

Bedömningsgrunder för fisk- ett system för att bedöma miljöpåverkan med hjälp av fisk

Av Magnus Dahlberg

Författaren är fiskeribiolog och anställd vid Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium, Drottningholm.

Inlägg på Svensk-Norsk Kalkingsseminar i Stavanger 2001.

SEPA's (Swedish Environmental Protection Agency) assessment criteria for fish fauna- a system using fish to assess environmental disturbance

English Summary

Fish are organisms sensitive to changes in water quality. The competition between species is strong and small changes in the environment can have a great impact on the fish community. During the last decade, fish data has therefore been used to assess environmental degradation and biotic integrity. SEPA's assessment criteria for fish fauna are the first models based on the conditions in Swedish lakes. This paper evaluates how the criteria work for detecting acidification and will show benefits and weaknesses in the system. The results show that the catches in test-fished lakes often deviated from a "typical" Swedish lake in such lakes that are influenced by acidification. There-

fore, the assessment criteria for fish fauna work well to detect acidification. However, there are some weak points in the assessment criteria that have to be considered to avoid misinterpretations.

Sammanfattning

Under det senaste seklet har fisk använts för att bedöma den ekologiska statusen i sjöar och vattendrag. När Naturvårdsverket på senare år tagit fram sk "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet" så ingår fisk som en av de biologiska variablerna. Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium har sedan 1997 använt bedömningsgrunderna när resultaten från sjöprov fisken utvärderats. Ofta avvek provfiskefångsten från förväntat i sjöar som enligt andra analyser var försurningspåverkade. Det är därmed möjligt att upptäcka försurningsskador i en sjö med hjälp av bedömningsgrunderna för fisk. Några svagheter i systemet måste emellertid beaktas för att undvika att resultaten feltolkas. Arbetet med att utveckla bedömningsgrunderna är därför på intet sätt avslutat. Det är

bland annat angeläget att samla in data från sjöar i fjällregionen och från näringsrika sjöar samt, att beakta gamla data från tiden före försurning.

Inledning

Fiskar är organismer känsliga för förändringar i sin livsmiljö. Konkurrenten mellan arter är knivskarp och små förändringar i miljön kan få stora konsekvenser för fisksamhället. Fisk har därför under det senaste seklet varit en viktig pusselbit när man bedömt den ekologiska statusen i sjöar och vattendrag (Appelberg m fl 1989, Degerman & Lingell 1993, Degerman m fl 1994, 1995, Huet 1954, Hawkes 1975, Karr 1981). Ett välkänt exempel på detta är när de biologiska effekterna av en tilltagande försurning upptäcktes i Sverige i slutet av 1960-talet genom att det konstaterades reproduktionsstörningar och fiskdöd i sjöar som enligt vattenanalyser var kraftigt försurade (Almèr 1972; Naturvårdsverket 1991). Det har dock inte funnits något enhetligt system för att bedömma miljöpåverkan med hjälp av fisk utan det har varit upp till den enskilda fiskeribiologen att göra en bedömning utifrån sina kunskaper och erfarenheter. Miljöarbetet i Sverige och i EU fokuseras numera i hög grad på att uppfylla olika uppställda miljömål. Det fanns därför ett behov av att konstruera ett system där finns uppsatta kriterier, dels för när miljön kan anses vara påverkad av miljöstörningar och dels när målet med miljöarbetet kan anses vara uppnått.

På senare år har Naturvårdsverket därför tagit fram "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet" för flera av de variabler, både biologiska och kemiska, som används inom miljöövervakningen (Naturvårdsverket 1999). Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium har, som ett led i arbetet med att ta fram bedömningsgrunderna, utarbetat ett index där fisksamhällen i svenska sjöar och vattendrag används som indikator på miljöförändringar (Appelberg m fl. 1999). Indexet är baserat på de standardiserade undersökningsmetoder som finns (nätprovfiske i sjöar och elfisken i rinnande vatten). Den här artikeln ska belysa hur bedömningsgrunderna för fisk i sjöar fungerar som indikator på försurningspåverkan och ta fram styrkan och eventuella brister i systemet.

Material och metoder

De svenska bedömningsgrunderna för fisk måste naturligtvis baseras på de förutsättningar som gäller i de nordiska länderna (Appelberg m fl 1999). Det är främst tre kategorier av faktorer som påverkar artsammansättningen och fiskproduktionen i en sjö; (i) abiotiska faktorer som omfattar yttre faktorer som t ex. klimatförhållanden, näringstillgång, temperatur m m (ii) biotiska faktorer vilket innefattar det ekologiska spelet i sjön (konkurrens och predation) samt (iii) förändringar över tid. För att svara mot detta har nio variabler utvalts att ingå i fiskindexet, kallat FIX (svenskt FiskIndex) (Tabell 1).

-
1. Antal naturligt förekommande arter
 2. Artdiversitet av naturligt förekommande arter (Shannon-Wieners H')
 3. Relativ biomassa av naturligt förekommande arter
 4. Relativt antal individer av naturligt förekommande arter
 5. Andel cyprinider (karpfiskar) av den totala fångsten baserad på biomassa
 6. Andel fiskätande percider (abborrfiskar) av den totala fångsten baserad på biomassa
 7. Förekomst av försurningskänsliga arter och stadier
 8. Andel biomassa av arter tåliga mot låga syrgashalter
 9. Andel biomassa av främmande arter
-

Tabell 1. De nio variablerna som ingår i FIX.

En grundläggande förutsättning för att kunna utveckla ett system med fisk som indikator var att det fanns en enhetlig insamlingsmetodik, i detta fall den standardiserade provfiskemetodiken (Appelberg 2000, Kinnerbäck 2001). Metodiken möjliggör jämförelser av provfiskeresultat mellan sjöar som provfiskats på samma sätt. Metodiken har allmänt accepterats och används i stor utsträckning både i lokala, regionala och nationella biologiska undersökningsprogram.

Som underlag vid framtagandet av bedömningsgrunderna för sjöar användes Sötvattenlaboratoriets databas över sjöprovfisken. Materialet kompletterades med uppgifter från Riksfiskinventeringen 1996 (Ridderborg och Appelberg 1997) och med geografiska uppgifter från bland annat

SMHI. Fiskdatabasen består av kvalitetssäkrade data från ett stort antal sjöprovfisken som utförts runt om i landet. Vid bedömningen av respektive indikatorvariabel (se Tabell 1) jämförs det uppmätta värdet (provfiskeresultatet) med ett jämförelsevärde, beräknat med hjälp av databasen (Appelberg m fl. 2000). Avvikelsen för varje variabel klassas med hjälp av kvoten mellan uppmätt värde och jämförelsevärdet. Klasningen görs mellan 1 och 5, där 1 indikerar ingen eller obetydlig avvikelse medan klass 5 representerar en mycket stor avvikelse från jämförelsevärdet. Genom att beräkna medelvärdet av klassningen för de variabler som ingår i bedömningen görs en helhetsbedömning av provfiskeresultatet (sammanvägd bedömning).

Klass	Benämning
1	Ingen eller obetydlig avvikelse
2	Liten avvikelse
3	Tydlig avvikelse
4	Stor avvikelse
5	Mycket stor avvikelse

Tabell 2. Klassning av avvikelsevärden i sjöar enligt FIX.

Resultat och diskussion

Sammanlagt provfiskar Sötvattenlaboratoriets Miljöenhet unge fär 40 sjöar per år inom olika nationella miljöövervakningsprogram. Bland dessa sjöar finns både till synes opåverkade neutrala referenssjöar, försurade- och kalkade sjöar samt övergödda sjöar. En jämförelse mellan bedömningen av 1999 års provfiskeresultat med resultatet från andra typer av analyser (vattenkemi m m) visade att provfiskeresultatet avvek från det förväntade i sjöar som också enligt andra vattenanalyser var påverkade av någon miljöstörning (Dahlberg 2000). Försurade sjöar klassades högt vilket indikerar avvikelser från normaltillståndet (fig. 1).

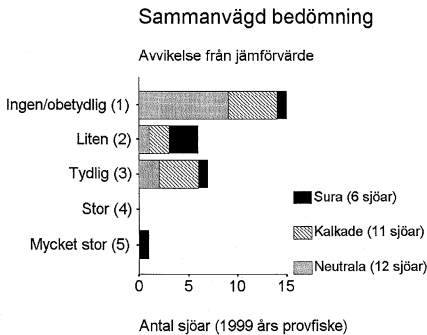


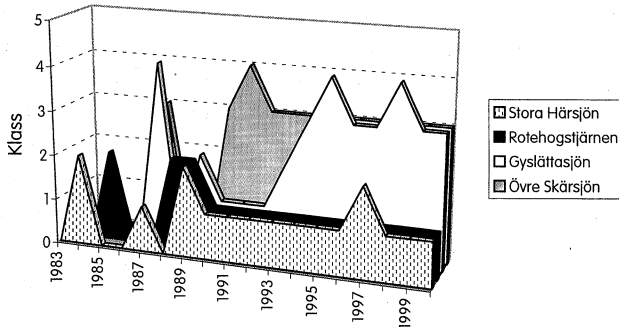
Fig.1. Klassificeringen av den sammanvägda bedömningen för sura, neutrala och kalkade sjöar vid 1999 års provfiske.

I de försurade sjöarna är artantalen ofta lägre än förväntat. Försurningskänsliga arter som normalt borde finnas saknas eller så är rekryterin-

gen störd. Däremot så överensstämmer ofta antalet individer och biomassan med normaltillståndet. Detta beror sannolikt på att produktionen av de mer försurningståliga arterna (i regel abborre) ökar när bestånden av de mer försurningskänsliga arterna minskat eller försvunnit från sjön. I de kalkade sjöarna där vattenkvaliteten nu är tillfredställande har fiskbestånden återhämtat sig från försurningspåverkan. Jämfört med referenssjöarna tenderar emellertid artantalet, diversiteten, antal individer och biomassan vara något lägre. Resultatet tyder på att fiskbeståndet återhämtat sig från försurningspåverkan efter kalkning men att fisksamhällena ännu inte kan jämföras med referenssjöarna.

För att undersöka hur bedömningen har ändrats mellan åren genomfördes ett test med fyra olika sjöar som vi provfiskat regelbundet sedan mitten av 1980-talet (fig. 2) (Dahlberg 2001). I sjöarna utförs dessutom regelbunden provtagning av vattenkemi, plankton, och bottendjur (se data på www.ma.slu.se). Stora Härsjön är en sjö som varit försurad men som kalkas sedan slutet av 1970-talet; Gyslättsjön är fortfarande sur trots att den kalkas regelbundet; Rotehogstjärnen är en okalkad måttligt försurad sjö där vattenkvaliteten successivt verkar bli bättre och slutligen Övre Skärsjön som är en sjö försurad sedan lång tid.

Sammanvägd bedömning



Figur 2. Den årliga klassificeringen av fisksamhällets status i fyra sjöar (se vidare beskrivning i texten). Siffrorna i figuren anger klassificeringen av den sammanvägda bedömningen för varje år (från Dahlberg 2001).

Det visar sig att klassificeringen enligt bedömningsgrunderna stämmer väl överens med analyser från övrig provtagning. Stora Härsjön började provfiskas först fem år efter första kalkningstillfället och fiskbeståndet hade då redan börjat återhämta sig från försurningsskadorna. Sjön har klassats som relativt opåverkad av miljöstörningar under hela provfiskeserien (fig. 2). I Gyslättsjön förbättrades vattenkvaliteten inledningsvis efter kalkning. För att försöka återskapa det fiskbestånd som fanns innan försurningen gjordes återutsättningar av mört och braxen som försvunnit från sjön. Till en början verkade det som att fiskbeståndet var på väg att normaliseras och provfiskefångsterna avvek inte från det förväntade under några år efter återintroduktionerna (fig. 2). Men sedan mitten av 1990-talet har reproduktionen av de försurningskänsliga arterna mört och braxen uteblivit och provfiskefångsterna har avvikit tydligt från jämförelsevärdet. Samtidigt har vattenkvaliteten försämrats och det har

uppmätts låga pH-värden i sjön. Rotehogstjärnen är en sjö där fiskbeståndet uppvisade försurningspåverkan under flera år på 1980-talet. Det är främst den oregelbundna rekryteringen av mört som tyder på att sjön var försurad. På senare år har emellertid fiskbeståndet alltmer normaliserats. Det är möjligt att förbättringen av vattenkvaliteten är en effekt av minskad deposition av försurande ämnen från luften (Warfvinge & Bertills 2000). Övre Skärsjön är en sjö som varit starkt försurad under lång tid. Tidigare fanns många arter i sjön men under den tid som provfisken utförts har endast abborre och gädda fångats. Fångsterna har varit tämligen konstanta under hela provfiskeserien och det har inte skett några förbättringar. Sjön har mycket riktigt klassats som tydligt avvikande enligt bedömningsgrunderna.

Slutsatsen är att det med fisk som bioindikator är möjligt att upptäcka förändringar i en sjö om resultatet från ett standardiserat nätprovfiske jämförs med de enligt bedömningsgrunderna

förväntade värdena. De flesta variablerna har sällan ändrats mer än en klass mellan olika provfisketillfällen i samma sjö åren 1997-1999. Detta stöder att provfiske med översiktsnät är en relevant metod att undersöka fiskbestånd i sjöar (Dahlberg 2000).

Några svagheter i bedömningsgrunderna måste emellertid beaktas vid analysen för att undvika att resultatet av ett provfiske fel- eller övertolkas. Flera av variablerna beräknas från vikten i fångsten (biomassa, diversitet, andel fiskätande percider, andel cyprinider, arter tåliga mot låga syrgashalter) vilket medför att variablerna inte är oberoende av varandra. Om enstaka stora fiskar, som t ex en gädda, sutare eller braxen, fångas vid provfisket utgör de ofta en betydande andel av fångstens totalvikt och får därför ett stort genomslag i beräkningarna. Vid analysen bör indexet därför kompletteras med de olika arternas storleksfördelning, åldersstruktur och tillväxthastighet som underlag för att tolka resultaten.

Arbetet med att utveckla bedömningsgrunderna är på intet sätt avslutat. Ett viktigt steg för att förbättra indexet är att få in provfiskedata från fjällsjöar och näringsrika sjöar i jordbruksområden. För närvarande är sådana sjötyper underrepresenterade i databasen. Indexet bör också kompletteras med variabler som t ex åldersstruktur och tillväxt. Det är också angeläget att gamla data från tiden före försurning beaktas.

Litteratur

Almér B. (1972). Försurningens inverkan på fiskbestånd i västkust-

sjöar. Information från Sötvattenslaboratoriet nr 12 1972.

Appelberg M., Degerman, E., & Nyberg P. (1989). Species composition and relative abundance of the fish fauna in acidified and limed lakes in Sweden. Ur: Longhurst, J.W.S. (Red.). Acid Deposition-Sources, effects and controls. Britttish Library Technical Communications. s. 143-160.

Appelberg M. (1999). Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets. Fiskeriverket Information 2000:1

Appelberg, M., Bergquist B. och Degerman E. (1999). Fisk. Ur: Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2 (Ed. T. Wiederholm). Naturvårdsverket Rapport 4921. p 167-239.

Appelberg, M., Bergquist B. C. & Degerman E. (2000). Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams- a preliminary approach. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27 311-315.

Dahlberg, M. (2000). Resultat från provfisket 1999- en bedömning av miljö kvaliteten i 39 sjöar med fisk som miljö indikator. Fiskeriverket Informerar 2000:2.

Dahlberg M. (2001). Fisk som miljö övervakare. Sötvatten 2001 Årsskrift från miljö övervakningen p 28-31. Naturvårdsverket.

Degerman E. & Lingdell, P. E. (1993) pHisces- fisk som indikator på lågt pH. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1993) 3: 37-54

- Degerman E., Johlander, A., Sers, B., Sjölander E. & Sjöstrand, P. (1994). Biologisk mångfald i vattendrag-övervakning med elfiske. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (1994) 2: 67-83
- Degerman E., Johlander, A., Sers, B., Sjölander E. & Sjöstrand, P. (1994). Biologisk mångfald i vattendrag i Blekinge- en bedömning av fiskfaunans skyddsvärde. PM 1995, Sötvattenslaboratoriet Drottningholm (1994) 2: 67-83
- Hawkes, H. A. (1975) River zonation and clasification. Ur B. A. Whitton (Red.) River Ecology Blackwell, London.
- Huet, M. 1954. Biologie, profils, en long et travers des eaux courantes. Bull. Français de Pisciculture 175: 41-53
- Kinnerbäck (2001). Standardiserad metodik för provfiske i sjöar. Fiskeriverket Informerar (Finfo)-2001:2
- Karr, J. R. (1981). Assessment of biotic integrity using fish communities. Fisheries 6: 21-27.
- Naturvårdsverket (1999) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket rapport 4913. 101 p
- Naturvårdsverket (1991). Försurning och kalkning av svenska vatten. Monitor 12.
- Ridderborg, S. & M. Appelberg. (1997). Riksfiskinventeringen 1996. - PM Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium. Mars 1997.
- Warfvinge, P. & U. Bertills (redaktörer). 2000. Naturens återhämtning från försurning. Naturvårdsverket Rapport 5028, 96 s.