

Är små svenska sjöar påverkade av fiske?

*Exempel från Integrerad
KalkningsEffektUppföljning (IKEU)
och nationell miljöövervakning*

KERSTIN HOLMGREN
Fiskeriverket Sötvattenslaboratoriet
178 93 Drottningholm
Tel: 08-699 06 37

Redaktionskommitté: Ingemar Berglund, avdelningschef
Torbjörn Järvi, laboratoriechef, Sötvattenslaboratoriet
Kerstin Holmgren
kerstin.holmgren@fiskeriverket.se
Teresa Soler, redigering

För beställning kontakta:
Fiskeriverket, Box 423, 401 26 GÖTEBORG
Telefon: 031-743 03 00

ISSN 1404-8590

Innehåll

Sammanfattning	3
Summary	4
Inledning	5
Material och metoder	7
Beskrivning av studerade sjöar	7
Potentiell fiskbiomassa och årsproduktion	7
Fisksuttag via provfisken	7
Information om övrigt fiske i sjöarna	7
Indikatorer på fiskeeffekter	9
Resultat	11
Sjöarnas karaktär	11
Potentiell fiskbiomassa och årsproduktion	11
Observerat fiskuttag och relativt fisketryck	11
Tillstånd och trender i samhällsindikatorer	11
Tillstånd och trender hos abborrpopulationer	15
Tillstånd och trender hos mörtpopulationer	15
Trender hos röding- och öringpopulationer	15
Trender i relation till fisketryck	18
Diskussion	20
Osäkerhet i uppskattning av biomassa och produktion	20
Oberoende uppskattning i nordiska sjöar	20
Svårigheter med att uppskatta fisketryck	21
Utveckling hos samhälls- och populationsindikatorer	22
Effekter av olika fisketryck	23
Erkännanden	24
Litteratur	25

Sammanfattning

Föreliggande arbete är ett första försök att utreda fiskets betydelse för utvecklingen av fisksamhällena i de nationella övervakningssjöar som har provfiskats av Sötvattenslaboratoriet varje år sedan 1994, eller i ett fall sedan 1996. Utsända frågeformulär till kontaktpersoner vid sjöarna gav svar från 19 av 27 sjöar, och den erhållna informationen om det totala fisket i sjöarna var för sporadisk eller vag för att användas till kvantitativa beräkningar. Därför inriktades analyserna på de kända fiskuttagen i samband med Sötvattenslaboratoriets provfisker.

Fisketryck bör om möjligt relateras till den mängd fisk som finns och produceras i sjön, men de standardiserade provfiskena ger bara relativa värden på biomassa och individtäthet. Därför uppskattades potentiell fiskbiomassa och årsproduktion utifrån publicerade samband mellan totalfosforkoncentration och fiskbiomassa eller produktion. De erhållna uppskattningarna låg i allmänhet på samma nivåer som i liknande sjöar där motsvarande mätningar har gjorts med oberoende metoder. Variationen i totalfosforhalt var för låg för att sjöarna skulle kunna rangordnas med avseende på arealspecifik fiskbiomassa och/eller produktion. De årliga provfiskena beräknades dock ta ut mellan 0.1-15.5% av årsproduktionen, beroende på vilket empiriskt samband som användes för uppskattning av potentiell årsproduktion. I tre av 27 sjöar var det relativa provfisketrycket högre än en tidigare rekommendation på maximalt 10% per år, men bara med den beräkningsmetod som gav lägst uppskattning av årsproduktion.

Utvecklingen i varje sjö under 1994-2002 analyserades via ett antal indikatorer på tillstånd hos fisksamhället och dess populationer av abborre, mört, röding och öring. Totalt noterades 71 signifikanta trender bland 337 testade tidsserier. Det innebär att strukturen hos många av de provfiskade fisksamhällena och populationerna har varierat och förändrats på olika sätt under 1994-2002. Förändringarna var en blandning av vad som kan förväntas vid antingen ökat eller minskat fisketryck, liksom av andra förändringar i miljön. Provfisketrycket beskrevs som arealspecifik ansträngning med de nordiska översiktsnäten, istället för som fiskuttagets andel av en osäkert uppskattad årsproduktion. Förväntade effekter av för högt fisketryck, t.ex. minskad medelvikt och ökad andel ung fisk, var inte vanligare i de sjöar som provfiskas med högst arealspecifik nätinsats.

Utvecklingen av indikatorer på för högt fisketryck försvåras av att det totala fisket i små och medelstora sjöar inte dokumenteras på något kvantitativt sätt. Därför är det svårt att finna såväl referensvärden som påverkansskalor för tillstånd hos utvalda indikatorer. Däremot är det uppenbart att man bör utvärdera en kombination av indikatorer, eftersom en enstaka indikator (ex. medelvikt av samhällets individer) kan förändras i samma riktning av flera olika orsaker.

Summary

This study is a first attempt to evaluate the effects of fishing on the development of fish communities in small Swedish lakes within national monitoring programmes. The lakes have been test-fished annually for seven to nine years. Questionnaires gave some further information from 19 out of 27 test-fishes lakes, but it could not be used for quantification of total fishing pressure. The analyses were therefore focused on known yield by annual test-fishing with the Swedish standard method.

Fishing pressure should be related to the available amount of fish and its annual production, but standardised test-fishing gives only relative values of biomass and abundance. Potential biomass and production was therefore estimated using published relationships with total phosphorous concentration. The estimates for the test-fished lakes were usually comparable to values from independent measurements in similar lakes. The variation in total phosphorous concentration was too small for reliable ranking of lakes by area-specific biomass and/or production of fish. The catch by test-fishing was, however, estimated to take 0.1-15.5% of the annual production, depending on which empirical relationship was used for estimating potential production. The test-fishing pressure exceeded a general recommendation of maximum 10% of annual production in only three out of 27 lakes, and only when using the method that gave the lowest estimate of annual production.

The development during 1994-2002 was analysed by a number of metrics on status of the fish communities and its populations of perch (*Perca fluviatilis*), roach (*Rutilus rutilus*), Arctic char (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta*). A total of 71 significant trends were found among 337 time-series. It means that the structure of the fish communities and populations has changed in different ways during 1994-2002. The changes were a mixture of what could be expected following either increased or decreased fishing pressure, as well as result of other changes in the environment. Fishing pressure due to test-fishing was expressed as area-specific effort, rather than catch as a proportion of an uncertain estimate of annual production. Expected effects of high fishing pressure, such as decreasing mean individual mass or increased proportion of young fish were not more frequent in the lakes with the highest area-specific effort.

The development of metrics for measuring effects of fishing is suffering from a demand of documentation of total fishing pressure in small and intermediate sized Swedish lakes. It is therefore hard to find both reference values and scales for impact on the status for the selected metrics. Anyway, there is an obvious need to use a combination of metrics, because single metrics (e.g. mean individual mass) may change in the same direction due to several different causes.

Inledning

Utbredningen av svenska insjöfiskar beskrevs redan för hundra år sedan (Lundberg 1899), utifrån frågeformulär till hushållningssällskap över hela landet. Informationen digitaliserades inför en förnyad utvärdering om arters utbredning, fiskemetoder och fiskutsättningar (Schreiber m.fl. 2003). Sammanställningen antyder att många av de befintliga fiskarterna hade större ekonomisk betydelse än idag, och att även mindre sjöar nyttjades för husbehovsfiske. Av samma orsak hade man ofta försökt introducera en eller flera nya fiskarter till sina sjöar. Idag förvaltas fisket i mindre sjöar oftast lokalt, av fiskevårdsområden eller privata fiskevattenägare, och det finns sällan någon tillförlitlig eller officiell statistik över hur mycket fisk som tas upp ur sjöarna.

De senaste decennierna har det visat sig att fiskfaunans artsammansättning och inbördes dominansförhållanden ändras vid t.ex. eutrofiering, försurning och vattenståndsreglering (Svärdson 1976, Persson m.fl. 1991, Appelberg m.fl. 1992). Förändringarna kunde upptäckas genom att många svenska sjöar började provfiskas med biologiska länkar eller översiktsnät (Filipsson 1972, Hammar och Filipsson 1985). Senare utvecklades en standardmetod för att möjliggöra jämförelser mellan sjöar (Nyberg och Degerman 1988). Metoden vidareutvecklades och etablerades som undersökningstyp i Handbok för Miljöövervakning (Kinnerbäck 2001, Naturvårdsverket 2001). I förarbetet ingick utveckling av en nordisk typ av översiktsnät (Appelberg m.fl. 1995). Efter översättning till engelska (Appelberg 2000) står metoden på tur att bli europeisk standard. 1996 blev Fiskeriverket nationell datavärd inom miljöövervakning och kalkningseffektuppföljning, och databasen omfattar idag 4048 provfisken i 2207 sjöar (www.fiskeriverket.se). Provfiskedata från hela landet användes i utvecklingen av Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Appelberg m.fl. 1999). I ett fåtal fall har provfisken använts för att utreda effekter av fiske på enskilda arter eller hela fisksamhällen (Sjöstrand 1991, Filipsson 2003).

I fiskeribiologiska termer kan man tala om rekryteringsöverfiske respektive tillväxtöverfiske (Haddon 2001). I det första fallet beskattar man den reproducerande populationen så hårt att rekryteringen och hela beståndets fortlevnad äventyras. Det andra fallet handlar mer om en ekonomisk kalkyl av vid vilken storlek man ska börja beskatta

beståndet om man vill ha optimalt utbyte per rekryt. Tillväxtöverfiske innebär alltså att fisken hade kunnat växa sig betydligt större innan den dött av naturliga orsaker. För att kunna identifiera effekter av just fiske, så behöver man begripliga och mätbara indikatorer (Rochet och Trenkel 2003, Trenkel och Rochet 2003). Mätvärdena bör förändras i en förväntad riktning vid ökat fiske. I idealfallet finns det definierade referensvärden, och avvikelser är en unik respons på fiske. I praktiken är det sällan givet hur utvalda indikatorer skulle ha varierat i tid och rum i ett mer eller mindre ofiskat tillstånd (Kelso och Bagenal 1977, Hammar 1996). När fisketrycket på en art ökar, kan man generellt förvänta sig minskad medelålder, ökad tillväxt, förändrad reproduktion och överlevnad, samt förskjutning av balansen mellan fiskarter (Svärdson 1970, Bagenal 1977, Eshenroder 1977, Jensen 1977, Persson 1986, Langeland 1986, Sjöstrand 1991, Amundsen m.fl. 1993, Treasurer 1993, Langeland och Petersen 2000, Jansen m.fl. 2002, Klemetsen m.fl. 2002). Det handlar med andra ord om täthetsberoende processer, som under vissa omständigheter kan kompensera för förändringar i antal reproducerande individer (Rose m.fl. 2001). Det har föreslagits att uthålligt fiske kan ske på maximalt 10% av årsproduktionen (Plante och Downing 1993). En sådan strategi förutsätter att ett känt fiskuttag kan relateras till sjöns totala fiskbiomassa och årsproduktion, vilket i sin tur kan variera med näringstillgång och andra miljöfaktorer.

Den standardiserade provfiskemetoden ger kvantitativa mått på individtäthet och biomassa, åtminstone i relativa tal. Ett viktigt antagande är att fångst per ansträngning ökar med mängden fisk i sjön, även om sambandet inte nödvändigtvis behöver vara linjärt (Borgström 1992). Nordiska översiktsnät fångar fisk från mindre än 1 g upp till 4-8 kg (Holmgren 1999), men näten är liksom andra fiskeredskap mer eller mindre selektiva. Det innebär att alla storlekar och fiskarter inte fångas lika effektivt. Selektiviteten har analyserats på indirekt väg för abborre, mört, öring, röding, gers och nors (Kurkilahti 1999), så att fångsternas storleksfördelning kan korrigeras för relativ risk att fastna om fisken simmar in i nätet. Korrigeringen tar dock inte hänsyn till storleksberoende skillnader i aktivitet eller till att den relativa trådtjockleken är för hög i de minsta maskorna. De minsta och yngsta fiskarna är därför underrepresenterade även efter korrigering

av fångster med Nordiska nät, vilket tidigare har indikerats via försök med märkning och återfångst (Jensen och Hesthagen 1996, Finstad m.fl. 2000) och via åldersfördelningar i 7-13-åriga tidsserier (Holmgren 2001).

Ett mer allvarligt problem är att resultat av standardiserade provfisken inte självklart kan över sättas till antal eller biomassa per sjöarea. Metoden har hittills inte kalibrerats mot oberoende metoder, såsom märkning-återfångstmetoder (Begon 1979), upprepad utfiskning (Horppila m.fl. 1996) eller insamling av död fisk efter rotenonbehandling (Sumari 1971). Dessa metoder är arbetsintensiva och/eller påtagligt mer destruktiva än ett vanligt provfiske. I hårt fiskade sjöar, där fiskuttaget utgör huvuddelen av dödligheten hos större och äldre individer, kan man använda fiskestatistik och kohort- eller virtuell populationsanalys (Le Cren 1987, Horppila m.fl. 1996). Sammantaget finns det en del sjöar i världen där man har uppskattat biomassa och årsproduktion

av enskilda fiskarter eller hela fisksamhällen. Sådana data har sedan använts för att finna empiriska samband med andra limnologiska, produktivitetsrelaterade variabler, t.ex. totalfosforkoncentration eller biomassa och produktion av plankton och bottenfauna (Hanson och Leggett 1982, Leach m.fl. 1987, Downing m.fl. 1990, Downing och Plante 1993, Plante och Downing 1993).

Föreliggande arbete är ett första försök att utreda fiskets betydelse för utvecklingen av fisksamhällena i de nationella övervakningssjöar som provfiskas varje år. Analyserna baseras på de kända uttagen av fisk vid själva provfiskena, kompletterat med sporadiska uppgifter om övrigt fiske i de aktuella sjöarna. De kända uttagen ställdes i relation till potentiell biomassa och årsproduktion, uppskattade via empiriska samband från litteraturen. Dessutom användes årliga provfiskedata för att analysera eventuella trender i ett antal indikatorer för tillstånd hos fisksamhällen och populationer.

Material och metoder

Beskrivning av studerade sjöar

Urvalet begränsades i första hand till de sjöar som provfiskades varje år under 1994-2002 (Dahlberg 2003) inom Integrerad KalkningseffektUppföljning (IKEU) och nationell miljöövervakning (Tabell 1, www.fiskeriverket.se). Älgsjön togs med trots att provfiskeserien startade först 1996. Totalt handlar det om 13 kalkade sjöar, 10 neutrala och 4 sura referenssjöar. Data om sjöarnas kemisk-fysikaliska status hämtades på datavärdens hemsida (www.ma.slu.se). Medelvärden för perioden 1994-2002 beräknades via årsmedelvärden (5-8 tillfällen per år) för siktdjup (m), och för pH, alkalinitet/aciditet (mekv/L), konduktivitet (mS/m), totalfosforkoncentration (*Tot-P*, µg/L) och totalt organiskt kol (*TOC*, mg/L) i vattenprover från 0.5 m djup. Årsmedelvärde i vattentemperatur under 2001 (T_{2001} , °C) beräknades för de sjöar där det fanns temperaturloggar vid 1-1.5 m djup (Holmgren 2002). Årlig fiskeansträngning inom övervakningsprogrammen beskrevs som antal nätnätter med Nordiska nät (bottensatta + pelagiska) och som nätens summerade yta (ha).

Potentiell fiskbiomassa och årsproduktion

Några enkla empiriska samband valdes ut för att representera fiskbiomassa och årsproduktion, förutsatt att endast näringsämnen begränsar produktionen. Potentiell biomassa (*B*, kg/ha) av hela fiskesamhället beräknades enligt Hansson och Leggett (1982) som återtransformerade värden av:

$$\log_{10}(B) = 0.708 \log_{10}(Tot-P) + 0.774$$

Fisksamhällets potentiella årsproduktion (P_1 respektive P_2 , kg/ha och år) beräknades på två sätt enligt Downing m.fl. (1990), som återtransformerade värden av:

$$\log_{10}(P_1) = 0.531 \log_{10}(Tot-P) + 0.332$$

respektive

$$\log_{10}(P_2) = 1.084 \log_{10}(B) - 0.42,$$

där *B* är den potentiella fiskbiomassan enligt ovan.

När det var relevant beräknades även potentiell laxfiskproduktion (P_{lax} , kg/ha och år) enligt Plante och Downing (1993), som återtransformerade värden av:

$$\log_{10}(P_{lax}) = 1.11 \log_{10}(Tot-P) - 1.43 \log_{10}(T_{2001}) + 0.20$$

Fiskuttag via provfisken

Vikten (kg) av de årliga provfiskefångsterna summerades över alla fångade arter i båda nättypen (bottensatta och pelagiska), och genomsnittligt fiskuttag (PF_{tot} , kg/ha och år) beräknades för 1994-2002. I de sjöar där det regelbundet fångades röding och/eller öring beräknades även genomsnittligt laxfiskuttag (PF_{lax} , kg/ha och år).

För att få relativa mått på fisketrycket, så räknades de genomsnittliga fiskuttagen om till procent av potentiell biomassa ($PF\%B$) och årsproduktion ($PF\%P_1$, $PF\%P_2$ och $PF\%P_{lax}$). Som ett mer jämförbart, arealspecifikt, mått på årlig fiskeansträngning, så uttrycktes nätens sammanlagda yta som procent av sjöytan (*Nät%*). Relationen mellan relativt fisketryck och fiskeansträngning analyserades med linjär regression med \log_{10} -transformerade variabler, och residualerna analyserades i relation till sjöarnas morfometri och vattenkvalitet (variabler i Tabell 1).

Information om övrigt fiske i sjöarna

Inför provfisket 2002 skickades frågeformulär till 43 fiskerättsägare och ytterligare fem kontaktpersoner vid sjöarna. Formuläret innehöll bl.a. följande frågor om övrigt fiske i sjöarna:

1. Förekommer någon form av fiske i sjön för utom Sötvattenslaboratoriets fisken?
2. Har fisket ändrats i sjön under de senaste åren, bortsett från Sötvattenslaboratoriets fisken?
3. Baserat på dina fångster, hur tycker du att fiskbeståndet utvecklats i sjön under åren efter att Sötvattenslaboratoriet började provfiska i sjön?

Fråga 1 innehöll följdfrågor om vilken typ av fiske som förekom, samt vilka arter och vilka mängder (kg/år) som fångades i nätfiske, sportfiske eller annat fiske. I fråga 2 gavs alternativen ökat, minskat respektive oförändrat fiske, separat för varje typ av fiske. På motsvarande sätt fanns alternativen bättre, oförändrat eller sämre, för respektive art i fråga 3.

Tabell 1. De undersökta sjöarnas geografiska läge, morfometri, ytvattenkemi, temperatur och årliga provfiskeansträngningar.

Sjönamn	Xkoor	Ykoor	Program	Status	HöH	Area	Maxdjup	Siktdjup	pH	Alk.	Kond.	Tot-P	TOC	T2001	B+P	Nätarea
Brunnsjön	627443	149526	NMÖ	S	98	10	10,6	1,5	5,46	-0,003	6,38	12,8	19,4	9,8	8+2	0,069
Stora Skårnsjön	628606	133205	NMÖ	N	60	30	11,5	4,1	6,81	0,113	8,11	8,7	4,5	10,7	16+2	0,105
Gyltigesjön	629489	133906	IKEU	K	66	36	20,0	1,7	6,91	0,193	7,23	14,8	11,8		16+4	0,138
Fiolen	633025	142267	NMÖ	N	226	180	10,5	5,0	6,52	0,049	5,87	11,6	6,5		24+2	0,141
Gyltätassjön	633209	141991	IKEU	K	226	35	9,8	2,2	6,52	0,091	6,01	13,6	11,8	9,2	16+2	0,105
Stengårdshultasjön	638317	138010	IKEU	K	224	494	26,8	2,8	6,91	0,152	5,91	9,2	10,3	9,0	48+8	0,348
Stora Hårsjön	640364	129240	IKEU	K	89	258	42,0	6,1	7,24	0,263	9,26	6,4	5,1	9,5	40+8	0,312
Allgjuttern	642489	151724	NMÖ	N	126	15	40,7	5,2	6,62	0,071	5,12	8,3	7,3	10,2	24+6	0,207
Fräcksjön	645289	128665	IKEU	N	58	26	14,5	3,3	6,40	0,061	7,02	9,7	9,2		16+4	0,138
Långsjön	652412	143738	IKEU	K	141	67	17,8	1,9	6,50	0,083	5,03	10,8	12,6	9,6	24+6	0,207
Rotehogstjärnen	652902	125783	NMÖ	S	121	17	9,4	2,4	5,49	0,000	5,11	14,1	11,8	9,4	8+0	0,036
Ejdesjön	653737	125017	IKEU	K	143	84	28,6	7,9	6,96	0,163	7,16	5,6	5,3	9,5	24+8	0,240
Ålgsjön	655275	153234	IKEU	N	49	36	7,0	1,8	6,70	0,213	6,58	21,3	18,4	9,6	16+0	0,072
Stora Envättern	655587	158869	NMÖ	N	62	38	11,2	4,4	6,54	0,054	4,23	9,3	9,3	9,9	16+2	0,105
Stensjön (Åva)	656419	164404	IKEU	K	35	41	20,6	4,0	6,81	0,140	5,08	8,0	8,7	9,6	24+6	0,207
Lien	663216	148449	IKEU	K	156	150	29,2	4,4	6,66	0,106	4,19	6,6	7,2		40+8	0,312
Övre Skårnsjön	663532	148571	NMÖ	S	219	165	32,0	3,6	5,60	0,002	3,03	7,4	7,5	8,3	40+10	0,345
Västra Skårnsjön	664620	148590	IKEU	K	233	40	18,7	9,1	6,85	0,101	3,31	6,0	3,7	8,6	16+4	0,138
Tryssjön	670275	146052	IKEU	K	345	30	19,6	2,5	6,46	0,077	2,58	8,3	11,9	7,4	16+4	0,138
Bösjön	680235	141799	IKEU	K	582	123	17,0	4,0	6,70	0,100	2,29	6,4	6,1	6,2	24+6	0,207
Övre Särmanssjön	683337	133785	IKEU	S**	952	23	6,0	3,8	5,30	-0,001	0,95	6,4	1,6	5,0	8+0	0,036
Nedre Särmanssjön	683421	133742	IKEU	K	951	36	4,3	3,1	6,47	0,077	1,38	5,7	1,5	4,8	8+0	0,036
Källsjön	683582	154935	IKEU	K	230	27	17,4	1,7	6,67	0,157	3,39	12,9	13,8	7,2	16+6	0,171
Stensjön (Delsbo)	683673	154083	NMÖ	N	268	59	8,5	2,9	6,34	0,042	1,83	8,1	6,6	8,0	24+2	0,141
Remmarsjön	708619	162132	NMÖ	N	234	135	14,4	2,4	6,33	0,062	2,06	10,2	9,2	6,2	32+4	0,210
Jutsajoure	744629	167999	IKEU	N	423	110	9,0	3,3	6,58	0,101	1,96	8,6	6,1	6,1	24+2	0,141
Abiskojaure	758208	161749	NMÖ	N	488	270	35,0	8,8	7,07	0,191	3,40	4,9	1,8		48+10	0,381

Xkoor och **Ykoor** = SMHI:s X- och Y-koordinater, **Program** = Integrerad Kalkningsseffektföljning (IKEU) eller nationell miljöövervakning (NMÖ), **Status** = kalkad (K), neutral (N) eller sur (S), **HöH** = höjd över havet (m), **Area** = sjöarea (ha), **Maxdjup** = maximalt djup (m), **Siktdjup** = maximalt djup (m), **pH** = pH-värde, **Alk.** = alkalinitet/aciditet (mekv/L), **Kond.** = konduktivitet (mS/m), **Tot-P** = totalfosforkoncentration (g/L), **TOC** = totalt organiskt kol (mg/L), **T2001** = årsmedelvärde 2001 i vattentemperatur (°C) vid 1-1,5 m djup, **B+P** = antal Nordiska nät (bottensatta + pelagiska), **Nätarea** = nästens totala yta (ha), **S****: sur referenssjö som kalkades 2001 utom IKEU-programmets kännedom!

Indikatorer på fiskeeffekter

Det finns knappast några indikatorer som är både begripliga, mätbara och unikt påvisar effekter av fiske (Rochet och Trenkel 2003). I detta arbete gick det inte att mäta dödlighet via fiske i förhållande till total dödlighet, och än mindre om fiskedödlighetens andel i så fall har ökat eller minskat under 1994-2002. Istället undersöktes eventuella trender för ett antal mer generella indikatorer på tillståndet hos fisksamhället eller enskilda populationer (Tabell 2). Maximal storlek och ålder skulle kunna vara bra indikatorer, om det inte var så de allra största och äldsta individerna alltid är sällsynta. Även om de överrepresenteras i fångsterna, så fångas de alltför slumpmässigt med de standardiserade insatserna. De utvalda indikatorerna bedömdes däremot som mätbara vid varje års provfiske 1994-2002.

Samhällsindikatorerna valdes i första hand ut bland de nio indikatorer som rutinmässigt beräknas enligt Bedömningsgrunder för miljökvalitet (Appelberg m.fl. 1999, se t.ex. Dahlberg 2003 och presentationer på IKEU-programmets hemsida [<http://info1.ma.slu.se/IKEU/>]). Den sammanvägda bedömningen indikerar avvikelse (klass 1-5) från

förväntat tillstånd, beroende på sjöns area, djup och höjd över havet. Urvalet av enskilda indikatorer begränsades till "Relativ biomassa av inhemska arter" (g/nät), "Relativt antal individer av inhemska arter" (antal/nät), "Andel fiskätande abborrfiskar" (viktsandel av totala fångsten) och "Andel karpfiskar" (viktsandel av totala fångsten), i samtliga fall baserat på provfiskefångster i bottensatta nät. Utöver dessa valdes medelvikten (g/individ) av alla arter tillsammans, för att indikera förändringar i andel kortlivade och småväxta arter och/eller i dominerande arters storleksstruktur.

Populationsindikatorerna begränsades till karaktärsarterna abborre, mört, röding och öring, och de beräknades generellt utifrån det standardiserade provfisket med bottensatta nät. I sjöar där en eller flera av dessa arter fångades varje år beräknades medianlängd, efter att storleksfördelningen korrigerats för en del av nätens selektivitet (Kurkilahti 1999, Kinnerbäck 2001). Den relativa förekomsten av stor fisk beskrevs som antal fångade individer i den standardiserade ansträngningen. Som stor fisk räknades abborre och mört större än 20 cm och röding och öring större än 30 cm. Medianålder

Tabell 2. Utvalda indikatorer för förändringar i samhällen och populationer. Samtliga beräknas utifrån enskilda års fångster i standardiserade provfisket med bottensatta nät, även om vissa av de åldersbestämda individerna kan vara fångade i pelagiska nät.

Indikator	Förkortning	Enhet	Anmärkning
Samhällen			
Relativ biomassa av inhemska arter	Biomassa	g/nät	Se Appelberg m.fl. (1999)
Relativt antal individer av inhemska arter	Individtäthet	antal/nät	Se Appelberg m.fl. (1999)
Andel fiskätande abborrfiskar	Fiskätande	viktsandel	Se Appelberg m.fl. (1999)
Andel karpfiskar	Karpfiskar	viktsandel	Se Appelberg m.fl. (1999)
Medelvikt		g/individ	Biomassa / Antal individer
Populationer av abborre, mört, röding respektive öring			
Medianlängd i selektivitetskorrigerad fångst	Medianlängd	cm	Mittpunkt i 1 cm klasser
Antal stor fisk i standardiserat fiske	Stor fisk	antal	> 20 alternativt > 30 cm
Medianålder i selektivitetskorrigerad fångst	Medianålder	år	2 = 1+, 3 = 2+, osv.
Andel ung fisk i selektivitetskorrigerad fångst	% 1-3+	%	Exklusive 0+
Median längd vid given ålder (2+ alt. 3+)	L ₂₊ alt. L ₃₊	cm	Väl representerad åldersklass

beräknades när åldersprover hade analyserats åtminstone t.o.m. 2000. Ålder bestämdes i allmänhet på delprov om ca 70 individer per art och år, och delprovets åldersfördelning räknades sedan om till åldersfördelning i nätselektivtetskorregerad fångst (Holmgren 2001). Sedan utslöts årsungar (0+) eftersom de sällan fångas representativt. Andelen ung fisk beräknades som procent två- till fyrasomriga (1-3+) individer av totalt antal i den korregerade fångsten (exklusive 0+). Som ett mått på tillväxt valdes medianlängden vid en ålder som är väl representerad i provfiskefångster (2+ för abborre och röding, 3+ för mört och öring).

Ingen av samhälls- eller populationsvariablerna var normalfördelad (Shapiro-Wilks test), och histogram antydde att långt ifrån alla skulle kunna normaliseras med log-transformation. Därför analyserades trender med Spearman's rangkorrelation. Tidsperioden var 1994-2002 (n = 9 år, om inte annat anges). Signifikansnivån sattes till 5%, utan korrigering för att många trender analyserades (126 tester på samhällsindikatorer, 105 tester på abborreindikatorer, 81 tester på mörtindikatorer, 25 tester på rödingindikatorer och 15 tester på öringindikatorer). Istället noterades huruvida andelen sig-

nifikanta trender var högre än vad som skulle kunna uppstå slumpmässigt (5%).

Provfiske med Nordiska nät är avsett att inte vara selektivt, varken för art eller för storlek, men i praktiken blir rörligare arter och större individer mer eller mindre överrepresenterade i fångsten. Övrigt fiske i sjöarna är sannolikt än mer selektivt mot stora individer av vissa arter. När observerade trender skulle relateras till fisketryck klassades följande riktningar som "negativa effekter";

- minskning i samhällets biomassa, individtäthet, medelvikt, och andel fiskätande abborrfiskar
- ökning i samhällets andel karpfiskar
- minskning i populationers medianlängd, antal stor fisk och medianålder
- ökning i populationers andel ung fisk och längd vid välrepresenterad ålder.

Provfisketrycket klassades som lågt eller högt, beroende på om den relativa fiskeansträngningen (*Nät%*) var lägre eller högre än medianvärdet. Mediansjön utslöts eftersom det totala antalet sjöar var udda. Skillnader i frekvens signifikanta trender (negativa effekter enligt ovan) mellan fisketrycksgrupper testades med Fisher's exakta test.

Resultat

Sjöarnas karaktär

De undersökta sjöarna varierade ganska mycket i altitud (35-952 m över havet), sjöarea (10-494 ha) och maxdjup (4-42 m) (Tabell 1). Fyra sura sjöar hade ingen eller obetydlig buffertkapacitet (alkalinitet <0.02 mekv/L), medan kalkade och neutrala referenssjöar varierade mellan mycket svag och mycket god buffertkapacitet (alkalinitet 0.042-0.263 mekv/L, Wilander 1999). Sex till tretton gångers skillnad mellan högsta och lägsta värden noterades för siktdjup (1.5-8.8 m), konduktivitet (1.0-9.3 mS/m) och TOC (1.5-19.4 mg/L). Sjöarna var förhållandevis mer homogena med avseende på växtnäringssämnen och ytvattentemperatur. De genomsnittliga totalfosforkoncentrationerna (4.9-21.3 µg/L) låg inom de två lägsta tillståndsklasserna, låga eller måttligt höga halter (Persson 1999). Årsmedeltemperaturen i ytvattnet låg 2001 inom 4.8-10.7°C.

Potentiell fiskbiomassa och årsproduktion

En kvot på drygt fyra gånger mellan högsta och lägsta totalfosforhalt, motsvarades av magnituder på 2.2-3.1 gånger i potentiell fiskbiomassa och årsproduktion (Tabell 3). Den potentiella biomassan (B) uppskattades från 18.3 kg/ha i Abiskojaure till 51.8 kg/ha i Älgsjön. Potentiell årsproduktion beräknad via totalfosfor blev generellt lägre ($P_1 = 5.0-10.9$ kg/ha och år) än årsproduktion via tidigare uppskattad biomassa ($P_2 = 8.9-27.4$ kg/ha och år). Potentiell laxfiskproduktion (P_{lax}) uppskattades till 0.4-1.6 kg/ha och år, motsvarande 8-22% av P_1 eller 4-12% av P_2 .

Observerat fiskuttag och relativt fisketryck

Sötvattenslaboratoriets provfisken motsvarade fiskuttag på i genomsnitt 0.01-1.02 kg/ha och år, och laxfiskuttaget var 0.04-0.19 kg/ha och år i de sjöar där röding och/eller öring fångades varje år (Tabell 3). Inkomna uppgifter om övrigt fiske var tyvärr mycket sporadiska. Från åtta av de 27 sjöarna erhöles inga enkätvar. Från Stora Envättern och Övre Särnmanssjön rapporterades inget fiske utöver Sötvattenslaboratoriets provfisken. I de resterande 17 sjöarna förekom ett visst övrigt fiske med nät, åltina eller handredskap, i huvudsak inriktat på abborre, gädda och i förekommande fall ål, sik, siklöja,

röding eller öring. Endast från nio sjöar erhöles uppskattade totala fiskuttag på 10-100 kg per år. I fyra sjöar var de angivna uttagen bara 58-94% av provfiskeuttagen, men i fem sjöar angavs det övriga fisket vara 1.4-13.5 gånger högre än det årliga provfisket. Den fortsatta redovisningen av fisketryck baseras på kvantitativa uppgifter från provfisken, med viss reservation för att det totala fisketrycket kan vara minst dubbla provfiskefångsten.

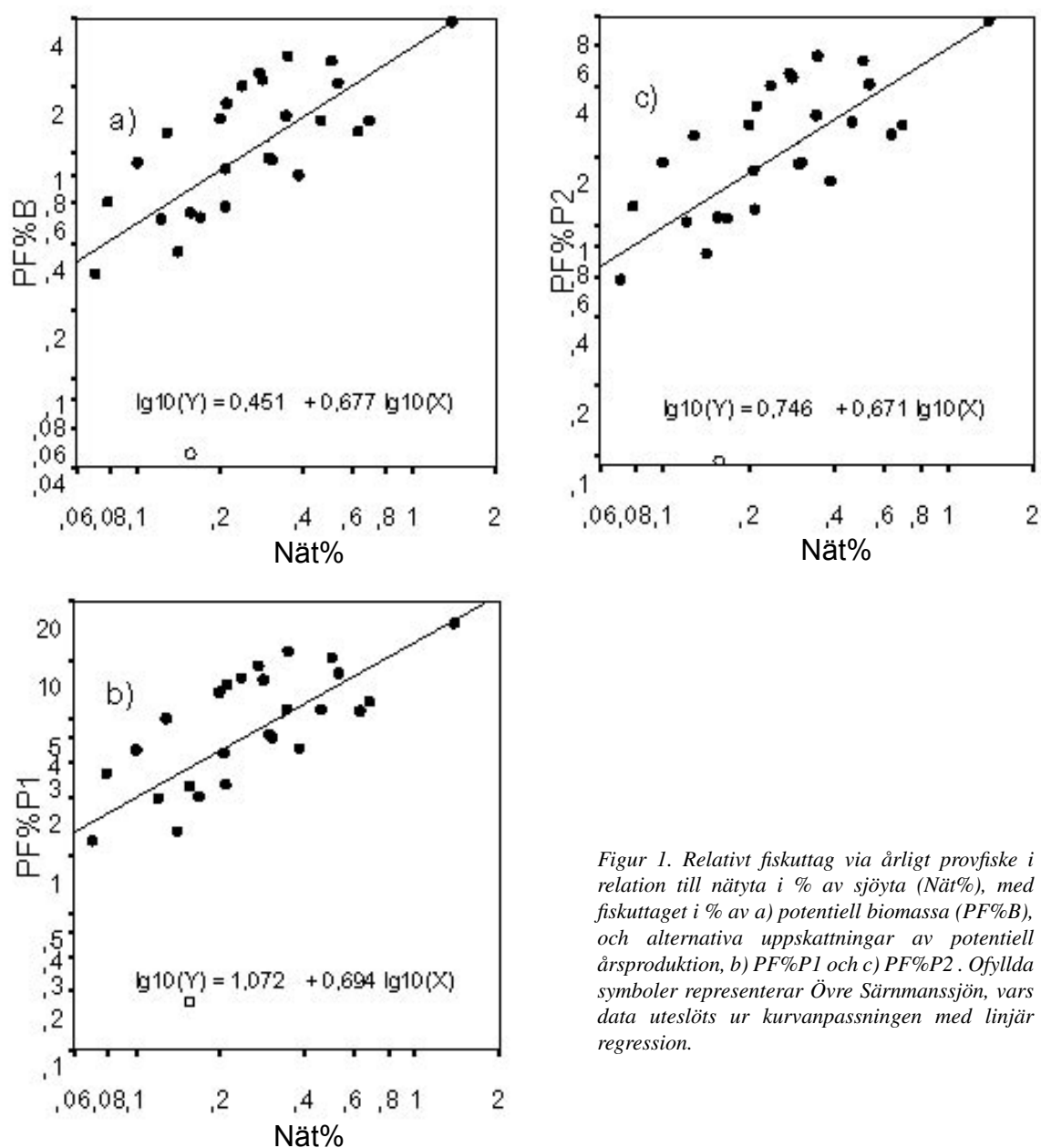
Den standardiserade, årliga fiskeansträngningen beskrevs som en lodrät nätyta motsvarande 0.07-1.38% av den horisontella sjöytan (Tabell 3). Ansträngningen resulterade i relativa fisketryck på 0.05-3.84% av potentiell fiskbiomassa ($PF\%B$) och 0.2-15.5% ($PF\%P_1$) alternativt 0.1-7.7% ($PF\%P_2$) av potentiell årsproduktion. Övre Särnmanssjön avvek med extremt låga värden i alla tre fisketrycksvariabler. Övriga sjöar uppvisade positiva samband mellan relativt fisketryck och fiskeansträngning mätt som relativ nätare ($Nät\%$, Figur 1), och linjära regressioner med \log_{10} -transformerade variabler förklarade 51.2-52.5% av variationen. Riktningkoefficienterna blev <1, vilket innebär att en fördubbling av fiskeansträngningen i genomsnitt motsvarar mindre än dubbelt fiskuttag. Residualerna i alla tre regressioner visade sig vara negativt korrelerade ($P \leq 0.011$) med sjöns maxdjup (\log_{10} -transformerat). Det relativa fisketrycket kan därmed vara överskattat i grundare och underskattat i djupare sjöar, förutsatt att potentiell biomassa och produktion (per sjöyta) minskar med både max- och medeldjup. Övriga karaktärer hos sjöarna (Tabell 1) visade inga signifikanta samband med residualerna från relationer mellan relativt fiskeuttag och fiskeansträngning.

Tillstånd och trender i samhällsindikatorer

De flesta av sjöarna kunde klassas enligt Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Tabell 4). Undantagen utgjordes av fyra högt belägna sjöar med fisksamhällen dominerade av laxfiskar. Under den undersökta perioden 1994-2002 fick sju av sjöarna alltid sammanvägd bedömning i klass 1 (ingen eller obetydlig avvikelser från förväntat), och endast fem sjöar hamnade alltid i högre avvikelseklasser (2-4). De mest avvikande fisksamhällena noterades i två sura sjöar (Brunnsjön och Övre Skärsjön) och i tre kalkade sjöar (Gylättasjön, Ejgdesjön och Västra Skälsjön).

Tabell 3. Uppskattad potentiell fiskbiomassa (B , kg/ha) och årsproduktion (P_1 , P_2 och P_{max} , kg/ha och år), genomsnittligt provfiskeuttag (PF_{tot} och PF_{max} , kg/ha och år), provfiskeuttag i % av potentiell biomassa ($PF\%B$) och årsproduktion ($PF\%P_1$, $PF\%P_2$ och $PF\%P_{\text{max}}$), årlig näryta i % av sjöytan (När%), samt fångade fiskarter, $N = 9$ års provfiske, med undantag för 7 år i Älgsjön. Fiskarter i feistil har fångats i varje års provfiske, och understrukna arter har det även rapporterats övrigt fiske på. Inom parentes anges ospecificeratövrigt fiske och arter som ej har fångats i provfiske 1994-2002. *** Enkät svar om övrigt fiske saknas!

Sjönamn	B	P_1	P_2	P_{max}	PF_{tot}	PF_{max}	$PF\%B$	$PF\%P_1$	$PF\%P_2$	$PF\%P_{\text{max}}$	När%	Fångade fiskarter
Brunnsjön	36,1	8,3	18,5		0,51		1,4	6,1	2,7		0,69	abborre, braxen, gädda, mört, sarv
Stora Skärsjön ***	27,6	6,8	13,9		0,75		2,7	11,1	5,4		0,35	abborre, gädda, mört, sarv, sutare, ål
Gylligesjön	40,1	9,0	20,8		0,32		0,8	3,6	1,5		0,38	abborre, braxen, gädda, id, mört, sarv, siklöja, (ål)
Fiolen ***	33,7	7,9	17,2		0,21		0,6	2,6	1,2		0,08	abborre, gädda, mört, sik
Gyslättsjön	37,7	8,6	19,4		0,36		1,0	4,2	1,9		0,30	abborre, braxen, gädda, mört, (ospecific. karpfisk, ål)
Stengårdshultasjön	28,6	7,0	14,4		0,08		0,3	1,2	0,6		0,07	abborre, gädda, lake, mört, sik, ål
Stora Hårsjön	22,2	5,8	11,0	0,50	0,11	0,00	0,5	2,0	1,0	0,05	0,12	abborre, gädda, mört, siklöja, sutare, öring
Allgjuttern	26,5	6,6	13,3		1,02		3,8	15,5	7,7		1,38	abborre, gers, gädda, mört, siklöja
Fräcksjön ***	29,6	7,2	15,0		0,61		2,1	8,5	4,1		0,53	abborre, braxen, gers, gädda, mört, nors, sarv
Långsjön ***	32,0	7,6	16,3		0,30		0,9	4,0	1,9		0,31	abborre, gers, gädda, mört, sarv
Rotehogstjärnen	38,7	8,8	20,0		0,65		1,7	7,5	3,3		0,21	abborre, gädda, mört
Eigdesjön	20,2	5,4	9,9	0,43	0,43	0,04	2,1	8,0	4,4	8,9	0,29	abborre, öring, (ål)
Älgsjön	51,8	10,9	27,4		0,74		1,4	6,8	2,7		0,20	abborre, gers, gädda, mört, sarv, sutare, (ospecific. karpfisk)
Stora Envättern	28,9	7,0	14,6		0,66		2,3	9,4	4,6		0,28	abborre, gers, gädda, mört
Stensjön (Åva)	26,0	6,5	13,0		0,67		2,6	10,3	5,2		0,50	abborre, benlöja, gers, gädda, mört, siklöja, (ospecific. arter)
Lien	22,6	5,9	11,2		0,19	0,00	0,9	3,3	1,7		0,21	abborre, gers, gädda, lake, mört, nors, öring
Övre Skärsjön	24,6	6,2	12,2		0,14		0,6	2,3	1,2		0,21	abborre, gädda
Västra Skälsjön ***	21,3	5,6	10,4	0,54	0,31	0,14	1,5	5,6	3,0	25,7	0,35	abborre, bäckröding, elritsa, röding, öring
Tryssjön ***	26,6	6,6	13,3	0,95	0,37	0,11	1,4	5,6	2,8	11,6	0,46	abborre, elritsa, öring
Bösjön ***	22,1	5,7	10,9	0,91	0,12	0,11	0,5	2,0	1,1	12,1	0,17	elritsa, röding, stensimpa, öring
Övre Särmanssjön	22,0	5,7	10,8	1,24	0,01	0,01	0,05	0,2	0,1	0,8	0,16	röding
Nedre Särmanssjön	20,5	5,4	10,0	1,17	0,19	0,19	0,9	3,5	1,9	16,0	0,10	röding
Källsjön	36,4	8,4	18,7	1,61	0,46	0,00	1,3	5,5	2,5	0,04	0,63	abborre, gädda, mört, nors, öring
Stensjön (Delsbo)	26,1	6,5	13,0		0,53		2,0	8,1	4,0		0,24	abborre, gädda, lake, mört
Remmarsjön	30,7	7,4	15,6		0,17		0,5	2,3	1,1		0,16	abborre, benlöja, gers, gädda, lake, mört, nors, sik
Jutsajure	27,3	6,7	13,7		0,34		1,2	5,0	2,5		0,13	abborre, gädda, harr, mört, sik, småspigg
Abiskojaure ***	18,3	5,0	8,9		0,07	0,07	0,4	1,3	0,8		0,14	röding



Figur 1. Relativt fiskuttag via årligt provfiske i relation till nätyta i % av sjöyta (Nät%), med fiskuttaget i % av a) potentiell biomassa (PF%B), och alternativa uppskattningar av potentiell årsproduktion, b) PF%P1 och c) PF%P2. Ofyllda symboler representerar Övre Särnmansjön, vars data uteslöts ur kurvanpassningen med linjär regression.

Medelvärdena av relativ biomassa av inhemska arter var 30-1676 g/nät med 12-167% variation mellan år. Biomassan ökade i fem sjöar (18%) och minskade i tre sjöar (11%). Individtätheten var i genomsnitt 0.7-47.6 individer/nät med 14-177% variation mellan år. Även här var ökande trender vanligare (4 sjöar, 15%) än minskande (2 sjöar, 7%). Abborre fanns i 23 sjöar. Viktsandelen

fiskätande abborrfiskar (medelvärde = 0.05-0.74, variationskoefficient (cv) = 5-79%) minskade dock inte signifikant i någon av sjöarna. En signifikant ökning i Tryssjön motsvarade bara 4% av de 23 sjöarna. Minst en art av karpfiskar (familjen Cyprinidae) fanns i 22 sjöar, dock bara sporadiskt fångad i Västra Skälsjön (elritsa) och Källsjön (mört). Där karpfiskar fångades regelbundet var viktsandelen i

Tabell 4. Sammanvägd bedömning (BG-klass) och medelvärden (variationskoefficient i %) av samhällsindikatorer (n = 9 år; 1994-2002, om inte annat anges). Trender (Spearman's rang-korrelation) anges som S+ = signifikant ökning, S- = signifikant minskning eller NS = ej signifikanttrend (5% signifikansnivå). Signifikanta trender markeras även med fetstil.

Sjönamn	BG-klass	Biomassa g/nät	Individtäthet antal/nät	Fiskätande viktsandel	Karpfiskar viktsandel	Medelvikt g/individ
Brunnsjön	2-4	515 (84%) NS	8,0 (48%) NS	0,32 (38%) NS	0,47 (39%) NS	59 (50%) NS
Stora Skärsjön	1-2	1131 (23%) NS	47,6 (14%) NS	0,13 (49%) NS	0,51 (21%) NS	24 (15%) S-
Gyltigesjön	1-3	465 (29%) NS	14,3 (23%) NS	0,22 (47%) NS	0,47 (24%) NS	32 (20%) NS
Fiolen	1-2	1146 (23%) S-	34,5 (22%) NS	0,39 (20%) NS	0,26 (41%) NS	33 (14%) NS
Gyslättsjön	3-4	561 (55%) NS	11,5 (59%) S-	0,05 (64%) NS	0,72 (16%) S-	51 (15%) NS
Stengårdshultasjön	1	789 (22%) NS	13,8 (18%) NS	0,37 (13%) NS	0,27 (26%) NS	58 (22%) S-
Stora Härsjön	1-3	683 (27%) NS	18,3 (25%) NS	0,43 (13%) NS	0,34 (12%) NS	38 (18%) S-
Allgjuttern	1	552 (31%) NS	14,1 (21%) NS	0,47 (14%) NS	0,14 (32%) NS	39 (22%) NS
Fräcksjön	1-4	730 (31) NS	19,3 (25%) NS	0,21 (42%) NS	0,62 (21%) NS	39 (34%) NS
Långsjön	1	732 (12%) NS	18,3 (21%) NS	0,44 (20%) NS	0,27 (26%) NS	41 (19%) NS
Rotehogstjärnen	1	1281 (26%) NS	24,8 (32%) NS	0,40 (22%) NS	0,35 (13%) NS	53 (17%) NS
Ejgdesjön	2-4	1390 (26%) S-	20,7 (40%) S-	0,74 (6%) NS	---	73 (19%) NS
Älgsjön ^a	1-3	1676 (32%) NS	40,2 (20%) NS	0,16 (27%) NS	0,71 (10%) NS	41 (16%) NS
Stora Envättern	1-2	1281 (23%) NS	36,2 (35%) NS	0,31 (24%) NS	0,40 (21%) NS	37 (19%) NS
Stensjön (Åva)	1-2	837 (15%) S+	37,2 (26%) S+	0,32 (23%) NS	0,40 (16%) NS	23 (16%) NS
Lien	1	687 (19%) NS	15,2 (25%) S+	0,60 (5%) NS	0,18 (23%) NS	47 (21%) S-
Övre Skärsjön	3	590 (22%) NS	14,9 (19%) NS	0,71 (8%) NS	---	40 (8%) NS
Västra Skälsjön	2-3	662 (35%) S-	47,1 (54%) NS	0,23 (26%) NS	<0,01 (199%) NS	17 (41%) NS
Tryssjön	1-3	566 (50%) NS	15,9 (45%) NS	0,41 (79%) S+	0,04 (178%) S-	40 (43%) NS
Bösjön	^b	476 (16%) NS	10,1 (20%) NS	---	0,05 (27%) NS	48 (20%) NS
Övre Särmanssjön	^b	30 (167%) S+	0,7 (177%) S+	---	---	65 (80%) NS ^c
Nedre Särmanssjön	^b	890 (37%) S+	31,3 (55%) S+	---	---	34 (41%) S-
Källsjön	1-2	684 (26%) NS	15,5 (37%) NS	0,38 (27%) NS	<0,01 (300%) NS	44 (27%) NS
Stensjön (Delsbo)	1	1181 (15%) NS	28,0 (19%) NS	0,32 (25%) NS	0,40 (28%) NS	43 (20%) NS
Remmarsjön	1	698 (19%) NS	15,3 (19%) NS	0,46 (26%) NS	0,21 (32%) S-	47 (22%) NS
Jutsajaure	1-2	1219 (24%) S+	39,1 (88%) NS	0,22 (58%) NS	0,15 (69%) S-	49 (65%) NS
Abiskojaure	^b	367 (43%) S+	2,6 (25%) NS	---	---	143 (42%) S+

^a n = 7 år (1996-2002)

^b Bedömningsgrunderna ej anpassade för högt belägna sjöar, med samhällen dominerade av laxfiskar

^c n = 6 år med fångst av röding (1997-2002)

--- = fiskätande abborrfiskar och/eller karpfiskar saknades helt i fångsterna 1994-2002

genomsnitt 0.04-0.72 med en mellanårsvariation på 10-178%. Ingen ökning noterades, men andelen minskade i fyra av 20 sjöar (20%). Samhällets medelvikt var i genomsnitt 17-143 g ($cv = 8-80\%$). I fem sjöar (18%) minskade medelvikten, medan den enda ökningen (4%) noterades i Abiskojaure, en fjällsjö med enbart röding.

Totalt noterades signifikanta trender i 19.8% av 126 testade tidsserier. Nio av sjöarna (33%) visade trender i minst två av de fem samhällsindikatorerna. Den vanligaste kombinationen var en parallell ökning av både biomassa och individtäthet (3 sjöar, 11%), men endast i Nedre Särnmanssjön sammanföll det med en minskande medelvikt. I Lien sammanföll minskad medelvikt med ökad individtäthet, utan signifikant trend i biomassa.

Tillstånd och trender hos abborrpopulationer

Abborrens medianlängd var i genomsnitt 8.6-17.8 cm med 4-46% variation mellan år (Tabell 5). Minskande trender noterades i 4 av 23 sjöar (17%) och enda ökningen noterades i Gyslättsjön (4%). Medelantalet stor fisk (≥ 20 cm) var 0.9-87 individer ($cv = 21-163\%$). Antalet minskade i två sjöar (9%), och den enda ökningen noterades i Stora Skärsjön (4%). Medianåldern låg konstant på minimivärdet 2 (1+) i Västra Skälsjön. I övriga sjöar var genomsnittet 2.6-4.6 med mellanårsvariation på 0-43%. Minskande trender noterades i fyra sjöar (19%), och Gyslättsjön var den enda sjön (5%) där abborrens medianålder ökade. Medelvärdet för andel ung abborre (1-3+) var 49-99% ($cv = 2-79\%$), och andelen ung fisk ökade i sex av sjöarna (32%). Medianlängden hos 3-somrig abborre (L_{2+}) var i genomsnitt 9.5-16.5 cm med 4-20% variation mellan år. Tillväxten minskade i två sjöar (10%) och ökade endast i Allgjuttern (5%).

Bland 105 testade tidsserier noterades 21.0% signifikanta trender. Sju av abborrpopulationerna (30%) uppvisade trender i minst två av fem indikatorer. Det vanligaste var att andelen ung abborre ökade i kombination med antingen minskad medianålder (2 sjöar) och/eller minskad medianlängd (3 sjöar). I Stengårdshultasjön och Stora Härsjön sammanföll det med minskande antal stor abborre, men inte i något fall var det kopplat till ändrad tillväxt hos 3-somrig abborre.

Tillstånd och trender hos mörtpopulationer

Mörtens medianlängd hade medelvärden inom 9.9-19.1 cm med 5-18% variation mellan år (Tabell 6). Medianlängden minskade i två sjöar (11%), och liksom för abborre ökade mörtens medianlängd bara i Gyslättsjön. Antalet stor mört (≥ 20 cm) varierade i genomsnitt inom 0.4-62.8 ($cv = 22-163\%$). Antalet minskade i tre sjöar (17%), medan det ökade bara i Allgjuttern (6%). Medianåldern hade medelvärden på 3.9-7.6 och 10-35% i mellanårsvariation. Bland 15 testade tidsserier noterades bara en ökning (Gyslättsjön) och en minskning (Gyltigesjön) i mörtens medianålder. Andelen ung mört (1-3+) var i genomsnitt 15-60% ($cv = 17-180\%$), och andelen ökade i två av sjöarna (13%). Medianlängden hos 4-somrig mört (L_{3+}) var i genomsnitt 8.8-16.8 cm med 4-20% variation mellan år. I två sjöar (13%) noterades ökad tillväxt. Den enda minskningen noterades i Rotehogstjärnen där en riklig årsklass född 1994 växte långsammare än en än rikligare årsklass född 1991.

Totalt 81 tidsserier med mörtindikatorer gav 17.3% signifikanta trender. Fyra populationer (22%) uppvisade trender i två av fem indikatorer. Alla kombinationer var dock unika, vilket innebär att ingen typ av utveckling var vanligare än andra.

Trender hos röding- och öringpopulationer

Röding fångades varje år i fyra sjöar och varje år sedan 1997 i Övre Särnmanssjön, vilket gav 25 tidsserier med populationsindikatorer (Tabell 7). 36% av testerna gav signifikanta trender, men utvecklingen i olika sjöar var långt ifrån entydig. Medianlängden, antalet stor röding (≥ 30 cm) och medianåldern minskade i vardera en sjö, medan alla tre indikatorer ökade i Abiskojaure. Där minskade också andelen ung röding (1-3+), samtidigt som samhällets (= rödingpopulationens) biomassa och medelvikt ökade (Tabell 4). Tillväxten hos 3-somrig röding (L_{2+}) ökade endast i Övre Särnmanssjön, i kombination med minskad medianålder. Där hade rödingen varit försvunnen innan den först observerades 1997.

Tabell 5. Medelvärden (variationskoefficient i %) av populationsindikatorer för abborre (n = 9 år, 1994-2002, när inte annat anges). Trender (Spearman's rangkorrelation) anges som S+ = signifikant ökning, S- = signifikant minskning eller NS = ej signifikant trend (5% signifikansnivå). Signifikanta trender markeras även med fetstil.

Sjönamn	Medianlängd cm	Stor fisk antal ≥ 20 cm	Medianålder år, 2 = 1+, osv	Ung fisk % 1-3+	L ₂₊ cm
Brunnsjön	11,9 (15%) NS	3,1 (63%) NS	4,3 (35%) S- ^b	49 (61%) S+ ^b	10,5 (8%) NS ^e
Stora Skärsjön	9,7 (7%) NS	7,4 (58%) S+	---	---	---
Gyltigesjön	10,7 (12%) S-	3,4 (60%) NS	3,4 (28%) S- ^b	67 (15%) S+ ^b	10,3 (4%) NS
Fiolen	11,3 (11%) NS	39,1 (56%) NS	2,8 (16%) NS	90 (4%) NS	13,1 (6%) NS
Gyslättsjön	11,8 (7%) S+	0,9 (163%) NS	4,0 (29%) S+ ^b	60 (34%) NS ^b	11,1 (7%) NS
Stengårdshultasjön	12,8 (15%) S-	47,1 (38%) S-	3,8 (32%) NS	64 (29%) S+	11,7 (6%) NS
Stora Härsjön	13,2 (11%) S-	43,9 (42%) S-	3,7 (30%) S- ^b	68 (23%) S+ ^b	12,5 (6%) NS
Allgjuttern	11,8 (16%) NS	25,4 (33%) NS	2,6 (20%) NS ^c	87 (10%) NS ^c	13,2 (5%) S+
Fräcksjön	11,3 (6%) NS	5,4 (39%) NS	3,9 (23%) NS ^b	63 (28%) NS ^b	11,1 (4%) NS
Långsjön	11,3 (16%) NS	31,3 (33%) NS	3,4 (15%) S-	65 (13%) S+	12,1 (6%) NS
Rotehogstjärnen	12,5 (22%) NS	17,4 (49%) NS	4,6 (16%) NS ^c	50 (23%) NS ^c	11,7 (12%) NS
Ejgdesjön	14,7 (24%) NS	87,0 (21%) NS	4,1 (24%) NS ^c	54 (18%) NS ^c	14,0 (8%) NS
Älgsjön	9,8 (14%) NS ^a	14,1 (29%) NS ^a	3,0 (0%) NS ^d	68 (10%) NS ^d	10,4 (5%) NS
Stora Envättern	12,3 (8%) NS	17,9 (28%) NS	3,0 (25%) NS ^c	77 (12%) NS ^c	12,3 (4%) NS
Stensjön (Åva)	10,9 (19%) NS	21,0 (34%) NS	3,3 (23%) NS ^b	70 (14%) NS ^b	11,4 (6%) NS
Lien	11,9 (24%) S-	53,9 (22%) NS	2,9 (22%) NS ^b	82 (13%) NS ^b	13,9 (15%) S- ^e
Övre Skärsjön	14,1 (4%) NS	55,8 (41%) NS	---	---	11,0 (7%) S-
Västra Skälsjön	8,6 (24%) NS	5,8 (71%) NS	2,0 (0%) NS ^c	99 (2%) NS ^c	13,5 (8%) NS
Tryssjön	17,8 (46%) NS	6,7 (110%) NS	4,0 (43%) NS	71 (63%) NS	16,5 (20%) NS ^e
Källsjön	11,8 (8%) NS	12,1 (43%) NS	---	---	9,5 (11%) NS
Stensjön (Delsbo)	12,9 (11%) NS	30,1 (38%) NS	3,9 (23%) NS ^b	62 (34%) S+ ^b	11,3 (7%) NS
Remmarsjön	15,5 (13%) NS	47,8 (49%) NS	---	---	---
Jutsajaure	13,6 (34%) NS	21,2 (60%) NS	4,3 (39%) NS ^c	54 (79%) NS ^c	10,7 (14%) NS ^e

^a n = 7 år (1996-2002), ^b n = 7 år (1994-2000), ^c n = 8 år (1994-2001), ^d n = 6 år (1996-2001)

--- = alla åldersprover ej analyserade t.o.m. 2000 eller senare

^e minst en årsklass saknas

Tabell 6. Medelvärden (variationskoefficient i %) av populationsindikatorer för mört ($n = 9$ år, 1994-2002, när inte annat anges). Trender (Spearman's rangkorrelation) anges som S+ = signifikant ökning, S- = signifikant minskning eller NS = ej signifikant trend (5% signifikansnivå). Signifikanta trender markeras även med fetstil.

Sjönamn	Medianlängd cm	Stor fisk antal ≥ 20 cm	Medianålder år, 2 = 1+, osv	Ung fisk % 1-3+	L ₃₊ cm
Brunnsjön	15,1 (14%) NS	1,8 (161%) NS	6,7 (29%) NS ^b	15 (127%) NS ^b	11,6 (6%) NS ^e
Stora Skärsjön	10,6 (12%) NS	1,0 (112%) NS	4,0 (29%) NS ^b	57 (17%) NS ^b	11,5 (7%) NS
Gyltigesjön	13,9 (7%) NS	0,9 (104%) NS	5,4 (14%) S- ^b	42 (20%) NS ^b	11,6 (7%) S+ ^e
Fiolen	14,3 (14%) NS	26,9 (37%) NS	---	---	---
Gyslättsjön	19,1 (6%) S+	21,7 (29%) NS	7,0 (31%) S+ ^b	15 (180%) NS ^b	16,8 (4%) NS ^e
Stengårdshultasjön	18,7 (5%) NS	62,8 (22%) NS	7,6 (10%) NS ^c	17 (47%) NS ^c	13,8 (7%) NS ^e
Stora Härsjön	11,7 (9%) NS	30,1 (36%) S-	3,9 (23%) NS ^b	60 (25%) NS ^b	12,3 (16%) NS ^e
Allgjuttern	11,8 (9%) NS	2,0 (66%) S+	4,4 (21%) NS ^c	53 (34%) NS ^c	11,8 (12%) NS
Fräcksjön	10,2 (14%) NS	0,4 (163%) NS	4,3 (26%) NS ^b	51 (38%) NS ^b	10,0 (5%) NS
Långsjön	12,3 (12%) NS	12,9 (40%) NS	---	---	---
Rotehogstjärnen	15,9 (15%) NS	13,3 (35%) NS	4,6 (30%) NS ^c	46 (73%) NS ^c	15,9 (20%) S- ^e
Älgsjön	11,1 (5%) NS ^a	9,4 (36%) NS ^a	4,3 (12%) NS ^d	51 (27%) NS ^d	10,3 (9%) S+
Stora Envättern	13,8 (18%) NS	23,1 (35%) S-	---	---	---
Stensjön (Åva)	9,9 (5%) NS	9,6 (45%) NS	4,6 (12%) NS ^b	54 (27%) NS ^b	9,8 (7%) NS
Lien	14,2 (12%) S-	19,2 (28%) NS	4,4 (21%) NS ^c	52 (38%) S+ ^c	14,2 (7%) NS
Stensjön (Delsbo)	14,6 (9%) S-	53,6 (32%) S-	5,9 (21%) NS ^b	29 (57%) NS ^b	11,3 (7%) NS
Remmarsjön	10,6 (16%) NS	6,8 (43%) NS	5,4 (33%) NS ^b	37 (59%) S+ ^b	8,8 (9%) NS
Jutsajaure	14,8 (18%) NS	13,7 (33%) NS	5,1 (35%) NS ^c	40 (62%) ^c	12,6 (6%) NS

^a $n = 7$ år (1996-2002), ^b $n = 7$ år (1994-2000), ^c $n = 8$ år (1994-2001), ^d $n = 6$ år (1996-2001)

--- = alla åldersprover ej analyserade t.o.m. 2000 eller senare

^e minst en årsklass saknas

Tabell 7. Medelvärden (variationskoefficient i %) av populationsindikatorer för röding ($n = 9$ år, 1994-2002, när inte annat anges). Trender (Spearman's rangkorrelation) anges som S+ = signifikant ökning, S- = signifikant minskning eller NS = ej signifikant trend (5% signifikansnivå). Signifikanta trender markeras även med fetstil.

Sjönamn	Medianlängd cm	Stor fisk antal ≥ 30 cm	Medianålder år, 2 = 1+, osv	Ung fisk % 1-3+	L ₂₊ cm
Västra Skälsjön	24,9 (37%) NS	6,1 (59%) S-	3,9 (51%) NS	55 (47%) NS	20,2 (22%) NS ^b
Bösjön	18,2 (18%) NS	0,7 (150%) NS	3,8 (18%) NS	71 (20%) S-	15,2 (11%) NS
Övre Särnmanssjön ^a	16,5 (30%) NS	0	4,7 (17%) S-	56 (64%) NS	11,5 (14%) S+^b
Nedre Särnmanssjön	11,4 (12%) S-	5,6 (38%) NS	3,8 (18%) NS	62 (15%) NS	10,4 (9%) NS
Abiskojaure	19,8 (19%) S+	21,3 (66%) S+	3,6 (15%) S+	71 (23%) S-	16,1 (8%) NS

^a $n = 6$ år med fångst av röding (1997-2002)

^b minst en årsklass saknas

Tabell 8. Medelvärden (variationskoefficient i %) av populationsindikatorer för öring ($n = 9$ år, 1994-2002, när inte annat anges). Trender (Spearman's rangkorrelation) anges som S+ = signifikant ökning, S- = signifikant minskning eller NS = ej signifikant trend (5% signifikansnivå). Signifikanta trender markeras även med fetstil.

Sjönamn	Medianlängd cm	Stor fisk antal ≥ 30 cm	Medianålder år, 2 = 1+, osv	Ung fisk % 1-3+	L ₃₊ cm
Ejgdesjön	37,9 (23%) NS	3,2 (76%) NS	4,9 (22%) NS	43 (56%) NS	27,0 (16%) NS ^a
Tryssjön	18,4 (18%) NS	1,3 (140%) NS	4,6 (22%) NS	43 (57%) NS	18,5 (17%) NS ^a
Bösjön	18,8 (11%) NS	10,9 (35%) S-	4,8 (9%) NS	41 (44%) NS	15,2 (12%) NS

^a minst en årsklass saknas

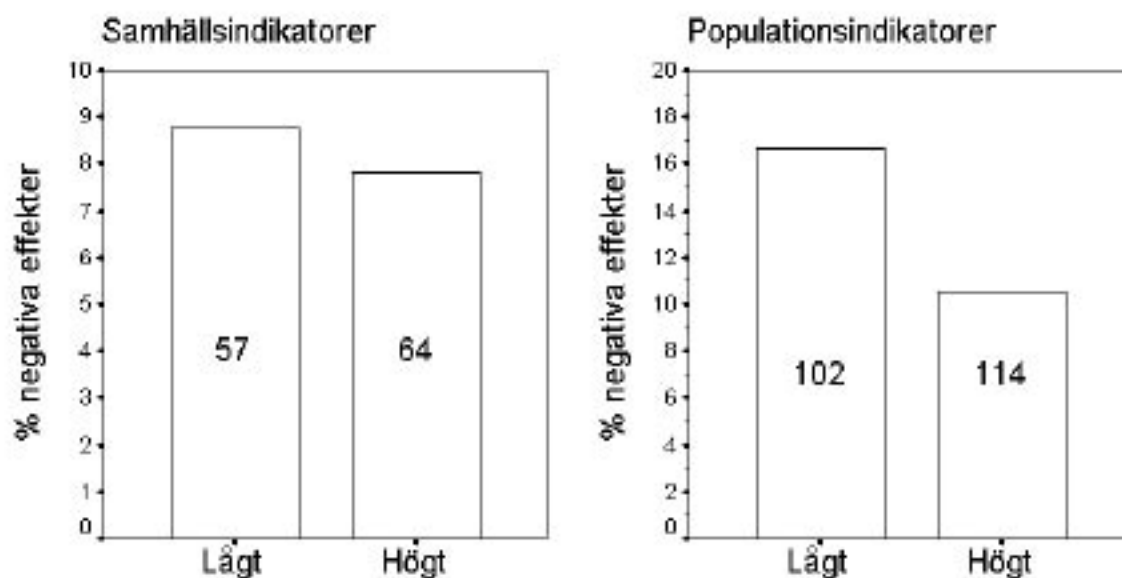
Endast tre sjöar hade någorlunda etablerade öringpopulationer (Tabell 8), även om enstaka individer noterades i ytterligare fyra sjöar (Tabell 3). Bland 15 tidsserier av öringindikatorer noterades bara en signifikant trend (6.7%), nämligen en minskning av antalet stor öring (≥ 30 cm) i Bösjön. Alla fem öringindikatorer varierade dock mindre mellan år i Bösjön ($cv = 9-35\%$) än i Ejgdesjön ($cv = 16-75\%$) och Tryssjön ($cv = 17-140\%$), vilket antagligen speglar svårigheten att få representativa prover från de glea populationerna i de senare sjöarna.

Trender i relation till fisketryck

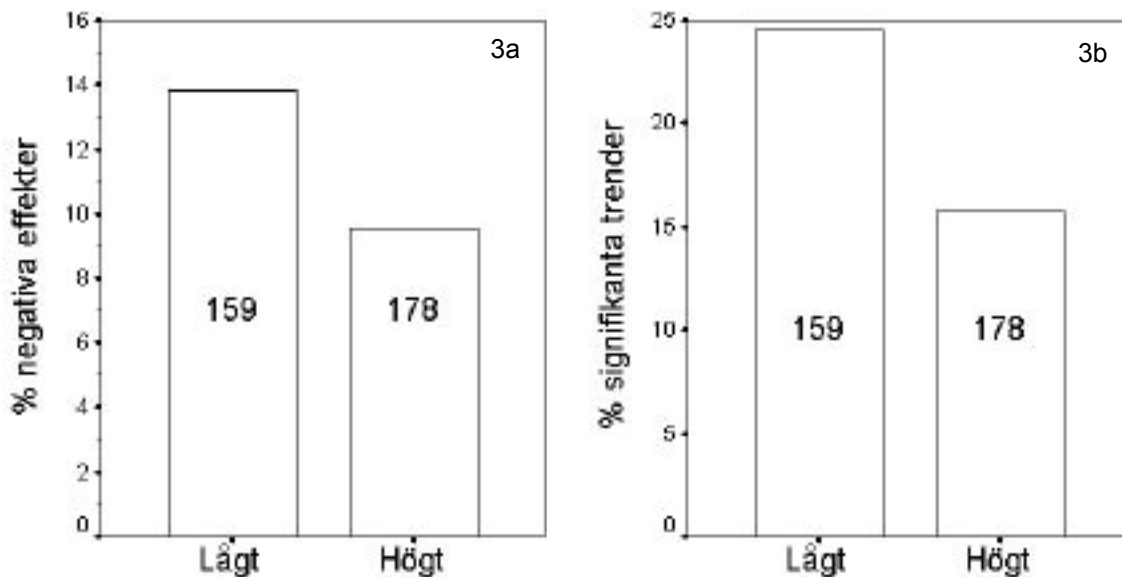
I grupperna lågt och högt fisketryck" låg *Nät%* inom 0.07-0.21% respektive 0.28-1.38%, där variationen beror på att små och djupa sjöar provfiskas med fler nät per area jämfört med större och grundare sjöar (Kinnerbäck 2001). Medianen i relativ fis-

keansträngning påträffades för Stensjön (Delsbo), där *Nät%* var 0.24% av sjöytan. Denna sjö uteslöts därför ur de följande analyserna av skillnader i antal signifikanta trender mellan fisketryckgrupper.

Andelen trender klassade som "negativa effekter" var aningen högre i sjöar med lågt än med högt fisketryck, mätt med både samhälls- och populationsindikatorer (Figur 2), men ingen av skillnaderna var signifikant ($N = 121$ respektive 216 testade trender, Fisher's exakta test, $P = 0.553$ respektive 0.131). I absoluta tal blev skillnaden förstås högre när både samhälls- och populationsindikatorer togs med i totalt antal testade trender, men skillnaden mellan grupper var fortfarande inte signifikant (Figur 3a; $N = 337$, $P = 0.145$). När riktningen ignoreras (ingen bedömning av positiv eller negativ effekt), så var dock frekvensen observerade trender signifikant högre i sjöar med lågt än med högt fisketryck (Figur 3b; $N = 337$, $P = 0.030$).



Figur 2. Procent negativa effekter observerat via samhälls- respektive populationsindikatorer, i sjöar med lågt ($Nät\% < 0.21$) respektive högt fisketryck ($Nät\% > 0.28$). I staplarna anges antalet testade trender inom fisketrycksgrupper.



Figur 3a och 3b. Procent negativa effekter respektive procent signifikanta trender (oberoende av riktning), i sjöar med lågt ($Nät\% < 0.21$) respektive högt fisketryck ($Nät\% > 0.28$). I staplarna anges antalet testade trender inom fisketrycksgrupper.

Diskussion

Osäkerhet i uppskattning av biomassa och produktion

De empiriska samband som användes för uppskattning av potentiell biomassa och årsproduktion är bara ett axplock av vad som har presenterats (Hanson och Leggett 1982, Leach m.fl. 1987, Downing m.fl. 1990, Downing och Plante 1993, Plante och Downing 1993). Urvalet baserades på enkelhet, där sambanden innehöll bara en eller två oberoende variabler, men även på att totalfosforkoncentrationen (*Tot-P*) var en av få produktivitetsrelaterade faktorer som mäts på jämförbart sätt i de svenska övervakningsprogrammen.

Sambandet mellan fiskbiomassa (*B*) och *Tot-P* baserades på data från 18 sjöar med *Tot-P* inom 10-557 µg/L (Hanson och Leggett 1982), vilket innebär att de provfiskade sjöarna ligger omkring den nedre gränsen av intervallet. Underlagen för uppskattning av årlig fiskproduktion (P_1 och P_2) togs fram med data från 14 sjöar med *Tot-P* inom 3.8-9850 µg/L respektive 23 sjöar med en fiskbiomassa inom 5.2-372 kg/ha (Downing m.fl. 1990), varav flera sjöar med låga eller måttligt höga totalfosforhalter enligt svenska förhållanden (Persson 1999). Underlaget för uppskattning av laxfiskproduktion var än mer begränsat, bara 10 sjöar med *Tot-P* inom 3.8-246 µg/L och årsmedeltemperatur från -9 till +11 °C (Plante och Downing 1993).

Förutom att samtliga empiriska samband byggde på ett begränsat antal parade observationer, så var det inte ovanligt att observerad biomassa eller årsproduktion avvek med ±50-100% från predikterade värden. Därför är det inte förvånande att sambanden mellan relativt fisketryck och fiskeansträngning (nätyta i % av sjöyta) hade residualer av motsvarande magnitud (Figur 1). Fisksamhällets biomassa och produktion kan påverkas av pH och buffertkapacitet, men effekterna kan vara svåra att påvisa om sjöarna varierar i storlek och näringstillstånd (Kelso och Johnson 1991). pH och alkalinitet gav ingen förklaring till residualernas variation, sedan den suraste sjön (Övre Särnmanssjön) hade uteslutits ur analysen. Residualerna var däremot relaterade till sjöarnas maxdjup, vilket är i enlighet med att max- eller medeldjup har tillskrivits stor betydelse för sjöarnas fiskproduktion (t.ex. Hanson och Leggett 1982, Schlesinger och Regier 1982). En annan komplicerande faktor är att potentiell årsproduktion per biomassa minskar om andelen

stora individer minskar (Downing och Plante 1993), eftersom många processer i ämnesomsättningen är storleksberoende (Humphreys 1979, Banse och Mosher 1980).

Sammanfattningsvis bör de 27 undersökta sjöarna inte rangordnas med avseende på potentiell biomassa och årsproduktion, eftersom osäkerheten i uppskattningarna är för hög i förhållande till sjöarnas variation i totalfosforkoncentration. Därför är det också bättre att beskriva provfisketrycket som arealspecifik fiskeansträngning, istället för som fiskuttagets andel av en osäkert uppskattad årsproduktion.

Oberoende uppskattningar i nordiska sjöar

Stora Härsjön är den enda av de svenska övervakningssjöarna där det har gjorts en dokumenterad uppskattning av den pelagiska fiskens biomassa (Enderlein och Appelberg 1992). Hydroakustik gav en biomassa på 5.8 kg/ha, och parallella fångster med trål och pelagiska översiktsnät indikerade att biomassan helt dominerades av siklöja. Abborre och mört är dock betydligt vanligare än siklöja i de årliga provfiskefångsterna med bottensatta nät (Dahlberg 2003). Därför kanske den totala fiskbiomassan kan vara i nivå med vad som uppskattades via totalfosforkoncentration ($B = 22$ kg/ha).

Ett annat sätt att bedöma rimligheten i uppskattad fiskbiomassa och årsproduktion är att göra jämförelser med liknande sjöar där man har gjort uppskattningar med oberoende metoder. I en finsk studie beräknades fiskbiomassa efter insamling av död fisk efter rotenonbehandling av 32 mindre dammar och sjöar (Sumari 1971). Åtta av sjöarna hade sjöarea inom 11-64 ha, motsvarande de sexton minsta sjöarna i föreliggande arbete. Även pH (5.2-6.9) och maxdjup (3.8-19 m) var någorlunda jämförbara, men i övrigt beskrevs vattenkvalitet med helt andra metoder än i dagens övervakningsprogram. Abborre fanns i alla sjöar, ofta tillsammans med mört, gädda, gers och lake, och mer sällsynt tillsammans med ytterligare fiskarter. Sjöarnas artsammansättning var därför mest lik de övervakningssjöar som inte dominerades av laxfiskar. Sjöarnas totala fiskbiomassa var 5-89 kg/ha, motsvarande både högre och lägre värden än beräknad *B*-variation i Tabell 3.

Ytterligare några nordiska studier har dokumenterat fiskbiomassa och/eller -produktion

i relativt näringsfattiga och abborrdominerade skogssjöar. Beräkningarna baserades på märkning-återfångst-metoder (Nyberg 1979, Rask och Arvola 1985, Lappalainen m.fl. 1988, Rask 1989, Linløkken och Holt-Seeland 1996). I två svenska tjärnar gjordes årliga uppskattningar under 1970-1974 (Nyberg 1979). Den största av tjärnarna (Botjärn) var 9.7 ha, med medeldjup på 14.4 m, pH på 5.5-5.7 och totalfosfor på 10-17 µg/L, vilket påminner om förhållandena i de sura sjöarna Brunnsjön och Rotehogstjärnen. Abborrbiomassan i Botjärn varierade inom 18-40 kg/ha, vilket ligger nära uppskattningarna av potentiell biomassa för Brunnsjön och Rotehogstjärnen (36-39 kg/ha). Produktionen av abborre i Botjärn var 13-27 kg/ha och år. Det indikerar att produktionsuppskattning via total biomassa ($P_2 = 18-20$ kg/ha och år för Brunnsjön och Rotehogstjärnen) kan ligga närmare verkligheten än uppskattningen via totalfosforkoncentration ($P_1 = 8-9$ kg/ha och år), åtminstone i den här typen av sjö. Intrycket förstärks av resultat från motsvarande uppskattningar i små finska sjöar (Rask och Arvola 1985), även om lägre biomassa (0-20 kg/ha) noteras i riktigt sura sjöar med pH<5 (Lappalainen m.fl. 1988, Rask 1989). I en ganska liten (48 ha) och jonsvag (1.5-1.8 mS/m) norsk sjö, ökade abborrens tillväxt när dess biomassa reducerades från 9.5 till 2.8 kg/ha via avsiktlig utfiskning (Linløkken och Holt-Seeland 1996).

Ett antal uppskattningar av populationers biomassa och/eller produktion har också utförts i norska sjöar som domineras av laxfiskar (Jensen 1977, Lien 1978, 1981, Langeland 1982, 1986, Amundsen m.fl. 1993, Langeland och Pedersen 2000, Finstad m.fl. 2001). Oftast handlar det om relativt hårt fiskade vatten. Øvre Heimdalsvatn (77.5 ha) hade en biomassa av öring (>3+) inom 8-27 kg/ha (Jensen 1977, Lien 1978), med en årsproduktion på 10-17 kg/ha. I samma sjö fanns elritsa med biomassa och årsproduktion på 2.9 respektive 1.4 kg/ha (Lien 1981). I en annan väl undersökt sjö (Songsjøen, 70 ha) varierade rödingens biomassa inom 6-16 kg/ha, med en lefiskbiomassa på 0.4-1.6 kg/ha (Langeland och Pedersen 2000), och i Langvatn (43 ha) uppskattades nettoproduktionen av röding (>16 cm) till 4-16 kg/ha och år (Langeland 1982). Den betydligt mindre Øvre Stavåtjønn (4 ha) hade en rödingbiomassa på 71 kg/ha vid ett årligt fiskuttag på 18 kg/ha (Langeland 1986), och den betydligt större Takvatn (1420 ha) hade

ett dvärgrödingbestånd på 22 kg/ha, som senare reducerades via fiskuttag på ca 3.7 kg/ha och år (Amundsen 1993). Øvre Skardørsjø är en oexploaterad och högt belägen fjällsjö med bara röding. Där uppskattades biomassa och årsproduktion separat för kannibaler (>25 cm) och deras presumtiva byten (6-15 cm) (Finstad m.fl. 2001). Kannibalerna hade en biomassa på 0.62 kg/ha och en produktion på 0.19 kg/ha och år, medan motsvarande värden för bytesfisken var 7.93 kg/ha respektive 4.31 kg/ha år.

Laxfiskar dominerar fisksamhällena i de årliga provfiskesjöarna Bösjön, Øvre och Nedre Särnsmanssjöarna och Abiskojaure. Utifrån de norska erfarenheterna, så förefaller det som om potentiell fiskproduktion via totalfosforkoncentration ($P_1 = 5.0-5.7$ kg/ha och år) ger rimligare värden än den specifika uppskattningen av laxfiskproduktion ($P_{lax} = 0.91-1.61$ kg/ha och år).

Svårigheter med att uppskatta fisketryck

Provfisken inom miljöövervakning och kalknings-effektuppföljning måste registreras hos datavärden (www.fiskeriverket.se), men för övrigt fiske i mindre sjöar finns inget system för loggbokföring av fångster. Det gäller såväl fiske i privata vatten som kortfiske i fiskevårdsområden, liksom övrig insamling av fisk för miljögiftsanalys eller annan forsknings- eller undersökningsverksamhet. Det preliminära frågeformuläret som skickades till representanter för de årliga provfiskesjöarna gav bara sporadisk information, som inte kunde användas till några systematiska beräkningar. Detta var på sätt och vis väntat, eftersom kontaktpersonerna inte har någon skyldighet att samla in kvantitativa uppgifter om sitt eller andras fiske. När fiske utöver provfiske nämndes, så var det ofta riktat mot potentiellt fiskätande arter som abborre, gädda, röding och öring. Detta fiske är troligen betydligt mer selektivt mot större individer än vad provfisket är.

Fisketrycksaspekten har inte behandlats i samband med beskrivning av provfiskemetodiken (Filipsson 1972, Hammar och Filipsson 1985, Nyberg och Degerman 1988, Kinnerbäck 2001). I denna studie gjordes ett första försök att relatera årliga provfisken till grova uppskattningar av potentiell biomassa och årsproduktion. De standardiserade provfiskena beräknades ta ut mellan 0.1-15.5% av årsproduktionen, beroende på vilket empiriskt sam-

band som användes för uppskattning av potentiell årsproduktion (P_1 eller P_2). I tre av 27 sjöar (Stora Skärsjön, Allgjuttern och Stensjön i Åva) var det relativa provfiskefisketrycket högre än rekommendationen på maximalt 10% per år (Plante och Downing 1993), men bara med den lägsta uppskattningen av årsproduktion (P_1). Däremot var laxfiskuttaget i flera fall mer än 10% av den ännu lägre och än mer osäkra uppskattningen av årlig laxfiskproduktion (P_{lax}). Osäkerheten ligger delvis i det låga antalet sjöar i det empiriska sambandet (Plante och Downing 1993), där den negativa effekten av hög temperatur tolkades som att livsutrymmet för laxfiskar minskar i varmare vatten. I denna studie ersattes årsmedelvärden i lufttemperatur med ytvattentemperatur. Eftersom ytvattentet aldrig blir kallare än 0 °C, så bör laxfiskproduktionen ha underskattats med påföljd att det relativa laxfiskuttaget överskattades.

Ett annat angreppssätt är att jämföra provfiskefångsterna med tidigare beräkningar av årligt fiskuttag i liknande sjöar. Nyman (1978) angav årlig avkastningspotential på i genomsnitt 5.6 kg/ha i mindre sjöar (<400 ha) jämfört med 4.0 kg/ha i större sjöar, men tyvärr framgick det inte hur välgrundade dessa beräkningar var. Omkring 1920-1950 var det årliga uttaget av abborre i genomsnitt 2-3 kg/ha i sjöar av samma storlek som de provfiskade sjöarna (Sötvattenslaboratoriets sjöarkiv). Inte i något fall kom årliga provfiskefångster i närheten av dessa tal, eftersom maximivärdet var 1.02 kg/ha och år i Allgjuttern.

Jensen (1977) simulerade uthålligt uttag av öring i Øvre Heimdalsvatn till 5.7 kg/ha, men noterade att högre medelvikter kunde uppnås med lägre uttag. Liknande erfarenheter har rapporterats från andra norska sjöar med fiske efter öring och/eller röding (Langeland 1986, Langeland och Pedersen 2000, Klemetsen m.fl. 2002). Det har därför rekommenderats att sportfiske efter stor röding inte bör överstiga 1 kg/ha och år (Langeland 1995). I svenska fjällvatten förespråkas än mer restriktiva uttag av röding och öring på <0.6 kg/ha och år (Hammar 1996). Provfiskeuttagen av laxfisk var betydligt lägre än dessa rekommendationer, med maximum på 0.19 kg/ha och år i Nedre Särnmanssjön.

Utveckling hos samhälls- och populationsindikatorer

I de provfiskade sjöarna noterades en högre andel signifikanta trender än de 5% som hade kunnat uppstå av slumpskäl. 337 tester gav 71 signifikanta trender (21%), när trendernas riktning ignorerades. De observerade förändringarna under de 1994-2002 kan delvis bero på ett för högt fisketryck (provfiske och/eller övrigt fiske). De kan även bero på en rad andra sam- eller motverkande faktorer, vilket utgör själva grunden för att använda fisksamhällen i bedömning av miljö kvalitet (Appelberg m.fl. 1999).

För samhällsindikatorerna är det inte självklart vilken riktning (ökning eller minskning) som bör förväntas vid ett för högt fisketryck. Så länge fisket fungerar som en gallring kan ökad rekrytering och förbättrad tillväxt mer än kompensera för ett ökat fiskuttag, vilket bland annat indikerades i ett småländskt intensivfiskeförsök (Sjöstrand 1991). Selektivt fiske efter stora individer kan också leda till högre eller lägre biomassa och individtätethet i fisksamhället, men de kvarvarande individerna kommer antagligen att få lägre medelvikt. Ejgdesjön var den enda av de provfiskade sjöarna där både biomassa och individtätethet minskade signifikant under 1994-2002. Detta skedde dock utan signifikant förändring i det abborrdominerade samhällets medelvikt eller någon av abborrindikatorerna, inte ens en minskning i antal stor abborre per nättinsats. Vid intensifierat fiske kan äldre abborre försvinna ur fångsten samtidigt som tillväxten hos yngre individer minskar (Eshenroder 1977), men i Ejgdesjön har uppåt 20-åriga abborrar fångats även de senaste åren.

Generellt var det vanligare med ökande än med minskande biomassa och individtätethet, även det utan tydlig koppling till förändrad medelvikt. Biomassa och individtätethet kan öka med ökade närsalthalter och ökad tillgång på föda, men detta motsvaras ofta av ökad andel små fiskar (Jeppesen m.fl. 2000, Dahlberg och Engström 2002). Försurning kan däremot leda till minskning i både individtätethet och biomassa om rekryteringen av de vanliga arterna minskar, vilket i extremfallen ger samhällen med ett fåtal stora individer. Medelvikten kan sedan minska om rekryteringen återupptas, t.ex. efter

kalkning (Degerman m.fl. 1992). Rekryteringen kan även variera mer kortsiktigt, beroende på bl.a. klimatvariation mellan år (Holmgren 2001). I den nordliga Jutsajaure var det ovanligt hög rekrytering av både abborre och mört 1996 och 1997. Den stora variationen i årsklasstyrka gav hög variation i både samhälls- och populationsindikatorer mellan år, men inga signifikanta trender hos abborre- eller mörtindikatorer under 1994-2002. I de flesta av de provfiskade sjöarna har det funnits kontinuerlig mätning av ytvattentemperatur sedan sommaren 2000 (Holmgren 2002), vilket ger framtida möjligheter att analysera populationers utveckling i relation till temperaturvariation mellan år.

Om ett riktat fiske selekterar ut stor abborre, bör man förvänta sig minskad andel av fiskätande abborrfiskar och ökad andel av karpfiskar, vilket är analogt med förslaget att proportionen av icke-kommersiella fiskarter är den mest lovande samhällsindikatorn på för högt fisketryck (Trenkel och Rochet 2003). Den motsatta effekten, nämligen en ökning av andelen fiskätande fisk, är ofta målet vid biomanipulering av eutrofierade sjöar (Hansson m.fl. 1998). En ökad andel av potentiellt fiskätande (= stor) abborre i kombination med minskad andel karpfisk förknippas dock också med försurning, eftersom mörtens rekrytering är mer känslig än abborrens för surt vatten (Milbrink och Johansson 1975, Degerman m.fl. 1992). Inte i någon av de provfiskade sjöarna noterades signifikant minskning av andel fiskätande abborrfiskar, och inte heller någon ökad andel karpfiskar. I den svårkalkade Gylslättasjön minskade både andelen karpfiskar och den totala individtätheten under 1994-2002. Detta skedde parallellt med ökning av medianlängd och -ålder hos både abborre och mört, vilket tydligt förklarades av bristande rekrytering på senare år.

Totalt sett var det ingen av de provfiskade sjöarna som uppvisade entydiga generella trender kopplade till för högt fisketryck på stora individer av minst två av de vanligaste arterna, ofta abborre och mört. I Stengårdshultasjön och Stora Härsjön sammanföll dock minskad medelvikt i fisksamhället med negativa trender hos abborrepopulationerna, i form av minskad medianlängd, minskat antal stor fisk och ökad andel unga fiskar. Det beror troligen inte på provfisket, eftersom dessa förhållandevis stora och djupa sjöar (Tabell 1) provfiskas med relativt låg nätansträngning ($Nät\% = 0.07$ respektive 0.12% av sjöytan). Ofullständiga enkätsvar gav inte heller

ingen antydning om att övrigt fiske skulle vara speciellt omfattande. De observerade trenderna kan möjligen vara tillfälliga, beroende på hög variation i abborrens årsklasstyrka. I början av provfiskeserien dominerades abborrepopulationen i Stora Härsjön av starka årsklasser födda 1988 och 1989. Senare har populationen gradvis förnygrats, inte minst via starka årsklasser födda 1997 och möjligen 1999. I Stengårdshultasjön ledde ovanligt låg rekrytering 1992-1994 till hög medianålder 1994 och 1995, men under provfiskeserien har det fötts två starka årsklasser 1995 och 1999. Hög variation i abborrens rekrytering mellan år har tidigare observerats både i stora, hårt fiskade sjöar (t.ex. Mills och Hurley 1990) och i små sjöar med starka samspel (konkurrens och predation) mellan årsklasser (Alm 1952, Persson m.fl. 2003).

De mest entydiga trenderna observerades i röding-sjön Abiskojaure, men där pekade resultaten snarast på att det totala fisketrycket har minskat under 1994-2002. Biomassan, medelvikten, medianlängden, medianåldern och antalet stor fisk ökade, samtidigt som andelen ung fisk minskade. Utvecklingen påminner om vad som händer med öring, röding och abborre i en sjö där man medvetet förbjöd husbehovsfiske med nät (Filipsson 2003). Även om det inte kom in något enkätsvar från Abiskojaure, så har flera av Sötvattenslaboratoriets provfiskare fått muntliga indikationer på att övrigt nätfiske (sannolikt med grövre maskor än i Nordiska översiktsnät) har minskat under senare år. Under 1994-1998 fångades ingen röding som var äldre än 5+ (6-somrig), men sedan dess har den observerade maximiåldern ökat till 8+. I helt oexploaterade, nordliga sjöar kan röding och andra laxfiskar bli betydligt äldre (Power 1978, Hammar 2000), och vid enstaka provfisken i två sjöar i Padjelanta nationalpark var många stora rödingar 10-20 år gamla (Holmgren 2003).

Effekter av olika fisketryck

Av föregående avsnitt framgår det tydligt att strukturen hos många av de provfiskade fisksamhällena och populationerna har varierat och förändrats på olika sätt under 1994-2002. De signifikanta trender som observerades var dock långt ifrån några entydiga effekter av för högt fisketryck.

Eftersom de inkomna enkätsvaren var alltför ofullständiga gick det inte att rangordna sjöarna med avseende på totalt fisketryck. Däremot kunde provfisket grupperas utifrån årlig arealspecifik fiskeinsats ($Nät\%$), där sjöar med $Nät\% \leq 0,21$ och $Nät\% \geq 0,28$ fick repre-

sentera lågt respektive högt provfisketryck. Av den typ av trender som delvis godtyckligt betraktades som negativa effekter av fiske, så noterades dock ingen skillnad i andel signifikanta trender mellan fisketrycksgrupper. Däremot visade det sig att totala andelen signifikanta förändringar var högre i sjöar med lägre årlig fiskeinsats, vilket bakvägen skulle kunna tolkas som att positiva förändringar var vanligare vid lägre provfisketryck.

Det kvarstående problemet är att ingen av de enskilda indikatorerna kan förväntas påvisa unika effekter av fiske (Rochet och Trenkel 2003, Trenkel och Rochet 2003). Fyra av samhällsindikatorerna lånades dessutom in bland dem som normalt används i bedömningsgrunderna för miljökvalitet (Appelberg m.fl. 1999). En uppenbar skillnad i användning är att bedömningsgrunderna baseras på avvikelser från förväntade, eller åtminstone typiska, tillstånd i en sjö med given area, maxdjup och höjd över havet. I denna studie analyserades istället trender i tillståndsvariabler, utan att försöka relatera uppmätta värden till förväntat tillstånd i ett ofiskat referensvatten. Så länge det totala fisketrycket i små och medelstora sjöar inte kan kvantifieras, så finns det tyvärr litet hopp om att kunna klassificera uppmätta tillstånd hos indikatorer i någon påverkansskala.

En stor andel stora och gamla laxfiskar betraktas uppenbarligen som en god indikation på ett av fiske opåverkat bestånd (Power, 1978, Hammar 1996), men en hög andel stora och gamla mörtar eller abborrar tolkas vanligen som att rekryteringen har varit låg eller obefintlig under flera år (Alm

1952, Raitaniemi m.fl. 1988, Rask 1989, Appelberg m.fl. 1992). Detta pekar på att en enskild storleks- eller åldersbaserad indikator aldrig kommer att kunna ge hela förklaringen till varför ett extremt eller ovanligt tillstånd har uppstått. Det behövs snarare en sammanvägning av flera samhälls- och populationsindikatorer, där den slutliga bedömningen görs utifrån kombinationen av avvikelser eller trender. Hög eller ökande medelvikt i kombination med låg eller minskande biomassa och individtäthet ger exempelvis en tydligare indikation på rekryteringsstörningar jämfört med att använda medelvikten som enskild indikator. En hög medelvikt i en individtät population ger på motsvarande sätt en första indikation på att tillväxten och/eller överlevnaden är ovanligt hög, vilket knappast är ett hot mot populationens fortlevnad. Detta förhållande noterades t.ex. när rödingpopulationerna i Padjelanta jämfördes med data i den nationella provfiskedatabasen och med rödingen i de mer intensivt studerade sjöarna som provfiskas varje år (Holmgren 2003).

I det nationella miljöövervakningsprogrammet ingår ytterligare 24 sjöar, som provfiskas vart tredje år. Inom bara några år bör resultaten från 3-4 upprepade provfisken i dessa sjöar kunna jämföras med utvecklingen i de 27 sjöar som presenterades i detta arbete. En sådan analys bör givetvis belysa vad man vinner och/eller förlorar genom att öka eller minska frekvensen i övervakningsprogrammen. Förhoppningsvis går det även att utvärdera skillnader i fisksamhällenas och populationernas struktur beroende på provfiskefrekvensen.

Erkännanden

Magnus Dahlberg utformade frågeformulären till fiskerättsägarna och andra kontaktpersoner vid sjöarna, och han sammanställde också de inkomna svaren. Sammanställningsarbetet samfinansierades av Naturvårdsverket (IKEU-programmet) och Fiskeriverket. Utöver detta har även Naturvårdsverkets nationella miljöövervakningsprogram bidragit till insamling av data. Följande personer har lämnat värdefulla synpunkter på tidigare utkast: Anders Kinnerbäck, Anders Wilander, Björn Bergquist, Erik Degerman, Gunnar Persson, Maja Reizenstein, Mårten Åström, Olof Filipsson, Teresa Soler och Ulrika Beier.

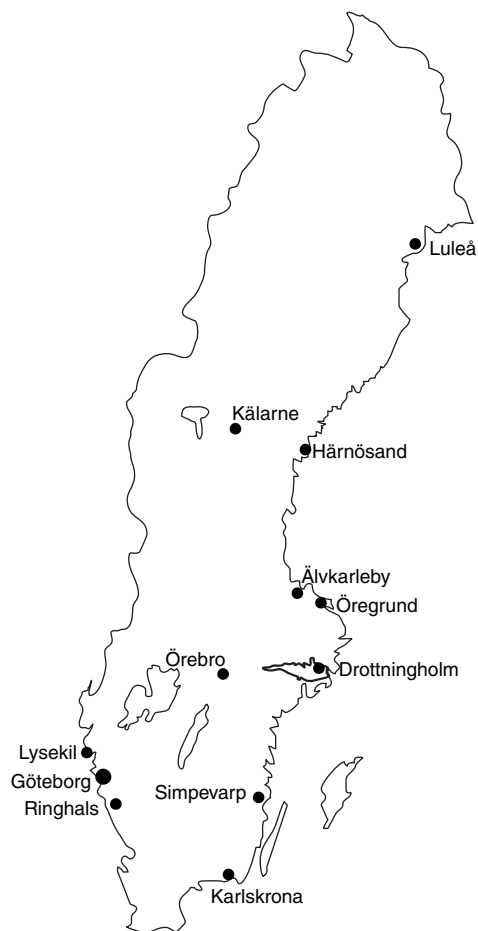
Litteratur

- Alm, G. 1952. Year class fluctuations and span of life of perch. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm 33: 17-38.
- Amundsen, P.-A., A. Klemetsen och P.E. Grotnes. 1993. Rehabilitation of a stunted population of Arctic char by intensive fishing. N. Am. Journal Fish. Manage. 13: 483-491.
- Appelberg, M. 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets. Finfo 2000:1. 31 p.
- Appelberg, M., H.-M. Berger, T. Hesthagen, E. Kleiven, M. Kurkilähti, J. Raitaniemi och M. Rask. 1995. Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater fish monitoring. Water, Air and Soil Pollut. 85: 401-406.
- Appelberg, M., B. Bergquist och E. Degerman. 1999. Fisk. Ur: Wiederholm, T. (red.). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport biologiska parametrar. Naturvårdsverket Rapport 4921: 167-239.
- Appelberg, M., E. Degerman och L. Norrgren. 1992. Effects of acidification and liming on fish in Sweden - a review. Finn. Fish. Res. 13: 77-91.
- Bagenal, T.B. 1977. Effects of fisheries on Eurasian perch (*Perca fluviatilis*) in Windermere. J. Fish. Res. Bd Can. 34: 1764-1768.
- Banase, K. och S. Mosher. 1980. Adult body mass and annual production/biomass relationships of field populations. Ecol. Monogr. 50: 355-379.
- Begon, M. 1979. Investigating animal abundance: capture - recapture for biologists. Willmer Brothers Limited, Birkenhead, Merseyside. 97 p.
- Borgström, R. 1992. Effect of population density on gillnet catchability in four allopatric populations of brown trout (*Salmo trutta*). Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 1539-1545.
- Dahlberg, M. 2003. Vad finns under ytan? Resultat från Sötvattenslaboratoriets provfiskesjöar 2002. Årsrapport för 2002. Fiskeriverket Informerar 2003 (4): 34 sidor.
- Dahlberg, M. och H. Engström. 2002. Roxen och Glan. Utvärdering av standardiserade provfisken sommaren 2001. Beskrivning av sjöarnas fisksamhällen, jämförelse med ett tidigare provfiske 1990 samt bedömning om etableringen av skarv påverkat sjöarnas fisksamhällen. PM från Fiskeriverket Sötvattenslaboratoriet 2002-03-27.
- Degerman, E., M. Appelberg och P. Nyberg. 1992. Effects of liming on the occurrence and abundance of fish populations in acidified Swedish lakes. Hydrobiologia 230: 201-212.
- Downing, J.A. och C. Plante. 1993. Production of fish populations in lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 50: 110-120.
- Downing, J.A., C. Plante och S. Lalonde. 1990. Fish production correlated with primary productivity, not the morphoedaphic index. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 47: 1929-1936.
- Enderlein, O. och M. Appelberg. 1992. Sampling stocks of *Coregonus lavaretus* and *C. Albula* with pelagic gillnets, trawls and hydroacoustic gear. Pol. Arch. Hydrobiol. 39: 771-777.
- Eshenroder, R.L. 1977. Effects of intensified fishing, species changes, and spring water temperatures on yellow perch, *Perca flavescens*, in Saginaw Bay. J. Fish. Res. Bd Can. 34: 1830-1838.
- Filipsson, O. 1972. Sötvattenslaboratoriets provfiske- och provtagningsmetoder. 2: dra uppl. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (16). 26 sid.
- Filipsson, O. 2003. Begränsat fiske gav större fiskar i en fjällsjö. Fiskeriverket Informerar 2003:7, 24 sid.
- Finstad, A.G., P.A. Jansen och A. Langeland. 2000. Gillnet selectivity and size and age structure of an alpine Arctic char (*Salvelinus alpinus*) population. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 57: 1718-1727.
- Finstad, A.G., P.A. Jansen och A. Langeland. 2001. Production and predation rates in a cannibalistic Arctic char (*Salvelinus alpinus*) population. Ecol. Freshwat. Fish 10: 220-226.

- Haddon, M. 2001. Modelling and quantitative methods in fisheries. Rev. printing. Chapman & Hall/CRC. 406 p.
- Hammar, J. 1996. Kap. 12. Konsekvenser för fisken, fisket och fiskevården. Sid. 57-113. Ur: Utvärderingen av småviltjakten och handredskapsfisket ovan odlingsgränsen och på renbetesfjällen. Jordbruksverket, Naturvårdsverket och Sametinget.
- Hammar, J. 2000. Cannibals and parasites: conflicting regulators of bimodality in high latitude Arctic char, *Salvelinus alpinus*. *Oikos* 88: 33-47.
- Hammar, J. och O. Filipsson. 1985. Ecological testfishing with the Lundgren gillnets of multiple mesh size: the Drottningholm technique modified for Newfoundland Arctic char populations. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 62: 12-35.
- Hanson, J.M. och W.C. Leggett. 1982. Empirical prediction of fish biomass and yield. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 39: 257-263.
- Hansson, L.-A., H. Annadotter, E. Bergman, S.F. Hamrin, E. Jeppesen, T. Kairesalo, E. Luokkanen, P.-Å. Nilsson, M. Søndergaard och J. Strand. 1998. Biomanipulation as an application of food-chain theory: constraints, synthesis, and recommendations for temperate lakes. *Ecosystems* 1: 558-574.
- Holmgren, K. 1999. Between-year variation in community structure and biomass-size distributions of benthic lake fish communities. *J. Fish Biol.* 55: 535-552.
- Holmgren, K. 2001. Variation i rekrytering av abborre och mört i kalkade, sura och neutrala sjöar sedan 1980-talet. *Vann* 4B: 433-440.
- Holmgren, K. 2002. Erfarenheter av temperaturloggar i sjöar inom Integrerad KalkningsEffekt-Uppföljning och nationell miljöövervakning. Rapport 2002:19. Institutionen för Miljöanalys, SLU, Uppsala.
- Holmgren, K. 2003. Sjöprovfisket i Tuottarjaure och Apmeljaure. Sid. 34-42 ur: Wilander, A. (red.). Skyddad natur. En undersökning av två sjöar och deras utloppsäckar i Padjelanta 2002. Rapport 2003:11. Institutionen för Miljöanalys, SLU, Uppsala.
- Horppila, J., T. Malinen och H. Peltonen. 1996. Density and habitat shifts of a roach (*Rutilus rutilus*) stock assessed within one season by cohort analysis, depletion methods and echosounding. *Fish. Res.* 28: 151-161.
- Humphreys, W.F. 1979. Production and respiration in animal populations. *J. Anim. Ecol.* 48: 427-453.
- Jansen, P.A., A.G. Finstad och A. Langeland. 2002. The relevance of individual size to management of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, populations. *Environ. Biol. Fish.* 64: 313-320.
- Jensen, J.W. och T. Hesthagen. 1996. Direct estimates of the selectivity of a multimesh and a series of single gillnets for brown trout. *J. Fish Biol.* 49: 33-40.
- Jensen, K.W. 1977. On the dynamics and exploitation of the population of brown trout, *Salmo trutta* L. in Lake Øvre Heimdalsvattnet, southern Norway. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 56: 18-69.
- Jeppesen, E., J.P. Jensen, M. Søndergaard, T. Laurildsen och F. Landkildehus. 2000. Trophic structure, species richness and biodiversity in Danish lakes: changes along a phosphorus gradient. *Freshwat. Biol.* 45: 201-218.
- Kelso, J.R.M. och T.B. Bagenal. 1977. Percids in unperturbed ecosystems. *J. Fish. Res. Bd of Can.* 34: 1959-1963.
- Kelso, J.R.M. och M.G. Johnson. 1991. Factors related to the biomass and production of fish communities in small, oligotrophic lakes vulnerable to acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 2523-2532.
- Kinnerbäck, A. 2001. Standardiserad metodik för provfiske i sjöar. *Finfo* 2001:2, 33 sid.
- Klemetsen, A., P.-A. Amundsen, P.E. Grotnes, R. Knudsen, R. Kristoffersen och M.-A. Svenning. 2002. Takvatn through 20 years: long-term effects of an experimental mass removal of Arctic charr, *Salvelinus alpinus*, from a subarctic lake. *Environ. Biol. Fish.* 64: 39-47.
- Kurkilahti, M. 1999. Nordic multimesh gillnet – robust gear for sampling fish populations. *Acad. Diss., Univ. of Turku, Finland*.

- Langeland, A. 1982. Interactions between zooplankton and fish in a fertilized lake. *Hol. Ecol.* 5: 273-310.
- Langeland, A. 1986. Heavy exploitation of a dense resident population of Arctic char in a mountain lake in central Norway. *N. Am. J. Fish. Manage.* 6: 519-525.
- Langeland, A. 1995. Management of charr lakes. *Nord. J. Freshwat. Res.* 71: 68-80.
- Langeland, A. och T. Pedersen. 2000. A 27-year study of brown trout population dynamics and exploitation in Lake Songsjøen, central Norway. *J. Fish Biol.* 57: 1227-1244.
- Lappalainen, A., M. Rask och P.J. Vuorinen. 1988. Acidification affects the perch, *Perca fluviatilis*, populations in small lakes of southern Finland. *Environ. Biol. Fish.* 21: 231-239.
- Leach, J.H., L.M. Dickie, B.J. Shuter, U. Borgmann, J. Hyman och W. Lysack. 1987. A review of methods for prediction of potential fish production with application to the Great Lakes and Lake Winnipeg. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 (suppl. 2): 471-485.
- Le Cren, E.D. 1987. Perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*) in Windermere from 1940 to 1985; studies in population dynamics. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 44 (suppl. 2): 216-228.
- Lien, L. 1978. The energy budget of the brown trout of Øvre Heimdalsvatn. *Holarctic Ecology* 1: 279-300.
- Lien, L. 1981. Biology of the minnow *Phoxinus phoxinus* and its interactions with brown trout *Salmo trutta* in Øvre Heimdalsvatn, Norway. *Hol. Ecol.* 4: 191-200.
- Linløkken, A. och P.A. Holt Seeland. 1996. Growth and production of perch (*Perca fluviatilis* L.) responding to biomass removal. *Ann. Zool. Fenn.* 33: 427-435.
- Lundberg, R. 1899. Om svenska insjöfiskars utbredning. Meddelanden från Konglige Lantbruksstyrelsen (Nr 10). Kungliga Hofbokstryckeriet Iduns Tryckeri Aktiebolag, Stockholm.
- Milbrink, G. och 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. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm.* 54: 52-62.
- Mills, C.A. och M.A. Hurley. 1990. Long-term studies on the Windermere populations of perch (*Perca fluviatilis*), pike (*Esox lucius*) and Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). *Freshwat. Biol.* 23: 119-136.
- Naturvårdsverket. 2001. Handbok för miljöövervakning. Programområde: Sötvatten. Undersökningstyp: Provfiske i sjöar. Version 1: 2, 2001-08-20. 25 sid.
- Nyberg, P. 1979. Production and food consumption of perch, *Perca fluviatilis* L., in two Swedish forest lakes. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 58: 140-157.
- Nyberg, P. och E. Degerman. 1988. Standardiserat provfiske med översiktsnät. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (7). 22 sid.
- Nyman, L. 1978. Avkastningspotentialen av konsumtionsfisk i svenska sjöar mot bakgrund av olika nyttjandeformer. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (11). 20 sid.
- Persson, G. 1999. Växtnäringsämnen/eutrofiering. Ur: Wiederholm, T. (red.). *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 1. Kemiska och fysikaliska parametrar.* Naturvårdsverket Rapport 4920, sid. 9-72.
- Persson, L. 1986. Effects of reduced interspecific competition on resource utilization in perch (*Perca fluviatilis*). *Ecology* 67: 355-364.
- Persson, L., S. Diehl, L. Johansson, G. Andersson och S.F. Hamrin. 1991. Shifts in fish communities along the productivity gradient of temperate lakes - patterns and the importance of size-structured interactions. *J. Fish Biol.* 38: 281-293.

- Persson, L., A.M. De Roos, D. Claessen, P. Byström, J. Lövgren, S. Sjögren, R. Svanbäck, E. Wahlström och E. Westman. 2003. Gigantic cannibals driving a whole-lake trophic cascade. *Proc. Natl. Acad. Sci. USA* 100: 4035-4039.
- Plante, C. och J.A. Downing. 1993. Relationship of salmonine production to lake trophic status and temperature. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 50: 1324-1328.
- Power, G. 1978. Fish population structure in Arctic lakes. *J. Fish. Res. Bd Can.* 35: 53-59.
- Raitaniemi, J., M. Rask och P.J. Vuorinen. 1988. The growth of perch, *Perca fluviatilis* L., in small Finnish lakes at different stages of acidification. *Ann. Zool. Fenn.* 25: 209-219.
- Rask, M. 1989. Perch, *Perca fluviatilis* L., in small lakes: relations between population characteristics and lake acidity. *Int. Rev. Gesamt. Hydrobiol.* 74: 169-178.
- Rask, M. och L. Arvola. 1985. The biomass of pike, perch and whitefish in two small lakes in southern Finland. *Ann. Zool. Fenn.* 22: 129-136.
- Rochet, M.-J. och V.M. Trenkel. 2003. Which community indicators can measure the impact of fishing? A review and proposals. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 86-99.
- Rose, K.A., J.H. Cowan, Jr., K.O. Winemiller, R.A. Myers och R. Hilborn. 2001. Compensatory density dependence in fish populations: importance, controversy, understanding and prognosis. *Fish and Fisheries* 2: 293-327.
- Schlesinger, D.A. och H.A. Regier. 1982. Climatic and morphoedaphic indices of fish yield from natural lakes. *Trans. Am. Fish. Soc.* 111: 141-150.
- Schreiber, H., O. Filipsson och M. Appelberg. 2003. Fisk och fiske i svenska insjöar 1860-1911. *Finfo* 2003:1, 83 sid.
- Sjöstrand, 1991. Intensivfiskeförsök i två sydsvenska insjöar. Fiskeristyrelsen. Utredningskontoret i Jönköping. 16 sidor + 6 bilagor.
- Sumari, O. 1971. Structure of the perch populations of some ponds in Finland. *Ann. Zool. Fenn.* 8: 406-421.
- Svärdson, G. 1970. Effekter av hårt fiske. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, Nr 6: 13 sid.
- Svärdson, G. 1976. Interspecific population dominance in fish communities of Scandinavian lakes. *Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm* 55: 144-171.
- Treasurer, J.W. 1993. The population biology of perch, *Perca fluviatilis* L., in simple fish communities with no top predator. *Ecol. Freshwat. Fish* 2: 16-22.
- Trenkel, V.M. och M.-J. Rochet. 2003. Performance of indicators derived from abundance estimates for detecting the impact of fishing on a fish community. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 60: 67-85.
- Wilander, A. 1999. Surhet/försurning. Ur: Wiederholm, T. (red.). *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 1. Kemiska och fysikaliska parametrar. Naturvårdsverket Rapport 4920*, sid. 73-107.



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

Verket har också ett miljövårdsansvar och skall verka för en biologisk mångfald och för ett rikt och varierat fiskbestånd. I uppdraget att främja forskning och bedriva utvecklingsverksamhet på fiskets område organiserar Fiskeriverket *Havsfiskelaboratoriet* i Lysekil med lokalkontor i Karlskrona, *Sötvattenslaboratoriet* i Drottningholm med lokalkontor i Örebro, *Kustlaboratoriet* i Öregrund med lokalkontor i Simpevarp och fältstation i Ringhals, två *Fiskeriförsöksstationer* (Älvkarleby och Kälarne) och tre *Utredningskontor* (Luleå, Härnösand och Göteborg).

