)	6 (6)
4: Södermanlands	15	10 / 5	15 (5)	6 (4)	3 (2)
5: Östergötlands	22	17 / 5	19 (4)	6 (2)	2 (1)
6: Jönköpings	170	133 / 37	156 (28)	74 (24)	29 (15)
7: Kronobergs	181	129 / 52	172 (46)	162 (46)	41 (20)
8: Kalmar	108	79 / 29	75 (15)	24 (15)	14 (9)
10: Blekinge	43	32 / 10	43 (10)	15 (9)	11 (9)
12: Skåne	58	31 / 27	57 (26)	57 (56)	21 (16)
13: Hallands	58	52 / 6	57 (6)	24 (5)	21 (5)
14: Västra Götalands	62	46 / 16	58 (14)	17 (10)	16 (10)
17: Värmlands	110	71 / 39	91 (24)	32 (15)	31 (14)
18: Örebro	10	5 / 5	5 (1)	5 (1)	10 (5)
19: Västmanlands	10	4 / 6	5 (4)	5 (4)	3 (3)
20: Dalarnas	161	83 / 78	145 (62)	82 (35)	161 (78)
21: Gävleborgs	16	9 / 7	13 (5)	11 (4)	4 (1)
22: Västernorrlands	25	19 / 6	25 (6)	24 (5)	24 (5)
23: Jämtlands	10	0 / 10	5 (5)	5 (5)	0
24: Västerbottens	55	14 / 36	21	10 (10)	13 (10)
25: Norrbottens	9	0 / 9	5 (5)	5 (5)	5 (5)
Summa	1157	737 / 413	995 (304)	592 (249)	443 (238)

\* Antal okalkade inom parentes

Tabell 2. Kriterier för fiskoberoende påverkansklassning och antal sjöar med uppfyllda referenskrav.

Påverkan/stress	Beskrivning av mått	Referens	Påverkad	Antal referenser okalkat / kalkat
Surhet	pH *	> 6,0	< 6	211 / 623
Närsalter	Totalfosforhalt (µg/l) *	< 20	> 20	164 / 212
Jordbruk + öppen mark	% av avrinningsområdets yta	< 25	> 25	196 / 194 **
Tätort + bebyggelse	% av avrinningsområdets yta	< 1	> 1	
Sammanfattande påverkan = max av klassning utifrån ovanstående mått				116 / 224

\* = medelvärde av årsmedelvärden från + 5 år i förhållande till senaste provfiskeritillfället

\*\* = enligt båda kriterier för markanvändning i avrinningsområdet

## Kandidater till fiskindikatorer

Ambitionen var att skapa ett multimetriskt fiskindex, där alla ingående indikatorer kan beräknas via fångsten i ett standardiserat provfiske. Observerade värden av de tidigare FIX-indikatorerna beräknades enligt Appelberg m.fl. (1999), och till detta lades ett antal nya kandidater (Tabell 3).

I FIX beskrevs artrikedom via "antal inhemska fiskarter" och "Shannon-Wiener's H", ett diversitetsindex baserat på arternas relativa biomassa. Nya kandidater var Simpson's D och E (Begon m.fl. 1990). De definieras som;

$$D = 1 / (P_i^2) \quad \text{respektive} \quad E = (P_i^2) / S$$

där  $P_i$  = andel av art  $i$ , och  $S$  = totalt antal arter.  $D$  blir maximalt lika med det totala antalet arter, och värdet minskar om en eller några få arter dominerar samhället.  $E$  blir maximalt 1 om alla arter är lika vanliga. Indexen beräknades via både individantal och biomassa av inhemska fiskarter.

Mängden fisk representerades av relativ biomassa, och relativt antal individer, av inhemska arter. Fiskens medellängd och medelvikt beräknades som medelvärden av samtliga individer i fångsten. Dessa indikatorer beskriver fisksamhällets storleksstruktur, som är indirekt kopplad till åldersstrukturen. Värdena kan till exempel öka vid bristande rekrytering och minska vid för högt fisketryck på större individer.

Indikatorerna "andel potentiellt fiskätande abborrfiskar" och "andel karpfiskar" avsågs indikera avvikelser i fisksamhällets funktion. Hypoteserna var tidigare enkelsidiga. Det motiverades av att mört och andra karpfiskar gynnas av eutrofiering, medan abborrens möjlighet att växa sig riktigt stor minskar (Leach m.fl. 1977, Persson m.fl. 1991). Det innebar att endast för låg andel fiskätande abborrfiskar och för hög andel

karpfiskar betraktades som avvikelser. Mört och en del andra karpfiskar tillhör de mest surhetskänsliga fiskarterna (Degerman & Lingdell 1993), och surhetspåverkan kan ge effekter i rakt motsatt riktning. Därför beaktades både positiva och negativa avvikelser. Som liknande, alternativa kandidater användes kvoter mellan abborre och mört, och mellan abborre och karpfiskar. Kvoterna beräknades på både antal individer och biomassa.

I FIX fanns det tre indikatorer som inte kunde jämföras med några förväntade värden. Det var förekomst av surhetskänsliga arter och stadier, andel av arter tåliga mot låga syrgashalter (ruda och sutare) och andel av för landet främmande arter. Alla tre indikatorer uteslöts ur kandidatlistan, med motivet att de inte lämpade sig för modellering av referensvärden och beräkning av kontinuerliga kvalitetskvoter.

I det europeiska fiskindexet (EFI, FAME CONSORTIUM 2004) finns flera indikatorer på funktionella grupper. Arter med olika geografisk utbredning kan fylla samma funktion i fisksamhället, genom att de använder samma typ av föda eller samma habitat för födosök och/eller reproduktion. EFI grupperar fiskarterna efter hur de fungerar i vattendrag. För att skapa relevanta funktionella grupper för fisk i sjöar krävs mer information.

Totalt blev det 16 kandidater till indikatorer i ett multimetriskt fiskindex. Tillsammans representerar de artsammansättning, förekomst av typspecifika arter känsliga för påverkan, och indirekt fisksamhällets åldersstruktur. Fördelningen av indikatorvärden i referensmaterialet inspekterades. Vid behov gjordes log10-transformering, för att få mer normalfördelade variabler till den kommande modelleringen av referensvärden.



Tabell 3. Kandidater till fiskindikatorer, där FIX står för dem som ingick i tidigare bedömningsgrunder för miljökvalitet (Appelberg m.fl. 1999). N, medelvärden, standardavvikelser, min- och maxvärden avser okalkade sjöar i referensdatasetet. Transf anger den transformering som gjordes innan modellering och testning. Hypotes avser förväntad riktning i hur indikatorvärden ändras vid påverkan.

Indikatornamn	FIX	Kod	Enhet	N	Medel	SD	Min	Max	Transf	Hypotes
Antal inhemska fiskarter	X	niart	antal	116	5,3	2,5	1	12		minskar
Artdiversitet: Shannon-Wiener's H	X	S-W H	andel, biomassa	116	0,45	0,18	0,00	0,78		minskar
Artdiversitet: Simpson's D		S Dn	andel, antal	116	2,2	0,7	1,0	3,9		minskar
Artdiversitet: Simpson's D		S Dw	andel, biomassa	116	2,6	0,9	1,0	4,9		minskar
Artdiversitet: Simpson's E		S En	andel, antal	116	0,49	0,21	0,19	1,00		minskar
Artdiversitet: Simpson's E		S Ew	andel, biomassa	116	0,55	0,20	0,16	1,00		minskar
Relativ biomassa av inhemska fiskarter	X	wiart	g / nätansträngning	116	1 202	733	289	3 906	$\log_{10}(x+1)$	minskar/ ökar
Relativt antal av inhemska fiskarter	X	niind	# / nätansträngning	116	28,3	27,0	1,5	231,4	$\log_{10}(x+1)$	minskar/ ökar
Medellängd i totala fångsten		MeanL	mm	116	150	42	99	347	$\log_{10}(x)$	minskar/ ökar
Medelvikt i totala fångsten		MeanW	g	116	71	82	15	545	$\log_{10}(x)$	minskar/ ökar
Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar	X	andpis	andel av biomassa	116	0,28	0,18	0,00	0,68		minskar/ ökar
Andel karpfiskar	X	andcyp	andel av biomassa	102	0,33	0,21	0,00	0,81		minskar/ ökar
Kvot abborre / mört		AbMöN	antal / antal	90	12,0	67,9	0,25	632	$\log_{10}(x)$	minskar/ ökar
Kvot abborre / mört		AbMöW	biomassa / biomassa	90	6,9	25,3	0,35	202	$\log_{10}(x)$	minskar/ ökar
Kvot abborre / karpfiskar		AbCyN	antal / antal	95	6,8	25,9	0,02	211	$\log_{10}(x)$	minskar/ ökar
Kvot abborre / karpfiskar		AbCyW	biomassa / biomassa	95	13,6	60,1	0,17	412	$\log_{10}(x)$	minskar/ ökar
Förekomst av surhets känsliga fiskarter	X	klsurhet								minskar
Andel av arter tåliga mot låga syrgashalter	X	andsyr	andel av biomassa							ökar
Andel av främmande arter	X	andfar	andel av biomassa							ökar

## Omgivningsfaktorer för modellering av referensvärden

Valet av omgivningsfaktorer var en kompromiss mellan lämplighet utifrån tidigare erfarenheter och tillgängligheten på data. Det låga antalet referenssjöar begränsade möjligheten att modellera separata referensvärden för olika regioner. För modelleringen valdes altitud (m över havet), sjöarea (ha), maxdjup (m), medeldjup (m), avrinningsområdets yta (km<sup>2</sup>), årsmedelvärde i lufttemperatur (°C), och sjöns belägenhet i förhållande till högsta kustlinjen (HK = 0 för under, HK = 1 för över) (Tabell 4). De flesta variabler hade mycket skeva fördelningar inom referensdatasetet. Därför användes log<sub>10</sub>-transformerade värden av

alla variabler utom lufttemperaturen och HK. Flertalet provfiskade sjöar ligger över HK, 77 av 116 okalkade referenssjöar och 850 av totalt 1 157 sjöar. Flera variabler var korrelerade med varandra (Tabell 5). Den högsta korrelationen var mellan maxdjup och medeldjup, men det fanns också ett starkt positivt samband mellan sjöns och avrinningsområdets area och ett något svagare negativt samband mellan altitud och lufttemperatur. Det har en praktisk betydelse genom att uppgift om medeldjup och avrinningsområdets area saknas för många provfiskade sjöar (Tabell 4).

Tabell 4. Omgivningsvariabler i okalkade referenssjöar och i alla sjöar med standardiserade provfisken.

Variabel	Kod	Enhet	Referenssjöar					
			N	Medel	SD	Median	Min	Max
Altitud	Hoh	m	116	275,2	249,5	182,5	10	894
Sjöarea	Sjoyta	ha	116	248,7	525,9	72,5	2	4 236
Maxdjup	Maxz	m	115	16,4	11,9	13	1	65
Medeldjup	Medz	m	106	5,31	3,73	4,55	0,4	26
Avrinningsområdets area	Aroyta	km <sup>2</sup>	112	86,5	258,7	14,5	0,31	2 029
Lufttemperatur, årsmedel *	Temp	°C	116	4,35	2,46	5	-2	8

Variabel	Kod	Enhet	Alla sjöar					
			N	Medel	SD	Median	Min	Max
Altitud	Hoh	m	1 157	199,6	156,1	162	0	952
Sjöarea	Sjoyta	ha	1 157	131,1	324,7	37	1	5 173
Maxdjup	Maxz	m	1 156	11,6	9,4	9	1	83
Medeldjup	Medz	m	987	3,98	2,84	3,2	0,4	26
Avrinningsområdets area	Aroyta	km <sup>2</sup>	952	64,5	283,6	8,9	0,058	4 132
Lufttemperatur, årsmedel *	Temp	°C	1 157	5,37	1,85	6	-3	8

\* nedre gräns i klass med bredd på 1 °C, baserat på SMHI:s årsmedelvärden under perioden 1961-1990

Tabell 5. Korrelation mellan omgivningsvariabler (koder som i tabell 4 med lg för log<sub>10</sub>-transformering). Den övre högra halvan visar korrelationskoefficienter (Pearson's r) och dubbelsidiga signifikansnivåer, och den nedre vänstra halvan visar antal parade observationer (N).

	lgHoh	lgSjoyta	lgMaxz	lgMedz	lgAroyta	Temp
lgHoh		-0,085**	0,101**	-0,006	-0,140**	-0,566**
lgSjoyta	1 157		0,389**	0,307**	0,713*	0,060
lgMaxz	1 156	1 156		0,900**	0,177**	-0,181**
lgMedz	987	987	987		0,145**	-0,140
lgAroyta	952	952	951	848		0,072*
Temp	1 157	1 157	1 156	987	952	1

\*\* = P < 0,01 , \* = P < 0,05

## Modellering av fiskindikatorernas referensvärden

Var och en av kandidaterna användes som beroende variabel i en stegvis multipel regression, med samtliga sju omgivningsfaktorer som potentiella oberoende variabler. Sedan beräknades indikatorernas

referensvärden för varje sjö, med hjälp av uppskattade intercept och regressionskoefficienter för de omgivningsfaktorer som gav signifikant förklaring av indikatorns variation.

## Standardisering av avvikelser från referensvärden

För varje indikator beräknades avvikelserna mellan observerat och modellerat värde, i förekommande fall på log<sub>10</sub>-transformerade värden. Avvikelsen standardiserades genom division med standardavvikelsen av residualerna i referensdatasetet. Det motsvarar z-värden i en normalfördelning med medel-

värde = 0 och standardavvikelse = 1. Visuellt granskning av residualerna antydde att de var ungefär normalfördelade. För kvoterna mellan abborre och mört eller karfiskar fanns dock några extremt positiva avvikelser, utan motsvarighet på den negativa sidan.

## Urval av fiskindikatorer till nytt fiskindex

Ett viktigt urvalskriterium var indikatorernas känslighet för påverkan. Detta undersöktes med t-test mellan referenser (116 okalkade sjöar) och påverkade sjöar (113 okalkade), baserat på kandidaternas standardiserade avvikelser (z-värden). Först testades responsen för den sammanfattande påverkansvariabeln och sedan gjordes separata tester för surhets- och näringsstress. Testen av surhetsrespons begränsades till sjöar med uppfyllda referensskriterier i totalfosforhalt och vice versa. Slutligen testades varje kandidat på samma vis för skillnad mellan referenserna och de 224 kalkade sjöar som uppfyllde referensskriteriet.

Därefter undersöktes samvariation mellan de fiskindikatorer som uppvisade signifikanta skillnader i ovannämnda tester. Här inkluderades alla provfiskade sjöar

i korrelationsanalyser mellan indikatorernas z-värden. Resultatet användes till att utesluta överflödiga indikatorer.

I nästa steg transformerades indikatorerna till värden mellan 0 och 1. Eftersom de standardiserade residualerna motsvarar z-värden, så användes kumulativ sannolikhet (P-värde) för mer avvikande värden än den observerade residualen. I statistikprogrammet SPSS görs det som  $P = \text{CDF.NORMAL}(Z\text{-värde}, 0, 1)$  när hypotesen är enkelsidig och påverkan ger negativa avvikelser. Med positiva avvikelser blir det istället  $P = 1 - (\text{CDF.NORMAL}(Z\text{-värde}, 0, 1))$ , och med dubbelsidiga hypoteser blir det  $P = 2 * \text{CDF.NORMAL}(-\text{ABS}(Z\text{-värde}), 0, 1)$ . Det multimetriska fiskindexet (EQR) beräknades som medelvärdet av P-värdena för de utvalda indikatorerna.

## Skillnader mellan referenser och påverkade sjöar

Förmågan hos EQR att skilja mellan referenser och påverkade sjöar testades med tvåvägs variansanalys (ANOVA), där EQR var oberoende variabel och både påverkans- och kalkningsstatus användes som fixerade faktorer. Inom gruppen okalkade sjöar testades skillnaden mellan referenser och påverkade sjöar även med t-test. Testerna gjordes både för den sammanfattande påverkansvariabeln och för surhets- respektive näringsstress.

Med gamla FIX klassas både enskilda indikatorer och en sammanvägt index i fem klasser, där klass 1 står för ingen eller obetydlig avvikelse. Det sammanvägda FIX utgör ett medelvärde av avvikelseklasserna för de nio indikatorerna. Först jämfördes FIX och EQR i en korrelationsanalys med alla sjöar oavsett om de kunde klassas med avseende på påverkan. Sedan testades FIX förmåga att skilja mellan referenser och påverkade sjöar på samma sätt som för EQR.

## Definition av klassgränser

Klassgränser definierades bara för det sammanvägda EQR. Det motiverades av ett mindre dataunderlag och av att mätosäkerheten sannolikt är högre för de enskilda indikatorerna. Gränsen mellan god och måttlig status sattes vid det EQR-värde där sannolikheten för korrekt klassning var lika hög för både referenser och påverkade sjöar, i enlighet med Pont m.fl. (2004). Övriga förslag till gränser blev mer godtyckliga, eftersom datamaterialet var för litet för att delas upp i fler klasser än referenser och påverkade sjöar. Grundprincipen var

att gränsen mellan hög och god status skulle ge en mycket låg sannolikhet för att en referens ska klassas som påverkad. På motsvarande sätt sattes gränsen mellan otillfredsställande och dålig status där risken att klassa en påverkad sjö som referens var mycket låg.

För att få en indikation på hur bedömningar med det nya EQR förhåller sig till FIX-bedömningar, så gjordes en korstabell av frekvensfördelningar av samma sjöar i fem klasser med båda metoder.

# Resultat

## Modeller för referensvärden

En del av variationen hos var och en av de 16 kandidaterna kunde förklaras via signifikanta regressioner med en eller flera omgivningsfaktorer (Tabell 6). Fyra av regressionsmodellerna inkluderade antingen medeldjup eller avrinningsområdets area. Eftersom dessa variabler saknas för många provfiskade sjöar (Tabell 4), så är det en nackdel om de krävs för att refe-

rensvärden ska kunna beräknas. Därför kördes alternativa multipla regressionsanalyser utan dessa variabler. Det ledde ofta till att variabler med hög korrelation till de uteslutna variablerna inkluderades som ersättare i modellerna (Tabell 5). De alternativa modellerna valdes för att kunna uppskatta referensvärden i så många sjöar som möjligt.

## Indikatorer till nytt index

För tio av de 16 kandidaterna fanns en signifikant skillnad i standardiserade residualer (z-värden) mellan referenser och påverkade sjöar (Tabell 7), åtminstone i någon av de fyra jämförelserna (sammanfattande påverkan, surhetsstress, närsaltsstress och kalkning). De diversitetsrelaterade indikatorerna hade signifikant negativa avvikelser i sura sjöar. Höga totalfosforhalter gav istället positiva avvikelser, som var mer eller mindre signifikanta. Relativ biomassa och antal individer uppvisade samma typ av avvikelser som diversitetsindikatorerna, i båda grupper av påverkade sjöar. Medelvikten visade ingen signifikant respons på surhet, men närsaltsstress gav positiva avvikelser. Andelen fiskätande abborrfiskar var signifikant högre i sura sjöar, men mot förväntan noterades ingen signifikant effekt av hög totalfosforhalt. Kvoterna i biomassa mellan abborre och mört och mellan abborre och karpfiskar reagerade däremot med negativa avvikelser i näringsrika sjöar. Sammanfattningsvis verkade alltså surhets- och närsaltsstress i rakt motsatta riktningar. Fem av indikatorerna uppvisade

signifikanta skillnader mellan okalkade och kalkade sjöar, och riktningarna var då desamma som för surhetsstress.

Flera av de utsållade kandidaterna var mer eller mindre korrelerade med varandra (Tabell 8). Shannon-Wiener's diversitetsindex var mer korrelerad till två av de andra diversitetsvariablerna (Zniart och ZSDw, r-värden 0,758 respektive 0,901) än de övriga tre diversitetsvariablerna var sinsemellan. Därför betraktades Shannon-Wiener's diversitetsindex som överflödig. Biomassekvoterna mellan abborre och mört respektive abborre och karpfiskar var också högt korrelerade ( $r = 0,822$ ). Kvoten mellan abborre och mört betraktades som överflödig, eftersom kvoten mellan abborre och karpfiskar var något bättre på att särskilja närsaltspåverkade sjöar från referenser (Tabell 7).

Efter utsällning återstod åtta fiskindikatorer till det multimetriska fiskindexet. Det döptes till EQR8 (ekologisk kvalitetskvot baserad på åtta indikatorer). Eftersom de diversitetsrelaterade indikatorerna hade signifikant högre värden (positiva

Tabell 6. Intercept och regressionskoefficienter i modeller för referensvärden. Signifikanta ( $P < 0,05$ ) koefficienter visas och siffror inom parentes anger den ordning som omgivningsfaktorer togs in via stegvis multipel regression. N är antal okalkade referenssjöar.  $R^2$  är modellens förklaringsgrad och  $SD_{resid}$  är residualernas standardavvikelse. Modellerna har  $P < 0,001$  om inte annat anges. Grå fält markerar alternativa modeller.

Indikatornamn	Kod	intercept	IgHoh	IgSjöyta	IgMaxz	IgMedz	IgAroyta	HK	Temp	N	$R^2$	$SD_{resid}$
Antal inhemska fiskarter	niart	-0,410		2,534 (1)				-0,916 (3)	0,347 (2)	116	0,624	1,538
Artdiversitet: Shannon-Wiener's H	S-W H	0,085		0,108 (2)					0,037 (1)	116	0,457	0,132
Artdiversitet: Simpson's D (antal)	S Dn	2,537	-0,460 (2)	0,380 (1)						116	0,247	0,570
Artdiversitet: Simpson's D (biomassa)	S Dw	1,466				0,267 (2)			0,180 (1)	112	0,293	0,749
Artdiversitet: Simpson's D (biomassa)	S Dw	1,223		0,345 (2)					0,153 (1)	116	0,277	0,753
Artdiversitet: Simpson's E (antal)	S En	0,957		-0,163 (1)					-0,034 (2)	116	0,459	0,155
Artdiversitet: Simpson's E (biomassa)	S Ew	0,850		-0,190 (1)			0,106 (2)			116	0,431	0,154
Relativ biomassa av inhemska fiskarter	IgWiart	3,613	-0,202 (2)	0,233 (3)	-0,418 (1)				-0,095 (4)	111	0,339	0,194
Relativ biomassa av inhemska fiskarter	IgWiart	3,666	-0,202 (2)	0,121 (3)	-0,394 (1)					115	0,320	0,202
Relativt antal av inhemska fiskarter	IgNiind	2,353	-0,503 (1)	0,084 (4)		-0,300 (2)			0,033 (3)	106	0,550	0,247
Relativt antal av inhemska fiskarter	IgNiind	2,171	-0,397 (1)	0,081 (4)	-0,262 (3)				0,044 (2)	115	0,534	0,241
Medellängd i totala fångsten	IgMeanL	2,027	0,089 (1)						-0,014 (2)	116	0,452	0,076
Medelvikt i totala fångsten	IgMeanW	1,181	0,307 (1)						-0,038 (2)	116	0,440	0,234
Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar	andpis	0,057					0,198 (1)			115	0,139	0,175
Andel karpfiskar	andcyp	0,772	-0,204 (1)			-0,168 (3)			0,041 (2)	101	0,604	0,136
Kvot abborre / mört (antal)	IgAbMöN	-1,360	0,599 (1)	0,174 (2)						90	0,244	0,487
Kvot abborre / mört (biomassa)	IgAbMöW	0,4730				0,374 (2)				89	0,286	0,427
Kvot abborre / karpfiskar (antal)	IgAbCyN	-1,485	0,633 (1)			0,501 (2)			-0,103 (1)	85	0,206	0,462
Kvot abborre / karpfiskar (antal)	IgAbCyN	-0,872	0,509 (1)							95	0,089 *	0,530
Kvot abborre / karpfiskar (biomassa)	IgAbCyW	1,223							-0,186 (1)	95	0,393	0,472

\*  $P = 0,004$

Tabell 7. Användbara fiskindikatorer uttryckta som standardiserade residualer (z-värden). N1 och N2 är antal referenser respektive påverkade sjöar. Diff är differens mellan gruppernas z-värden, och P-värdet är ett resultat av t-test. NS står för icke signifikanta skillnader, när  $P > 0,05$ .

Kod	Sammanfattande <sup>1)</sup>			Surhetsstress <sup>2)</sup>			Närsaltstress <sup>3)</sup>			Kalkning <sup>4)</sup>		
	N1 - N2	Diff	P	N1 - N2	Diff	P	N1 - N2	Diff	P	N1 - N2	Diff	P
Zniart	116 - 113	-0,23	NS	124 - 40	-1,09	<0,001	124 - 56	+0,39	0,031	116 - 224	-0,59	<0,001
ZS-W H	116 - 106	-0,38	0,031	124 - 36	-1,49	<0,001	124 - 56	+0,46	0,006	116 - 221	-0,54	<0,001
ZS Dn	116 - 106	-0,39	0,014	124 - 36	-1,08	<0,001	124 - 56	+0,11	NS	116 - 221	-0,53	<0,001
ZS Dw	116 - 106	-0,04	NS	124 - 36	-1,36	<0,001	124 - 56	+0,92	0,001	116 - 221	-0,42	0,001
ZlgWiart	115 - 113	-1,11	0,005	123 - 40	-2,79	<0,001	123 - 56	+0,92	<0,001	115 - 224	-0,38	NS
ZlgNiind	115 - 113	-0,44	0,040	123 - 40	-1,36	<0,001	123 - 56	+0,55	0,031	115 - 224	-0,12	NS
ZlgMeanW	116 - 106	+0,29	NS	124 - 36	+0,12	NS	124 - 56	+0,51	0,008	116 - 221	-0,15	NS
Zandpis	115 - 106	+0,32	0,033	123 - 36	+0,87	0,001	123 - 56	-0,03	NS	115 - 221	+0,53	<0,001
ZlgAbMöW	89 - 79	-0,13	NS	97 - 14	+0,24	NS	97 - 53	-0,32	0,040	89 - 164	+0,01	NS
ZlgAbCyW	95 - 81	-0,47	0,002	102 - 16	+0,14	NS	102 - 53	-0,76	0,001	95 - 169	+0,16	NS

1) bara okalkade sjöar, referenser uppfyller referenskriterier enligt Tabell 2

2) bara okalkade sjöar med totalfosfor < 20 µg/l, påverkade har pH < 6

3) bara okalkade sjöar med pH > 6, påverkade har totalfosfor > 20 µg/l

4) alla uppfyller referenskriterier enligt Tabell 2, påverkan avser kalkning

Tabell 8. Korrelationsmatris för standardiserade residualer av 10 fiskindikatorer med signifikant skillnad mellan referenser och påverkade sjöar. Den övre högra halvan visar korrelationskoefficienter (Pearson's r) och dubbelsidiga signifikansnivåer, och den nedre vänstra halvan visar antal parade observationer (N). Extremt höga korrelationer markeras med fetstil.

	Zniart	ZS-W H	ZSDn	ZSDw	ZlgWiart	ZlgNiind	ZlgMeanW	Zandpis	ZlgAbMöW	ZlgAbCyW
Zniart		0,758**	0,576**	0,644**	0,147**	0,173**	-0,066*	-0,355**	-0,171**	-0,342**
ZS-W H	1 141		0,635**	0,901**	0,160**	0,215**	-0,085**	-0,551	-0,373**	-0,572**
Zn_D	1 141	1 141		0,597**	0,022	0,008	0,004	-0,352**	-0,230**	-0,318**
Zw_D	938	938	938		0,171**	0,211**	-0,049	-0,539**	-0,350**	-0,490**
ZlgWiart	1 156	1 140	1 140	937		0,723**	0,213**	0,068*	-0,072*	-0,054
ZlgNiind	1 156	1 140	1 140	937	1 156		-0,516**	-0,122**	-0,291**	-0,198**
ZlgMeanW	1 141	1 141	1 141	938	1 140	1 140		0,220**	0,263**	0,116**
Zandpis	1 140	1 140	1 140	937	1 140	1 140	1 140		0,561**	0,562**
ZlgAbMöW	879	879	879	733	879	879	879	879		0,822**
ZlgAbCyW	910	910	910	759	909	909	910	909	879	

\*\*  $P < 0,01$  ; \*  $P < 0,05$

residualer) i sjöar med höga totalfosforhalter än i referenssjöarna, så ändrades ursprungshypotesen till att både positiva och negativa avvikelser skulle få genomslag i bedömningen. Samtliga indikatorers z-värden transformerades därför till P-värden utifrån dubbelsidiga hypoteser. EQR8 beräknades sedan som ett medelvärde av de

tre till åtta P-värden som kan beräknas ur provfiskefångsten. Om sjön saknar fisk blir det observerade värdet 0 i antal inhemska arter, antal individer och biomassa, medan övriga indikatorer inte kan beräknas. Kvoten mellan abborre och karpfiskar kan inte heller beräknas om antingen abborre eller karpfiskar saknas i fångsten.

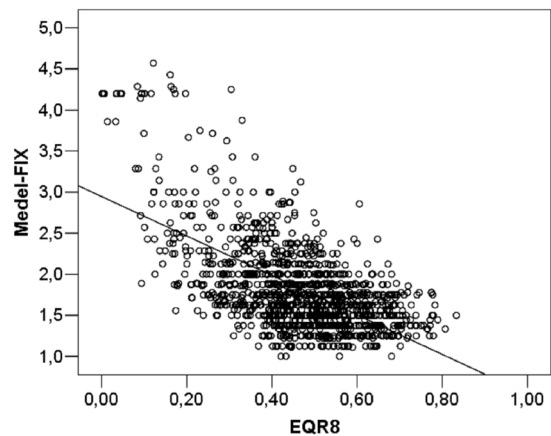


## Förmåga hos EQR8 och FIX

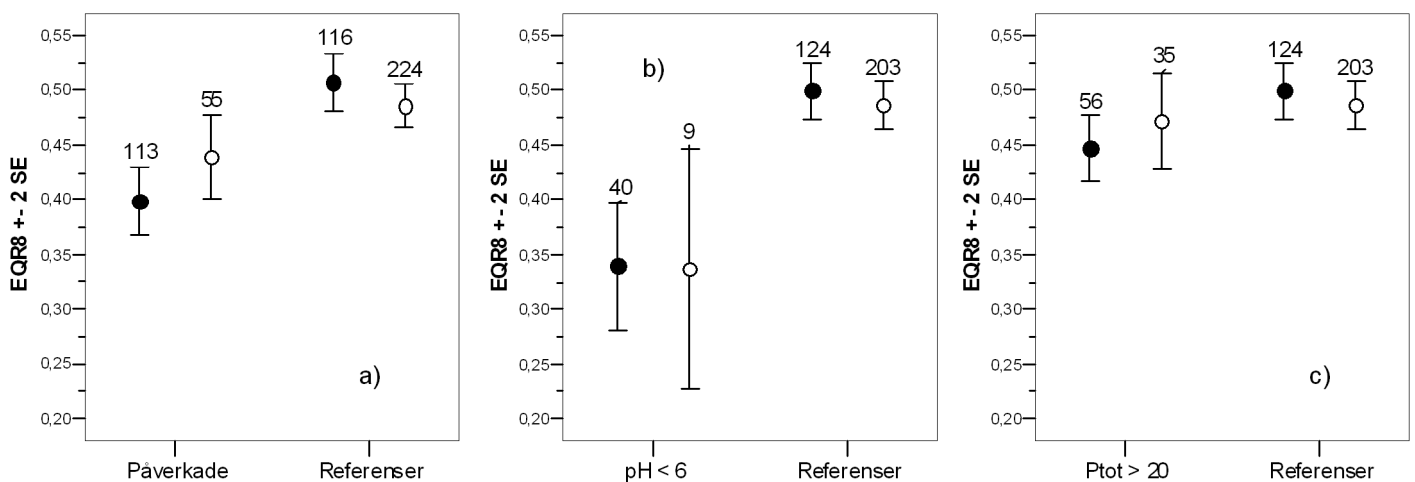
Det sammanvägda EQR8 var lägre i påverkade sjöar än i referenser (Figur 1a). Tvåvägs ANOVA visade signifikanta effekter av sammanvägd påverkan ( $F_{1,504} = 26,5$ ;  $P < 0,001$ ) och av interaktionen mellan påverkan och kalkning ( $F_{1,504} = 4,13$ ;  $P = 0,04$ ). Det betyder att effekten av påverkan var svagare i de kalkade sjöarna. Sura sjöar hade betydligt lägre EQR8 än referenser (Figur 1b), och effekten av surhet var signifikant (ANOVA,  $F_{1,372} = 27,2$ ;  $P < 0,001$ ). Däremot fanns inga effekter av kalkning eller av interaktionen mellan surhet och kalkning ( $F_{1,372} = 0,07$  och  $P = 0,79$  respektive  $F_{1,372} = 0,04$  och  $P = 0,85$ ). Sjöar med höga totalfosforhalter hade lägre medelvärden av EQR8 än referenser (Figur 1c), men skillnaden var betydligt mindre än mellan sura sjöar och referenser. Tvåvägs-ANOVA gav inga signifikanta effekter, även om det fanns en tendens till lägre EQR8 i när-saltstressede sjöar ( $F_{1,414} = 3,66$ ;  $P = 0,06$ ). Effekten av närsaltsstress blev tydligare när kalkade sjöar uteslöts ur jämförelsen (t-test,  $t = -2,64$ ;  $df = 130$ ;  $P = 0,009$ ).

Vid jämförelse i samma sjöar var det gamla FIX signifikant korrelerat med det nya EQR8 ( $n = 1\ 157$ ; Pearson's  $r = -0,611$ ;  $P < 0,001$ ). En linjär regression kunde

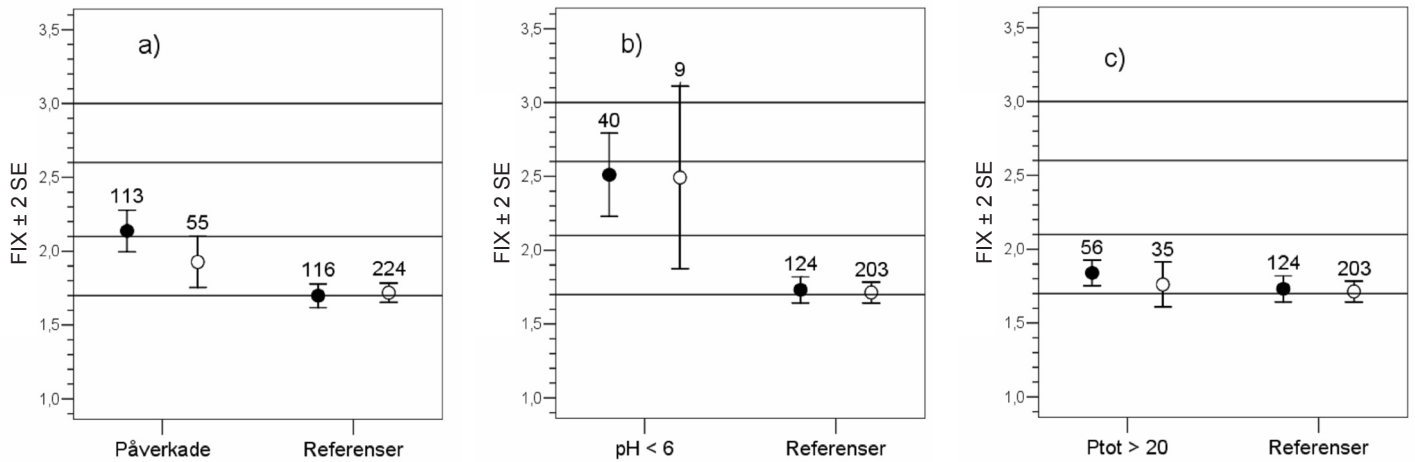
dock bara förklara 37,3 % av variationen (Figur 2). Variationen kring regressionslinjen var hög, men residualernas fördelning antydde också att sambandet inte var linjärt. Lutningen verkade vara brantare vid låga värden på EQR8, och FIX planade ut kring ett värde på ca 1,5 när EQR8 överstiger 0,5. Det senare har sin förklaring i att EQR8 per definition har ett medelvärde på 0,5 i referensmaterialet.



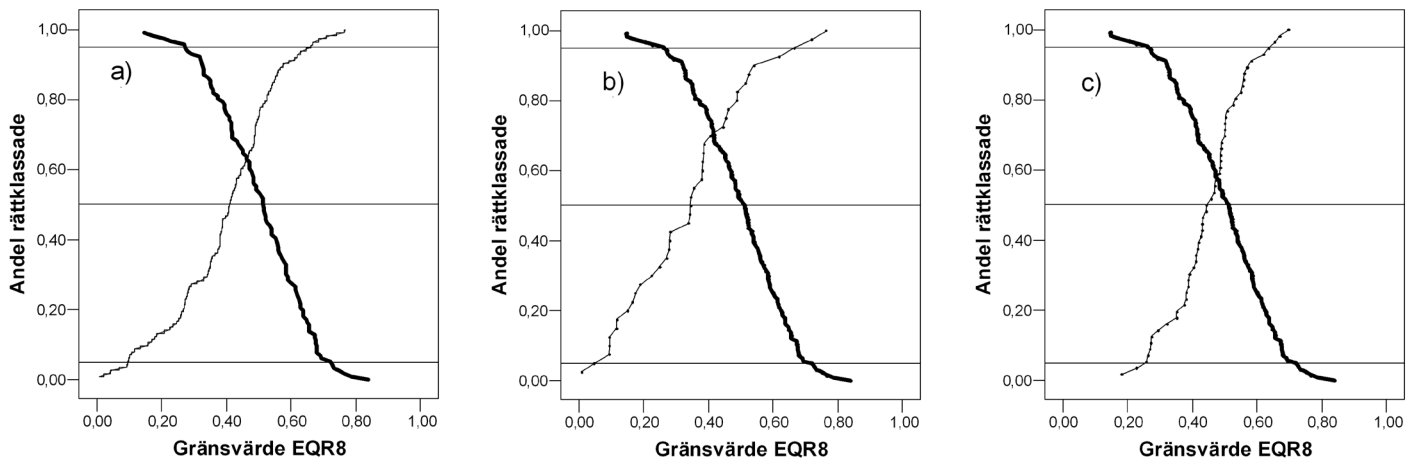
Figur 2. FIX i förhållande till EQR8 i 1 157 sjöar med standardiserade provfisken. Regressionslinjen har ett  $r^2$ -värde på 0,373 ( $P < 0,001$ ).



Figur 1. EQR8 (medelvärde  $\pm$  2 SE) i påverkade sjöar och referenser, uppdelade på okalkade (fyllda symboler) och kalkade sjöar (öfylla symboler). Antalet sjöar anges vid varje grupp. Jämförelser mellan grupper avser a) sammanfattande påverkan, b) surhetsstress och c) närsaltsstress.



Figur 3. FIX (medelvärde  $\pm$  2 SE) i påverkade sjöar och referenser, uppdelade på okalkade (fyllda symboler) och kalkade sjöar (ofyllda symboler). Antalet sjöar anges vid varje grupp. Jämförelser mellan grupper avser a) sammanfattande påverkan, b) surhetsstress och c) närsaltsstress. De horisontella referenslinjerna är placerade vid klassgränserna i de gamla bedömningsgrunderna (1,7 – 2,1 – 2,6 – 3,0, där 1-a gränsen går mellan klass 1 och 2).



Figur 4. Förändring i andelen rättklassade sjöar, vid gradvis ökning av gränsvärdet från noll till det maximalt observerade värdet på EQR8. Tjocka (fallande) kurvor representerar okalkade referenser och tunna (stigande) kurvor visar påverkade sjöar. Jämförelser mellan grupper avser a) sammanfattande påverkan, b) surhetsstress och c) närsaltsstress. Antalet sjöar är detsamma som vid fyllda symboler i Figur 1. De horisontella referenslinjerna har satts vid 5, 50 respektive 95 % rättklassade sjöar.

FIX förmåga att särskilja påverkade sjöar från referenser visade ett liknande mönster som EQR8. Tvåvägs ANOVA gav signifikanta effekter av såväl sammanfattande påverkan ( $F_{1,504} = 32,5$ ;  $P < 0,001$ ; Figur 3a) som surhetsstress ( $F_{1,372} = 50,8$ ;  $P < 0,001$ ; Figur 3b). Däremot fanns ingen signifikant skillnad mellan referenser och sjöar med höga totalfosforhalter (Figur 3c), inte ens när kalkade sjöar uteslöts ur jämförelsen (t-test,  $t = 1,50$ ;  $df = 178$ ;  $P = 0,13$ ).

Referenssjöarnas medelvärden av FIX hamnade vid gränsen mellan klass 1 och klass 2. För sammanfattande påverkan var det endast de okalkade sjöarna i den påverkade gruppen som hade ett medelvärde strax över gränsen till klass 3. Båda medelvärdena i de sura sjöarna låg nära gränsen till klass 4. Medelvärdena för sjöar med höga totalfosforhalter låg dock närmare gränsen till klass 1 än gränsen till klass 3.

## Förslag till klassgränser

För att hitta det värde som klassar referenser och påverkade sjöar lika bra användes en halvmanuell metod (Figur 4). Utgångspunkten var att betrakta varje observerat värde på EQR8 som en potentiell klassgräns mellan god och måttlig status. Om man gradvis ökar gränsen från 0 och uppåt, så minskar andelen rättklassade referenser samtidigt som andelen rättklassade ökar i gruppen av påverkade sjöar. Brytpunkten med avseende på sammanfattande påverkan låg vid  $EQR8 = 0,46$  (63 % rättklassade i båda grupper, Figur 4a). För surhetsstress låg brytpunkten något lägre ( $EQR8 = 0,42$ , 69 % rättklassade, Figur 4b). Motsvarande brytpunkt för närsaltsstress låg högre ( $EQR8 = 0,48$ , 57 % rättklassade, Figur 4c). Även dessa jämförelser visade att EQR8 var bättre på att särskilja sura sjöar från referenser, jämfört med sjöar med höga totalfosforhalter.

Förslaget till femgradig statusskala (Tabell 9) baserades på erfarenheterna av sammanfattande påverkan (Figur 4a), motiverat av att jämförelsen grundades på ungefär lika många påverkade sjöar (113) som referenser (116). När gränsen mellan hög och god status sattes vid  $EQR8 = 0,72$  blev sannolikheten att en referens klassas som påverkad mindre än 5 %. Gränsen mellan god och måttlig status (0,46) gav som tidigare nämnt en minimerad risk för felklassning i båda grupper av sjöar. Vid den lägsta gränsen mellan otillfredsställande och dålig status ( $EQR8 = 0,15$ ) blev det mindre än 10 % risk att en påverkad sjö klassas som referens. Den sista gränsen mellan måttlig och otillfredsställande status sattes mer godtyckligt mittemellan de omgivande klassgränserna.

## Klassning med EQR8 och FIX

Det var ganska stora skillnader i hur de provfiskade sjöarna fördelade sig mellan FIX-klasser respektive EQR8-klasser (Tabell 10). Endast 27,4 % av sjöarna fick exakt samma position i de femgradiga skalorna. Fördelningen i FIX-klasser påminde om de proportioner som utgjorde underlag till definitionen av klassgränser i de gamla bedömningsgrunderna, eftersom nästan 50 % av

sjöarna hamnade i klass 1 och drygt 25 % i klass 2. Med de föreslagna klassgränserna för EQR8 hamnade de flesta sjöarna i antingen god (50 %) eller måttlig status (34 %). Istället hamnade bara 2,5 % i hög status. En något högre andel sjöar återfanns i otillfredsställande och dålig status (13,4 %) jämfört med i FIX-klasserna 4-5 (8,7 %).

Tabell 9. Förslag till intervall av EQR8 inom klasser av ekologisk status.

Status	EQR8
Hög	> 0,72
God	> 0,46 och < 0,72
Måttlig	> 0,30 och < 0,46
Otillfredsställande	> 0,15 och < 0,30
Dålig	< 0,15

Tabell 10. Fördelning av 1 157 provfiskade sjöar i FIX-klasser och EQR8-klasser.

FIX-klass	EQR8-klasser					Summa	%
	1	2	3	4	5		
	Hög	God	Måttlig	Otillfredst.	Dålig		
1	23	373	156	15	0	567	49,0
2	6	157	109	38	2	312	27,0
3	0	45	94	33	6	178	15,4
4	0	3	28	18	6	55	4,8
5	0	1	6	13	25	45	3,9
Summa	29	579	393	117	39	1157	
%	2,5	50,0	34,0	10,1	3,4		

# Diskussion

## Skillnader jämfört med 1999

Vid utvecklingen av FIX användes data från många fler sjöar och provfisketillfällen än nu (Appelberg m.fl. 1999). Då gjordes inget försök att särskilja påverkade sjöar från referenser med fiskoberoende data. Därför ingick även påverkade sjöar i underlaget till modellering av fiskindikatorernas referensvärden. Det gick inte heller att testa respons på olika typer av påverkan, varken för enskilda indikatorer eller det sammanvägda indexet. Utvecklingen av EQR8 följde en mer strikt arbetsgång, inspirerad av erfarenheter från fiskbaserad statusbedömning i europeiska vattendrag (FAME CONSORTIUM 2004, Pont m.fl. 2004). Med data från 5 252 elfiskelokaler, kunde de dela upp både referenser och påverkade vatten i separata dataset för kalibrering och validering. Vi kunde bara klassa 508 provfiskade sjöar som referenser eller påverkade. Därför användes alla data vid kalibrering av referensvärden och urval av relevanta fiskindikatorer. Den nödvändiga valideringen bör göras när fler av de provfiskade sjöarna kan klassas med avseende på påverkan.

Klassgränser i FIX baserades på percentiler av kvoter mellan observerade och förväntade värden. Nu omvandlades indikatorerna istället till standardiserade residualer (z-värden) och sannolikheter (P-värden). Både percentiler och P-värden kan uttryckas som värden mellan 0 och 1, enligt ramdirektivets önskemål (EU 2000, Anonym 2003). Residualerna som utgör underlag till P-värdena förutsätts vara normalfördelade, och det fanns inga stora avvikelser från villkoret i referensmateriale. Ett begränsat underlag på 116 referenssjöar hade snarast gett mer osäkra bedömningar utifrån percentiler.

De provfiskade sjöarna fördelade sig rätt olika i de fem klasserna av EQR8 respektive FIX. De 1157 sjöarna i det nuvarande datasetet fördelade sig ungefär som de 919 provfisketillfällen som användes för utvecklingen av FIX (Appelberg m.fl. 1999). Definitionen av klassgränser byggde på antagandet att 50 % av sjöarna skulle hamna i klass 1 (ingen eller obetydlig avvikelse) och ytterligare 25 % i klass 2 (liten avvikelse). Klassningen av EQR8 byggde istället på att gränsen mellan god och måttlig status skulle gå där risken för fel klassning av både referenser och påverkade sjöar skulle vara så låg som möjligt. Med denna princip hamnade betydligt fler sjöar i EQR8-klasserna 3-5 (måttlig-dålig status). Samma erfarenhet gjordes vid en revidering av klassgränser för FIX i vattendrag (Holmgren m.fl. 2004).

Referensvärdet för FIX-indikatorn Shannon-Weieners H beräknades via antal fiskarter, och i modellerna för "andel potentiellt fiskätande abborrfiskar" och "andel karpfiskar" ingick provfiskefångstens totala vikt per ansträngning. Dessa variabler har vanligtvis samma värden som FIX-indikatorerna "antal inhemska fiskarter" och "relativ biomassa av inhemska arter". Nu beräknades alla referensvärden oberoende av andra potentiella fiskindikatorer, enligt samma princip som vid utvecklingen av det europeiska fiskindexet (EFI, Pont m.fl. 2004). Det ledde inte oväntat till att sjöns area ingick i regressionsmodellerna för alla diversitetsrelaterade indikatorer. Det medförde också att referensvärdet för "andel potentiellt fiskätande abborrfiskar" ökade med ökande maxdjup, samtidigt som "andel karpfiskar" minskade. Den senare indikatorn var också negativt relaterad till höjd

över havet och positivt till årsmedelvärde i lufttemperatur. Det ligger i linje med att mört och andra karpfiskar har en mer begränsad geografisk utbredning än abborre (Rask m.fl. 2000).

Tre av de gamla FIX-indikatorerna kunde inte relateras till förväntade mätvärden, och de togs därför inte med som kandidater till EQR8. Det handlar om "förekomst av försurningskänsliga arter och stadier", "andel av arter tåliga mot låga syrgashalter" och "andel av för landet främmande arter" (Appelberg m.fl. 1999). Förekomst av försurningskänsliga arter och stadier kan med fördel användas som ett fristående komplement, eller snarare enligt sin ursprungliga form (Degerman & Lingdell 1993). Förekomst eller avsaknad av de känsligaste arterna kan predikteras utifrån både pH och andra surhetsrelaterade variabler (Holmgren & Buffam 2005), med en precision som är godtagbar åtminstone i södra Sverige. Arter tåliga mot låga syrgashalter representerades av den totala biomassans andel av ruda och sutare.

Någon av dessa arter förekom i 232 av de provfiskade sjöarna, men deras andel ökade inte med ökad totalfosforhalt ( $N = 106$ , Spearman's rangkorrelation,  $r = 0,125$ ,  $P = 0,203$ ). Indikatorn har ibland ställt till problem, när enstaka stora sutare eller rudor har fått ett orimligt stort genomslag i den sammanvägda bedömningen (Dahlberg 2001). Andelen av för landet främmande arter ska per definition vara noll, och gränserna mellan olika avvikelseklasser sattes på subjektiva grunder (Appelberg m.fl. 1999). Bland de 1 157 provfiskade sjöarna fanns bara två sjöar med bäckröding och elva sjöar med regnbåge. Introduktionen av inhemska arter är sannolikt betydligt mer omfattande (Filipsson 1994, Schreiber m.fl. 2003, Appelberg m.fl. 2004). I det nationella registret över sjöprovfisken finns inga uppgifter om vilka arter som inte är ursprungliga. Om sådana data blir tillgängliga bör effekten av introducerade arter testas på EQR8, snarare än att inkludera de introducerade arterna i själva indexet.

## Relationer till omgivningsfaktorer och påverkan

Under utvecklingsarbetet bekräftades flera gamla sanningar, medan några erfarenheter var mer eller mindre oväntade. De testade omgivningsfaktorerna förklarade som väntat variation i åtminstone någon av fiskindikatorerna. Medeldjup och avrinningsområdets area ingick dock inte i någon av de slutliga modellerna. Det motiverades av att dessa uppgifter saknas för många sjöar. Alternativa modeller med maxdjup och sjöarea gav dessutom nästan lika hög förklaring av fiskindikatorernas variation.

Ett oväntat resultat var att andelen karpfiskar inte reagerade tydligt på höga totalfosforhalter. En ökande andel karpfiskar är den oftast beskrivna effekten av eutrofiering, och massiv utfiskning av karpfiskar används ofta för att restaurera eutroferade sjöar (Hansson m.fl. 1998,

Olin 2005). En möjlig förklaring är att små, planktonätande abborrar är talrika även i måttligt eutrofa sjöar (Romare m.fl. 1999). Den kraftiga ökningen av storvuxna karpfiskar som braxen förväntas först när totalfosforhalten blir högre än maxvärdet på  $115 \mu\text{g/l}$  i det aktuella datasetet (Jepesen m.fl. 2000). Kvoten i biomassa mellan abborre och karpfiskar var däremot lägre i sjöar med närsaltsstress jämfört med i referenserna. Det sammanfaller som väntat med signifikant högre individantal och biomassa av inhemska fiskarter i de mer näringsrika sjöarna.

Det var möjligen oväntat att medellängden och/eller -vikten i fisksamhället inte var signifikant högre i sura sjöar än i referenser. En sådan avvikelse skulle ha indikerat bristande rekrytering hos domine-

rande arter. Kombinationen av låg individtätthet och hög medelstorlek innebär ju en avsaknad av små och unga fiskar (Holmgren 2003). De nordiska översiktsnät som används vid standardiserade provfisken fångar inte årsungar effektivt, men rekryteringen kan ändå följas via representationen av två- till fyrsomrig fisk. Åldersanalys av dominerande fiskarter utförs nästan bara i nationella övervakningsprogram. Åldersbaserade indikatorer uteslöts för att bedömningsgrunderna ska kunna tillämpas på alla provfisken som utförs regionalt.

En intressant erfarenhet var att många av fiskindikatorerna reagerade i motsatta riktningar, beroende på om påverkanskriteriet var surhet eller höga totalfosforhalter. Därför beaktades både positiva och negativa avvikelser från referensvärden i

det föreslagna indexet EQR8. Sex av åtta indikatorer svarade signifikant på surhetsstress. Lika många indikatorer svarade på närsaltstress, men avvikelserna var i genomsnitt lägre. En följd av detta var att EQR8 hade betydligt bättre förmåga att upptäcka effekter av surhet än av närsaltsstress. Samma mönster noterades när motsvarande förmåga för första gången testades för medelklassningen av FIX-indikatorer. Vid jämförelse med exakt samma set av referenser och påverkade sjöar, var EQR8 till och med något bättre än FIX på att särskilja sjöar med höga totalfosforhalter. Det är i nuläget svårt att avgöra om det beror på olika indikatorurval, på skillnaden i val av enkel- eller dubbelsidiga hypoteser om effekter av påverkan, eller på skillnaden i hur det sammanvägda indexet beräknas.

## Brister med EQR8

En självklar brist är att fiskindikatorernas samband med omgivningsfaktorer och EQR8's förmåga att skilja mellan referenser och påverkade sjöar inte kunde testas på oberoende dataset. Det bör göras när fler av de provfiskade sjöarna kan klassas efter samma referensfilter. Med större dataset blir det också mer relevant att dela upp påverkade sjöar i grupper med olika påverkansgrad. Det kan också bli aktuellt att testa om referensvärden bör modelleras separat för olika geografiska regioner (enligt Beier & Degerman 2003, Fiskeriverket 2005, eller Naturvårdsverket 2006).

En mer generell begränsning är att inget fiskindex kan användas på andra typer av sjöar än de som ingick i underlaget till referensvärden och klassgränser, eller på data som insamlats på annat sätt än med den angivna standardmetoden. I den nationella databasen NORS är det fortfarande brist på data från standardiserade provfisken i större sjöar och i högt belägna sjöar. De allra största sjöarna kommer nog alltid att vara unika, utan jämförbara sjöar att modellera referensförhållanden ifrån. Fiskens respons på mänsklig påverkan har tidigare

utvärderats med hjälp av diverse historisk och nutida information från respektive sjö (Degerman m.fl. 2001). Eventuellt kan något mer standardiserade bedömningar utvecklas via erfarenheter från Österrike (Gassner m.fl. 2003). Deras metoder förutsätter att man vet vilka fiskarter som ursprungligen fanns i respektive sjö (Gassner m.fl. 2005, Zick m.fl. 2006).

Ett viktigt moment under den kommande valideringsprocessen är att titta närmare på de referenssjöar som hade störst avvikelser från de modellerade referensvärdena. En hypotes är att avvikelserna kan vara större i sjöar som är dåligt representerade i referensmaterialet. Ett annat antagande är att bedömningarna blir säkrast när alla åtta indikatorer kan beräknas. För detta krävs att sjön hyser både abborre och någon karpfiskart. Villkoret uppfylldes i 82 % av referenssjöarna och i 79 % av de totalt 1 157 provfiskade sjöarna. Undantag är till exempel fjällsjöar med bara röding, och preliminära jämförelser med andra kvalitetsfaktorer antyder att EQR8 ger för låg ekologisk status i dessa sjöar (Holmgren 2007a).

Med nuvarande gruppindelning kunde vi bara definiera en av klassgränserna med ett objektivt angreppssätt. När samma metod tillämpades i arbetet med det europeiska fiskindexet (EFI), erhöles en tydligare brytpunkt än för EQR8. Vid brytpunkten var risken för felklassning bara 20 % för både referenser och påverkade elfiskelokaler (Pont m.fl. 2004). Motsvarande brytpunkt för EQR8 gav en risk för felklassning på 37 % i båda grupper av provfiskade sjöar. En möjlig tröst är att det använda referensfiltret inte utgör något självklart facit för gränsen mellan god och måttlig ekologisk status. Om man vill undersöka trender i sjöar med upprepade provfisken är det antagligen mer relevant att använda de kontinuerliga EQR-värdena än att bara notera variation i den diskreta statusklassningen.

Biologiska mätningar har ofta en ganska hög osäkerhet, delvis beroende på svårigheter med att ta representativa stickprover. Standardiserade provfisken utgör inget undantag. Det rekommenderade antalet nät varierar med sjöns area och djup (Kinnerbäck 2001, Naturvårdsverket 2001). Insatsen är optimerad så att alla fångstbara arter ska fångas, och så att man ska kunna upptäcka en förändring på 50 % i fångst per ansträngning av vanliga arter mellan två provfisketillfällen (Degerman m.fl. 1988). För flera andra indikatorer i både FIX och EQR8 är det betydligt svårare att

uppskatta precisionen i mätningarna. Som en gardering mot mätosäkerhet i enskilda indikatorer är det en fördel att ha ett sammanvägt index med flera indikatorer som svarar likartat på påverkan (Karr 1981). Det är också ett argument för att inte lägga så stor möda på att uppskatta relevanta klassgränser för enskilda indikatorer. Resultat från den svenska miljöövervakningen visade som väntat att de flesta indikatorer varierar mer mellan år än det sammanvägda indexet (Holmgren 2007b).

I framtiden vore det lämpligt att ta med andra typer av påverkan i referenskriteriet. Det är nödvändigt om vi vill kunna verifiera och kvantifiera effekter av till exempel klimatförändring, reglering av vattennivåer, skogsbruk, fiske och introduktion av främmande arter. Då kan det också bli motiverat att ta med nya fiskindikatorer, till exempel för att testa klimateffekter på kallvattensarter och effekter av hydromorfologisk påverkan på migrerande arter och fördelning mellan utpräglat bottenlevande respektive pelagiska fiskarter. Sådana indikatorer faller in under begreppet typspecifika arter. Ju fler artbaserade indikatorer som ingår i ett sammanvägt index, desto viktigare är det att undersöka eventuella skillnader i referensvärden mellan geografiska regioner, eftersom det geografiska läget har påverkat fiskarternas invandringshistoria (Lundberg 1899, Alm 1937).



# Tack

Ett stort tack till Mats Wallin (IMA, SLU, Ultuna) och till alla de personer på länsstyrelserna som har bidragit med data om sjöarna och deras avrinningsområden. Vår utredning och sammanställning finansierades via ett särskilt uppdrag från Naturvårdsverket, men projektets framskridande gynnades av att vi sedan länge har varit engagerade inom nationell miljöövervakning och integrerad kalknings-effektuppföljning (IKEU). Vi vill också tacka alla personer som under året har börjat efterfråga och kommentera bedömningar med det nya fiskindexet. Deras synpunkter har bidragit till att vi har hittat och kunnat korrigera en del fel och oklarheter i det manus som cirkulerades via <[www.vattenportalen.se](http://www.vattenportalen.se)>.

# Referenser

- Amarasinghe, U.S. & R.L. Welcomme. 2002. An analysis of fish species richness in natural lakes. *Environmental Biology of Fishes* 65: 327-339.
- Andersson, H., M. Reizenstein & M. Appelberg. Fiskbestånd som miljöindikator. Sjöar & vattendrag. Årsskrift från miljöövervakningen 1995: 54-63.
- Anonym. 2003. **Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters.** Produced by CIS Working Group 2.3 – Reference conditions for inland surface waters (REFCOND). Final Version, 30 April 2003, 86 sidor.
- Appelberg, M., B. Bergquist & E. Degerman. 1999. Fisk. Sid. 167-239 i: Wiederholm, T. (redaktör). *Bedömningsgrunder för Miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2. Biologiska parametrar.* Naturvårdsverket Rapport 4921.
- Appelberg, M., B.C. Bergquist & E. Degerman. 2000. Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams – a preliminary approach. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 27: 311-315.
- Appelberg, M., S. Ridderborg & U. Beier. 2004. Riksfiskinventering –96. En nationell inventering av den svenska fiskfaunan 1996. *Fiskeriverket Informerar* 2004:1, 75 sidor.
- Alm, G. 1937. Sötvattnens fiskarnas utbredning och den postarktiska värmeperioden. *Ymer* 4: 299-314.
- Begon, M., J.L. Harper & C.R. Townsend. 1990. *Ecology. Individuals, populations and communities.* Blackwell Scientific Publication. 945 pp.
- Beier, U. & E. Degerman. 2003. Selection of reference sites and typology for stream fish in Sweden. FAME draft working paper, 37 pp.
- Beier, U., Degerman, E., Sers, B., Bergquist, B. och Dahlberg, M. 2006. Nya bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten. Slutrapport till Naturvårdsverket, enligt Överenskommelse Nr 502 0502, dnr 235-2771-04-Me, avseende uppdraget ”Kompletterande utredningar för revideringen av bedömningsgrunder för fisk”. Skickad till Naturvårdsverket 2006-05-03 (tillgänglig på [www.vattenportalen.se](http://www.vattenportalen.se)).
- Beier, U., Degerman, E., Sers, B., Bergquist, B. och Dahlberg, M. 2007. *Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten – utveckling och tillämpning av VIX.* Fiskeriverket Informerar (manuskript).
- Bergengren, J. & B. Bergquist. 2004. *System Aqua 2004 – Del 1. Hierarkisk modell för karakterisering av sjöar och vattendrag.* Länsstyrelsen i Jönköpings län. *Meddelande* 2004:24, 137 s.
- Breine, J., I. Simoens, P. Goethals, P. Quataert, D. Ercken, C. Van Lieffringhe & C. Belpaire. 2004. A fish-based index of biotic integrity for upstream brooks in Flanders (Belgium). *Hydrobiologia* 522: 133-148.
- Colby, P.J., G.R. Spangler, D.A. Hurley & A.M. McCombie. 1972. Effects of eutrophication on salmonid communities in oligotrophic lakes. *Journal of the Fisheries and Research Board of Canada* 29: 975-983.
- Dahlberg, M. 2001. *Bedömningsgrunder för fisk – ett system för att bedöma miljöpåverkan med hjälp av fisk.* *Vann* 36(4B): 401-407.
- Degerman, E., M. Appelberg & P. Nyberg. 1992. Effects of liming on the occurrence and abundance of fish populations in acidified Swedish lakes. *Hydrobiologia* 230: 201-212.
- Degerman, E., Beier, U. & Bergquist, B. 2005. *Bedömning av miljötillstånd i kustvattendrag med hjälp av fisk.* *Fiskeriverket Informerar* 2005: 1, 67 sidor.

- Degerman, E., J. Hammar, P. Nyberg & G. Svårdson. 2001. Human impact on the fish diversity in the four largest lakes of Sweden. *Ambio*: 522-528.
- Degerman, E. & P.-E. Lingdell. 1993. pHisces – fisk som indikator på lågt pH. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm 1993 (3): 37-54.
- Degerman, E., P. Nyberg & M. Appelberg. 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.
- De Leeuw, J.J., L.A.J. Nagelkerke, W.L.T. van Densen, K. Holmgren, P.A. Janzen & J. Vijverberg. 2003. Biomass size distributions as a tool for characterizing lake fish communities. *Journal of Fish Biology* 63: 1454-1475.
- Downing, J.A., C. Plante & S. Lalonde. 1990. Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 1929-1936.
- Drake, M.T., D.L. Pereira. 2002. Development of a fish-based index of biotic integrity for small inland lakes in central Minnesota. *North American Journal of Fisheries Management* 22: 1105-1123.
- Eadie, J.Mc., T.A. Hurly, R.D. Montgomerie & K.L. Teather. 1986. Lakes and rivers as islands: species-area relationships in the fish faunas of Ontario. *Environmental Biology of Fishes* 15: 81-89.
- Eadie, J.McA. & A. Keast. 1984. Resource heterogeneity and fish species diversity in lakes. *Canadian Journal of Zoology* 62: 1689-1695.
- Eckmann, R. 1995. Fish species richness in lakes of the northeastern lowlands in Germany. *Ecology of Freshwater Fish* 4: 62-69.
- EU. 2000. Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område. Europeiska gemenskapens officiella tidning L 327, 22.12.2000, 72 sidor.
- FAME CONSORTIUM 2004. Manual for the application of the European Fish Index – EFI. A fish-based method to assess the ecological status of European rivers in support of the Water Framework Directive. Version 1.1. January 2005. (tillgänglig på <http://fame.boku.ac.at>).
- Filipsson, O. 1994. Nya fiskbestånd genom inplanteringar eller spridning av fisk. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (2), 65 sidor.
- Fiskeriverket. 2005. Revidering av bedömningsgrunder för fisk i sjöar och vattendrag. Avtal nr 50 204. Slutrapport 2005-02-25.
- Gassner, H., G. Tischler & J. Wanzenböck. 2003. Ecological integrity assessment of lakes using fish communities – suggestions of new metrics developed in two Austrian prealpine lakes. *International Review of Hydrobiology* 88: 635-652.
- Gassner, H., J. Wanzenböck, D. Zick, G. Tischler & B. Pammiger-Lahnsteiner. 2005. Development of a fish based lake typology for natural Austrian lakes > 50 ha based on the reconstructed historical fish communities. *International Review of Hydrobiology* 90: 422-432.
- Griffiths, D. 1997. Local and regional species richness in North American lacustrine fish. *Journal of Animal Ecology* 66: 49-56.
- Haertel, S.S., U. Baade & R. Eckmann. 2002. No general percid dominance at mesotrophic lake conditions: insights from the quantification of predator-prey interactions. *Limnologia* 32: 1-13.
- Hanson, J.M. & W.C. Leggett. 1982. Empirical prediction of fish biomass and yield. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 39: 257-263.
- Harig, A.L. & M.B. Bain. 1998. Defining and restoring biological integrity in wilderness lakes. *Ecological application* 8: 71-87.
- Holmgren, K. 2002. Miljöövervakning av fisk i sjöar. Årsskrift för miljöövervakningen. *Sötvatten* 2002: 32-34.

- Holmgren, K. 2003. Är små svenska sjöar påverkade av fiske? - Exempel från Integrerad KalkningsEffektUppföljning (IKEU) och nationell miljöövervakning. Fiskeriverket Informerar 2003:8, 28 s.
- Holmgren, K. 2007a. Utfallstest av nya bedömningsgrunder – analyser och kommentarer med fokus på fisk i sjöar. Skickad till Mikaela Gönczi och Roger Sedin på Naturvårdsverket, 2007-01-15, 14 sidor.
- Holmgren, K. 2007b. Fiskfaunans variation inom och mellan sjöar av olika karaktär. Fiskeriverket Informerar 2007:1, 44 sidor.
- Holmgren, K & M. Appelberg. 2000. Size structure of benthic fish communities in relation to environmental gradients. *Journal of Fish Biology* 57: 1312-1330.
- Holmgren, K. & I. Buffam. 2005. Critical values of different acidity indices – as evaluated by fish communities of Swedish lakes. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 29: 654-660.
- Holmgren, K., E. Degerman, A. Kinnerbäck & B. Sers. 2004. Preliminär bedömning av ekologisk status utifrån fiskfaunan. Fiskeriverket Informerar 2004: 9, 23 sidor.
- Hughes, R.M., P.R. Kaufmann, A.T. Herlihy, T.M. Kincaid, L. Reynolds & D.P. Larsen. 1998. A process for developing and evaluating indices of fish assemblage integrity. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55: 1618-1631.
- Huston, M.A. 1999. Local processes and regional patterns: appropriate scales for understanding variation in the diversity of plants and animals. *OIKOS* 86: 393-401.
- Jackson, D.A. & H.H. Harvey. 1993. Fish and invertebrates: Community concordance and community-environment relationships. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 2641-2651.
- Jackson, D.A. & H.H. Harvey. 1997. Qualitative and quantitative sampling of lake fish communities. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 2807-2813.
- Jackson, D.A., P.R. Peres-Neto & J.D. Olden. 2001. What controls who is where in freshwater fish communities – the roles of biotic, abiotic, and spatial factors. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Science* 58: 157-170.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Laurildsen & F. Landkildehus. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwater Biology* 45: 201-218.
- Hansson, L.-A., H. Annadotter, E. Bergman, S.F. Hamrin, E. Jeppesen, T. Kairesalo, E. Luokkanen, P.-Å. Nilsson, M. Søndergaard & J. Strand. 1998. Biomanipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems* 1: 558-574.
- Karr, J.R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6(6): 21-27.
- Karr, J.R. 1991. Biological integrity: a long-neglected aspect of water resource management. *Ecological Applications* 1: 66-84.
- Keller, A.E. & T.L. Crisman. 1990. Factor influencing fish assemblages and species richness in subtropical Florida lakes and a comparison with temperate lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 47: 2137-2146.
- Kinnerbäck, A. 2001. Standardiserad metodik för provfiske i sjöar. Fiskeriverket Informerar 2001:2, 33 sidor.
- Kullander, S.O. 2002. Svenska fiskar: Förteckning över svenska fiskar. World Wide Web elektronisk publikation; Naturhistoriska riksmuseet. <http://www2.nrm.se/ve/pisces/allfish.shtml.se>, 2005-11-23.
- Leach, J.H., M.G. Johnson, J.R.M. Kelso, J. Hartmann, W. Nümann & B. Entz. 1977. Responses of percid fishes and their habitats to eutrophication. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 34: 1964-1971.
- Lundberg, R. 1899. Om svenska insjöfiskars utbredning. *Meddelanden från Kongliga Lantbruksstyrelsen Nr 10*, 86 sidor + 5 bilagor.
- Marshall, T.R. & P.A. Ryan. 1987. Abundance patterns and community attributes of fishes relative to environmental gradients. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 44(Supplement2): 198-215.
- Matuszek, J.E. & G.L. Beggs. 1988. Fish species richness in relation to lake area, pH, and other abiotic factors in Ontario lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45: 1931-1941.

- Matuszek, J.E., J. Goodier & D.L. Wales. 1990. The occurrence of cyprinidae and other small fish species in relation to pH in Ontario lakes. *Transactions of the American Fisheries Society* 119: 850-861.
- Mebane, C.A., T.R. Maret & R.M. Hughes. 2003. An index of biological integrity (IBI) for Pacific Northwest rivers. *Transactions of the American Fisheries Society* 132: 239-261.
- Milbrink, G. & N. Johansson. 1975. Some effects of acidification on roe of roach, *Rutilus rutilus* L., and perch, *Perca fluviatilis* L. - with special reference to the Åvaå lake system in eastern Sweden. *Reports from the Institute of Freshwater Research, Drottningholm*. 54: 52-62.
- Minns, C.K. 1989. Factors affecting fish species richness in Ontario lakes. *Transactions of the American Fisheries Society* 118: 533-545.
- Minns, C.K., V.W. Cairns, R.G. Randall & J.E. Moore. 1994. An index of biotic integrity (IBI) for fish assemblages in the littoral zone of Great Lakes' areas of concern. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51: 1804-1822.
- Moss, B., D. Stephen, C. Alvarez, E. Becares, W. van de Bund, S.E. Collins, E. van Donk, E. De Eyto, T. Feldmann, C. Fernandez-Alaez, M. Fernandez-Alaez, R..J.M. Franken, F. Carcia-Criado, E.M. Gross, M. Gyllström, L.-A. Hansson, K. Irvine, A. Järvalt, J.-P. Jensen, E. Jeppesen, T. Kairesalo, R. Kornijov, T. Krause, H. Künnap, A. Laas, E. Lill, B. Lorens, H. Luup, M.R. Miracle, P. Noges, T. Noges, M. Nykänen, I. Ott, W. Peczula, E. T.H.M. Peeters, G. Phillips, S. Romo, V. Russel, J. Salujoe, M. Scheffer, K. Siewertsen, H. Smal, C. Tesch, H. Timm, L. Tuvikene, I. Tonno, T. Virro, E. Vicente & D. Wilson. 2003. The determination of ecological status in shallow lakes – a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 13: 507-549.
- Naturvårdsverket. 1999. *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag*. Naturvårdsverket Rapport 4913, 101 sidor.
- Naturvårdsverket. 2001. *Handbok för miljöövervakning. Undersökningstyp: Provfiske i sjöar*. Version 1.2 010820 (tillgänglig på [www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)).
- 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, 19 sidor.
- Nykänen, M., T. Kairesalo, S. Mäkelä, E. Huitu, P. Ala-Opas & J. Mannio. 2005. A typology and classification system for Finnish lakes: applicability of the ECOFRAME scheme. *Boreal Environment Research* 10: 159-179.
- Olden, J.D. 2003. A species-specific approach to modeling biological communities and its potential for conservation. *Conservation Biology* 17: 854-863.
- Olden, J.D. & D.A. Jackson. 2002. A comparison of statistical approaches for modeling fish species distributions. *Freshwater Biology* 47: 1976-1995.
- Olin, M. 2005. *Fish communities in South-Finnish lakes and their responses to biomanipulation assessed by experimental gillnetting*. Academic dissertation. Department of Biological and Environmental Sciences, University of Helsinki, Finland.
- Olin, M., M. Rask, J. Ruuhijärvi, M. Kurki-lahti, P. Ala-Opas & O. Ylönen. 2002. Fish community structure in mesotrophic and eutrophic lakes of southern Finland: the relative abundances of percids and cyprinids along a trophic gradient. *Journal of Fish Biology* 60: 593-612.
- Persson, L. 1997. Competition, predation and environmental factors as structuring forces in freshwater fish communities: Sumari (1971) revisited. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54: 85-88.
- Persson, L., S. Diehl, L. Johansson, G. Andersson & S.F. Hamrin. 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes - patterns and the importance of size-structured interactions. *Journal of Fish Biology* 38: 281-293.
- Persson, G. 1996. 26 svenska referenssjöar 1989-1993, en kemisk-biologisk statusbeskrivning. Naturvårdsverket Rapport 4552, 141 sidor.

- Persson, G. 1999. Växtnäringsämnen/eutrofiering. Sid. 9-72 i: Wiederholm, T. (redaktör). Bedömningsgrunder för Miljökvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 1. Kemiska och fysikaliska parametrar. Naturvårdsverket Rapport 4920.
- Poizat, G. & D. Pont. 1996. Multi-scale approach to species-habitat relationships: juvenile fish in a large river section. *Freshwater Biology* 36: 611-622.
- Pont, D., B. Hugueny & T. Oberdorff. 2005. Modelling habitat requirement of European fishes: do species have similar responses to local and regional environmental constraints? –*Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 163-173.
- Pont, D. B. Hugueny, N. Roset & C. Rogers. 2004. Development, evaluation & implementation of a standardised fish-based assessment method for the ecological status of European rivers (FAME). Final Report WP6-8. Analysing reference conditions and assessing degraded conditions. Definition of an European fish based index (EFI) using the reference condition modelling approach. 59 p. (tillgänglig på <http://fame.boku.ac.at>).
- Rago, P.J. & J.G. Wiener. 1986. Does pH affect fish species richness when lake area is considered? *Transactions of the American Fisheries Society* 115: 438-447.
- Rahel, F.J. 1986. Biogeographic influences on fish species composition of Northern Wisconsin lakes with applications for acidification studies. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 43: 124-134.
- Rask, M., Appelberg, M, Hesthagen, T., Tammi, J., Beier, U. & Lappalainen, A. 2000. Fish Status Survey of Nordic Lakes - Species Composition, Distribution, Effects of Environmental Changes. TemaNord 2000:508. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Ricklefs, R.E. 1987. Community diversity: relative roles of local and regional processes. *Science* 235: 167-171.
- Romare, P., E. Bergman & L.-A. Hansson. 1999. The impact of larval and juvenile fish on zooplankton and algal dynamics. *Limnology and Oceanography* 44: 1655-1666.
- Schreiber, H., O. Filipsson & M. Appelberg. 2003. Fisk och fiske i svenska insjöar 1860-1911 – en analys av fiskfaunan då och dess förändring under 1900-talet. *Fiskeriverket Informerar* 2003:1, 83 sidor.
- Schulz, E.J., M.V. Hoyer & D.E. Canfield, Jr. 1999. An index of biotic integrity: a test with limnological and fish data from sixty Florida lakes. *Transactions of the American Fisheries Society* 128: 564-577.
- Shuter, B.J. & J.R. Post. 1990. Climate, population viability, and the zoogeography of temperate fishes. –*Transactions of the American Fisheries Society* 119: 314-336.
- Stendera, S. & R. Johnson. 2005. Multi-scale drivers of water chemistry of boreal lakes and streams. *Environmental Management* (accepted manuscript).
- Søndergaard, M., E. Jeppesen, J.P. Jensen & S. Lildal Amsinck. 2005. Water Framework Directive: ecological classification of Danish lakes. *Journal of Applied Ecology* 42: 616-629.
- Tammi, J., S. Pakkasmaa & M. Rask. 2005. Nordic approach in fish-based ecological classification of lakes – a comparison between Swedish and Finnish multimetric methods. (submitted manuscript).
- Tonn, W.M. 1990. Climate change and fish communities: a conceptual framework. *Transactions of the American Fisheries Society* 119: 337-352.
- Tonn, W.M., J.J. Magnuson, M., Rask & J. Toivonen. 1990. Intercontinental comparison of small-lake fish assemblages: the balance between local and regional processes. *The American Naturalist* 136: 345-375.
- Tonn, W.M., R.E. Vandebos & C.A. Paszkowski. 1995. Habitat on a broad scale: relative importance of immigration and extinction for small lake fish assemblages. *Bulletin Francais de la Pêche et de la Pisciculture* 337/338/339: 47-61.
- Van Zyll de Jong, M.C., I.U.G. Cowx & D.A. Scruton. 2005. Association between biogeographical factors and lake fish assemblages. *Fisheries Management and Ecology* 12: 189-199.

Wilander, A. 1997. Referenssjöarnas vattenkemi under 12 år; tillstånd och trender. Naturvårdsverket Rapport 4652, 79 sidor.

Wilander, A., R.K. Johnson & W. Goedkoop. 2003. Riksinventering 2000. En synoptisk studie av vattenkemi och bottenfauna i svenska sjöar och vattendrag. Institutionen för Miljöanalys, SLU, Uppsala, Rapport 2003:1, 117 sidor + 7 bilagor.

Wilander, A., R.K. Johnson, W. Goedkoop & L. Lundin. 1998. Riksinventering 1995. En synoptisk studie av vattenkemi och bottenfauna i svenska sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket Rapport 4813, 191 sidor.

Zick, D, Gassner, H.,P. Filzmoser, J. Wanzenböck, B. Pammiger-Lahnsteiner & G. Tischler. 2006. Changes in the fish species composition of all Austrian lakes > 50 ha during the last 150 years. –Fisheries Management and Ecology 13: 103-111.





# Bilaga 1.

## Lathund till användning av nytt fiskindex

Denna bilaga sammanfattar förutsättningar för att använda EQR8. Sedan beskrivs beräkningar av indikatorvärden, referensvärden och alla steg fram till klassificering av indexvärden. Sötvattenslaboratoriet utför beräkningarna för alla provfiskedata som levereras digitalt till det nationella registret över sjöprovfisken (NORS).

### Förutsättningar för statusbedömning med EQR8:

1) Sjön ska ha naturliga förutsättningar att hysa fisk, ett antagande som kan grundas på historiska data eller expertbedömning utifrån kännedom om förhållanden i liknande sjöar.

2) Data från ett standardiserat provfiske med Nordiska översiktsnät, enligt SS-EN-14 757 (se även Naturvårdsverket 2001).

3) Befintliga uppgifter om sjöns altitud, sjöarea, maxdjup, årsmedelvärde i lufttemperatur, och sjöns belägenhet i förhållande till högsta kustlinjen.

4) Bedömningarna blir teoretiskt mer osäkra för sjöar närmare gränserna av och utanför de intervall som ingick i referensmaterialet; altitud 10 – 894 m över havet, sjöarea 2 – 4236 ha, maxdjup 1 – 65 m, årsmedelvärde i lufttemperatur -2 – 8 °C.

### Ingående fiskindikatorer

EQR8 utgår från observerade värden i åtta indikatorer. Alla beräknas primärt ur fångsten i ett standardiserat provfiske med bottenfångstnät. Om ytterligare någon art fångas i pelagiska nät, räknas den dock med i antal inhemska arter. Flera av indikatorerna förutsätter att man särskiljer

inhemska arter eller arter inom familjen karpfiskar. Den nödvändiga informationen finns i artlistan i Bilaga 2. De åtta indikatorerna är;

1) Antal inhemska fiskarter.

2) Simpson's Dn (diversitetsindex baserat på antal individer) beräknas som  $1 / ( \sum P_i^2 )$ , där  $P_i$  = numerär andel av art i, och summeringen görs över samtliga arter i fångsten.

3) Simpson's Dw (diversitetsindex baserat på biomassa): beräknas som  $1 / ( \sum P_i^2 )$ , där  $P_i$  = viktsandel av art i, och summeringen görs över samtliga arter i fångsten.

4) Relativ biomassa av inhemska fiskarter: total vikt (g) av alla inhemska arter, dividerat med antal nät.

5) Relativt antal av inhemska arter: totalt antal individer av alla inhemska arter, dividerat med antal nät.

6) Medelvikt i totala fångsten: alla arter tas med, och deras totala vikt (g) divideras med totalt antal individer.

7) Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar (baserad på biomassa i totala fångsten): Andelen potentiellt fiskätande abborre är 0 vid längder under 120 mm längd och 1 vid längder över 180 mm. Däremellan beräknas andelen som  $1 - ((180 - \text{längd}) / 60)$ . Individvikterna hos abborre uppskattas som vikt (g) =  $a \times \text{längd (mm)}^b$ , där  $a = 3,377 \times 10^{-6}$ , och  $b = 3,205$ . Varje uppskattad individvikt multipliceras sedan med den längdberoende andelen fiskätande enligt ovan. Summan av produkterna blir biomassan av fiskätande abborre, som sedan adderas till eventuell biomassa av

gös. Slutligen divideras den totala summan av fiskätande abborrfiskar med den totala biomassan av alla arter i fångsten.

8) Kvot abborre / karpfiskar (baserad på biomassa): total vikt av abborre dividerat med total vikt av alla inhemska karpfiskar.

### Procedur från indikatorvärden till sammanvägt fiskindex

Steg 1) Transformering av en del omgivningsfaktorer: Altituden transformeras med  $\log_{10}(x+1)$ , och för sjöarea och maxdjup används  $\log_{10}(x)$ .

Steg 2) Beräkning av referensvärden: Använd linjära regressionsmodeller,  $Y = a + b_1 \cdot X_1 + \dots + b_n \cdot X_n$ , där  $a$  är intercept och  $b_1 - b_n$  är regressionskoefficienter för omgivningsfaktorer ( $X_1 - X_n$ ) enligt Tabell B1.

Steg 3) Transformering av en del observerade indikatorvärden: Indikatorerna 4-5 transformeras med  $\log_{10}(x+1)$  och för indikatorerna 6 och 8 används  $\log_{10}(x)$ .

Steg 4) Beräkning av avvikelser från referensvärden (residualer): För varje indikator beräknas residualen som observerat värde minus referensvärde (i förekommande fall på transformerade värden).

Steg 5) Beräkning av Z-värden: Residualerna räknas om till Z-värden via division med indikatorspecifik standardavvikelse (SD) av referensmaterialets residualer (se Tabell B1).

Steg 6) Omvandling till P-värden: Hämta ett dubbelsidigt P-värde för varje Z-värde via valfritt statistikprogram (i SPSS används  $P = 2 * \text{CDF.NORMAL}(-\text{ABS}(Z\text{-värde}), 0, 1)$ ).

Steg 7) Beräkning av sammanvägt fiskindex: Beräkna EQR8 som ett medelvärde av P-värdena för de 3-8 indikatorer som är möjliga att beräkna ur en given provfiskefångst.

### Klassning av ekologisk status

Använd gränsvärden för EQR8 enligt följande:

Status	EQR8
Hög	$\geq 0,72$
God	$\geq 0,46$ och $< 0,72$
Måttlig	$\geq 0,30$ och $< 0,46$
Otillfredsställande	$\geq 0,15$ och $< 0,30$
Dålig	$< 0,15$

### Tolkningshjälp

Riktningarna på indikatorernas Z-värden (+ eller -) kan användas i utredningen av vad som kan ha gett upphov till låga värden av EQR8. I Tabell B2 sammanfattas vilka indikatorer som svarade signifikant, med positiva (+) eller negativa avvikelser (-), beroende på surhet respektive eutrofi:

Tabell B1. Intercept och regressionskoefficienter för beräkning av fiskindikatorernas referensvärden, samt de standardavvikelser (SDresid) som behövs för beräkning av Z-värden.

Indikator	Kod	intercept	IgHoh	IgSjöyta	IgMaxz	Temp	HK	SDresid
1. Antal inhemska fiskarter	niart	-0,410		2,534		0,347	-0,916	1,538
2. Artdiversitet: Simpson's D (antal)	S Dn	2,537	-0,460	0,380				0,570
3. Artdiversitet: Simpson's D (biomassa)	S Dw	1,223		0,345		0,153		0,753
4. Relativ biomassa av inhemska fiskarter	IgWiart	3,666	-0,202	0,121	-0,394			0,202
5. Relativt antal av inhemska fiskarter	IgNiind	2,171	-0,397	0,081	-0,262	0,044		0,241
6. Medelvikt i totala fångsten	IgMeanW	1,181	0,307			-0,038		0,234
7. Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar	andpis	0,057			0,198			0,175
8. Kvot abborre / karpfiskar (biomassa)	IgAbCyW	1,223				-0,186		0,472

Tabell B2. Förväntade riktningar i avvikelser från referensvärden (z-värden), beroende på surhet respektive eutrofi.

Indikator	Surhet	Eutrofi
1. Antal inhemska fiskarter	-	+
2. Artdiversitet: Simpson's D (antal)	-	
3. Artdiversitet: Simpson's D (biomassa)	-	+
4. Relativ biomassa av inhemska fiskarter	-	+
5. Relativt antal av inhemska fiskarter	-	+
6. Medelvikt i totala fångsten		+
7. Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar	+	
8. Kvot abborre / karpfiskar (biomassa)		-



# Bilaga 2.

## Fiskarter i svenska sötvatten

Familj	Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Hotstatus	NORS
Petromyzontidae (nejonögon)	<i>Lampetra fluviatilis</i>	Flodnejonöga	Missgynnad	X
	<i>Lampetra planeri</i>	Bäcknejonöga	Ingen	
	<i>Petromyzon marinus</i>	Havsnejonöga	Starkt hotad	
Acipenseridae (störfiskar)	<i>Acipenser oxyrinchus</i>	Stör	Försvunnen	
Anguillidae (ålfiskar)	<i>Anguilla anguilla</i>	Ål	Akut hotad	X
Clupeidae (sillfiskar)	<i>Alosa fallax</i>	Staksill	Ej tillämplig	
Cyprinidae (karpfiskar)	<i>Abramis ballerus</i>	Faren	Livskraftig	X
	<i>Abramis bjoerkna</i>	Björkna	Ingen	X
	<i>Abramis brama</i>	Braxen	Ingen	X
	<i>Abramis vimba</i>	Vimma	Kunskapsbrist	X
	<i>Alburnus alburnus</i>	Benlöja	Ingen	X
	<i>Aspius aspius</i>	Asp	Sårbar	X
	<i>Carassius carassius</i>	Ruda	Ingen	X
	<i>Cyprinus carpio</i>	Karp	Inplanterad	X
	<i>Gobio gobio</i>	Sandkrypare	Livskraftig	X
	<i>Leucaspis delineatus</i>	Groplöja	Missgynnad	X
	<i>Leuciscus idus</i>	Id	Ingen	X
	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Stäm	Ingen	X
	<i>Pelecus cultratus</i>	Skärkniv	Ej tillämplig	
	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Elritsa	Ingen	X
	<i>Rutilus rutilus</i>	Mört	Ingen	X
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	Sarv	Ingen	X
	<i>Squalius cephalus</i>	Färna	Livskraftig	X
<i>Tinca tinca</i>	Sutare	Ingen	X	
Cobitidae (nissögefiskar)	<i>Cobitis taenia</i>	Nissöga	Livskraftig	X
Balitoridae (grönlingsfiskar)	<i>Barbatula barbatula</i>	Grönling	Livskraftig	
Siluridae (egentliga malar)	<i>Silurus glanis</i>	Mal	Akut hotad	X
Osmeridae (norsfiskar)	<i>Osmerus eperlanomarinus</i>	Slom	Ingen	
	<i>Osmerus eperlanus</i>	Nors	Ingen	X

\*\* = lokalt starkt hotad

Hotstatus = Inplanterad innebär att arten inte räknas som inhemska och har ingen hotstatus

NORS = registrerade förekomster i nationellt register över sjöprovfisken (NORS) är markerade med X

## forts. Bilaga 2.

Familj	Vetenskapligt namn	Svenskt namn	Hotstatus	NORS
Coregonidae (sikfiskar)	<i>Coregonus albula</i>	Siklöja	Ingen	X
	<i>Coregonus sp.</i>	Sikar		X
	<i>Coregonus maraena</i>	Älvsik	Ingen	
	<i>Coregonus maxillaris</i>	Storsik	Ingen	
	<i>Coregonus megalops</i>	Blåsik	Ingen	
	<i>Coregonus nilssonii</i>	Planktonsik	Ingen	
	<i>Coregonus pallasii</i>	Aspsik	Ingen	
	<i>Coregonus peled</i>	Storskallesik	Akut hotad	
	<i>Coregonus trybomi</i>	Vårlekande siklöja	Akut hotad	
	<i>Coregonus widegreni</i>	Sandsik	Ingen	
Salmonidae (laxfiskar)	<i>Oncorhynchus clarki</i>	Strupsnittsöring	Inplanterad	
	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	Regnbåge	Inplanterad	X
	<i>Oncorhynchus nerka</i>	Indianlax	Inplanterad	
	<i>Salmo salar</i>	Lax	Livskraftig **	X
	<i>Salmo trutta</i>	Öring	Livskraftig	X
	<i>Salvelinus alpinus</i>	Fjällröding	Ingen	X
	<i>Salvelinus fontinalis</i>	Bäckröding	Inplanterad	X
	<i>Salvelinus namaycush</i>	Canadaröding	Inplanterad	X
	<i>Salvelinus umbla</i>	Storröding	Livskraftig **	X
	<i>Thymallus thymallus</i>	Harr	Livskraftig	X
Esocidae (gäddfiskar)	<i>Esox lucius</i>	Gädda	Ingen	X
Lotidae (lakefiskar)	<i>Lota lota</i>	Lake	Ingen	X
Gasterosteidae (spiggfiskar)	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	Storspigg	Ingen	X
	<i>Pungitius pungitius</i>	Småspigg	Ingen	X
Cottidae (simpor)	<i>Cottus gobio</i>	Stensimpa	Ingen	X
	<i>Cottus koshewnikowi</i>	Rysk simpa	Livskraftig	
	<i>Cottus poecilopus</i>	Bergsimpa	Ingen	X
	<i>Trigloporus quadricornis</i>	Hornsimpa	Livskraftig	X
Percidae (abborrfiskar)	<i>Gymnocephalus cernua</i>	Gärs	Ingen	X
	<i>Perca fluviatilis</i>	Abborre	Ingen	X
	<i>Sander lucioperca</i>	Gös	Ingen	X
Pleuronectidae (flundrefiskar)	<i>Platichthys flesus</i>	Skrubbskädda	Ingen	

\*\* = lokalt starkt hotad

Hotstatus = Inplanterad innebär att arten inte räknas som inhemsk och har ingen hotstatus

NORS = registrerade förekomster i nationellt register över sjöprovfisken (NORS) är markerade med X

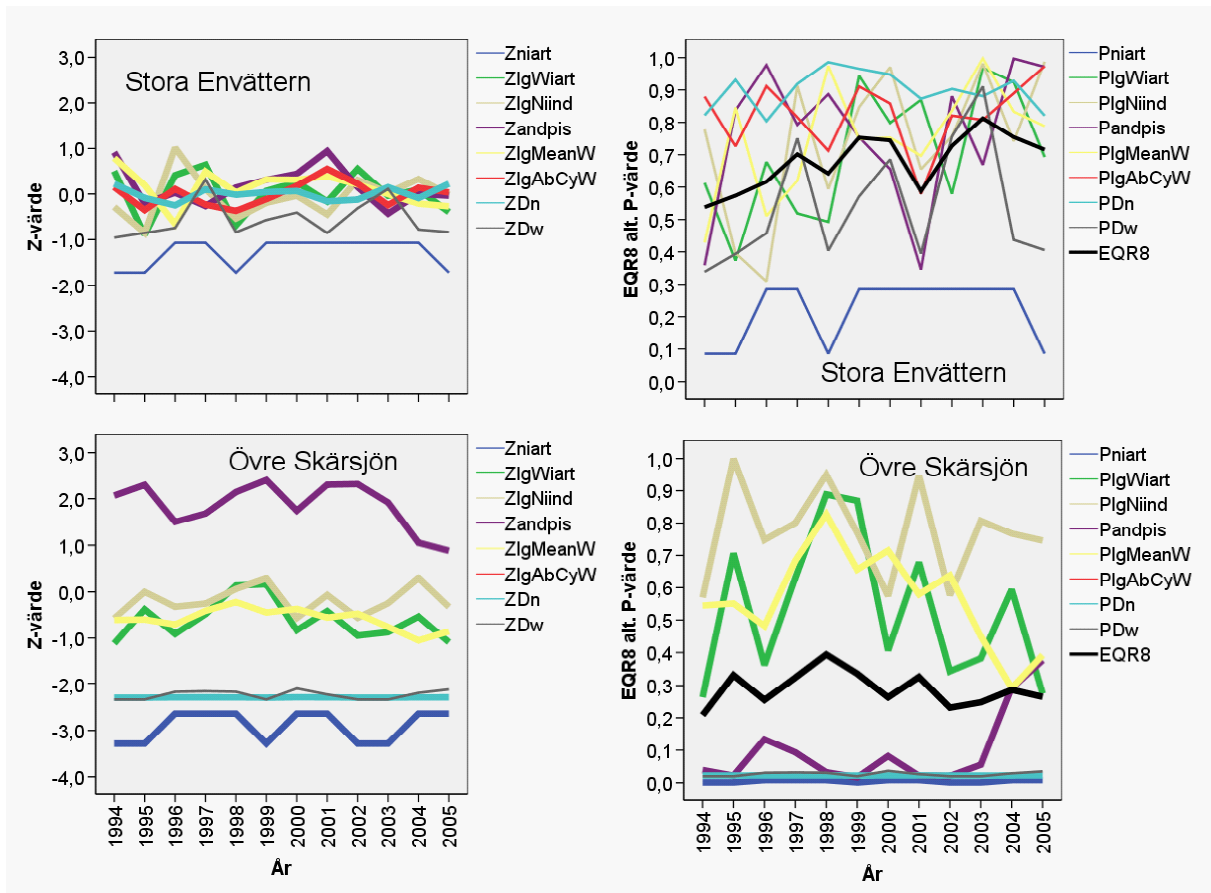
# Bilaga 3.

## Ett par praktiska exempel

Det sammanvägda indexet EQR8 innehåller komplex information. Tolkningen underlättas om man tittar närmare på vilka av indikatorerna som har bidragit till eventuella avvikelser. Med standardiserade Z-värden får alla indikatorer värden på samma skala, med det gemensamma referensvärdet noll. Förekomsten av positiva eller negativa avvikelser kan ge indikationer på vilken typ av påverkan det eventuellt handlar om. Omvandlingen till sannolikheter eller P-värden ger ekologiska kvalitetskvoter som kan variera mellan noll och ett. Med dubbelsidiga hypoteser får stora avvikelser P-värden nära noll, medan små avvikelser ger värden över 0,5.

Variationen i Z- och P- och EQR8-värden kan exemplifieras med årliga data från två av sjöarna i det nationella Sötvattensprogrammet (Figur B1). Stora Envättern är varken är sur eller näringsrik, medan Övre Skärsjön är sur. I Stora Envättern pen-  
plade

Z-värdena för de flesta indikatorerna som väntat inom + 1 SD från referensvärdet, utan att uppvisa några trender. De flesta P-värdena höll sig över 0,5, och indexet EQR8 pen-  
plade med en positiv trend kring gränsvärdet 0,72 mellan hög och god ekologisk status. I Övre Skärsjön noterades inga trender. Några indikatorer hade Z-värden nära noll. Tre diversitetsrelaterade indikatorer var dock alldeles för låga, och andelen potentiellt fiskätande abborre var alldeles för hög, vilket i samtliga fall gav P-värden nära noll. Provfiskefångsterna bestod ibland bara av abborre och ibland fångades enstaka gäddor. Det resulterade i att EQR8 pen-  
plade kring gränsvärdet 0,30 mellan måttlig och otillfredsställande status.



Figur B1. Exempel på tidsserier 1994-2005 av Z-värden (till vänster) och P-värden och EQR8 (till höger). Enskilda indikatorer betecknas med niart (antal inhemska arter), Wiart (relativ biomassa av inhemska arter), Niind (relativt antal av inhemska arter), andpis (andel potentiellt fiskätande abborrfiskar), MeanW (medelvikt i totala fångsten), AbCyW (kvot abborre/karpfiskar, biomassa), Dn (Simpson's D, antal) och Dw (Simpson's D, biomassa).



# Bilaga 4.

## Mätosäkerhet i EQR8

### Angreppssätt

Indexvärdet EQR8 utgör medelvärdet av 3-8 P-värden för enskilda indikatorer. Med data för fem omgivningsfaktorer (altitud, sjöarea, maxdjup, årsmedelvärde i lufttemperatur och belägenhet i förhållande till högsta kustlinjen), så får man P-värden för minst tre indikatorer (antal inhemska fiskarter, och inhemska fiskarters abundans och biomassa). Om det finns fisk i sjön får man P-värden för ytterligare tre indikatorer (Simpson's D baserat på abundans respektive biomassa, samt fisksamhällets medelvikt). P-värden för alla åtta indikatorer kan beräknas om fisksamhället innehåller både fiskätande abborrfiskar och minst en art av karpfiskar.

Det finns minst två sätt att skatta osäkerhet för det sammanvägda fiskindexet EQR8. För enskilda provfisketillfällen kan man tänka sig att använda medelfelet (standard error, SE) av 3-8 P-värden. Det förutsätter att varje indikatorns P-värde ger en oberoende skattning av den ekologiska statusen. Med data från flera års provfisker kan man använda standardavvikelsen (SD) för 3-5 års indexvärden. Då förutsätter man att varje års indexvärde ger en oberoende skattning av sjöns ekologiska status. Det kan vara rimligt om det inte finns någon långsiktig trend mot högre eller lägre status. I föreliggande räkneövning användes båda angreppssätt. Sedan gjordes en parvis jämförelse (inom sjöar) mellan medelvärdet av "SE av P-värden" och "SD av EQR8" för sjöar med 3-5 års provfiskedata. Dessutom gjordes ett preliminärt försök att utreda om osäkerhetsmått varierade beroende på omgivningsfaktorer och påverkansklassning.

### Dataurval

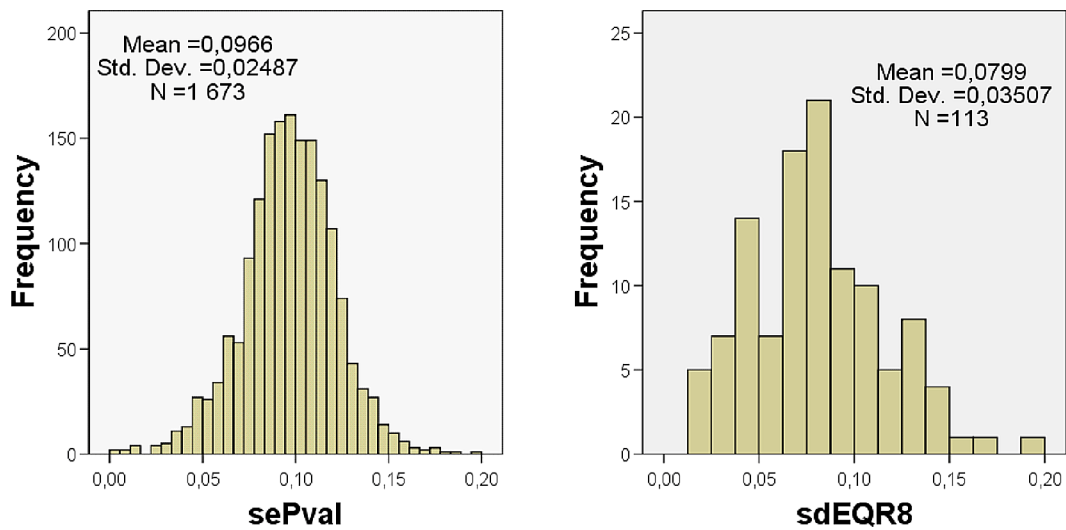
Först gjordes ett urval ur Nationellt Register över Sjöprovfisken (NORS), av standardiserade provfisketillfällen med Nordiska översiktsnät. Det resulterade i 1 673 provfisketillfällen för vilka EQR8 och "SE av P-värden" kunde beräknas. I nästa steg gjordes ett urval av de senaste ett till fem provfisketillfallen per sjö. För 113 sjöar med minst tre provfisker beräknades "SD av EQR8" och sjöns medelvärde av "SE av P-värden". Alla sjöar kunde klassificeras med avseende på om de var kalkade eller okalkade. En del av sjöarna kunde även klassificeras som referenser eller påverkade enligt kriterier i denna rapport.

### Fördelningar av mått på osäkerhet

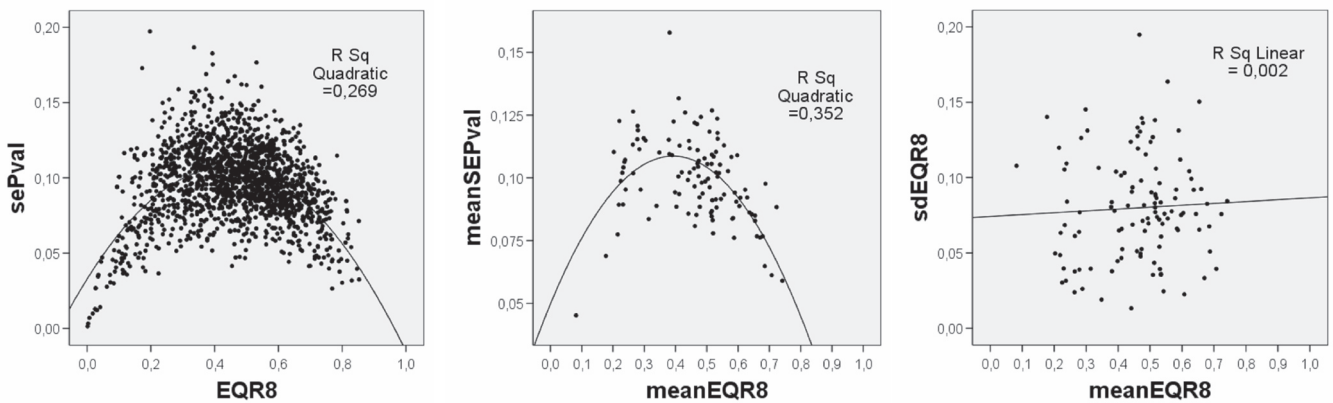
Osäkerheten i enskilda provfisker ("SE av P-värden") hade något högre medelvärde med något lägre standardavvikelse än mellanårsvariationen "SD av EQR8" (Figur B2). I sjöar med minst tre provfisker var medelvärdet av "SE av P-värden" också signifikant högre än "SD av EQR8" (parat t-test, medeldifferens 0,024;  $t = 12,7$ ;  $df = 112$ ;  $P < 0,001$ ).

### Osäkerhet i förhållande till indexvärde

Riktigt låga eller höga värden av EQR8 får man bara om P-värdena för alla indikatorer är låga eller höga. Därför uppvisar "SE av P-värden" ett kvadratisk samband med ökande indexvärden (Figur B3a). Om man tar medelvärderna av index och spridningsmått från flera år, så blir risken eller chansen för extrema värden ännu lägre (Figur B3b). För "SD av EQR8" fanns inget signifikant samband med ökande indexvärdet (Figur B3c).



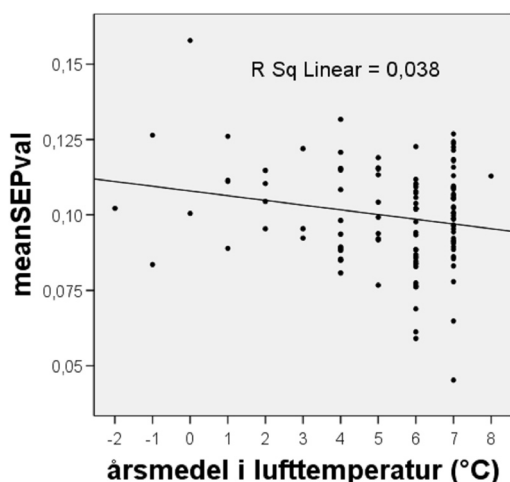
Figur B2. Fördelning av "SE av P-värden" (sePval) i 1673 provfisketillfällen och av "SD av EQR8" (sdEQR8) i 113 sjöar.



Figur B3. Osäkerhetsmått i förhållande till indexvärden. a) "SE av P-värden" (sePval) och EQR8, b) medelvärden av "SE av P-värden" och medelvärde av EQR8, och c) "SD av EQR8" och medelvärde av EQR8. I a) är N = 1673 provfisketillfällen, medan i b) och c) är N = 113 sjöar med vardera 3-5 provfisketillfällen.

## Betydelse av omgivningsfaktorer och påverkan

Medelvärdet av "SE av P-värden" minskade något med ökande årsmedelvärde i lufttemperatur (Figur B4). Regressionen var signifikant, men den förklarade bara 3,8 % av variationen ( $r = 0,195$ ,  $N = 113$  sjöar). Ingen av de övriga fyra omgivningsfaktorerna gav något signifikant bidrag till en multipel regressionsmodell. Det var inte heller någon av omgivningsfaktorerna som gav signifikant förklaring till variationen i sjöarnas "SD av EQR8".



Figur B4. Medelvärden av 3-5 års "SE av P-värden" i förhållande till årsmedelvärde i lufttemperatur.  $N = 113$  sjöar.

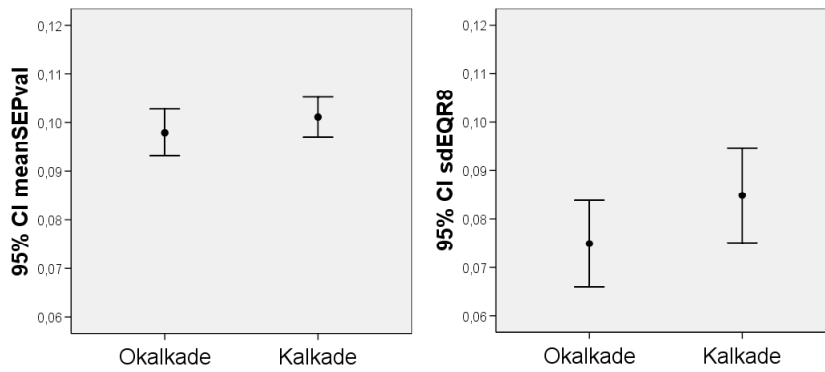
Tabell B3. Deskriptiva värden i fördelningen av osäkerhetsmått i 113 sjöar med minst tre års data.

Deskriptiv benämning	medel av "SE av P-värden"	"SD av EQR8"
Medelvärde	0,100	0,080
Minimum	0,045	0,013
Maximum	0,158	0,195
10:e percentil	0,079	0,036
25:e percentil	0,089	0,052
50:e percentil	0,100	0,077
75:e percentil	0,110	0,104
90:e percentil	0,121	0,131

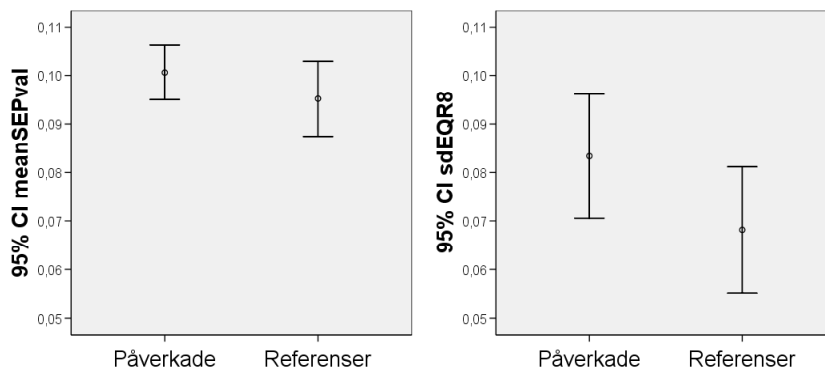
"SE av P-värden" tenderade liksom "SD av EQR8" att vara något högre i kalkade än i okalkade sjöar (Figur B5), men skillnaderna var inte signifikanta (envägs ANOVA,  $P = 0,314$  respektive  $P = 0,133$ ). Bland de okalkade sjöarna tenderade båda osäkerhetsmått att vara något högre i de påverkade sjöarna än i referenserna (Figur B6), men inte heller dessa skillnader var signifikanta ( $P = 0,242$  för "SE av P-värden" och  $P = 0,093$  för "SD av EQR8").

## Sammanfattning

"SE av P-värden" kan beräknas för enskilda provfiskeår. Detta mått ger något högre osäkerhet jämfört med ett generellt värde på "SD av EQR8" (Tabell B3). Med data från mer än ett år kan man få ett ännu snävare osäkerhetsmått, genom att dividera "SD av EQR8" med kvadratroten ur antalet år ("SE av EQR8").



Figur B5. Medelvärden + 95 % konfidensintervall av 3-5 års "SE av P-värden" respektive "SD av EQR8". N = 56 okalkade och 57 kalkade sjöar.



Figur B6. Medelvärden + 95 % konfidensintervall av 3-5 års "SE av P-värden" respektive "SD av EQR8". N = 27 påverkade sjöar och 25 referenser, i båda fall ett urval av okalkade sjöar.





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 expeditonsavgift.

**Fiskeriverkets huvudkontor**  
Ekelundsgatan 1,  
Box 423, 401 26 Göteborg

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

**Fiskeriverkets försöksstationer**

Brobacken  
814 94 Älvkarleby

Ävägen 17  
840 64 Kälarne

**Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium**

Stångholmsvägen 2  
178 93 Drottningholm

Pappersbruksallén 22  
702 15 Örebro

**Fiskeriverkets forskningsfartyg**

U/F Argos  
Box 4054  
426 04 Västra Frölunda

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

**Fiskeriverkets havsfiskelaboratorium**

Turistgatan 5  
Box 4, 453 21 Lysekil

Utövägen 5  
71 37 Karlskrona

**Fiskeriverkets utredningskontor**

Ekelundsgatan 1,  
Box 423, 401 26 Göteborg

Skeppsbrogatan 9  
972 38 Luleå

Stora Torget 3  
871 30 Härnösand

**Fiskeriverkets kustlaboratorium**

Skolgatan 6  
Box 109, 740 71 Öregrund

Skällåkra 411  
430 24 Väröbacka, Ringhals

Ävrö 16  
572 95 Figeholm, Simpevarp



**FISKERIVERKET**