



Aqua reports 2023:6

Revidering av miljöövervakningen i trendsjöar

– färre nät eller färre provfisken?

Kerstin Holmgren, Nuno Prista, Magnus Dahlberg



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Revidering av miljöövervakningen i trendsjöar - färre nät eller färre provfisken?

Kerstin Holmgren <https://orcid.org/0000-0002-0164-8883>, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Nuno Prista <https://orcid.org/0000-0002-5145-7241>, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Magnus Dahlberg <https://orcid.org/0009-0000-4401-0268>, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Rapportens innehåll har granskats av:

Björn Rogell, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Örjan Östman, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Finansiär: Havs- och vattenmyndigheten, Dnr 1335-2022 (SLU-ID: SLU.aqua.2022.5.2-73)

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från uppdragsgivarens sida.

Publikationsansvarig: Noél Holmgren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Redaktör: Stefan Larsson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Utgivare: Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Utgivningsår: 2023
Utgivningsort: Uppsala
Illustration framsida: Laddat för provfiske i Fiolen. Foto: Kerstin Holmgren
Upphovsrätt: Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.
Serietitel: Aqua reports
Delnummer i serien: 2023:6
ISBN: 978-91-8046-845-9
DOI: <https://doi.org/10.54612/a.8ev6iu5kr4>
Nyckelord: nätprovfisken, osäkerhet, trender, konsekvenser, kostnader, 3R
Rekommenderad citering: Holmgren, K., Prista, N., Dahlberg, M. (2023). Revidering av miljöövervakningen i trendsjöar; färre nät eller färre provfisken?. Aqua reports 2023:6. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. 58 s. <https://doi.org/10.54612/a.8ev6iu5kr4>

Sammanfattning

Sedan år 2007 utförs standardiserade provfisker med nordiska översiktsnät (SS-EN 14757) i knappt hälften av de så kallade trendsjöarna inom nationell miljöövervakning. 15 sjöar provfiskas varje år och 30 vart 6:e år, med 8-48 bottennät och 0-10 pelagiska nät, beroende på sjöns area och djup. Vi utredde om det går att upptäcka skillnader mellan år med färre nät och trender över tid med glesare än årlig frekvens. I så fall ryms fler sjöar inom oförändrad budget, och nuvarande sjöar kan behållas om budgeten minskar. Dessutom ska svenska myndigheter ska sträva efter att minska onödigt lidande och dödande i förhållande till nyttan vid användningen av försöksdjur, i enlighet med principen 3R (reduce, refine, replace).

I denna rapport fokuserade vi på konsekvenser för kvaliteten på insamlade data genom;

1. ett minskat antal lagda nät vid ett givet provfiske,
2. en minskad frekvens till vart annat år för sjöar som idag provfiskas varje år.

Dessutom indikerade vi hur kostnader (antal fältdagar) kan påverkas av förändrad nätläggning i tid och rum.

Med begränsad tid till punkt 1 analyserades data från en sjö (Stensjön), som grund till senare analyser för andra sjöar. Vi använde en beräkningsmetod ifrån tidigare optimering av kustfiskövervakningen, modifierad för beräkning av artspecifik fångst per ansträngning (antal och biomassa) och de indikatorer som ingår i tre multimetriska fiskindex som används i bedömning av ekologisk status enligt ramdirektivet för vatten. Via bootstrap gjordes 10000 slumpmässiga urval av åtta nät vardera i tre djupstrata (standard för en sjö av Stensjöns storlek), för varje år under 1994-2021. Därefter upprepades proceduren med sju, sex, fem och fyra nät per djupstratum och år. Med nuvarande nätansträngning uppfylldes målet att särskilja skillnader på 100% mellan år i ansträngning mellan år för de vanligaste fiskarterna i sjön och för alla indikatorer i bedömningsgrunderna. I just denna sjö skulle vi ha upptäckt skillnader mellan år med de lägsta och de högsta observerade värdena även om vi bara hade lagt sex eller fler nät per djupstratum.

För punkt 2 analyserades befintliga dataserier från 15 sjöar som nu provfiskas varje år. Icke-parametriska trendtester visade att med provfisker vart annat år var sannolikheten lägre att vi skulle ha upptäckt ökning eller minskningar över tid jämfört med provfisker varje år. Några åldersbaserade indikatorer kunde dock beräknas för alla år, även på urval av prover tagna vart annat år. Med provtagning vart annat år kunde en ökande trend i abborrens storlek upptäckas för 61% av signifikanta trender med provtagning varje år. För de vanligaste arterna abborre och mört kunde vi i 74 respektive 68 % av jämförelserna upptäcka samma starka eller svaga årsklasser med prover från vartannat som med prover från alla år.

Hypotetiska beräkningar indikerade att flest fältdagar (195) skulle frigöras per sexårsperiod om 15 sjöar med årligt provfiske istället provfiskas vart annat år. Det skulle kunna motsvara provfiske en gång vart sjätte år i många av de trendsjöar som idag saknar provfiske. 57 fältdagar skulle frigöras om frekvensen halverades i de fyra sjöar som bara har årliga provfisker sedan 2007. Minskning med en fältdag per provfiske i sjöar med en ansträngning på minst 24 nät motsvarar 68 frigjorda fältdagar.

Alla reduktioner av antal lagda nät skulle leda till färre dödade fiskar per sjö och sexårsperiod, i linje med 3R-strategin. Sjöar med årligt provfiske ger viktig information om mellanårsvariation, som behövs för att tolka resultat från sjöar med glesare provfiskefrekvens, i den nationella miljöövervakningen och i program som drivs av andra aktörer. Ur detta perspektiv är det klokast att försöka minska antal nät per provfiske, om det kan göras med godtagbar kvalitetssänkning. En sådan bedömning behöver göras för varje sjö, t.ex. med den metod som i detta projekt anpassades till data från Stensjön.

Abstract

Since 2007, standardized fish sampling has been carried out with Nordic multi-mesh gillnets (SS-EN 14757) in almost half of the, so called, trend lakes within national environmental monitoring. 15 lakes are sampled every year and 30 every 6 years, with 8-48 benthic and 0-10 pelagic gillnets, depending on lake area and depth. We investigated if we can detect differences between years with fewer nets per lake and trends over time with less than annual sampling. Then more lakes might be included within an unchanged budget, and current lakes can be retained with a reduced budget. The Swedish authorities must also strive to reduce unnecessary suffering and killing in relation to the benefit when using experimental animals, in accordance with the 3R-principle (reduce, refine, replace).

In this report we focused on implications for the quality of data collected through;

1. A reduced number of gillnets laid in a given fish sampling event,
2. A reduced sampling frequency from annually to every other year.

We also indicated how costs (field days) can be affected by changed distribution of gillnets in time and space.

With limited time for point 1, data from one lake (Stensjön) was analyzed, to create a framework for analysing other lakes later on. We used a resampling algorithm previously used in the optimization of coastal fish monitoring, and we modified it to calculate species-specific catch per unit effort (number and biomass) and the indicators included in three multimetric fish indices used in ecological status assessment, according to the Water Framework Directive. Using bootstrap, 10,000 random samples of eight gillnets each in three depth strata (standard for a lake of this size) were taken for each year during 1994-2021 (i.e. the standard effort in Lake Stensjön). The procedure was subsequently repeated with seven, six, five and four gillnets per depth stratum and year. With the current effort we achieved the goal to detect differences of 100% between years in catch-per-unit-effort for the most common fish species in the lake and for all indicators used in status assessment. In this particular lake, we would have detected differences between years with the lowest and the highest observed values even if we had used only six or more gill nets per depth stratum.

For point 2, data series from annually sampled lakes were analysed. Non-parametric trend tests showed that with sampling every second year the probability of detecting increasing or decreasing trends would be lower compared to when sampling every year. Some age-based indicators could, however, be calculated for all birth years, even on samples taken every other year. With samples from every second year, a significant increase in perch length after its first year was detected in 61% of significant trends with samples from all years. For the most common species, we could detect most of the same strong or weak year classes with samples from each other year as with samples from all years (74 % for perch and 68 % for roach).

Hypothetical calculations indicated that 195 field days might be released per six-year period if 15 lakes with annual sampling were instead sampled every other year. It might correspond to sampling once every six years in many of the trend lakes that currently lack fish sampling. 57 field days would be released if the frequency were halved in four lakes with annual sampling only since 2007. A reduction of one field day per sampling year in lakes with a current effort of at least 24 nets corresponds to 68 released field days.

Any reductions in sampling effort would lead to fewer fish kills per lake and six-year period, in line with the 3R-strategy. Lakes with annual sampling provide important information on inter-annual variation, which is needed to interpret results from lakes with lower sampling frequency, in the

national environmental monitoring and in programs operated by other actors. From this perspective, it is most wise to try to reduce the annual sampling effort, if it can be done with an acceptable reduction in quality. Such an assessment is needed for each lake, e.g. with the method adapted to data from Stensjön during this study.

Innehållsförteckning

1. Inledning	11
2. Material och metoder	14
2.1. Dataunderlag	14
2.2. Konsekvenser av färre nät per sjö och provfiske?	16
2.3. Konsekvenser av minskning till vart annat år?	18
2.4. Kostnader mätt som fåltdagar	20
3. Resultat	22
3.1. Osäkerhet med varierande antal nät	22
3.1.1. Osäkerhet med nuvarande nätansträngning i Stensjön	22
3.1.2. Kvalitetsminskning med färre nät per djupintervall	26
3.2. Jämförelser mellan alla, jämna och udda år.....	29
3.2.1. Tidsserier av fiskindex och indikatorer.....	29
3.2.2. Tidsserier av abborrens längd efter första året.....	30
3.2.3. Rekryteringsindex	33
3.3. Antal fåltdagar i alternativa program	37
3.3.1. Reducerad nätinsats	37
3.3.2. Utglesad provfiskefrekvens.....	37
4. Diskussion	40
4.1. Acceptabel nivå på mätosäkerhet?	40
4.2. Konsekvenser av glesare provfisken?.....	42
4.3. Kostnadskalkyler och relaterad osäkerhet	44
4.4. Hur modifiera nätläggning i tid och rum?.....	44
5. Referenser	47
Tack	50
Bilaga 1-6	51

1. Inledning

Provfisken utförs i 45 av 107 trendsjöar inom miljöövervakningens programområde Sötvatten. 15 sjöar provfiskas varje år och 30 vart 6-e år. Nyligen redovisades programmets historia och nuläge, i relation till nätprovfisken inom andra nationella, regionala och lokala program (Holmgren 2021). Provfisken med nordiska översiktsnät är en standardmetod (SS-EN 14757), där bottensatta nät fördelas över hela sjön, och där även pelagiska nät används i djupare sjöar. De nordiska näten fångar fisk i ett brett storlekintervall, och provfisket kan inkludera provtagning av fisk för åldersbestämning och andra syften (Appelberg m.fl. 2020a). Sötvattensprogrammets nätprovfisken ger information om artsammansättning, abundans och storleksfördelning, som används i bedömning av ekologisk status (Havs- och vattenmyndigheten 2018). Genom åldersprovtagning får vi mått på åldersfördelning, tillväxt och rekrytering (Holmgren 2013), åtminstone för de fiskarter som dominerar i respektive sjö. För att möta upp vattenförvaltningens behov behöver den biologiska övervakningen omfatta fler sjöar än idag. Det är dock oklart hur en mer heltäckande miljöövervakning kan finansieras.

Det finns minst två viktiga skäl att utreda om en godtagbar kvalitet kan bibehållas med färre nät (och därmed färre dödade fiskar) per sjö och tidsperiod. Ett viktigt skäl är att ett provfiske med tillhörande åldersanalyser kostar mer än övervakningen av vattenkemi och övrig biologi under ett år i samma sjö. Ett mer slimmat program kan eventuellt ge möjlighet att övervaka fisk i fler sjöar än nu till obetydligt högre kostnad. Alternativt kanske vi kan behålla övervakning i programmets nuvarande sjöar även om Sötvattensprogrammets budget skulle minska. Det andra skälet är kopplat till att fisk som hanteras och dödas i provfisken räknas som försöksdjur. Svenska myndigheter har i uppdrag att jobba efter principen 3R (reduce, refine, replace) för att minska onödigt lidande och dödande i förhållande till nyttan vid användningen av försöksdjur. Det finns numera flera icke-dödande metoder för att övervaka fisk, beroende på syftet med övervakningen och vilka variabler som behöver mätas (Nilsson m.fl. 2022). Alla metoder kan inte mäta abundans, och analys av fiskens ålder kräver vanligen att fisken dödas för att plocka ut hårda vävnader som otoliter (hörselstenar) eller olika ben. Alternativa metoder ger generellt komplementära snarare än helt jämförbara resultat. Det är därför riskabelt att bryta långa tidsserier med etablerade metoder, och det bör inte göras utan flera år med parallell provtagning med både gamla och nya metoder.

I miljöövervakningens trendsjöar har vi mer eller mindre strikt använt det antal bottensatta nät som rekommenderas beroende på sjöns area och maximala djup, enligt svensk och europeisk standard (CEN 2015, Havs- och vattenmyndigheten 2016). Standardrekommendationen baseras på beräkningar av Degerman m.fl. (1988), och har i Sverige sällan ifrågasatts efter det. Nya djupkartor visade ofta att sjöns djupaste del utgör så liten yta att den vid provfiskeplaneringen kan ingå i det näst djupast intervallet, och därför reducerades nätinsatsen med vardera åtta nät i åtta av trendsjöarna (Holmgren 2021). Irländska kolleger utgick från standardiserade provfisker med Nordiska översikttnät i ett mindre antal irländska sjöar, när de planerade den fiskövervakning i sjöar som görs för att följa upp vattendirektivets mål (Kelly m.fl. 2008). De drog slutsatsen att hälften av standardantalet, 8-64 nät beroende på sjöns storlek, generellt skulle räcka för att fånga förekommande fiskarter och för att få godtagbar precision på 0,10 CVM (variationskoefficient för medelvärde) i fångst per ansträngning (CPUE) inom djupstrata. För svensk miljöövervakning är det kanske mest intressant att undersöka hur precisionen minskar om nätinsatsen reduceras i de lite större och djupare sjöar som idag provfiskas med 24-48 bottennät. I praktiken handlar det om nio av 15 sjöar som provfiskas varje år och 16 av 30 sjöar som fiskas vart sjätte år (Holmgren 2021).

Som en besparingsåtgärd minskades provfiskefrekvensen från varje till vart annat år i IKEU-programmets kalkade sjöar och okalkade referenssjöar från och med 2013. Sedan dess är det bara programmets sjöar med avslutad kalkning som provfiskas varje år. Ändringen motiverades lite godtyckligt med att det inte händer så mycket mellan år varken i de kalkade sjöarna eller i de okalkade referenssjöarna. I efterhand gjordes en del åldersbaserade analyser av tidsserier, baserade på prover tagna udda och jämna år, utöver de vanliga analyserna av prover från varje år (beskrivet i Holmgren 2021). Olika typer av rekryteringsindex kunde beräknas för varje enskild årsklass som hade rekryterats de senaste åren, och det även om beräkningarna baserades på åldersprover tagna vart annat år. Det gäller även en del mått på tillväxt, t.ex. abborrens tillbakaräknade storlek efter den första tillväxtsången (se exempel i Holmgren 2021). Minskning av provfiskefrekvensen från varje till vart annat år är förstås också ett alternativ som bör övervägas för några eller alla av de 15 trendsjöarna i miljöövervakningen som idag provfiskas varje år. Fördelen med lägre kostnad för provtagning per sjö och sexårsperiod, och lägre antal dödade fiskar, bör i så fall först vägas mot ökad osäkerhet i övervakningen av både mellanårsvariation och förändringar över tid.

Vid den tidigare revideringen av fiskövervakningen på kusten (Appelberg m.fl. 2020b) lade författarna rätt stor vikt vid att försöka minska kostnader för åldersprovtagning av abborre. Slutsatsen blev att antalet prover kunde reduceras till ca 10 individer/cm-klass, vilket skulle spara in i genomsnitt drygt 100 prover/ år och provfiske. Något sådant försök till optimering var inte aktuellt i det

föreliggande arbetet om miljöövervakningens trendsjöar. Där tar vi vanligtvis bara 70 prover per dominerande fiskart och provfiske, och det redan låga antalet prover ger inte utrymme för någon nedskärning.

Kostnaden för att planera, genomföra och leverera data från ett provfiske utgörs till största delen av löner, traktamenten och andra reskostnader (Havs- och vattenmyndigheten 2016). Från miljöövervakningen har vi många års erfarenhet av att uppskatta tidsåtgång för de många olika arbetsmoment som ingår i fältarbetet, inklusive direkt inmatning av data på fältdatorer. Undantaget är åldersbestämning som görs i laboratorium. Tidsåtgången för vissa arbetsmoment beror på sjöns storlek och geografiska isolering. Andra moment påverkas av den mängd fisk som i genomsnitt fångas, och hur många ålderprover som bör tas, vid provfiske i den aktuella sjön. Den totalt uppskattade tidsåtgången i timmar för en given sjö räknas om till antal fältdagar för ett provfiskelag på två personer. I miljöövervakningens trendsjöar varierar det idag från en till sex nätters nätläggning per sjö. Provfiskelagens scheman planeras i förväg, inklusive hur många nät som ska läggas olika dagar, och bokning av logi och hyra av båtar och provtagningslokaler i nära anslutning till respektive sjö.

Syftet med denna rapport är att beskriva konsekvenser för miljöövervakningen av om upplägget för provfisken i trendsjöarna modifieras. Projektet fokuserar på konsekvenser för kvaliteten på insamlade data genom;

1. ett minskat antal lagda nät vid ett givet provfiske,
2. en minskad frekvens till vart annat år för sjöar som provfiskas varje år.

För punkt 1 analyserades data från tidsserien i en av sjöarna med hjälp av en procedur med slumpmässiga urval av nät inom olika djupstrata, för att visa hur precisionen i årliga mätvärden hade minskat om vi hade lagt färre nät. Tanken var att senare kunna upprepa analyser för fler sjöar som idag provfiskas med minst 24 bottennät per provfiske. För punkt 2 analyserades data från alla sjöar som nu provfiskas varje år. Här låg fokus på om vi hade kunnat upptäcka samma förändringar över tid med provfisken vart annat som med varje år, och om vi med provtagning vart annat år skulle ha upptäckt samma svaga och starka årsklasser av dominerande fiskarter som med prover från varje år. Vi försökte också beskriva hur kostnader i form av tidsåtgång för fältarbetet per sjö och totalt skulle minska om vi kan lägga färre nät per provfiske och per sexårsperiod.

2. Material och metoder

2.1. Dataunderlag

Vi utgick från tidigare erfarenheter (Holmgren 2021) och dataserier från provfiskeri i miljöövervakningens trendsjöar under perioden 1994-2021. Det handlar om fiskarters abundans, de fiskindex (EQR8, AindexW5 och EindexW3) som används vid bedömning av ekologisk status, och de indikatorer som indexen består av (Havs- och vattenmyndigheten 2018, Tabell 1). Vi använde datavärdens beräknade värden för data som hade levererats till provfiskeridatabasen NORS. De aktuella sjöarna och nuvarande nätansträngning är listade i Tabell 2.

Tabell 1: Indikatorer i fiskindexen EQR8, AindexW5 och EindexW3. Typ står för parametertyp (se fotnot). Kolumnerna surhet och eutrofi visar riktningen på indikatorernas avvikelser från referensvärden, i sura respektive eutrofa sjöar.

Index	Indikator	Kod	Typ*	Surhet	Eutrofi
EQR8	Antal inhemska fiskarter	Niart	1	-	+
	Artdiversitet: Simpson's D (antal)	SDn	1	-	
	Artdiversitet: Simpson's D (biomassa)	SDw	1	-	+
	Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar (biomassa)	Andpis	1	+	
	Kvot abborre / karpfiskar (biomassa)	AbCyW	1		-
	Relativ biomassa av inhemska fiskarter	Wart	2	-	+
	Relativt antal individer av inhemska fiskarter	Niind	2	-	+
	Medelvikt i totala fångsten	MeanW	3		-
AindexW5	Antal fiskarter	Narter	1	-	
	Andel karpfiskar (biomassa)	pCyp	1	-	
	Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar (biomassa)	pPiscPerc	1	+	inte relevant
	NPUE _{mört} : antal mört/nät	NpueMört	2	-	
	Geometrisk medellängd av mört	GmlMört	3	+	
EindexW3	Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar (biomassa)	pPiscPerc	1		-
	NPUE: totalt antal fiskar /nät	NpueTot	2	inte relevant	+
	Geometrisk medellängd av abborre	GmlAbb	3		-

* 1 = artsammansättning, 2 = abundans, 3 = åldersstruktur

Tabell 2: Programmets sjöar listade från söder till norr. För varje sjö anges frekvens, sjöns area, maxdjup, medeldjup och andelar av sjöns area i olika djupintervall. Antal nät anges för bottensatta (B-nät) och pelagiska nät (P-nät), för bottennäten totalt och per djupintervall. Antal fältdagar anges per provfiske och 6-årsperiod. Årligt provfiske markeras i gult (ljusare för fyra sjöar med kortare tidsserier). I djupintervall med andelar i fetstil läggs idag inga nät.

VattenID	Namn	Frekvens	Sjöns area (ha)	Maxdjup (m)	Medeldjup (m)	% Djup 0-3 m	% Djup 3-6 m	% Djup 6-12 m	% Djup 12-20 m	% Djup 20-35 m	% Djup 35-50 m	NB-nät (per djup inom parentes)	N P-nät	Fältdagar	Fältdagar (6 år)
615365-134524	Havgårdssjön	1/6	53	5,1	2,9	48	52					16 (8 + 8)	0	7	7
615375-137087	Krageholmssjön	1/6	209	8,2	4,5	22	55	23				24 (8 + 8 + 8)	0	7	7
617797-135339	Krankesjön	1/6	339	3,0	0,7	100						24 (24)	0	7	7
623624-141149	Bäen	1/6	65	8,4	3,1	50	46	4				24 (10 + 10 + 4)	0	3	3
624038-143063	Örsjön	1/6	19	9,0	3,3	50	42	9				8 (3 + 3 + 2)	0	2	2
627443-149526	Brunnsjön	1	10	13,0	5,3	31	28	41				8 (3 + 3 + 2)	2	2	12
628606-133205	Stora Skärsjön	1	32	11,7	4,0	41	32	27				16 (5 + 6 + 5)	2	4	24
632231-136476	Harasjön	1/6	56	10,0	2,5	74	19	7				16 (10 + 4 + 2)	0	3	3
632515-146675	Hjärtsjön	1/6	128	6,2	3,5	45	53	2				16 (8 + 8)	0	4	4
633025-142267	Fiolen	1	156	10,0	3,9	42	36	22				24 (8 + 8 + 8)	2	5	30
633344-130068	Skärsjön	1/6	301	22,0	10,2	14	17	28	36	4		40 (10 + 10 + 10 + 10)	6	9	9
633989-140731	Ålgarydssjön	1/6	34	7,0	1,4	87	12	1				8 (4 + 4)	0	2	2
635878-137392	Hagasjön	1/6	12	9,8	4,1	40	37	23				8 (3 + 3 + 2)	0	2	2
637121-151366	Tängersjö	1/6	11	9,0	3,1	56	34	10				8 (3 + 3 + 2)	0	2	2
642489-151724	Allgjuten	1	17	38,4	11,6	25	15	25	15	17	4	24 (6 + 5 + 5 + 4 + 4)	6	5	30
646293-126302	Granvattnet	1/6	18	3,0	1,6	100						8 (8)	0	3	3
650061-142276	Humsjön	1/6	25	13,0	4,5	41	32	27	0			16 (5 + 6 + 5)	2	4	4
651573-152481	Skärgölen	1/6	17	13,0	7,1	18	20	51	11			16 (4 + 4 + 4 + 4)	4	4	4
652707-159032	Björken	1/6	137	23,0	12,5	10	8	24	48	10		40 (7 + 7 + 10 + 8 + 8)	6	6	6
652902-125783	Rotehogstjärnen	1	15	8,9	3,6	51	25	24				8 (3 + 3 + 2)	0	2	12
655587-158869	Stora Envättern	1	38	11,0	5,4	30	24	46				16 (5 + 6 + 5)	2	4	24
655863-129783	Västra Solsjön	1/6	187	40,9	12,1	17	19	25	19	15	5	40 (7 + 7 + 10 + 6 + 6 + 4)	10	6	6
658086-130264	Bysjön	1	123	12,0	6,2	22	25	53				24 (8 + 8 + 8)	2	5	30
660688-164478	Tärnan	1/6	105	12,0	4,3	31	42	27				24 (8 + 8 + 8)	2	5	5
661521-130182	Ulvsjön	1/6	52	31,0	9,2	27	21	23	16	13		32 (7 + 7 + 9 + 6 + 3)	8	5	5
663532-148571	Övre Skärsjön	1	179	31,8	6,0	34	40	13	8	6		40 (10 + 10 + 8 + 6 + 6)	8	5	30
664197-149337	Dagarn	1	176	13,6	4,7	29	43	27	1			24 (8 + 8 + 6 + 2)	2	5	30
665175-157559	Siggeforasjön	1/6	72	10,9	4,5	34	41	25				24 (8 + 8 + 8)	0	4	4
672729-138082	Gipsjön	1/6	67	14,0	4,9	36	31	32	1			24 (8 + 8 + 8)	2	3	3
683673-154083	Stensjön	1	54	10,6	4,8	30	33	37				24 (8 + 8 + 8)	2	5	30
690617-134197	Övre Fjättsjön	1/6	87	15,0	4,3	42	36	21	1			24 (7 + 7 + 5 + 5)	4	4	4
691365-156127	Väster-Rännöbodsjön	1/6	48	20,0	6,2	41	18	20	21			16 (5 + 5 + 3 + 3)	4	4	4
695220-143383	Stor-Backsjön	1/6	206	6,0	2,3	75	25					16 (8 + 8)	0	4	4
698918-158665	Valasjön	1/6	200	25,0	8,4	28	15	26	27	3		40 (7 + 7 + 10 + 8 + 8)	8	6	6
704955-159090	Hällvattnet	1/6	689	47,0	13,5	15	10	24	31	17	3	48 (10 + 10 + 9 + 9 + 6 + 4)	12	6	6
706083-132287	Stor-Björnsjön	1	45	15,0	4,7	42	29	25	4			16 (4 + 4 + 4 + 4)	4	3	18
708512-152086	Degervattnet	1	166	18,0	6,7	24	22	44	10			32 (8 + 8 + 8 + 8)	4	6	36
708619-162132	Remmarsjön	1	131	13,7	5,3	39	19	35	7			32 (8 + 8 + 8 + 8)	4	5	30
713404-172465	Bjännsjön	1/6	48	4,0	1,7	89	11					8 (5 + 3)	0	3	3
716717-158596	Stor-Arasjön	1/6	730	22,0	7,3	24	25	34	16	1		40 (10 + 10 + 10 + 10)	6	6	6
728744-162653	Vuolgamjaure	1/6	203	15,0	4,1	50	27	21	2			32 (8 + 8 + 8 + 8)	4	6	6
741340-153576	Njalakjaure	1/6	35	20,0	5,8	34	25	34	7			16 (5 + 5 + 3 + 3)	4	3	3
742829-183168	Pahajärvi	1/6	132	14,0	3,9	41	46	12	1			24 (7 + 7 + 5 + 5)	2	5	5
744629-167999	Jutsajaure	1	112	9,0	1,9	86	14	0				16 (10 + 4 + 2)	0	3	18
758208-161749	Abiskojaure	1	282	35,0	12,8	20	12	17	31	20		48 (10 + 10 + 10 + 10 + 8)	10	6	36

För sjöar med årliga provfisken beräknade vi också rekryteringsindex för abborre, mört, nors, sik och siklöja (som i Holmgren 2013), och abborrens tillbakaräknade längd efter den första tillväxtsången (som i Jeppesen m.fl. 2012). Sist men inte minst använde vi tidigare kostnadskalkyler, för att uppskatta hur mycket tid som kan frigöras om provfiskeansträngningen minskas på olika sätt. Mer specifika dataurval för olika typer av analyser beskrivs längre ner.

2.2. Konsekvenser av färre nät per sjö och provfiske?

Ett första delprojekt handlade om möjligheten frigöra tid och minska dödande av fisk genom att lägga färre nät per djupstratum och därmed också färre nät totalt vid ett specifikt provfiske. Hur mycket standardinsatsen kan minskas beror på hur stor kvalitetsminskning på insamlade data som kan accepteras. Vi försökte svara på frågan;

- Skulle vi ha upptäckt samma skillnader mellan de mest extrema mätvärdena i en tidsserie med färre nät än med den nuvarande nätansträngningen?
- Hur mycket försämras precisionen med olika minskning av antal nät?

Frågorna är intressanta, eftersom de flesta sjöar i nationell och regional övervakning provfiskas med mycket glesare än årlig frekvens. Då är det viktigt att särskilja mätosäkerheten från effekter av skillnader i miljön mellan undersökta år. Tidsbrist begränsade övningen till data från en sjö med många provfisken, där standardinsatsen är jämnt fördelad mellan sjöns djupintervall. Av tre sjöar som uppfyllde kriteriet valdes Stensjön i Hälsingland (vattenid = 683673-154083) som ett godtyckligt räkneexempel. Sjön provfiskas normalt med 24 bottennät per år, med åtta nät vardera i tre djupstrata (0-3, 3-6 och 6-12 m). Med ett maxdjup på 10,6 m blir det djupaste stratomet i praktiken 6-10,6 m. De tre djupintervallen utgör 30, 33 respektive 37 % av sjöns area (Tabell 2).

Dataurvalet från Stensjön omfattade fångster av fisk på alla enskilda bottennät satta under åren 1994-2021 (28 år). Under 23 av 28 provfiskeår i Stensjön fördelades de 24 bottennäten precis enligt instruktionen om åtta bottennät per djupstratum. Åren 2000, 2016, 2018 och 2021 hamnade enstaka nät helt eller delvis på fel sida om de angivna djupintervallen. År 2017 försvann ett av näten på 3-6 m djup, så att det totalt blev 23 nät detta år. Fångsterna på varje nät angavs som antal individer och biomassa (g), per fångad fiskart och totalt. I Stensjön handlar det om fångster av abborre och mört i de flesta näten, mer sporadiska fångster av enstaka gäddor, och en enda lake som fångades 1999. Vi använde också individuella mätningar av längd (mm) för alla abborrar och mörtar. Tillsammans är det data som behövs för att beräkna alla de delparametrar som ingår i minst ett av de tre multimetriska fiskindex som används i bedömning av ekologisk status enligt Havs- och vattenmyndigheten (2018, Tabell 1).

I Stensjön handlar det om beräkning av observerade värden av tolv indikatorer, snarare än de 15 som har egna koder i Tabell 1. I denna sjö finns bara inhemska fiskarter. Därför blir det ingen skillnad i observerade värden mellan EQR8-indikatorn Niart och AindexW5-indikatorn Narter, och inte heller mellan EQR8-indikatorn Niind och EindexW3-indikatorn NpueTot. Det är inte heller någon skillnad i beräkningen av observerade värden för EQR8-indikatorn AndPis och pPiscPerc i de andra två indexen. För att kunna göra beräkning av längdbaserade delparametrar på olika urval av nät, så behövde vi tillfälligt skapa följande variabler för varje nät (utöver antal och biomassa, per fiskart och totalt);

- Lg10Labbo = medelvärdet av log10-transformerad längd (mm) för alla abborrar,
- Lg10Lmört = medelvärdet av log10-transformerad längd för alla mörtar,
- BpiscAbbB = uppskattad biomassa (g) av potentiellt fiskätande abborrar, baserat på enskilda abborrars längdberoende sannolikhet för att vara fiskätande (Holmgren m.fl. 2007).

Beräkningen av BpiscAbbB, och följaktligen indikatorn pPiscPerc, modifierades en aning jämfört med hur datavärden gör sina standardiserade beräkningar. Skillnaden var att vi i första hand använde vägningar i fält av åldersbestämda individer, medan datavärden alltid uppskattar individvikter utifrån ett generellt framtaget längd-viktförhållande. Modifieringen påverkar bara värden på pPiscPerch sedan år 2014, då datainmatning i fält möjliggjorde en direkt koppling mellan åldersprovtagna individers längd och vikt i den nationella databasen NORS.

Vi utgick från R-script som användes i den tidigare revisionen av övervakningen av fisk i kustvatten (Appelberg m.fl. 2020b), men nu modifierat för att beräkna osäkerhet i de indikatorer som används i bedömning av ekologisk status för fisk i sjöar. Syftet var att analysera variation i fångster i slumpmässiga urval av enskilda nät i tidigare insamlade dataserier, och där antalet nät som väljs ut per djupstratum kan varieras. R-skripten skulle inkludera beräkningar och illustrationer av hur olika spridningsmått varierar med antalet använda nät per djupstratum.

I steg 1 skapades en R-procedur (Bilaga 1) för att för varje provfiskeår beräkna artspezifisk fångst per ansträngning (Npue för antal, Bpue för biomassa) och alla indikatorer i Tabell 1. Vid beräkningen användes en Excel-tabell med ovan nämnda variabler och en rad med data från varje nät och provfiskeår. Resultaten kontrollerades genom att jämföra med datavärdens motsvarande beräkningar i statistikprogrammet SPSS.

I steg 2 gjordes ett slumpmässigt urval (med återläggning) av åtta nät per djupstratum och år, ett så kallat bootstrap-replikat. Det motiverades av att de fasta (eller åtminstone semipermanenta) nätplatserna ursprungligen var utslumpade inom respektive djupstratum, så att den totala nätansträngningen kan viktas ihop till ett representativt mått för hela sjön. Npue, Bpue och andra indikatorer beräknades för varje replikat (av $3 \times 8 = 24$ nät) och proceduren upprepades 10000 gånger. Därefter

beräknades medelvärde, relativt standardfel (RSE) och 95 % konfidensintervall för varje fördelning av bootstrap-replikat det vill säga en fördelning per indikator och år (bootstrap-prov). För nedre och övre gränser i konfidensintervallen användes de 2,5-e och 97,5-e percentilerna i varje fördelning. Den generella osäkerheten för varje indikator utvärderades genom analys av percentiler av RSE, för alla bootstrap-prov över alla år. Här användes 5-e, 50-e och 95-e percentiler av RSE som övergripande kvantitativa mått på osäkerhet ($N = 28 \times 10000 = 280\,000$ bootstrap-fördelningar). RSE bör generellt vara mindre än 25 %, för att ge chans att upptäcka en fördubbling eller halvering av indikatorvärden mellan olika år, och mindre än 12,5 % för att ge chans att upptäcka 50 % skillnad mellan år. Resultat från steg 2 användes för att se om vi med den nuvarande nätansträngningen kunde upptäcka skillnader i indikatorvärden mellan år i exemplet Stensjön, men en formell analys av statistisk styrka för att upptäcka definierade skillnader låg utanför ramen för denna studie.

Det tredje steget syftade till att ge praktisk insikt om effekten av att reducera den årliga nätansträngningen per djupstratum och därmed per år. Resultaten från steg 2 användes som måttstock för att se hur mycket svårare det skulle ha varit att upptäcka skillnader mellan år om vi hade lagt färre nät än vi gjorde i exemplet Stensjön. Vi upprepade därför alla delar i steg 2, med alternativen sju, sex, fem eller fyra nät per djupstratum och år, och jämförde med resultaten för den nuvarande nätansträngningen. Vi noterade om några indikatorer hade hög (RSE > 12,5 %) eller mycket hög osäkerhet (RSE > 25 %) redan med nuvarande nätinsats, och om osäkerheten skulle ha blivit mer än 5 %-enheter högre med färre nät än med nuvarande nätinsats. Liksom i steg 2 användes 95-% konfidensintervall av bootstrap-fördelningar för att illustrera möjligheten att upptäcka skillnader i indikatorvärden mellan år, men nu med olika alternativ av färre nät.

2.3. Konsekvenser av minskning till vart annat år?

Det andra undersökta alternativet till reduktion av fåltkostnader är om vi skulle minska provfiskefrekvensen från varje till vart annat år i några eller alla de 15 sjöar som idag provfiskas varje år. Data från dessa sjöar har tidigare använts för att testa om utvecklingen gick i en bestämd riktning, i form av monotont ökande eller minskande trender i olika fiskindikatorer över tid (Holmgren 2021). Nu undersökte vi konsekvenser av reducerad provfiskefrekvens genom att jämföra tidsserier av provfisken från jämna respektive ojämna år, med tidsserier från alla år sedan 1994. Här ville vi besvara följande frågor;

- Skulle provfisken vart annat år ha räckt för att upptäcka de trender över tid som vi kunde se i befintliga tidsserier från alla provfiskade år?
- Hur ofta får vi samma utfall av trendtester i tidsserier med provfiskedata och åldersprover från udda och jämna år?

Vi använde Kendall's tau för att testa monotona trender över tid (provfiskeår) i 15 sjöar, för fiskindexen EQR8, AindexW5 och EindexW3, och ingående delparametrar (Tabell 1), på samma sätt som i Holmgren (2021), med urval av data från provfisken utförda alla år, bara jämna respektive bara udda år.

På motsvarande sätt kördes alternativa tester av monotona trender i abborrens tillbakaräknade längd efter första året, vilket motsvarar årsungarnas tillväxt innan den första vintern. I detta fall användes data från analyserade åldersprover från 13 årligen fiskade sjöar där abborre förekommer. Abborrens ålder bestämdes med hjälp av både gällock och otoliter (se Holmgren 2013), och på gällocken mättes också avståndet från utgångspunkten till varje avslutad tillväxtsång (annulus). Längden efter varje tillväxtsång uppskattades via tillbakaräkning enligt samma kvadratiske modell som i Holmgren & Appelberg (2001). Tillbakaräknad längd efter första året (L1, mm) sorterades ut för individer som var åldersbestämda till mellan ett och sex års ålder, för att åldersbestämningen kan bli mer osäker för äldre fiskar. Dessa åldersklasser betecknas som 1+ - 6+, eftersom fisken fångades mitt i pågående tillväxtsång. Abborrarna kategoriserades till födelseår. För varje sjö och födelseår sedan 1993 beräknades medelvärde, standardavvikelse (SD), minimum, median och maximum av L1. Beräkningarna gjordes med individer från alla provfiskeår, och separat från jämna respektive udda år. Alla beräknade mått användes i trendtester med Kendall's tau, där tidsvariabeln var födelseår istället för provfiskeår. Medelvärdena användes också i grafiska illustrationer.

Den genomsnittliga storleken hos enskilda fiskarter i ett provfiske minskar generellt med abundans i form av antal fiskar per nätansträngning (Arranz m.fl. 2016). Mellanårsvariation i abundans kan ofta spåras till variation i fiskarnas rekrytering och tillväxt. Styrkan hos enskilda årsklasser uppskattas bäst om prover tas från årliga provfisken, men åldersprover från provfisken vart annat år kan eventuellt också ge värdefull information om styrkan hos alla årsklasser under tidsserien. Det bygger på att många fiskar lever så länge att fiskar födda ett givet år kan fångas i flera provfisken (både jämna och udda år) efter födelseåret. Därför använde vi åldersbestämda fiskar för att testa i vilken grad extremt starka respektive svaga årsklasser kan upptäckas via data från jämna och udda år, jämfört med vad vi har sett med data från årliga provfisken (Holmgren 2013, Appelberg m.fl. 2021a). Rekryteringsindex (RI) beräknades för abborre (tio sjöar), mört (nio sjöar), nors (en sjö), siklöja (en sjö) och sik (tre sjöar). Urvalet var de sjöar där det fanns insamlade ålderprover från varje år sedan 1994 av de nämnda fiskarterna. Först uppskattades abundansen för varje kombination av provfiskeår, fiskart och ålder, via storleksfördelning och längd-åldersnyckel för enskilda provfisken (Holmgren 2013). RI beräknades sedan genom att dividera medelabundans av varje årsklass vid tre åldrar, med motsvarande medelvärde för alla årsklasser i tidsserien. För abborre, mört och nors användes åldrarna 1+ - 3+, och för sik och siklöja användes 0+ - 2+, i de fullständiga dataserierna från provfisken varje år. Åldrarna betecknas

med ”+” för den oavslutade tillväxtsången när fisken fångas i provfiske under juli-augusti. För de reducerade dataurvalen, från jämna respektive udda år, baserades enskilda årsklassers RI på abundans vid antingen den första och tredje, eller bara den andra, av de ovan nämnda åldrarna. $RI > 2$ definierades som starka årsklasser, $RI < 0,5$ som svaga, och resterande värden som ordinära. Sedan beräknades antal och andel (%) ordinära, starka respektive svaga årsklasser i varje tidsserie baserade på data från alla års provfisken. Som mått på överensstämmelser mellan tidsserier från jämna respektive udda år, beräknades antal och andel av årsklasser på samma sida om medelabundansen (RI större eller mindre än 1), med samma kategori (ordinär, stark eller svag), med differens på en kategori (en ordinär och en extrem) och med differens på två kategorier (en stark och en svag).

2.4. Kostnader mätt som fältdagar

Fältarbetet schemaläggs under perioden 15 juli – 31 augusti, för provfiskelag som består av två personer. Varje lag får ett fältschema där det för varje datum anges vad som ska göras, inklusive packning av utrustning den första dagen, resor till och mellan sjöar och återställande av utrustningen den sista dagen. För övriga datum i fält anges vilken sjö de ska lägga ett specificerat antal nät för att arbetsbelastningen ska vara rimlig. Det innebär i genomsnitt en tio timmars arbetsdag per schemalagd dag. För förrättningar på mer än en vecka är även lediga dagar i fält schemalagda. Schemat utgår från beräkningsmodeller baserade på erfarenheter av tidigare provfisken. Sjöns area och djupförhållanden bestämmer hur många bottensatta och pelagiska nät som totalt bör läggas för att provfisket ska kunna räknas som standardiserat. Hur många nät som kan läggas per natt beror på förväntad fångst baserat på tidigare provfisken, på hur fångsten brukar fördelas mellan olika djupintervall, på antalet beställda åldersprover av olika arter, och eventuell annan provtagning. Transportsträckor till och på sjön behöver också tas med i tidsuppskattningen. Om sjön inte är provfiskad tidigare, används tillgänglig information om t.ex. artförekomst, siktdjup, näringsförhållanden och annan vattenkemi. Grundschemat ser ut så här:

- Dag 1 resa till sjön, förberedelser och nätläggning på eftermiddag-tidig kväll
- Dag 2 nätupptag på morgonen och provtagning av fångsten under dagen, ny nätläggning på kvällen o s v.

Vi använde enheten fältdagar i en hypotetisk utvärdering av ekonomiska konsekvenser av minskad tid i fält, där en fältdag är 10 timmars arbete för två personer. Utgångspunkten var nuvarande provfiskeprogram, där antalet fältdagar per sjö och provfiske varierar mellan två och sju (Tabell 2). Annan tid i provfiskelagens fältförrättningar är mer komplicerad att räkna med, eftersom det bland annat beror på totalt antal provfiskelag under en given fältsång.

I detta delprojekt hade vi velat besvara följande frågor;

- 1) Hur många fältdagar kan frigöras med färre nät per sjö och år?
- 2) Hur många fältdagar kan frigöras med glesare provfiskefrekvens?
- 3) Hur många fler trendsjöar kan vi med oförändrat antal fältdagar få in i en reviderad 6-årscykel?

För fråga 1 hade vi i praktiken bara ett konkret exempel (Stensjön) från delprojekt 1, där en fältdag skulle kunna sparas in om antalet bottennät per provfiske reduceras från 24 till 18. Antal fältdagar som kan frigöras ökar dock inte linjärt med minskning av antal nät per provfiske, eftersom tiden vid varje sjö beror på fler faktorer än antal lagda nät. Vi räknade ändå hypotetiskt med att antalet nät kan reduceras så att en fältdag frigörs i sjöar som idag provfiskas med minst 24 bottensatta nät under minst fyra fältdagar. För att på goda grunder besvara fråga 1, så behöver vi veta hur många nät som kan dras in utan att förlora möjligheten att upptäcka förändringar över tid och skillnader i fångster mellan extrema år i tidsserierna.

För att svara på fråga 2 valde vi att räkna med följande två alternativ till utglesning;

- 1) Vart annat år i de fyra sjöar som har kortast tidsserier med årligt provfiske,
- 2) Vart annat år i alla 15 sjöar med årligt provfiske.

Dagarn, Bysjön, Stor-Björnsjön och Degervattnet har bara haft årligt provfiske sedan 2007, och ytterligare elva sjöar har haft årligt provfiske sedan 1994 (Tabell 2). En halverad provfiskefrekvens kanske inte fullt ut halverar kostnaden per sjö om alla kostnader räknas in (planering, underhåll av utrustning etc.). En glesare provtagningsfrekvens kan exempelvis öka risken för att lokala kontaktpersoner för logi, båt och provtagningslokaler behöver bytas ut mellan provfisketillfällena, vilket kan innebära administrativa merkostnader. För att förenkla alternativa kostnads kalkyler, valde vi här att bara uppskatta alternativ tidsåtgång som antal fältdagar vid respektive sjö, exklusive resor till och från sjöarna.

Vår hypotes var att fältdagar per sexårscykel kan frigöras mer effektivt om frekvensen minskar från varje till vart annat år. Utan färdiga data om precisionsminskningar vid lägre nätansträngning i de flesta sjöar, så blir resultaten från detta delprojekt en räkneövning med diskussion kring hypotetiska exempel.

3. Resultat

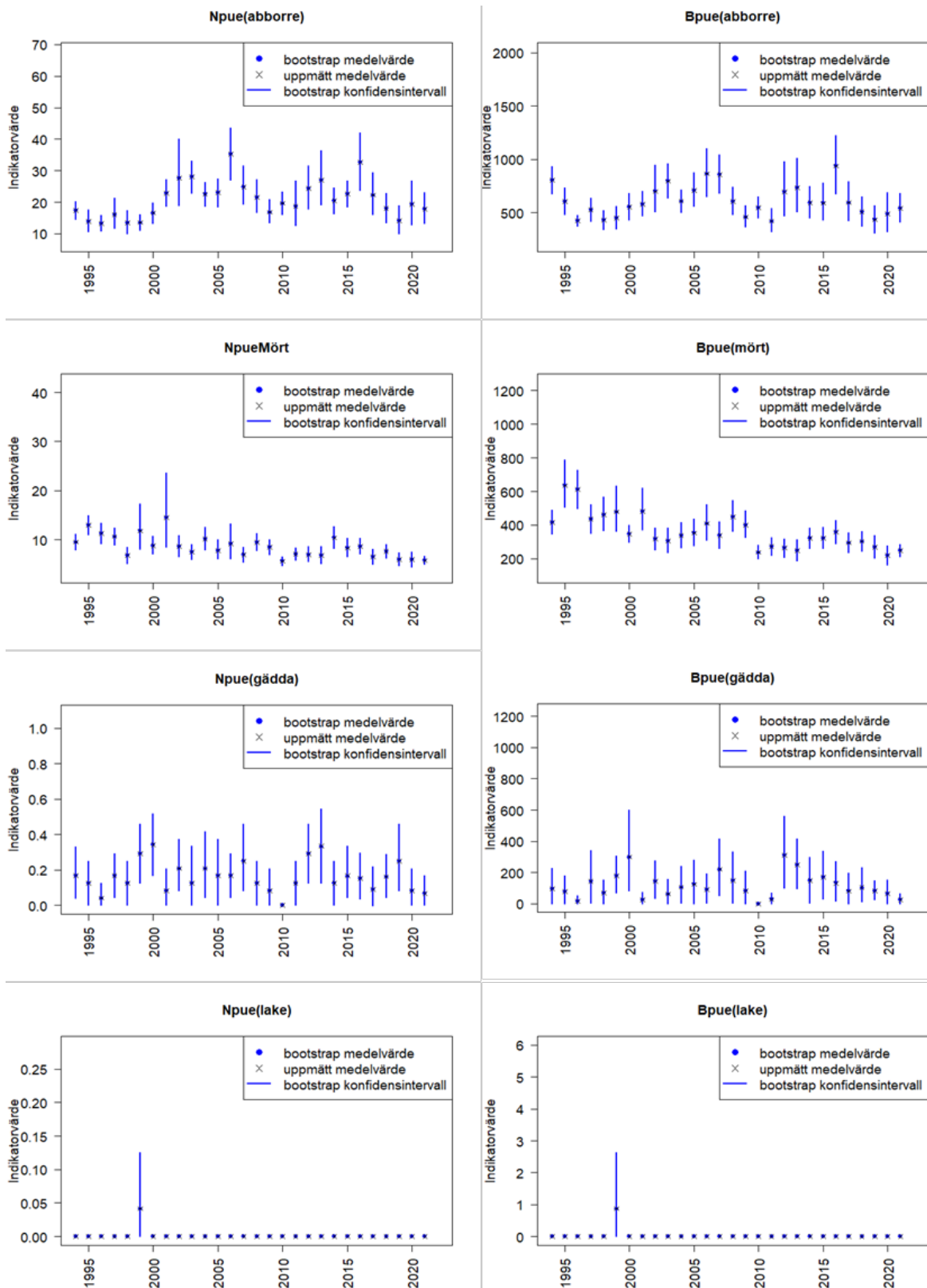
3.1. Osäkerhet med varierande antal nät

3.1.1. Osäkerhet med nuvarande nätansträngning i Stensjön

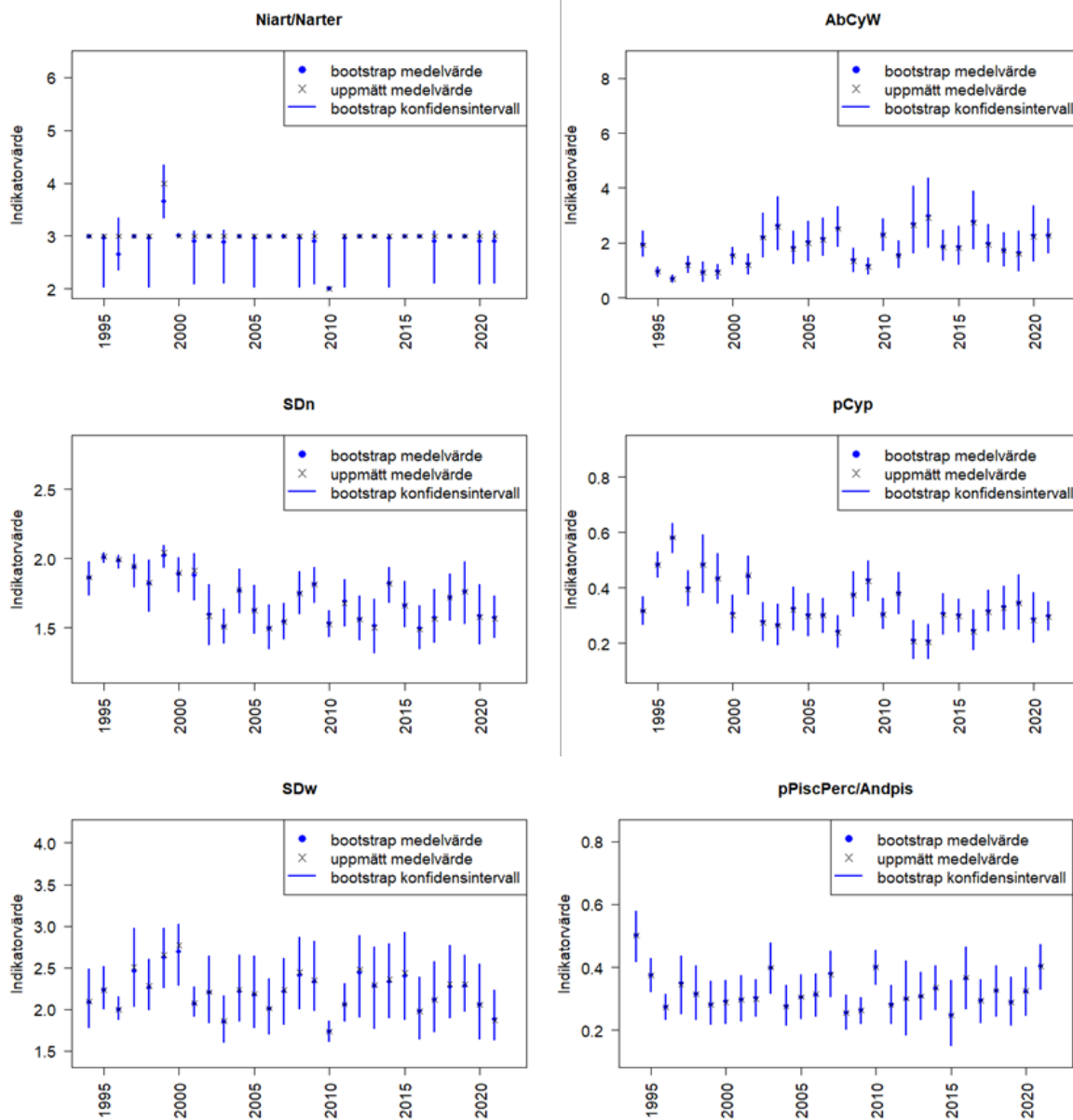
När näten under 23 av 28 år sattes helt enligt plan gav vår beräkningsprocedur med några undantag samma observerade indikatorvärden som datavärdens SPSS-procedur (Bilaga 2). Ett förväntat undantag var beräkningen av andel potentiellt fiskätande abborrfiskar (pPiscPerc) fr.o.m. år 2014, eftersom vi då till skillnad från datavärden använde uppmätta istället för uppskattade vikter för åldersprovtagna individer. Andra undantag var de geometriska medellängderna för abborre och mört, där avrundningsfel kan förklara avvikelser på maximalt 0,52 % från datavärdens beräkning. Avvikelse på 1-20 %-enheter (i genomsnitt 4,15 %) noterades för abundansindikatorer (Npue och Bpue) de fem år när näten inte hade fördelats helt jämnt mellan djupintervallen. Datavärden dividerade totala fångsten med antal nät, medan vår procedur gav samma vikt åt Npue och Bpue inom varje djupstratum.

Simuleringarna i steg 2 gav många exempel icke överlappande konfidensintervall mellan år för antal och biomassa per nät för de dominerande fiskarterna abborre och mört (Figur 1). Fångsten av abborre var relativt låg både i början och slutet av tidsserien, medan mörten minskade över tid. Det var som väntat svårt att upptäcka några skillnader mellan år för gädda (oftast enstaka individer i fångsten) och lake (en individ år 1999).

Med den nuvarande standardansträngningen på 24 nät i Stensjön är det också möjligt att särskilja år med höga respektive låga värden för elva av de tolv indikatorerna som ingår i minst ett av de tre fiskindex som ingår i bedömningsgrunder för ekologisk status (Figur 2 och Figur 3). Undantaget är antal fiskarter. Där var det observerade värdet tre, utom år 2020 när ingen gädda fångades och när en lake år 1999 resulterade i fyra fångade arter. Abborre och mört kom med i alla bootstrap-prov, eftersom båda arter fångades i samtliga 225 nät som under årens lopp hade lagts i djupintervallet 0-3 m.

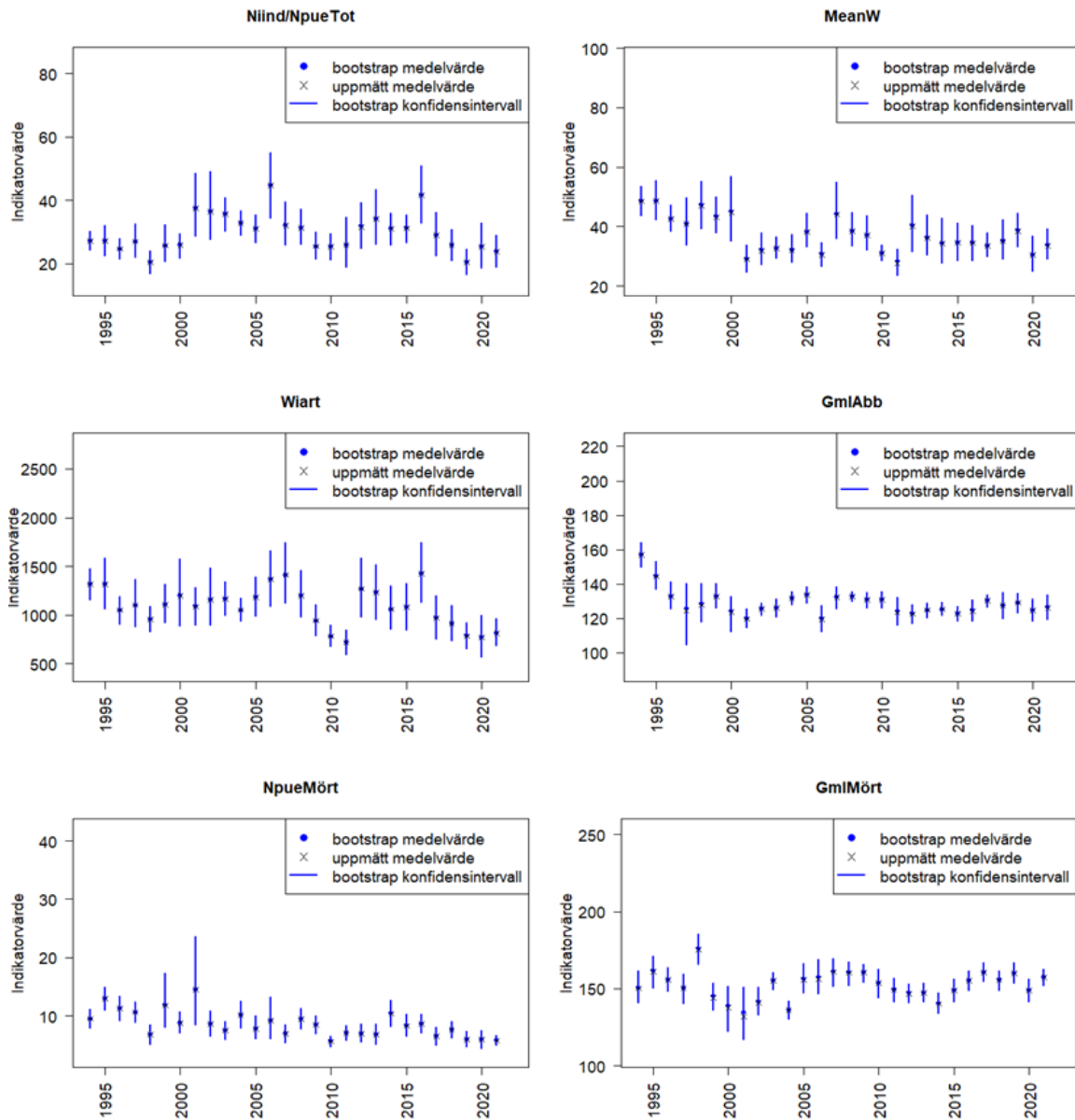


Figur 1. Tidsserier av antal (Npue) och biomassa per bottennät (Bpue) av abborre, mört, gädda och lake i Stensjön 1994-2021. I varje figur visas uppmätt medelvärde tillsammans med medelvärde och 95 % konfidensintervall av 10000 bootstrap-prov.



Figur 2. Tidsserier av sex indikatorer för artsammansättning, beräknade på provfiskefångster i Stensjön 1994-2021; Niart = Narter, SDn, SDw, AbCyW, pCyp och pPiscPerc = Andpis. Fullständiga indikatornamn finns i Tabell 1. I varje figur visas uppmätt medelvärde tillsammans med medelvärde och 95 % konfidensintervall av 10000 bootstrap-prov.

Simpson's diversitet baserad på antal individer (SDn) var högst i början av tidsserien, och minskade till en lägre nivå efter 2001. Det kunde kopplas till en ökad dominans av abborre (AbCyW), en minskad andel karpfiskar (pCyp) och en minskad abundans av mört (NpueMört). Den ökade dominansen av abborre ledde också till en minskad medelvikt i den totala fångsten (MeanW). De resterande indikatorerna varierade mellan år, men utan monotona förändringar över tid.



Figur 3. Tidsserier av tre indikatorer för abundans ($Niind = NpueTot$, $Wiart$ och $NpueMört$,) och tre för ålderstruktur (via storlek, $MeanW$, $GmlAbb$ och $GmlMört$), beräknade på provfiskefångster i Stensjön 1994-2021. Fullständiga indikatornamn finns i Tabell1. I varje figur visas uppmätt medelvärde tillsammans med medelvärde och 95 % konfidensintervall av 10000 bootstrap-prov.

3.1.2. Kvalitetsminskning med färre nät per djupintervall

De simulerade minskningarna av antal nät per djupintervall i Stensjön gav som väntat högre osäkerhet (mätt som RSE) jämfört med den nuvarande standardinsatsen på åtta bottennät per djupintervall (Tabell 3, Tabell 4). Konfidensintervallen kring indikatormedelvärden från enskilda år ökade med minskande antal nät per djupstratum (Figur 4, Bilaga 3, Bilaga 4). Med nuvarande nätansträngning var medianerna (50-e percentilerna) av RSE för tidsseriens alla bootstrap-prov acceptabla (< 12,5 %) för antal och biomassa per nät för de dominerande fiskarterna, men som väntat generellt högre för de mer sparsamt och sporadiskt fångade arterna gädda och lake (Tabell 3). Med reducerad nätansträngning ökade medianen av RSE direkt till > 12,5 % för abborre, men ner till 6 + 6 + 6 nät per djupintervall var RSE < 25 % i minst 95 % av bootstrap-proven för både abborre och mört.

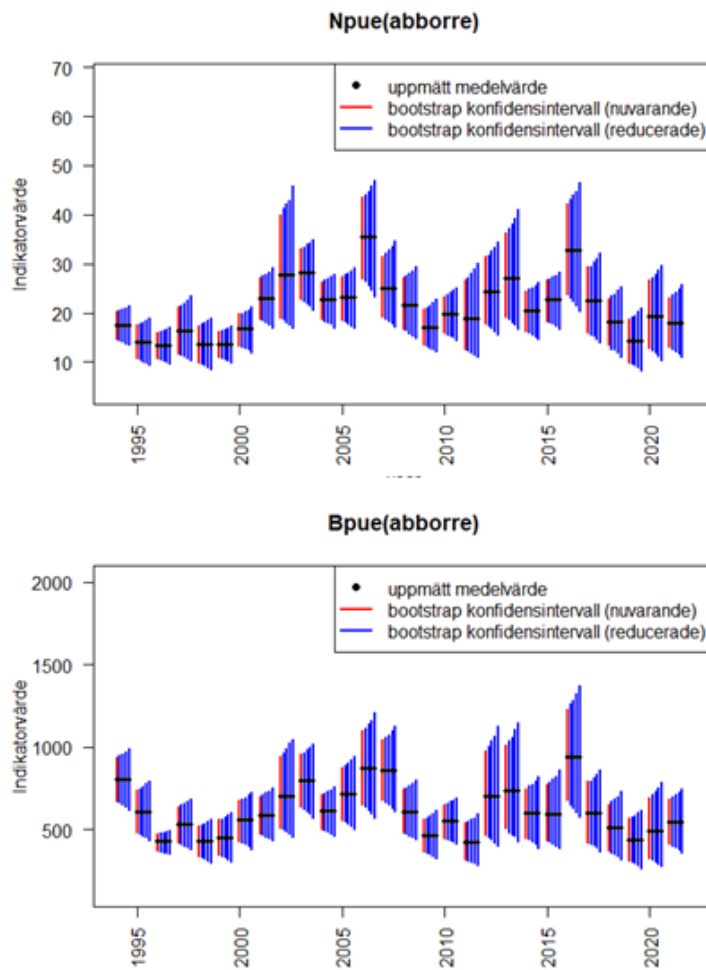
Tabell 3. Relativa standardfelet (RSE i %) för antal (Npue, övre halvan) och biomassa (Bpue, nedre halvan) per nätansträngning för abborre, mört, gädda och lake. RSE-värden i tabellen representerar 5-e, 50-e och 95-e percentilerna i fördelningen av alla bootstrap-prov (N = 280000, 10000 x 28 år i Stensjön). Övre raden är nuvarande nätfördelning (8+8+8 = 24 nät), där RSE > 12,5 % markeras i ljusgult och RSE > 25 % i klargult. Övriga rader är reducerade nätansträngningar. Blå färg visar RSE-värden som är maximalt 5 % högre än med nuvarande nätansträngning och rödgult markerar större skillnader.

Indikator	Npue abborre			Npue mört			Npue gädda			Npue lake		
	5%	50%	95%	5%	50%	95%	5%	50%	95%	5%	50%	95%
8+8+8	9,0	12,5	19,2	8,1	11,3	20,7	28,9	48,2	68,5	8,1	11,3	20,7
7+7+7	9,5	13,4	20,3	8,7	12,1	22,0	30,9	52,0	76,0	8,7	12,1	22,0
6+6+6	10,4	14,6	22,4	9,4	13,2	24,0	33,6	56,0	81,0	9,4	13,2	24,0
5+5+5	11,2	15,9	24,3	10,3	14,4	26,5	36,6	60,8	88,6	10,3	14,4	26,5
4+4+4	12,7	17,6	27,3	11,7	16,1	29,3	40,8	69,1	100,7	11,7	16,1	29,3

Indikator	Bpue abborre			Bpue mört			Bpue gädda			Bpue lake		
	5%	50%	95%	5%	50%	95%	5%	50%	95%	5%	50%	95%
8+8+8	8,6	11,9	18,7	8,2	10,5	13,6	35,6	56,0	87,5	93,9	93,9	93,9
7+7+7	9,1	12,7	20,0	8,7	11,2	14,7	37,9	60,5	96,0	101,3	101,3	101,3
6+6+6	9,9	13,6	21,8	9,4	12,1	15,9	41,3	65,1	103,4	106,9	106,9	106,9
5+5+5	10,8	15,1	23,7	10,4	13,2	17,3	45,1	71,5	113,4	118,4	118,4	118,4
4+4+4	12,1	16,7	26,6	11,4	14,8	19,3	50,3	79,6	127,7	132,7	132,7	132,7

Skillnader i både medelvärden och osäkerhet mellan år och nätansträngning kan t.ex. illustreras med data för antal och biomassa per nät av abborre (Figur 4). Med varierande konfidensintervall mellan år räcker det i detta fall ner till 4 + 4 + 4 nät per djupintervall för att undvika överlapp mellan en del av de mest extrema åren för antal per nät, t.ex. det låga antalet 1999 och det högsta antalet 2006. För andra skillnader mellan mer närliggande år (t.ex. 2004 och 2006) ger redan en reduktion till 7 + 7 + 7 nät per år överlappande konfidensintervall, och då behövs till exempel t-test för att avgöra om skillnaden ändå är signifikant. För biomassa per nät av

abborre var det redan med nuvarande nätinsats relativt fler år som hade överlappande konfidensintervall med den högsta noterade biomassan år 2006. Med reducerad nätinsats överlappade konfidensintervallen för allt fler år med låg uppmätt biomassa med något av de två åren med högst uppmätt medelvärde. På motsvarande sätt ledde reducerad nätinsats till att det blev allt svårare att se skillnader mellan antal och biomassa per nät av mört (Bilaga 3).’



Figur 4. Tidsserier av antal (*Npue*, överst) och biomassa per bottennät (*Npue*, nederst) av abborre, baserade på nuvarande och reducerade antal nät per djupintervall i Stensjön 1994-2021. I figuren visas uppmätt medelvärde tillsammans 95 % konfidensintervall av 10000 bootstrap-prov, för nuvarande 8 nät per djupintervall (rött) och reducerade antal 7, 6, 5 och 4 nät per djupintervall (blått).

Tabell 4. Relativa standardfelet (RSE i %) för indikatorer som ingår i de multimetriska indexen EQr8, AindexW5 och EindexW3. Indikatorernas koder beskrivs i Tabell 1. RSE-värden i tabellen representerar 5-e, 50-e och 95-e percentilerna i fördelningen av alla bootstrap-prov (N = 280000, 10000 x 28 år i Stensjön). Övre raden är nuvarande nätfördelning (8+8+8 = 24 nät), där RSE > 12,5 % markeras i gult. Övriga rader är reducerade nätansträngningar. Blå färg visar RSE-värden som är maximalt 5 % högre än med nuvarande nätansträngning och rödgult markerar större skillnader.

Indikator	Niart ≈ Narter			SDn			SDw			AbCyW		
	5%	50%	95%	5%	50%	95%	5%	50%	95%	5%	50%	95%
RSE	0,2	4,7	11,5	1,4	5,0	6,9	3,9	9,2	11,3	10,2	16,5	23,3
8+8+8	0,2	4,7	11,5	1,4	5,0	6,9	3,9	9,2	11,3	10,2	16,5	23,3
7+7+7	0,2	6,2	13,0	1,6	5,5	7,4	4,2	9,9	12,0	11,0	17,5	24,8
6+6+6	0,8	7,8	14,2	1,7	5,8	8,0	4,5	10,4	12,9	11,9	19,4	27,0
5+5+5	1,2	9,6	15,3	2,0	6,2	8,7	4,9	11,4	13,8	13,4	21,2	29,8
4+4+4	2,6	11,7	16,1	2,2	6,9	9,6	5,6	12,5	15,1	14,9	24,0	33,2

Indikator	pCyp			Andpis = pPiscPerc			Niind ≈ NpueTot			Wiart		
	5%	50%	95%	5%	50%	95%	5%	50%	95%	5%	50%	95%
RSE	6,0	11,2	15,8	7,4	11,9	18,0	6,3	9,8	14,9	6,4	10,1	13,8
8+8+8	6,0	11,2	15,8	7,4	11,9	18,0	6,3	9,8	14,9	6,4	10,1	13,8
7+7+7	6,5	12,1	17,3	7,9	12,8	19,3	6,7	10,8	15,9	6,8	10,9	14,5
6+6+6	6,9	13,1	18,9	8,5	13,6	20,8	7,3	11,7	17,2	7,4	11,8	15,5
5+5+5	7,6	14,4	20,6	9,3	14,9	22,9	8,0	12,7	18,9	8,1	12,9	17,1
4+4+4	8,4	16,0	22,9	10,6	16,6	25,3	8,9	14,2	21,1	8,9	14,3	19,0

Indikator	Npue mört			MeanW			GmlAbb			GmlMört		
	5%	50%	95%	5%	50%	95%	5%	50%	95%	5%	50%	95%
RSE	8,1	11,3	20,7	5,2	8,1	11,8	1,3	2,3	4,4	1,8	2,5	5,0
8+8+8	8,1	11,3	20,7	5,2	8,1	11,8	1,3	2,3	4,4	1,8	2,5	5,0
7+7+7	8,7	12,1	22,0	5,5	8,8	12,7	1,4	2,5	4,7	2,0	2,7	5,4
6+6+6	9,4	13,2	24,0	6,0	9,7	13,8	1,5	2,7	5,1	2,1	2,9	5,9
5+5+5	10,3	14,4	26,5	6,5	10,4	15,2	1,7	3,0	5,7	2,3	3,2	6,3
4+4+4	11,7	16,1	29,3	7,4	11,7	17,1	1,9	3,3	6,3	2,6	3,7	7,0

För de indikatorer som ingår i multimetriska fiskindex var medianer av RSE generellt lägre än 12,5 %, med undantag för kvoten av biomassa av abborre och karpfiskar (AbCyW, Tabell 4). Nätinsatsen kunde reduceras till sex eller fem nät per djupintervall innan 95-e percentilen av alla bootstrap-provens RSE översteg 25 %. Liksom för antal och biomassa av abborre och mört, ledde reducerad nätinsats till allt fler överlappande konfidensintervall mellan år för andra indikatorer relaterade till artsammansättning, abundans och åldersstruktur (Bilaga 4). De geometriska medellängderna av abborre och mört hade betydligt lägre RSE jämfört med andra indikatorer. Det är också önskvärt med tanke på att de relativa skillnaderna är betydligt mindre för längd än för antal, och att det därför är önskvärt att kunna upptäcka skillnader på betydligt mindre än 50 % mellan år.

3.2. Jämförelser mellan alla, jämna och udda år

3.2.1. Tidsserier av fiskindex och indikatorer

I korrelationstester med data från alla provfiskade år upptäcktes ökande eller minskande trender i något av fiskindexen i sju av 15 sjöar med årliga provfisken (Bilaga 5). Däremot fanns signifikanta trender i minst en av de ingående indikatorerna i alla sjöar utom Stor-Björnsjön. Totalt sett var det signifikanta trender över tid i 20 % av tidsserierna för fiskindex och i 23 % av tidsserierna för de ingående indikatorerna (Tabell 5).

Tabell 5. Översikt av resultat av trendtester från totalt 45 tidsserier för olika fiskindex (EQR8, AindexW5 och EindexW3) och totalt 217 tidsserier av enskilda indikatorer som ingår i de multimetriska indexen. Indikatorernas koder beskrivs i Tabell 1. I parenteserna efter indikatorkoderna anges i vilket eller vilka index de ingår i (A för AindexW5 och E för EindexW3). De flesta tabellvärdena är antal tidsserier med olika utfall i trendtester för alla år, eller jämförelser av testresultat mellan tidsserier av bara jämna eller udda år. Undantagen utgörs av två kolumner med andel i % av alla 45 respektive 217 testade trender och jämförelser. Resultat av tester i enskilda sjöar finns i Bilaga 5.

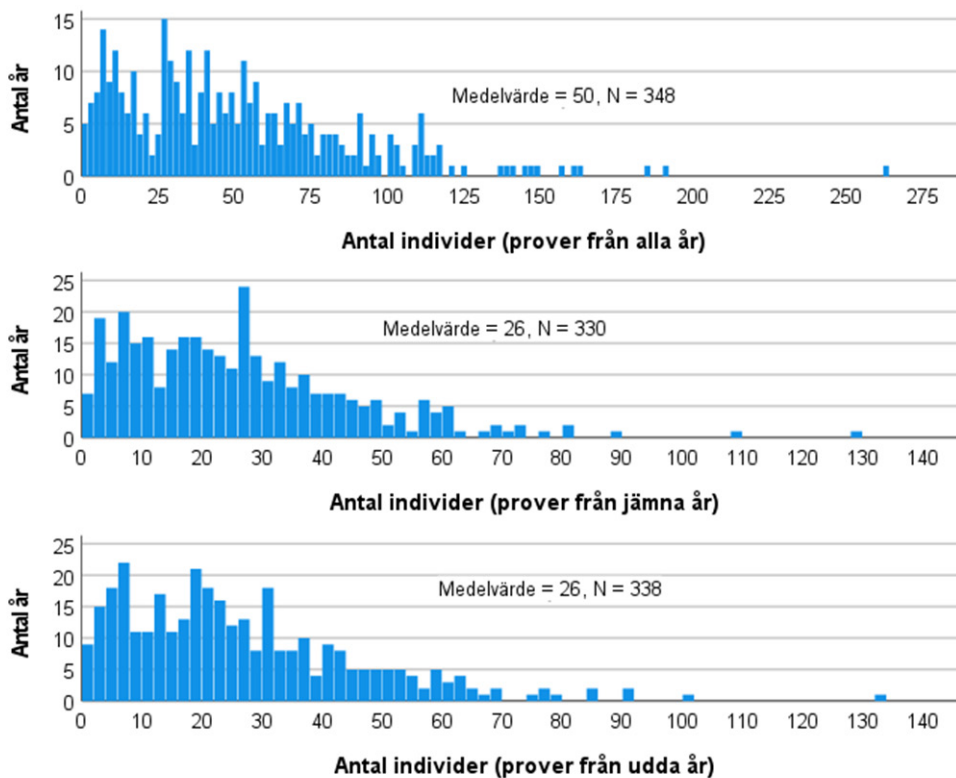
Utfall av trend eller jämförelse	EQR8					Summa indikatorer								Summa indikatorer								
	AindexW5	EindexW3	Summa index	% av indextester	Niart (EQR8)	SDn (EQR8)	SDw (EQR8)	AbCyW (EQR8)	Andpis (EQR8)	Wiart (EQR8)	Niind (EQR8)	MeanW (EQR8)	Narter (A)	pCyp (A)	pPiscPerc (A & E)	NpueTot (E)	NpueMört (A)	GmlMört (A)	GmlAbb (E)	Summa indikatorer	% av indikortester	
Ökande trend (alla år)	1	2	0	3	7	1	4	1	2	1	3	4	2	1	2	1	4	2	3	2	34	16
Minskande trend (alla år)	0	3	3	6	13	0	1	3	1	1	1	0	3	0	2	1	0	1	2	0	16	7
Icke signifikant trend (alla år)	14	10	12	36	80	14	10	11	10	11	11	11	10	14	11	13	11	12	8	11	168	77
Signifikant trend (alla år)	1	5	3	9	20	1	5	4	3	2	4	4	5	1	4	2	4	3	6	2	50	23
Signifikant trend jämna och udda år	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	1	0	0	0	0	1	4	2
Samma utfall jämna och udda år	11	11	12	34	76	12	11	12	7	9	11	12	12	12	13	11	12	11	8	13	166	76
Antal tidsserier	15	15	15	45	45	15	15	15	13	13	15	15	15	15	15	15	15	13	13	217	217	

Med provfiskedata från reducerade tidsserier var det generellt inte möjligt att upptäcka samma signifikanta trender över tid som i tidsserier med data från alla provfiskade år. Ingen av de nio signifikanta trenderna i tidsserier av fiskindex var signifikant i båda reducerade tidsserier från jämna eller udda år (Bilaga 5, Tabell 5), vilket kan bero på minskad styrka att upptäcka trender med färre mätpunkter i tidsserierna. Däremot blev det samstämmiga och signifikanta trender i fyra av de 50 tidsserier av enskilda indikatorer som hade signifikanta trender med data från alla år. Det handlade specifikt om ökande total fiskbiomassa (Wiart) och ökande medelvikt i den totala fångsten (MeanW) i Fiolen, om minskande andel karpfiskar (pCyp) i Stora Envättern och om abborrens minskande medellängd (GmlAbb) i Övre Skärsjön. Det vanligaste utfallet var icke signifikanta trender i båda

tidsserierna, från både jämna respektive udda år, oavsett om det fanns någon signifikant trend i tidsserien från alla år. Ibland stämde en signifikant trend i data från antingen udda eller jämna år överens med en signifikant trend med data från alla år, till exempel för antal fiskarter i Fiolen (Bilaga 5).

3.2.2. Tidsserier av abborrens längd efter första året

I de analyserade tidsserierna fanns det värden på abborrens tillbakaräknade längd efter första året (L1) för nästan varje födelseår sedan 1993. Det gäller även i reducerade urval av prover från antingen jämna eller udda provfiskeår, men då baseras medelvärden och andra mått på färre individer. I genomsnitt fanns det L1-värden från 50 abborrar per sjö och årsklass (födelseår) när prover från alla år inkluderades, jämfört med 26 individer för beräkningar baserade på prover från vart annat år (Figur 5). I enstaka fall baserades måtten på bara 1-2 individer per årsklass. Rekordet var 262 individer från årsklass 1996 i Jutsajaure, provtagna som 1-6-åringar 1997-2002.



Figur 5. Fördelningar av antal årsklasser (födelseår) på olika stickprovsstorlek av abborrar med uppskattad längd efter första året. Totalt analyserades 348 årsklasser i alla tidsserier från 13 sjöar, baserade på prover från alla år (överst), 330 från jämna år (mitten) och 338 från udda år (nederst). Klassbredden på staplarna är 2 individer.

Med åldersprover från alla år upptäcktes 23 signifikanta trender i 65 analyserade tidsserier av abborrens längd efter första året (Tabell 6, Bilaga 6), och i samtliga fall var det ökning över tid. Både medel- och medianvärdena ökade i sju av

sjöarna. I sex av sjöarna ökade även minimumvärdet, och i två sjöar ökade maxvärdet. I Bysjön ökade också variationen i längd mellan individer, mätt som en signifikant ökande standardavvikelse.

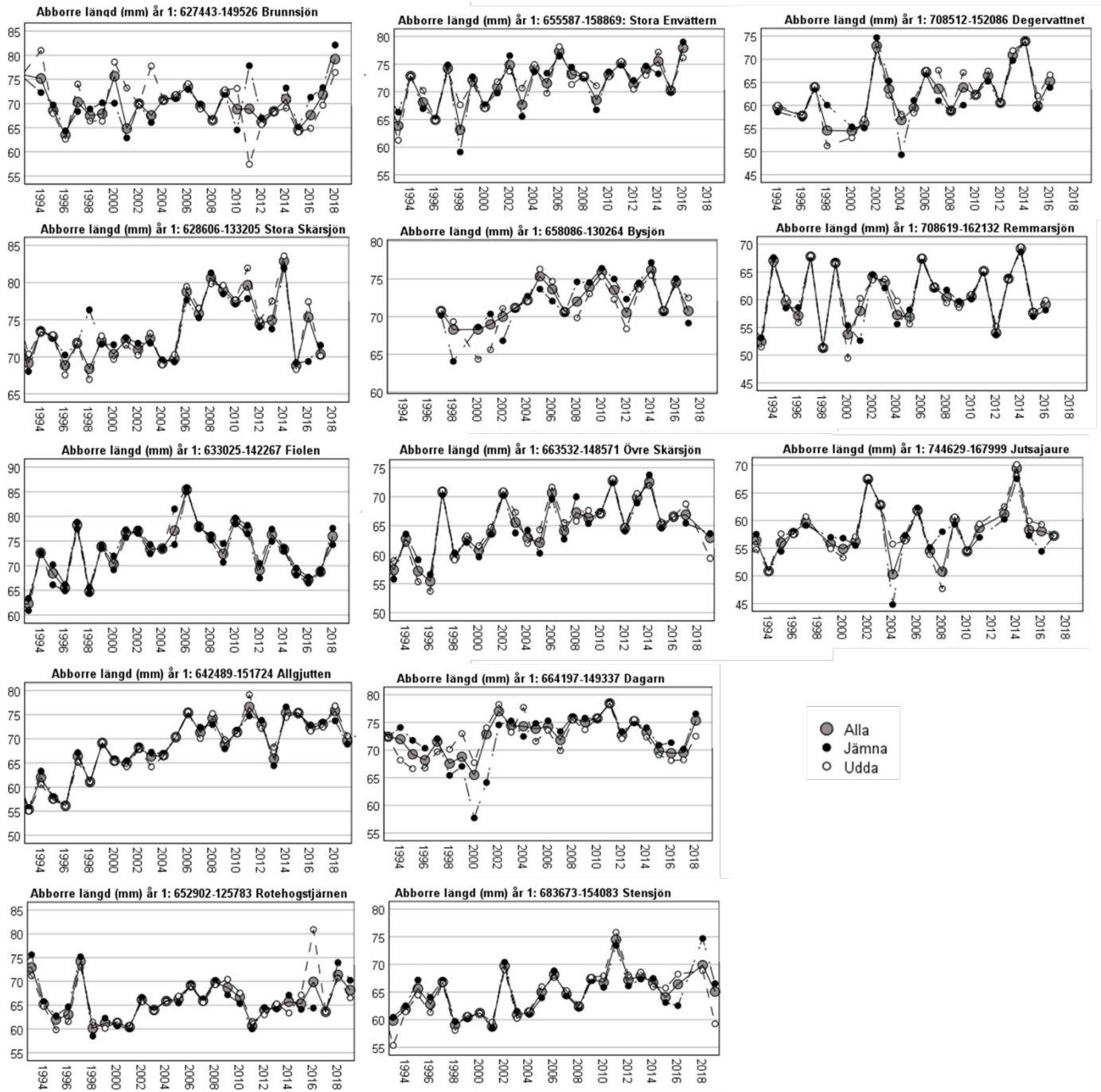
Tabell 6. Översikt av resultat av trendtester från totalt 65 tidsserier för olika mått på abborrens längd (mm) efter första året. De flesta tabellvärdena är antal tidsserier med olika utfall i trendtester för alla år, eller jämförelser av testresultat mellan tidsserier av bara jämna eller udda år. Undantaget utgörs av en kolumn med andel i % av alla 65 testade trender och jämförelser. Resultat av tester i enskilda sjöar finns i Bilaga 6.

Utfall av trend eller jämförelse	Medel-trend	SD-trend	Min-trend	Median-trend	Max-trend	Summa tidsserier	% av tidsserier
Ökande trend (alla år)	7	1	6	7	2	23	35
Minskande trend (alla år)	0	0	0	0	0	0	0
Icke signifikant trend (alla år)	6	12	7	6	11	42	65
Signifikant trend (alla år)	7	1	6	7	2	23	35
Signifikant trend jämna och udda år	3	0	4	5	2	14	22
Samma utfall jämna och udda år	7	9	10	9	12	47	72
Antal tidsserier	13	13	13	13	13	65	65

Drygt hälften av de signifikanta ökningarna (14 av 23) kunde också upptäckas med åldersprover tagna vart annat år, oavsett om analysen baserades på prover från udda eller jämna år. I de resterande fallen upptäcktes ökningen med prover från udda år, men inte med prover från jämna år (Bilaga 6). Den enda noterade minskningen var för standardavvikelsen i Remmarsjön, där prover från jämna år antydde en minskad variation i abborrens längd efter första året.

Åldersprover tagna vart annat år kan ofta ge ganska robusta uppskattningar av abborrens tillväxt det första året för enskilda födelseår, och osäkerheten skulle kunna minska ytterligare med fler åldersprover per provfiske om frekvensen reduceras till vart annat år. Det illustreras av att medellängderna av prover från jämna och udda år generellt avviker marginellt från medelvärdena av prover från alla år (Figur 6). I de flesta av sjöarna är variationen ofta mycket högre mellan närliggande födelseår än mellan olika provurval från samma födelseår. Ett undantag är abborren i den lilla, sura och bruna Brunnsjön. Där har fångsten av abborre alltid varit relativt låg. Det finns därför oftast färre än rekommenderade 70 åldersprover per år, som lägst bara 17 och 26 prover år 1995 och 1996. Endast 12 stycken 1-6 åriga abborrar kunde användas till beräkning av L1 för abborrar födda 1994, varav åtta från jämna och fyra från udda provfiskeår. Lågt antal åldersbestämda individer av andra svaga årsklasser kan förklara flera av de största skillnaderna mellan

urvalen av prover från jämna och udda år, både i Brunnsjön och andra sjöar, t.ex. födelseåren 2004 och 2008 i den mest nordligt belägna sjön Jutsajaure.



Figur 6. Tidsserier av abborrens medellängd (mm) efter första året, där tidsaxeln är födelseår. För varje sjö visas värden baserade på prover från alla år (gråa symboler), och separat för prover från jämna år (svarta symboler) och udda år (vita symboler). Sjöarna är sorterade kolumnvis från söder till norr.

3.2.3. Rekryteringsindex

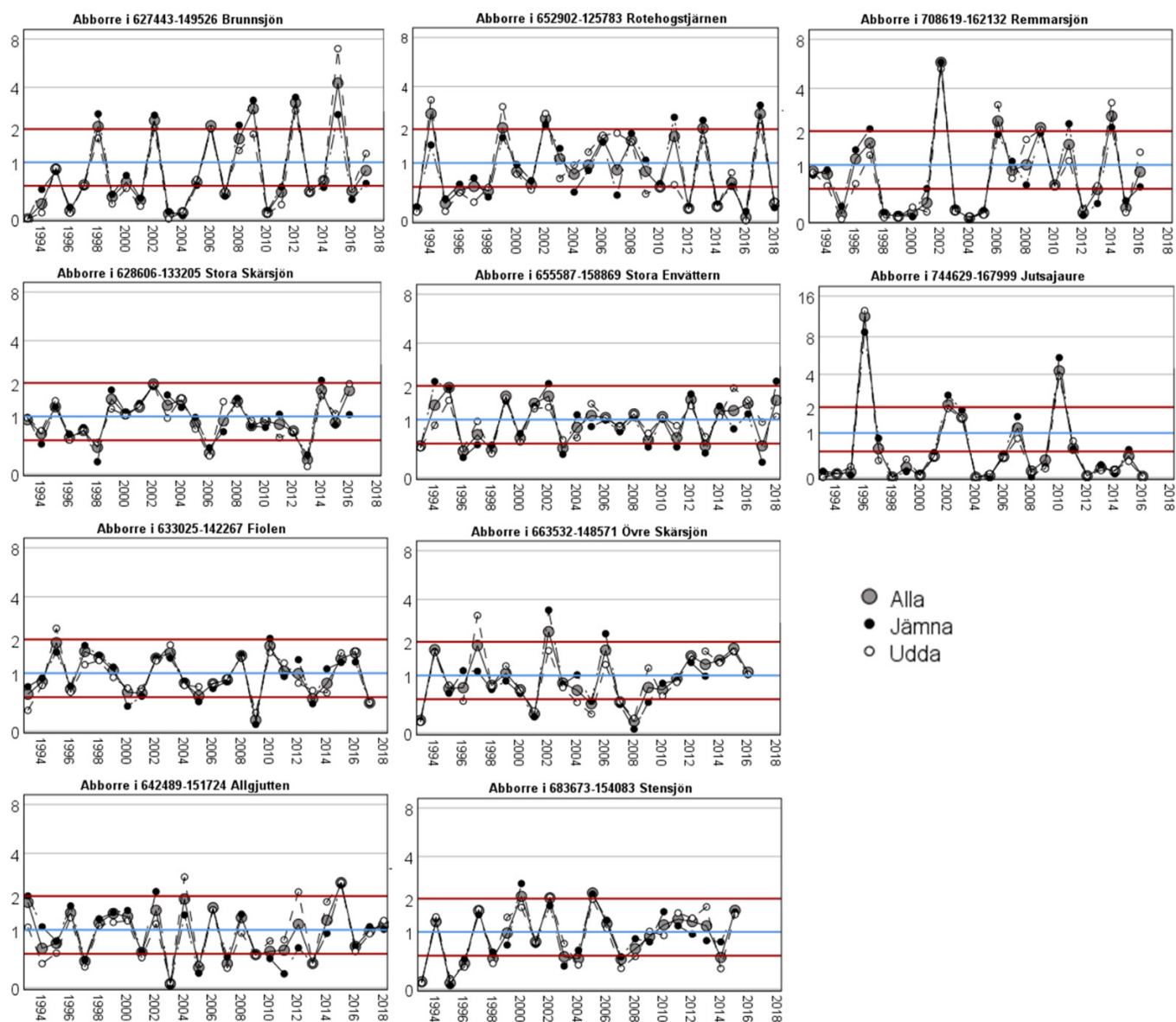
Rekryteringsindex kan beräknas för alla födelseår i en tidsserie, även om provfiske och åldersprovtagning utförs vart annat år. Vi jämförde utfall för 24 populationer baserade på datainsamling från alla år, från jämna år och från udda år (Tabell 7).

Tabell 7. Antal analyserade årsklasser, och antal ordinära, starka och svaga årsklasser för 24 populationer i sjöar med årliga provfisken sedan 1994, baserat på prover från alla provfisken. Den mest frekventa kategorin är gulmarkerad, och andel i % anges inom parentes. Jämförelser mellan analyser baserade på prover från jämna respektive udda år visas som antal (%) av årsklasser med rekryteringsindex på samma sida om tidsseriens medelvärde (kvot > eller < 1), i samma kategori, och med differens på en eller två kategorier. Överensstämmelser på minst 80 % är grönmarkerade. Förekomster av två kategoriers differens mellan jämna och udda års prover är rödmarkerade.

VattenID & Namn	Fiskart	Analyserade årsklasser	Ordinära årsklasser	Starka årsklasser	Svaga årsklasser	Samma sida (> eller < 1)	Samma kategori	Differens en kategori	Differens två kategorier
627443-149526 Brunsjön	Abborre	25	7 (28)	6 (24)	12 (48)	24 (96)	19 (76)	6 (24)	0
	Mört	26	8 (31)	3 (12)	15 (58)	18 (69)	15 (58)	10 (38)	1 (3,8)
628606-133205 Stora Skärsjön	Abborre	24	21 (88)	0	3 (13)	20 (83)	22 (92)	2 (8)	0
	Mört	24	16 (67)	2 (8)	6 (25)	19 (79)	16 (67)	8 (33)	0
633025-142267 Fiolen	Abborre	25	22 (88)	0	3 (13)	21 (84)	19 (76)	6 (24)	0
	Mört	26	14 (54)	3 (12)	9 (35)	20 (77)	17 (65)	9 (35)	0
	Sik	25	11 (44)	4 (16)	10 (40)	18 (72)	13 (52)	10 (40)	2 (8,0)
642489-151724 Allgjuten	Abborre	26	19 (79)	1 (4)	6 (23)	21 (81)	18 (69)	8 (31)	0
	Mört	26	13 (50)	2 (8)	11 (42)	20 (77)	19 (73)	7 (27)	0
	Siklöja	26	12 (46)	4 (15)	10 (38)	21 (81)	15 (58)	10 (38)	1 (3,8)
652902-125783 Rotehogstjärnen	Abborre	26	12 (46)	5 (19)	9 (35)	21 (81)	15 (58)	11 (42)	0
	Mört	26	9 (35)	4 (15)	13 (50)	22 (85)	21 (81)	5 (19)	0
655587-158869 Stora Envättern	Abborre	26	20 (77)	0	6 (23)	21 (81)	17 (65)	9 (35)	0
	Mört	26	16 (62)	1 (4)	9 (35)	21 (81)	17 (65)	9 (35)	0
663532-148571 Övre Skärsjön	Abborre	24	18 (75)	1 (4)	5 (21)	19 (79)	18 (75)	6 (25)	0
683673-154083 Stensjön	Abborre	23	12 (52)	3 (13)	8 (35)	19 (83)	15 (65)	8 (35)	0
	Mört	24	17 (71)	2 (8)	5 (21)	21 (88)	16 (67)	8 (33)	0
708619-162132 Remmarsjön	Abborre	24	9 (38)	4 (17)	11 (46)	20 (83)	18 (75)	6 (25)	0
	Mört	26	15 (58)	2 (8)	9 (35)	18 (69)	18 (69)	8 (31)	0
	Nors	26	8 (31)	6 (23)	12 (46)	16 (62)	13 (50)	12 (46)	1 (3,8)
	Sik	26	7 (27)	5 (19)	14 (54)	20 (77)	20 (77)	3 (12)	3 (12)
744629-167999 Jutsajaure	Abborre	24	4 (17)	3 (13)	17 (71)	23 (96)	21 (88)	3 (13)	0
	Mört	23	5 (22)	3 (13)	15 (65)	21 (91)	16 (70)	6 (26)	1 (4,3)
	Sik	23	10 (43)	4 (17)	9 (39)	18 (78)	18 (78)	5 (22)	0
Alla 24 populationer		600	305 (51)	68 (11)	227 (38)	482 (80)	416 (70)	175 (29)	9 (1,5)
Alla 10 abborrpopulationer		247	144 (58)	23 (9)	80 (32)	209 (85)	182 (74)	65 (26)	0
All 9 mörtpopulationer		227	113 (50)	22 (10)	92 (41)	180 (79)	155 (68)	70 (31)	2 (0,9)

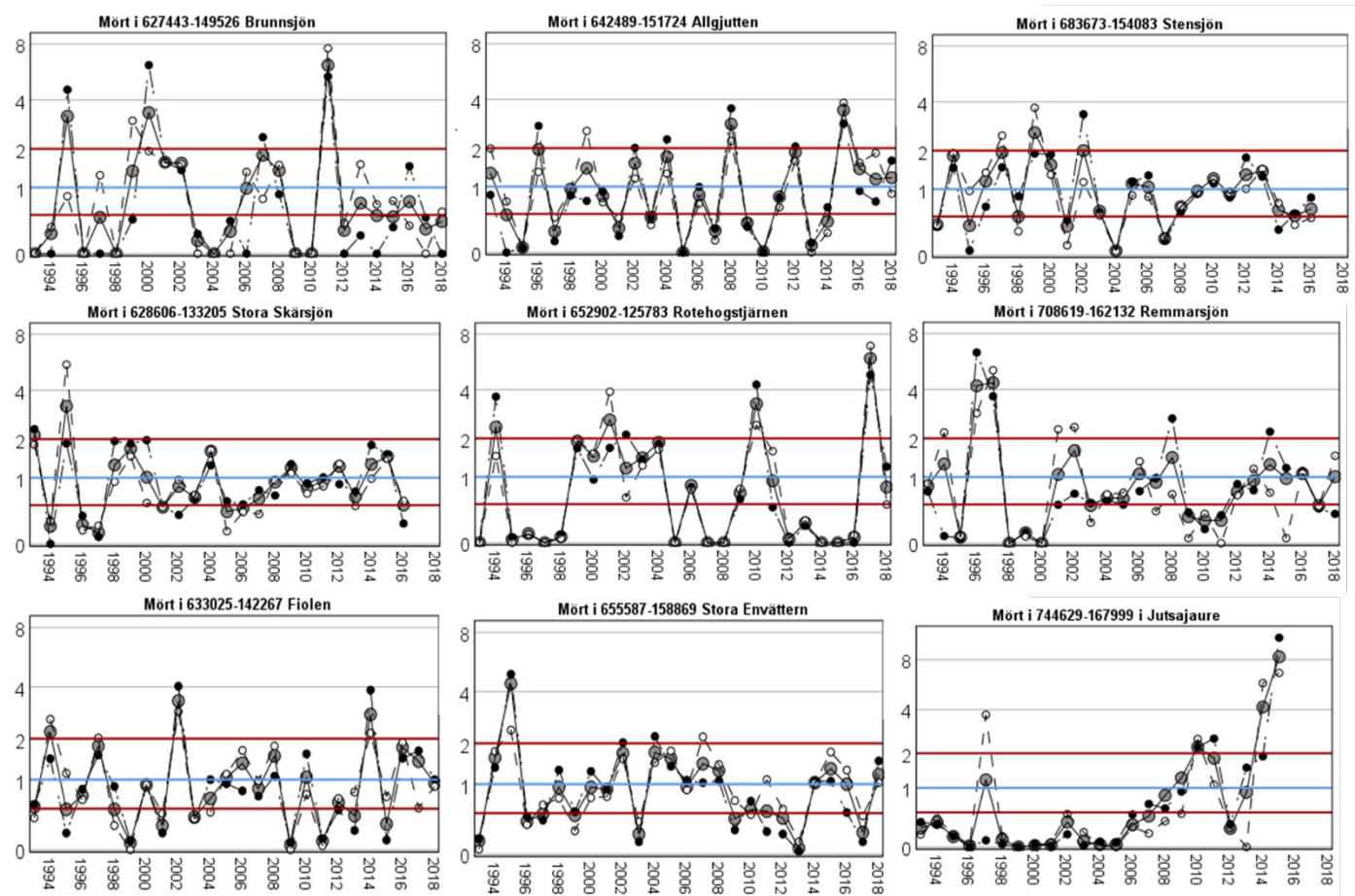
Med prover från alla år kategoriserades flest årsklasser som ordinära, men svaga årsklasser var relativt vanligare i de små, sura och bruna sjöarna Brunnsjön och Rotehogstjärnen och de två nordligast belägna sjöarna Remmarsjön och Jutsajaure.

Vid separata beräkningar med prover från jämna och udda år hamnade båda uppskattningarna av rekryteringsindex på samma sida som medelvärdet för 80 % av årsklasserna (Tabell 7), och 70 % av populationerna hamnade i samma kategori (ordinär, stark eller svag). Skillnader uppstod ofta när rekryteringsindex låg nära de värden som avgränsade de diskreta klasserna (Figur 7, Figur 8, Figur 9).



Figur 7. Tidsserier av rekryteringsindex (RI) för abborre, där tidsaxeln är årsklassers födelseår. För varje sjö visas värden baserade på prover från alla år (gråa symboler), och separat för prover från jämna år (svarta symboler) och udda år (vita symboler). Sjöarna är sorterade kolumnvis från söder till norr. Horisontella blåa linjer avgränsar värden över och under tidsseriens medelvärde, och de röda linjerna avgränsar starka ($RI > 2$) respektive svaga årsklasser ($RI < 0,5$).

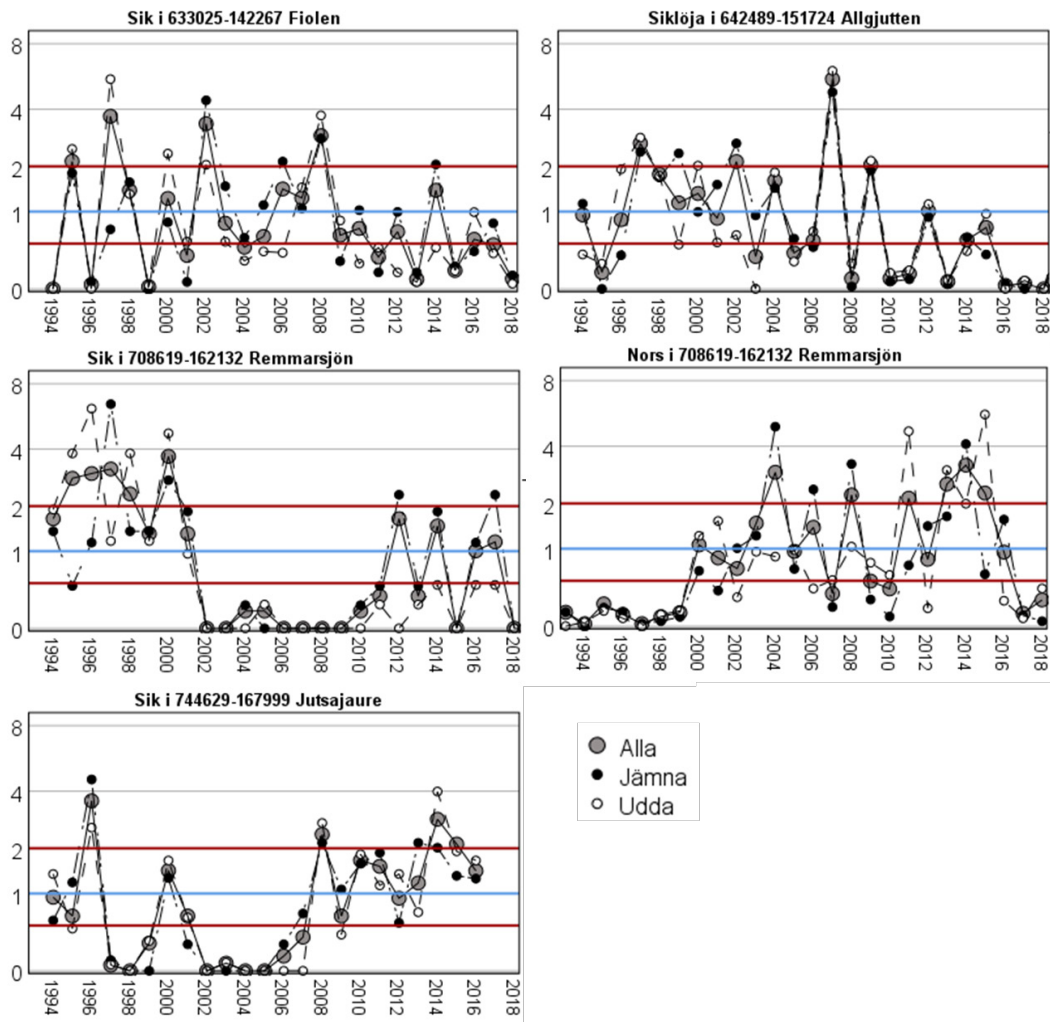
För abborre var skillnaderna generellt små mellan rekryteringsindex baserat på prover från jämna och udda (Figur 7). Riktigt svaga årsklasser bedömdes oftast på samma sätt med prover från vart annat år som med prover från alla år. Flera av de starkaste årsklasserna bedömdes dock som ordinära för beräkningar baserade på antingen jämna år (t.ex. årsklass 1994 i Rotehogstjärnen) eller udda år (t.ex. årsklass 2002 i Övre Skärsjön). I några sjöar var det ingen årsklass av abborre som stack ut som stark med prover från alla år (Stora Skärsjön, Fiolen och Allgjutten), men enstaka årsklasser fick rekryteringsindex strax över 2 med prover från antingen jämna eller udda år.



Figur 8. Tidsserier av rekryteringsindex (RI) för mört, där tidsaxeln är årsklassers födelseår. För varje sjö visas värden baserade på prover från alla år (gråa symboler), och separat för prover från jämna år (svarta symboler) och udda år (vita symboler). Sjöarna är sorterade kolumnvis från söder till norr. Horisontella blåa linjer avgränsar värden över och under tidsseriens medelvärde, och de röda linjerna avgränsar starka ($RI > 2$) respektive svaga årsklasser ($RI < 0,5$).

För mört var starka eller svaga årsklasser totalt sett lika vanliga som ordinära årsklasser, när bedömningar gjordes med prover från alla år (Tabell 7). Födelseår med rekrytering nära noll förekom relativt ofta i de sura sjöarna Brunnsjön och Rotehogstjärnen, och i den nordligast belägna sjön Jutsajaure (Figur 8), oavsett om alla års prover inkluderades eller inte. Några av de starkaste årsklasserna av mört

upptäcktes inte med prover bara från antingen jämna eller udda år. I två fall bedömdes samma årsklass som stark eller svag med prover från vart annat år, men som ordinär med prover från alla år. Det var årsklassen född 1997 i både Brunnsjön och Jutsajaure.



Figur 9. Tidsserier av rekryteringsindex (RI) för sik, siklöja och nors, där tidsaxeln är årsklassers födelseår. För varje sjö och fiskart visas värden baserade på prover från alla år (gråa symboler), och separat för prover från jämna år (svarta symboler) och udda år (vita symboler). Siksjöarna i den vänstra kolumnen är sorterade kolumnvis från söder till norr. Horisontella blåa linjer avgränsar värden över och under tidsseriens medelvärde, och de röda linjerna avgränsar starka ($RI > 2$) respektive svaga årsklasser ($RI < 0,5$).

Överensstämmelsen i bedömning av årsklassers styrka mellan prover från jämna och udda år var bara 52 % för den sydliga sikpopulationen i Fiolen (Tabell 7). Där var avvikelsen extrem för årsklasserna födda 2006 och 2014 (Figur 9). För de två nordliga sikpopulationerna var överensstämmelsen generellt högre (77-78 %), men för tre årsklasser i Remmarsjön (1995, 2012 och 2017) blev bedömningen ändå helt olika med prover från jämna respektive udda år. De enda analyserade populationerna av siklöja och nors hade låg överensstämmelse mellan prover från

jämna och udda år, åtminstone för delar av tidsserien. För siklöjan i Allgjutten ökade överensstämmelsen på senare år, då årsklasstyrkan också varierade mer mellan närliggande födelseår. För norsken i Remmarsjön var överensstämmelsen hög bara när rekryteringen var låg i både början och slutet av tidsserien.

3.3. Antal fältdagar i alternativa program

3.3.1. Reducerad nätinsats

För att genomföra ett provfiske med nuvarande standardinsats krävs i genomsnitt 4,4 fältdagar per sjö (median 4), räknat på alla 45 trendsjöar i programmet (Tabell 2). I 24 av sjöarna används idag minst 24 bottennät under minst fyra fältdagar, och de sjöarna användes i ett räkneexempel med reducering av en dag per provfiske (Tabell 8). Mindre sjöar, som idag provfiskas med åtta eller 16 bottennät, valdes bort ur räkneövningen. Där utförs fältarbetet idag oftast på två eller tre fältdagar, och antalet fältdagar kan nog inte minskas även om nätinsatsen reduceras.

I Stensjön, som ingick i simuleringarna i avsnitt 3.1, kan en reducering från fem till fyra fältdagar exempelvis motsvara en reducering från åtta till sex bottennät per djupintervall. Det skulle kunna vara praktiskt genomförbart utan att behöva ändra insatsen av två pelagiska nät i djupintervallet 0-6 m från vattenytan. I fyra av de andra sjöarna skulle en fältdag mindre innebära att en av de nuvarande djupnivåerna som provfiskas med pelagiska nät skulle behöva prioriteras bort.

Räkneexemplet i Tabell 8 ger en minskning från 367 till 299 fältdagar per sexårscykel i urvalet av 24 sjöar. Det skulle i så fall kunna frigöra 68 fältdagar under sex år eller 11,3 fältdagar per år. Hur många fler trendsjöar som det skulle ge utrymme för beror förstås på vilka sjöar som väljs ut bland de drygt 60 trendsjöarna som idag inte ingår i provfiskeprogrammet. Uppskattningsvis kan det handla om 2-4 nya sjöar enskilda år eller totalt 12-17 nya sjöar under sexårscykeln.

3.3.2. Utglesad provfiskefrekvens

Ett annat scenario att är glesa ut provfiskefrekvensen till vartannat år för några eller alla de trendsjöar som idag provfiskas varje år. Om samtliga 15 sjöar med årliga provfisken istället provfiskas vartannat år, frigörs 195 fältdagar under sexårscykeln eller i genomsnitt 32,5 fältdagar per år (Tabell 9). Det skulle i bästa fall kunna frigöra medel för att provfiska ytterligare åtta sjöar per år. I så fall skulle majoriteten av det totala antalet trendsjöar kunna provfiskas minst en gång per sexårscykel, jämfört med mindre än hälften i nuvarande program.

Tabell 8. Räkneexempel med 24 trendsjöar som i nuvarande program provfiskas med minst 24 bottennät (B-nät) under minst fyra fältdagar. Nuvarande nätinsats och antal fältdagar listas som i Tabell 2, men här tillkommer blåa kolumner som representerar alternativet att reducera insatsen med en fältdag per provfiske. Exempel på alternativ nätfördelning ges bara för Stensjön, som användes i simuleringarna i avsnitt 3.1. Sjöar med årligt provfiske markeras med fetstil. I fyra av sjöarna innebär reduktion med en fältdag att en natt med 6 m djupa pelagiska nät (P-nät) behöver prioriteras bort (orange färg).

VattenID	Namn	Nuvarande NB-nät (per djup inom parentes)	N P-nät - nuvarande	Fältdagar - nuvarande	Fältdagar (6 år) - nuvarande	Reducerat NB-nät (per djup inom parentes)	N P-nät - reducerat	Fältdagar - reducerat	Fältdagar (6 år) - reducerat
615375-137087	Krageholmssjön	24 (8 +8+8)	0	7	7		0	6	6
617797-135339	Krankesjön	24 (24)	0	7	7		0	6	6
623624-141149	Bäen	24 (10 + 10 +4)	0	3	3		0	3	3
633025-142267	Fiolen	24 (8 + 8 + 8)	2	5	30		2	4	24
633344-130068	Skärsjön	40 (10 + 10 + 10 + 10)	6	9	9		6	8	8
642489-151724	Allgjutten	24 (6 + 5 + 5 + 4 + 4)	6	5	30		6	4	24
652707-159032	Björken	40 (7 + 7 + 10 + 8 + 8)	6	6	6		6	5	5
655863-129783	Västra Solsjön	40 (7 + 7 + 10 + 6 + 6 + 4)	10	6	6		8	5	5
658086-130264	Bysjön	24 (8 + 8 + 8)	2	5	30		2	4	24
660688-164478	Tärnan	24 (8 + 8 + 8)	2	5	5		2	4	4
661521-130182	Ulvsjön	32 (7 + 7 + 9 + 6 + 3)	8	5	5		8	4	4
663532-148571	Övre Skärsjön	40 (10 + 10 + 8 + 6 + 6)	8	5	30		6	4	24
664197-149337	Dagarn	24 (8 + 8 + 6 + 2)	2	5	30		2	4	24
665175-157559	Siggeforasjön	24 (8 + 8 + 8)	0	4	4		0	3	3
683673-154083	Stensjön	24 (8 + 8 + 8)	2	5	30	18 (6 + 6 + 6)	2	4	24
690617-134197	Övre Fjätsjön	24 (7 + 7 + 5 + 5)	4	4	4		4	3	3
698918-158665	Valasjön	40 (7 + 7 + 10 + 8 + 8)	8	6	6		8	5	5
704955-159090	Hällvattnet	48 (10 + 10 + 9 + 9 + 6 + 4)	12	6	6		10	5	5
708512-152086	Degervattnet	32 (8 + 8 + 8 + 8)	4	6	36		4	5	30
708619-162132	Remmarsjön	32 (8 + 8 + 8 + 8)	4	5	30		4	4	24
716717-158596	Stor-Arasjön	40 (10 + 10 + 10 + 10)	6	6	6		6	5	5
728744-162653	Vuolgamjaure	32 (8 + 8 + 8 + 8)	4	6	6		4	5	5
742829-183168	Pahajärvi	24 (7 + 7 + 5 + 5)	2	5	5		2	4	4
758208-161749	Abiskojaure	48 (10 + 10 + 10 + 10 + 8)	10	6	36		8	5	30
Summa fältdagar per 6-årscykel					367				299

Dagarn, Bysjön, Stor-Björnsjön och Degervattnet har kortare tidserier med årliga provfisken sedan 2007, jämfört med sedan 1994 i de övriga elva sjöarna. De kortare tidsserierna är inte riktigt lika värdefulla som de längsta tidsserierna, och deras värde minskar relativt minst om provfisket glesas ut till vartannat istället för varje år. En sådan minskning skulle kunna frigöra 57 fältdagar frigöras under

sexårscykeln eller i genomsnitt 9,5 fältdagar per år. Då kan det vara möjligt att istället provfiska två andra trendsjöar per år och få in totalt ytterligare tolv trendsjöar i provfiskeprogrammet.

Tabell 9. Räkneexempel med 15 trendsjöar som i nuvarande program provfiskas varje år. Nuvarande nätinsats och antal fältdagar listas som i Tabell 2, men här tillkommer blåa kolumner som representerar utglesning av provfiskefrekvensen till vart annat år för 15 respektive fyra sjöar. Fyra sjöar med kortare tidsserier markeras med fetstil.

VattenID	Namn	N B-nät (per djup inom parentes)	N P-nät	Fältdagar	Fältdagar (6 år)	Fältdagar (6 år) - Utglesning 15 sjöar	Fältdagar (6 år) - Utglesning 4 sjöar
627443-149526	Brunnsjön	8 (3 + 3 + 2)	2	2	12	6	12
628606-133205	Stora Skärsjön	16 (5 + 6 + 5)	2	4	24	12	24
633025-142267	Fiolen	24 (8 + 8 + 8)	2	5	30	15	30
642489-151724	Allgjutten	24 (6 + 5 + 5 + 4 + 4)	6	5	30	15	30
652902-125783	Rotehogstjärnen	8 (3 + 3 + 2)	0	2	12	6	12
655587-158869	Stora Envättern	16 (5 + 6 + 5)	2	4	24	12	24
658086-130264	Bysjön	24 (8 + 8 + 8)	2	5	30	15	15
663532-148571	Övre Skärsjön	40 (10 + 10 + 8 + 6 + 6)	8	5	30	15	30
664197-149337	Dagarn	24 (8 + 8 + 6 + 2)	2	5	30	15	15
683673-154083	Stensjön	24 (8 + 8 + 8)	2	5	30	15	30
706083-132287	Stor-Björnsjön	16 (4 + 4 + 4 + 4)	4	3	18	9	9
708512-152086	Degervattnet	32 (8 + 8 + 8 + 8)	4	6	36	18	18
708619-162132	Remmarsjön	32 (8 + 8 + 8 + 8)	4	5	30	15	30
744629-167999	Jutsajaure	16 (10 + 4 + 2)	0	3	18	9	18
758208-161749	Abiskojaure	48 (10 + 10 + 10 + 10 + 8)	10	6	36	18	36
Summa fältdagar per 6-årscykel					390	195	333

4. Diskussion

I det här projektet tog vi fram flera underlag som illustrerar dilemmat att med oförändrad eller bantad tid i fält vilja bibehålla fiskövervakningens kvalitet, men att samtidigt öka programmets geografiska täckning och minska antalet dödade fiskar i förhållande till värdet av insamlade data. Simuleringar med exempel från en sjö med årligt provfiske sedan 1994 visade som väntat att osäkerheten i mätvärden från enskilda år skulle ha varit högre om vi hade lagt färre nät per djupintervall. Tanken var att pilotprojektets R-script sedan kan modifieras ytterligare för att analysera motsvarande data från andra sjöar. Med provfisken vartannat år skulle vi inte ha upptäckt alla av de trender som ökade eller minskade signifikant i tidserierna med årliga provfisken i 15 sjöar. Önskemålet att få in fler sjöar i programmet till oförändrad kostnad och med färre dödade fiskar per sjö, blir bara möjligt om vi accepterar en viss kvalitetssänkning per sjö. Räkneexemplen indikerade som väntat att vi kan spara mer fälttid genom att glesa ut provfiskefrekvensen i sjöar som provfiskas varje år jämfört med att reducera nätsatser i sjöar som idag provfiskas med minst 24 bottennät under minst fyra fältdagar. Vi hann vi inte räkna på vilka sjöspecifika förändringar av nätläggning i tid och rum som kan ge de mest acceptabla kvalitetsförsämringarna i kombination med betydande besparing av tid i fält och minskning av antalet döda fiskar. För att göra det behöver våra procedurer (Bilaga 1) modifieras, för att kunna hantera många fler fiskarter som förekommer i olika sjöar, och för att räkna på fler alternativ än att ta bort samma antal nät per djupstratum i sjöar där ansträngningen idag varierar mellan djupstrata.

4.1. Acceptabel nivå på mätosäkerhet?

Målet med den nationella miljöövervakningen i delprogrammet trendsjöar är att beskriva tillstånd och storskaliga förändringar i vattenmiljön. Både mellanårsvariation och förändringar över tid ska kunna beskrivas i ett för landet representativt urval av sjöar som inte är påverkade av lokala/regionala utsläpp eller intensiv markanvändning (Naturvårdsverket 2007). Den nuvarande beskrivningen av delprogrammet hänvisar till de standardmetoder som används, men den innehåller ingen uttrycklig information om vad som är en acceptabel nivå på mätosäkerhet. Den standardiserade provfiskemetoden med nordiska översiktsnät

syftade ursprungligen till att kunna upptäcka 50 %-iga förändringar mellan år (Appelberg 2000), med fokus på precisionen i uppskattning av abundans av de dominerande fiskarterna. Syftet var också att ge en representativ bild av förekommande fiskarter, livshistorieegenskaper hos specifika fiskarter, och det totala fiskesamhällets struktur och funktion. Det ligger i linje med vattendirektivets normativa definitioner av ekologisk status, där avvikelser från opåverkade tillstånd beskrivs i termer av fiskfaunans artsammansättning, abundans och åldersstruktur (European Commission 2000).

Statistisk styrka är ett viktigt begrepp inom analys av miljöövervakningsdata (se mer på http://www.miljostatistik.se/styrka_introduktion.html), men det bygger på stränga antaganden om hur data är fördelade, om effektstorlek och om signifikansnivå. En formell analys av övervakningsprogrammets statistiska styrka låg dock utanför ramen för denna studie. Vi antog helt enkelt att standardinsatsen med djupstratifierad slumpmässig fördelning av nät gav ett representativt urval från hela sjön, som därför fångade upp den sanna variationen mellan slumpmässigt valda platser i sjön. Under sådana förutsättningar är randomisering med återläggning (bootstrapping) en relevant metod för att uppskatta konfidensintervall och relativa standardfel (RSE) kring indikatorvärden. I praktiken återbesöks vid varje provfiske de fasta, eller åtminstone semipermanenta, nätplatser som slumpades ut inför det första provfisket i tidsserien. Simuleringarna med reducerat antal nät kanske inte fullt reflekterar vad som skulle hända om ett slumpmässigt urval av de fasta nätplatserna hade tagits bort inför randomiseringarna med reducerat antal nät. De fasta nätplatserna var inte konsekvent numrerade över tid i provfiskedatabasen. Därför användes konsekvent data från alla nätplatser som den population som både nuvarande och reducerade antal bootstrap-replikater genererades från.

Med sina begränsningar så gav simuleringarna i detta arbete ändå intressanta och illustrativa resultat, och det var länge sedan data från en del av trendsjöarna användes för uppskattning av precision i totalt antal och biomassa per ansträngning från enskilda år (Holmgren 1999). Då användes data från årliga provfisken 1994-1997 för elva av de nuvarande trendsjöarna och 15 sjöar från IKEU-programmet (Drakare m.fl. 2022). Det relativa standardfelet beräknades bara för observerade fångster per sjö och år, istället som nu för många slumpmässiga urval av nuvarande och reducerade nätantal per djupintervall, för varje år under 1994-2021. Stensjön, som användes i vårt nya exempel, var en av de fyra sjöar som hade lägst RSE i den tidigare studien. De nya simuleringarna antyder att antalet nät i Stensjön skulle kunna reduceras från åtta till sex per djupintervall, om vi accepterar RSE-värden närmare 25 % för flera av de testade indikatorerna. Då bör vi fortfarande kunna upptäcka fördubblingar eller halveringar i observerade värden mellan år.

Resultaten från den tidigare studien antyder att det kanske finns mindre marginaler i andra trendsjöar än i Stensjön att reducera antal nät, även om vi accepterar RSE-värden på uppåt 25 %. De tolv mindre sjöar som provfiskades med

åtta eller 16 bottennät hade ofta RSE nära eller över 25 % för totalt antal och biomassa per nät i den tidigare studien (Holmgren 1999). Vi vill ändå utveckla R-scriptet, så att vi kan köra simuleringar med tillgängliga dataserier från alla trendsjöar, för att få bra mått på mätosäkerheten med nuvarande nätansträngning.

Vattenförvaltningen har hittills fokuserat på om det går att upptäcka skillnader i bedömd ekologisk status mellan sexårsperioder. I den svenska fiskövervakningen i sjöar är det ovanligt med mer än ett provfiske per sexårsperiod, och under den senaste sexårsperioden utgjorde de 45 trendsjöarna bara 6,3 % av totalt 715 provfiskade sjöar (Holmgren 1021). Det lilla urvalet av sjöar med årliga provfisken i den nationella miljöövervakningen har tidigare använts till en grov uppskattning av genomsnittlig osäkerhet i fiskindexet EQR8 (Holmgren m.fl. 2007) eller för både EQR8 och de ingående indikatorerna (Bergström och Lindegarth 2016). Då användes observerade värden beräknade på hela fångsten, vilket innebar att variation orsakad av mätosäkerhet ett enskilt år inte kunde särskiljas från variation mellan år.

De R-scriptbaserade simuleringar som användes i denna studie kan med fördel också vidareutvecklas till att uppskatta även mätosäkerhet i indexvärden, både för EQR8 och de senare tillkomna AindexW5 och EindexW3. Då behöver beräkningarna på varje bootstrap-prov kompletteras med transformering av indikatorvärden till standardiserade avvikelser (Z-värden) från sjöspecifika referensvärden, transformering till P-värden i normalfördelning och till sist sammanvägning till de multimetriska indexen EQR8, Aindexw5 och EindexW3 (Havs- och vattenmyndigheten 2018).

4.2. Konsekvenser av glesare provfisken?

Våra analyser visade tydligt att vi i många fall inte skulle ha upptäckt samma monotont ökande eller minskande trender om vi hade provfiskat vartannat istället för varje år i de mest intensivt övervakade sjöarna. Det gäller speciellt de fiskindex och indikatorer som bara kan beräknas för de år när provfisken utförs, d.v.s. alla indikatorer i nuvarande bedömningsgrunder för ekologisk status enligt vattendirektivet. Ingen av nio signifikanta trender i fiskindex och bara fyra av 50 (8%) signifikanta trender i enskilda indikatorer var signifikanta även i motsvarande dataserier från bara jämna eller bara udda provfiskeår. För olika mått på abborrens längd efter första året kunde 14 av 23 signifikanta trender (61%) upptäckas även i separata tidsserier baserade på åldersprover från jämna och udda år. I detta fall kan bättre överensstämmelse spåras till att tillbakaräkningsmetoden gjorde det möjligt att uppskatta rimliga värden på abborrens längd efter första året för alla födelseår, även med prover tagna vart annat år.

Långsiktig miljöövervakning handlar inte bara om att upptäcka monotona förändringar över tid. I miljöövervakningens långa tidsserier av abiotiska faktorer

finns många exempel på icke-linjära trender. På många ställen har både vattenfärg, organiskt kol, pH och sulfat fluktuerat över tid, med olika perioder av både ökande och minskande trender (Eklöf m.fl. 2021, Von Brömsen m.fl. 2021). Rekryteringen av starkare och svagare årsklasser av fisk kan vara mer eller mindre synkroniserad mellan arter och geografiska områden (Lappalainen m.fl. 1996, Grenouillet m.fl. 2001, Marjomäki m.fl. 2004), och det kan delvis förklaras av storskalig variation i klimatfaktorer. I mindre sjöar kan dock lokala biologiska interaktioner dölja en mer begränsad betydelse av storskaliga väderförhållanden (Feiner m.fl. 2019).

I nationell miljöövervakning görs åldersbestämning av fisk i alla sjöar, vilket ökar nyttan av den dödande provtagningen. Analys av data från flera provfisken indikerar relativt låg andel ung fisk (1+ - 3+) med relativt hög variation i rekrytering av abborre och mört i sura sjöar och i nordligt belägna sjöar (Holmgren 2021). Rekryteringsindex för enskilda årsklasser beräknas ofta bara för sjöar med årliga provfisken, eller ibland för provfisken vart annat år. Det är generellt låg synkronisering mellan sjöar i rekrytering av de vanligaste fiskarterna i miljöövervakningens trendsjöar med årliga provfisken (Appelberg m.fl. 2020a). Det enda undantaget var att relativt starka årsklasser av abborre föddes den varma säsongen år 2002 i de flesta av sjöarna. I denna studie fick vi relativt god överensstämmelse mellan rekryteringsindex baserade på prover från jämna respektive udda år. Det stärker tolkningen av en ganska stor variation i årsklasstyrka mellan år för alla undersökta arter, och att den lokala miljön spelar större roll än regionala faktorer för hur rekryteringen lyckas ett givet år. Om provfiskefrekvensen skulle reduceras till vart annat år, finns det fortfarande möjlighet att i efterhand upptäcka förekomst av riktigt starka eller svaga årsklasser. Däremot skulle vi få sämre möjlighet att se om och hur variationen i rekryteringsindex avspeglas i abundans och andra indikatorer som används i bedömningen av ekologisk status.

Ju bättre dataserier vi kan behålla från våra mest intensivt studerade trendsjöar, desto bättre referenser är de i relation till resten av miljöövervakningens trendsjöar, liksom för sjöar som provfiskas av andra aktörer med glesare än årlig frekvens. Kunskap om mellanårsvariationen i ett mindre antal sjöar behövs för att bedöma osäkerhet kring mätningar från provfisken en gång vart sjätte år. Ett exempel är trendsjön Skärsjön där fångsten av siklöja har blivit lägre för varje provfiske (2010, 2016 och 2022). Siklöja förekommer också i två av våra trendsjöar med årligt provfiske. Allgjuttens siklöja har minskat i abundans och biomassa, men det finns ingen signifikant trend för siklöjan i Dagarn (Holmgren 2021). Våra nya analyser visade också att rekryteringen i av siklöja i Alljuttan har blivit mer varierande mellan närliggande år under den andra hälften av tidsserien. Förändringar i varians från ekologiska mätvärden kan eventuellt vara tidiga signaler på mer omfattande förändringar eller regimskiftet (se t.ex. Dakos m.fl. 2012), men det förutsätter att det finns långa mätserier med tillräckligt hög frekvens.

4.3. Kostnadskalkyler och relaterad osäkerhet

I denna studie behandlades kostnader bara indirekt, genom att en fältdag definierades som tio timmars arbete. Det innebär kostnader för lön och traktamente för två personer i provfiskelaget och därtill schabloniserade kostnader för hyrbil, logi och utrustning. Vi räknade på hypotetiska minskningar av antalet fältdagar, men vi kan inte föreslå specifika minskningar av antal nät per sjö innan vi har räknat på osäkerhet för alla sjöar i nuvarande program. Först då vet vi om och hur mycket antalet nät kan minskas med en acceptabel kvalitetsminskning, och om det i så fall kan leda till konkret minskade fältkostnader. För räkneexemplet Stensjön kan vi uppskatta kostnader lite mer konkret, inklusive kostnader som kanske inte varierar i direkt proportion till antalet dagar i fält.

Vid en reducering av nätinsatsen per provfiske kommer planeringskostnaden att vara densamma eftersom schemaläggning, planering av logistik, m.m. inte påverkas av hur många fältdagar som behövs för ett provfiske. Kostnaderna för utrustning till ett provfiskelag kommer inte att minska. Den största kostnaden i utrustningen är näten, och ett översiktsnät kostar ungefär 2500 kr idag. Om antalet fältdagar per sjö ska reduceras, behöver provfiskelaget i vissa sjöar kanske lägga fler nät per natt än idag. I så fall behöver de ha fler nät i sin utrustning. På längre sikt kan kostnaden för fler nät per provfiskelag eventuellt vägas upp av att varje nät kan användas i fler sjöar innan de blir för utslitna. Ofta ger åtta bottennät och två pelagiska nät per natt en rimlig arbetsbelastning, men i t.ex. Stensjön läggs idag något färre nät per natt för att hinna med mätning och provtagning av fångsten. I normalfallet behöver den totala nätinsatsen minska med minst åtta nät för att kunna reducera tiden i fält med en dag. En minskning av antalet fältdagar innebär också att laget har färre dagar för att samla in åldersprover, och kanske samtidigt lägga fler nät per natt. Det kan leda till längre arbetsdagar än idag, t.ex. om 18 istället för 24 bottennät skulle läggas under tre istället för fyra nätter i Stensjön. Då blir konsekvensen en ökad personalkostnad per fältdag. I andra sjöar kanske antalet fältdagar inte kan reduceras även om nätinsatsen skulle kunna minskas med något nät per djupintervall.

Ovan nämnda överväganden påverkar inte kostnadskalkyler på samma sätt om provfiskefrekvensen minskas från varje till vart annat år. Även om planering av logistiken kan ta lite mer tid för sjöar med glesare provfiskefrekvens, så är det ändå mer rimligt att anta att kostnader för provfiske i en sjö kan minskas i mer direkt proportion till minskat antal fältdagar per sexårsperiod.

4.4. Hur modifiera nätläggning i tid och rum?

Det finns för- och nackdelar med båda våra analyserade alternativ till reduktion av antalet nät per sjö i tid och rum. Det genomsnittliga antalet dödade fiskar per sjö

och sexårsperiod kan minskas både genom att lägga färre nät per provfiske och genom att minska frekvensen från varje till vart annat år i några av sjöarna. Båda sätt är i linje med myndigheternas 3 R-arbete. Nyttan med provfisket per dödad fisk ökar också om en större andel av fångsten än idag används till åldersbestämning och eventuellt annan datainsamling. En förfining av datainsamlingen genom minskning av antal nät per provfiske görs lämpligen allt eftersom vi får bättre kunskap om osäkerheten i nuvarande nätinsatser i var och en av de 45 sjöarna i nuvarande program. I nuläget vet vi inte hur mycket antalet nät kan minskas utan att drastiskt försämra kvaliteten på datainsamlingen. Små minskningar av antal nät per provfiske är generellt positivt ur ett 3 R-perspektiv, även om det bara leder till marginellt färre arbetade timmar i fält.

Att minska provfiskefrekvensen från varje till vartannat år är definitivt ett sätt att med större säkerhet minska kostnaden per sexårsperiod i några sjöar, t.ex. för att istället kunna inkludera provfiske i fler trendsjöar åtminstone en gång vart sjätte år. Nackdelen är förstås att det blir svårare att upptäcka både mellanårsvariation och trender över tid i det redan nu låga antalet trendsjöar med mer intensiv provtagning av både vattenkemi, fisk och övrig biologi. Kvalitetsminskningen av minskad provfiskefrekvens blir sannolikt större i sjöar med låg abundans av fisk. Det är redan nu svårt att upptäcka trender för enskilda arter som fångas sporadiskt eller i låga antal, så som gädda och lake i exemplet Stensjön. Bland våra R-script finns redan nu en procedur för att analysera trender baserade på bootstrap-prover av befintliga dataserier (se sektion 4 i Bilaga 1). Med den kan vi simulera och jämföra nuvarande och utglesad provfiskefrekvens, och även i kombination med färre nät per provfiske.

Eventuella minskningar i provtagningsfrekvens eller introduktion av provfiske i fler sjöar behöver relateras till den tidsmässiga skalan över vilken förändringar förväntas upptäckas. Vi fokuserade här på att upptäcka förändringar över hela provtagningstiden i den specifika sjön. Om målet istället är att utvärdera förändringar i samma system mellan vattenförvaltningens sexårsperioder, så kan det behövas mycket mer exakta årliga uppskattningar av individuella indikatorer. Denna aspekt kan förstås också undersökas via framtida simuleringar.

Rutinmässigt beräknade RSE och konfidensintervall, via asymptotiska formler eller bootstrapping, utgör en viktig utgångspunkt i utvärdering av alternativa provtagningsinsatser. Dessa analyser är dock mestadels utforskande. För att bedöma statistisk styrka för att upptäcka förändringar i systemen behövs mer formella effektanalyser vid önskade provtagningsinsatser och tidsskalor. Analyser av statistisk styrka kan även användas för att skatta sannolikhet för att få falska positiva resultat. I förlängningen behöver övervakningsmanualen för nätprovfiske i sjöar (Havs- och vattenmyndigheten 2016) kompletteras med bättre vägledning om hur antal nät kan optimeras med hjälp av tidigare års data i en specifik sjö, utan

att en reducerad provfiskeinsats behöver degraderas till ett icke-standardiserat inventeringsfiske.

Hur mycket nät som behöver läggas i den framtida miljöövervakningen av fisk i trendsjöarna beror också på om och hur nätprovfisket kan kompletteras med andra metoder, t.ex. icke-dödande hydroakustik, båtelfiske och provtagning av eDNA. Ett parallellt utvärderingsprojekt har nyligen föreslagit ett treårigt pilotprojekt där de alternativa metoderna används parallellt med nätprovfiske i två sjöar med olika typologi (Nilsson m.fl. 2023). Vi håller med om att ett sådant projekt vore mycket värdefullt, för utveckling av miljöövervakningen på längre sikt. På kort sikt innebär det dock ökade snarare än minskade kostnader per övervakad sjö, och det ger ingen möjlighet att utan ökade kostnader få in fiskövervakning i fler av trendsjöarna.

5. Referenser

- Appelberg, M. (2000). Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets. *Fiskeriverket Information*, 2000:1, 27 p.
- Appelberg, M., Blass, M. Dahlberg, M. Holmgren, K., Kokkin, M. & Yngwe, R. (2020a). Åldersanalys i fiskövervakningen. Viktig miljöinformation finns i fiskars hårda vävnader. *Aqua reports* 2020:19. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm Lysekil Öregrund. 64 s.
- Appelberg, M., Mustamäki, N., Bergström, L., Sundqvist, F., Prista, N. & J. Olsson, J. (2020b). Reviderat program för övervakning av fisk i kustvatten. *Havs- och vattenmyndigheten Rapport* 2020:2, 65 sidor.
- Arranz, I., Mehner, T., Benejam, L., Argillier, C., Holmgren, K., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Volta, P., Winfield, I.J. & Brucet, S. (2016). Density-dependent effects as key drivers of intraspecific size structure of six abundant fish species in lakes across Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73, 519-534.
- Bergström, P. & Lindegarth, M. (2016). Developing practical tools for assessing uncertainty of Swedish WFD indicators: a library of variance components and its use for estimating uncertainty of current biological indicators. *WATERS Report no. 2016: 2*, 85 p. Havsmiljöinstitutet, Sweden.
- CEN. (2015). Water quality – sampling of fish with multi-mesh gillnets. European standard. European Committee for Standardization. Ref. No. EN 14757:2015.
- Dakos, V., Carpenter, S.R., Brock, W.A, Ellison, A.M., Guttal, V., Ives, A.R., Kéfi, S., Livina, V., Seekell, D.A., van Nes, E.H., & Scheffer, M. (2012). Methods for detecting early warnings of critical transitions in time series illustrated using simulated ecological data. *PLoS ONE* 7, e41010.
- Degerman, E., Nyberg P. & Appelberg, M. (1988). Estimating the number of species and relative abundance of fish in oligotrophic Swedish lakes using multi-mesh gillnets. *Nordic Journal of Freshwater Research* 64, 91-100.
- Drakare, S., Holmgren, K., Näslund, J., & Vrede, T. 2022. Detta är IKEU. Integrerad Kalkningseffektuppföljning - programmets innehåll och resultat 2008-2021. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö, Rapport 2022:4, 46 sidor.
- Eklöf, K., Von Brömsen, C., Amvrosiadi, N., Fölster, J., Wallin, M.B., & Bishop, K. (2021). Brownification on hold: What traditional analyses miss in extended surface water records. *Water Research* 203, 117544.
- European Commission. (2000). Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a

- framework for the Community action in the field of water policy. Official Journal of the European Communities L327, 1-82.
- Feiner, Z.S., Coulter, D.P., Linn, M.D., & Höök, T.O. (2019). A question of scale: weak evidence for broad regional synchrony in fish year-class strength within or among species in inland lakes. *Fisheries Research* 214, 45-55.
- Grenouillet, G., Hugueny, B., Carrel, G.A., Olivier, J.M., & Pont, D. 2001. Large-scale synchrony and inter-annual variability in roach recruitment in the Rhône River: the relative role of climatic factors and density-dependent processes. *Freshwater Biology* 46, 11-26.
- Havs- och vattenmyndigheten. (2016). Undersökningstyp: Provfiske i sjöar. Havs- och vattenmyndighetens handledning för miljöövervakning, Version 1:4, 2016-09-08, 19 sidor.
- Havs- och vattenmyndigheten. (2018). Fisk i sjöar. Vägledning för statusklassificering. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:36, 20 sidor.
- Holmgren, K. (2013). Betydelse av fiskens ålder vid bedömning av fiskfaunans status. *Aqua reports* 2013:5, 66 sidor.
- Holmgren, K. (2021). Provfiske i sjöar - historia, nuläge och framtida behov. *Aqua reports* 2021:19. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Lysekil. 88 sidor.
- Holmgren, K. & Appelberg, K. (2001). Effects of environmental factors on size-related growth efficiency of perch, *Perca fluviatilis*. *Ecology of Freshwater Fish* 10, 247-256.
- Holmgren, K., Kinnerbäck, A., Pakkasmaa, S., Bergquist, B. & Beier, U. (2007). Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i sjöar – utveckling och tillämpning av EQR8. *Fiskeriverket Informerar* 2007: 3, 54 sidor.
- Jeppesen, E., Mehner, T., Winfield, I.J., Kangur, K., Sarvala, J., Gerdeaux, D., Rask, M., Malmquist, H.J., Holmgren, K., Volta, P., Romo, S., Eckmann, R., Sandström, A., Blanco, S., Kangur, A., Ragnarsson-Stabo, H., Tarvainen, M., Ventelä, A.-M., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L. & Meerhoff, M. (2012). Impacts of climate warming on the long-term dynamics of key fish species in 24 European lakes. *Hydrobiologia* 694, 1-39.
- Kelly, F.L., Champ, W.S.T., Harrison, A.J., Connor, L. & Rosell, R. (2008). A lake fish stock survey method for the Water Framework Directive. Pp. 118-134 in: Moriarty, C., Rosell, R. & Gargan, P. (editors). *Proceedings of the 38th Annual IFM Conference. Fish stocks and their environment, Westpoint, County Mayo, Ireland, 16th – 18th October 2007.*
- Lappalainen, J., Lehtonen, H., Böhling, P., & Erm, V. (1996). Covariation in year-class strength of perch, *Perca fluviatilis* L. and pikeperch, *Stizostedion lucioperca* (L.). *Annales Zoologici Fennici* 33, 421-426.
- Marjomäki, T.J., Auvinen, H., Helminen, H., Huusko, A., Sarvala, J., Valkeajärvi, P., Viljanen, M., & Karjalainen, J. (2004). Spatial synchrony in the inter-annual population variation of vendace (*Coregonus albula* (L.)) in Finnish lakes. -*Annales Zoologici Fennici* 41: 225-240.
- Naturvårdsverket. (2007). Beskrivning av delprogrammet Trendsjöar, 22 sidor. Tillgänglig på <https://www.havochvatten.se/overvakning-och-uppfoljning/miljoovervakning/organisation-och-programomraden/miljoovervakningens-programomrade-sotvatten/delprogram-trendstationer-sjoar.html>.

- Nilsson HC, Appelberg M, Axenrot T (2023). Provtagningsmetoder av akvatiska resurser med 3R i fokus. Aqua reports 2023:1. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. <https://doi.org/10.54612/a.5001b216ml>.
- Nilsson, H.C., Appelberg, M., Axenrot, T. & Vinterstare, J. (2022). Dödliga, invasiva och icke-invasiva provtagningsmetoder av akvatiska resurser – möjligheter att anpassa SLU Aquas metodik. Aqua Reports 2022:12. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Lysekil. 81 sidor.
- Von Brömssen, C., Betnér, S., Fölster, J., & Eklöf, K. (2021). A toolbox for visualizing trends in large-scale environmental data. -Environmental Modelling and Software 136: 104949.

Tack

Utvärderingen finansierades via uppdrag från Havs- och vattenmyndigheten (dnr 1335-2022). Vi vill framför allt tacka alla som under flera decennier har bidragit till och deltagit i genomförda provfiske, i analyser av insamlade prover och i förvaltningen av biologiska arkiv och nationella databaser. Granskarna Björn Rogell och Örjan Östman bidrog till att förbättra ett tidigare utkast till rapporten.

Bilaga 1-6

Bilaga 1. Länk till och beskrivning av R-script för simulering av indikatorvärden och osäkerhet vid reduktion av antal bottennät per provfisketillfälle, anpassat till data från Stensjön. Originalen skrevs på engelska och återges i sin helhet här.

Appendix

This appendix briefly describes the simulation routine underlying the results presented in section 3.1 of the report. The routine was written in R language and ran in R version 3.6.1. The full R-code of the routine, including settings for a demo example, can be found in <https://github.com/hlab-design-analysis/TrendsjoarMonitorOptim>.

Overview

The routine is composed of 5 sections that should be sequentially run. The sections are numbered 0 to 4, each encompassing one or more scripts and a directory for inputs/outputs. Section 0 (one script) sets up the overall directory structure of the routine. Section 1 (one script) prepares the data. Section 2 (one script) prepares the sample sizes to simulate. Section 3 (four scripts) carries out the simulations of sampling and analyses the results. Section 4 (two scripts) carries out simulations of trend analysis and analyses the results. The latter was not used in results displayed in this report and is here provided for future reference only.

Section 0: setting up the directory structure (*000_create_main_directories.R*)

Creates the directory structure and checks all functions needed to run the code are available. The following directories are created:

- 000_Funs – stores the main functions used during the routine
- 001_Inputs – will store the raw and prepared inputs to sampling simulations
- 002_SampleSizes – will store the sample sizes to simulate
- 003_SamplingSims – will store the results of sampling simulations
- 004_TrendSims - will store the results of trend simulations.

Section 1: preparing the data (*001_prepare_data.R*)

The raw data should be placed in directory “001_Inputs/raw” (in txt format, see demo example in website). The script will read it to R and prepare it for analysis. Some checks and formatting are done along the way.

Section 2: preparing the sample sizes to simulate (*002_prepare_sample_sizes.R*)
Prepares a txt file containing the sample sizes that will be simulated.

Section 3: carries out the simulations of sampling and analyses the results (4 scripts)

Step 3a: running the sampling simulations (*003a_run_sampling_sims.R*)

Runs the sampling simulations using parallel computing (packages *foreach*, *doMC* and *doRNG*) to speed up calculations. The main user-defined settings are the number of simulations (*nsims*) and the number cpus that should be used (*ncpus*). Two results objects are produced:

- *sim_res_pop* – containing simulation results at population (=lake) level
- *sim_samples* – containing the samples selected in each simulation.

Step 3b: summarizing the sampling simulations

(*003b_prepare_sampling_sims_pop_level.R*)

The results of the sampling simulations (Step 3a) can be quite large objects, being cumbersome to manipulate. In this step, the original outputs are “prepared” yielding more manageable objects.

Step 3c: analyses of simulation results: original sample sizes

(*003c_analysis_sampling_sims_pop_level_origin.R*)

Produces graphs of original values, bootstrap means and confidence intervals.

Step 3d: analyses of simulation results: sample size reductions

(*003d_analysis_sampling_sims_pop_level_reductions.R*)

Produces graphs of bootstrap means and confidence intervals for reduced sample sizes.

Section 4: carries out simulations of trend analysis and analyses the results (2 scripts)

Step 4a: running the sampling simulations (*004a_run_trend_sims.R*)

Runs the sampling simulations using parallel computing (packages *foreach*, *doMC* and *doRNG*) to speed up calculations. The main user-defined settings are the number of simulations (*nsim_trend*), the number cpus that should be used (*ncpus*). Parametric (linear regression) and non-parametric (Kendall) trends are computed for the original data and the simulated data with reduced samples sizes using the simulation results of Section 3.

Step 4b: analyses of trend-simulation results

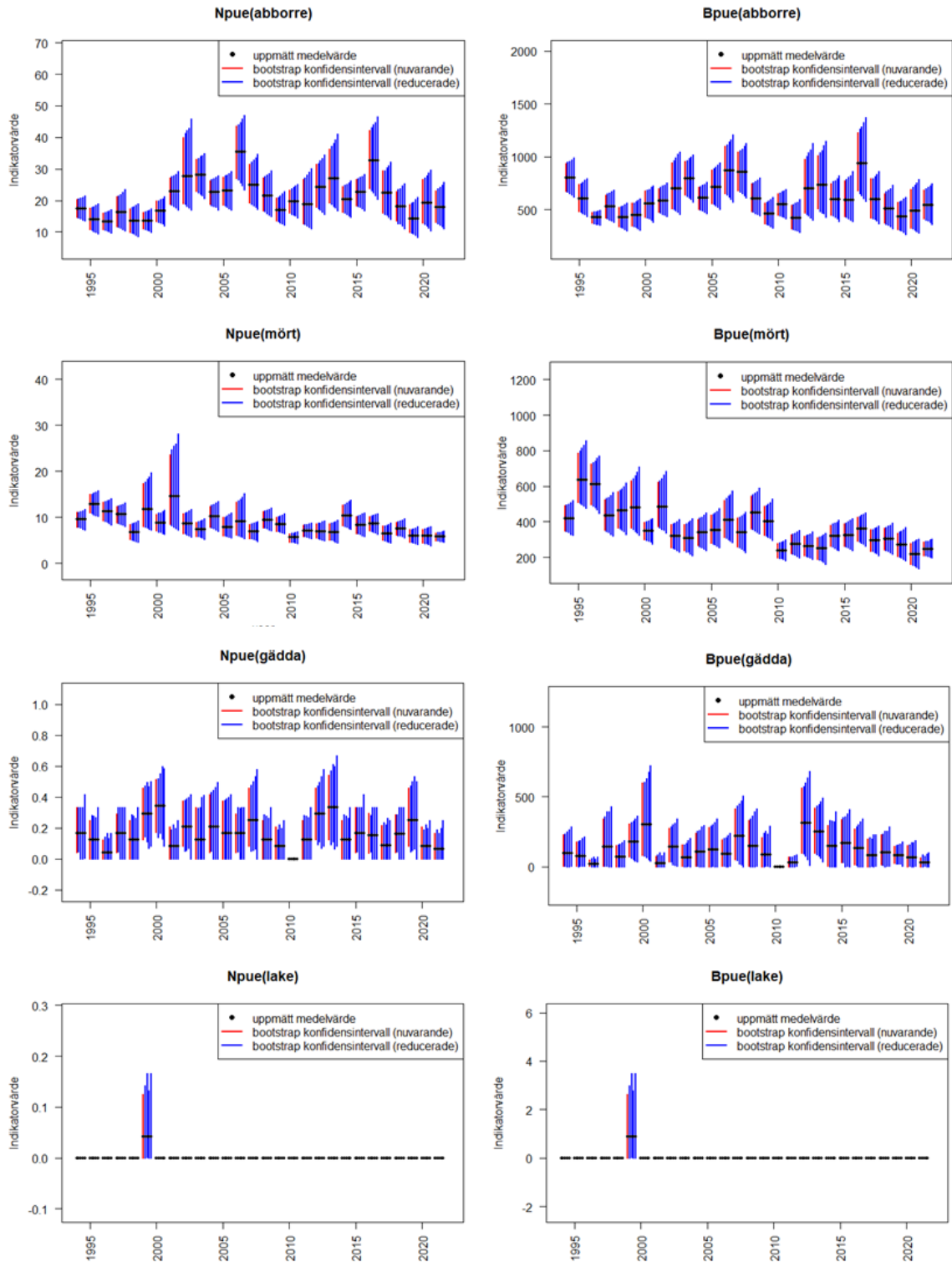
(*004b_analysis_trend_sims_pop_level.R*)

Produces summary tables of the results of trend simulations for original and reduced sample sizes.

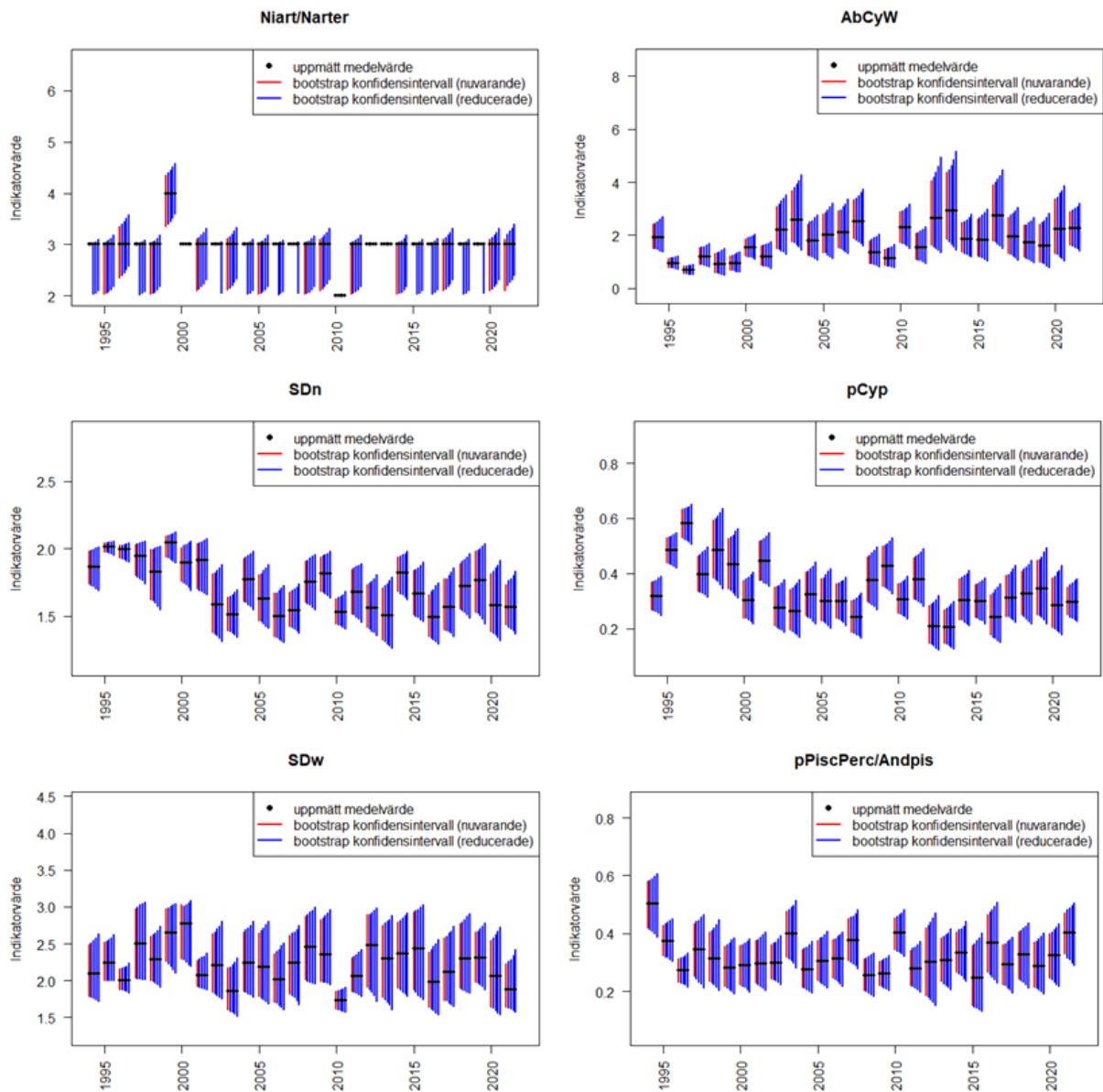
Bilaga 2. Relativa avvikelser i %, mellan R-scriptets och datavärdens beräkningar i SPSS av antal och biomassa per nät (Npue och Bpue) av observerade fiskarter, och av de indikatorer som används i minst ett av tre fiskindex (EQR8, AindexW5 och EindexW3), för alla provfisken i Stensjön under 1994-2021. Narter = antal fiskarter, SDn = Simpson' D (antal), SDw = Simpson's D (biomassa), pCyp = andel karpfiskar (biomassa), pPiscPerc = andel potentiellt fiskätande abborrfiskar (biomassa), NpueTot = totalt antal fiskar per nät, Wiart = total biomassa (av inhemska fiskarter) per nät, GmlAbb = geometrisk medellängd av abborre, GmlMört = geometrisk medellängd av mört. Gul färg markerar avvikelser större än noll men mindre än 1%. Avvikelser större eller lika med 1% är markerade med orange färg.

Ar	Npue(abborre)	Bpue(abborre)	Npue(mört)	Bpue(mört)	Npue(gädda)	Bpue(gädda)	Npue(lake)	BpueLake	Narter	SDn	SDw	AbCyW	pCyp	pPiscPerc	NpueTot	Wiart	MeanW	GmlAbb	GmlMört
1994	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	-0,15	-0,22
1995	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	-0,01	0,19
1996	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	-0,17	0,18
1997	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,15	-0,01
1998	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	-0,22	-0,28
1999	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	-0,19	-0,25
2000	-0,97	0,5	-6,4	-2,9	3,0	7,1			0	0	0	0	0	0	-2,9	1,0	0	-0,06	0,17
2001	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	-0,34	0,03
2002	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	-0,28	0,24
2003	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,07	0,19
2004	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	-0,02	-0,15
2005	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,02	-0,27
2006	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,10	-0,30
2007	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	-0,02	-0,05
2008	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	-0,20	0,12
2009	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,12	-0,13
2010	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	-0,12	-0,22
2011	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	-0,08	-0,24
2012	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	-0,10	-0,11
2013	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,12	0,17
2014	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	-0,22	0,12
2015	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	-1,6	0	0	0	0	0,11
2016	-7,0	-7,2	-2,9	-2,6	-8,3	-10,7			0	0	0	0	0	2,3	-6,2	-6,4	0	-0,17	0,0
2017	2,2	2,4	-1,1	-0,9	2,7	2,3			0	0	0	0	0	-0,4	1,4	1,4	0	-0,07	-0,08
2018	-6,9	-6,4	-3,9	-3,5	-2,8	-4,5			0	0	0	0	0	1,0	-6,0	-5,3	0	0,18	0,02
2019	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	0	0	0	0	-0,28	-0,20
2020	0	0	0	0	0	0			0	0	0	0	0	-1,1	0	0	0	0,29	0,52
2021	-10,6	-7,6	-5,1	-4,6	-20,0	-20,0			0	0	0	0	0	-0,4	-9,3	-7,1	0	-0,12	0,16

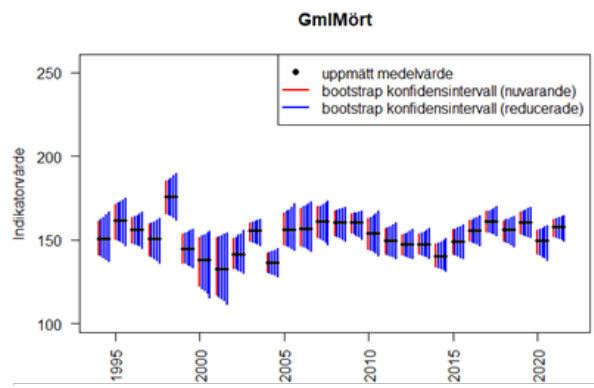
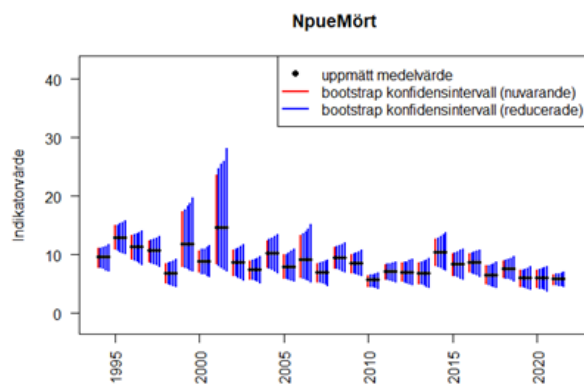
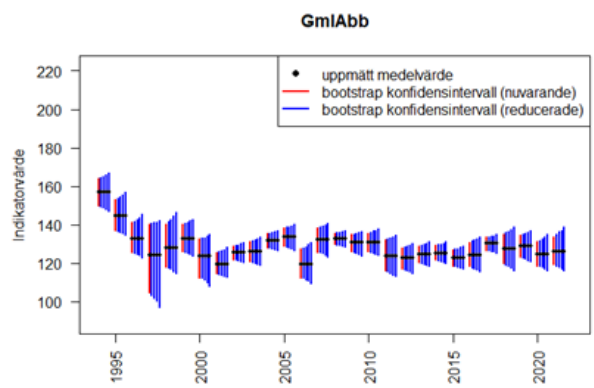
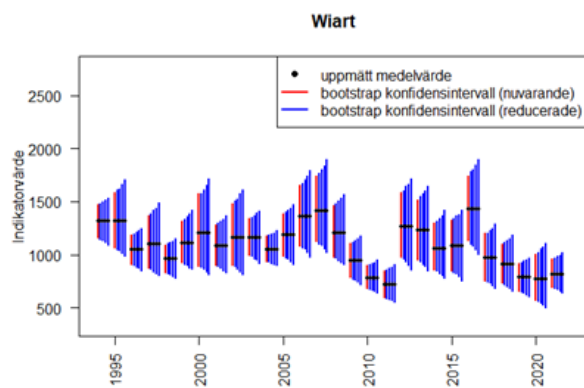
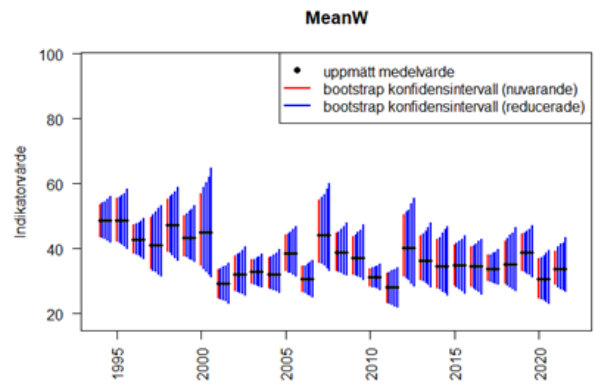
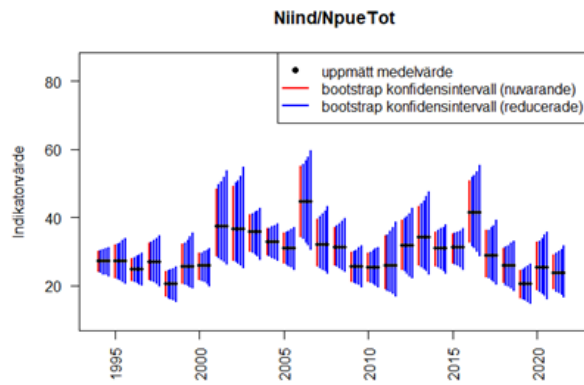
Bilaga 3. Tidsserier baserade på nuvarande och reducerade antal nät per djupintervall i Stensjön 1994-2021, av antal (Npue, till vänster) och biomassa per bottennät (Bpue, till höger) av abborre, mört, gädda och lake. I varje figur visas uppmätt medelvärde tillsammans med 95 % konfidensintervall av 10000 bootstrap-prov, för nuvarande 8 nät per djupintervall (rött) och reducerade antal 7, 6, 5 och 4 nät per djupintervall (blått).



Bilaga 4. Tidsserier baserade på nuvarande och reducerade antal nät per djupintervall i Stensjön 1994-2021, av sex indikatorer för artsammansättning ($Niart = Narter$, SDn , SDw , $AbCyW$, $pCyp$ och $pPiscPercc = Andpis$), tre indikatorer för abundans ($Niind = NpueTot$, $Wiar$, $NpueMört$) och tre för ålderstruktur ($MeanW$, $GmlAbb$ och $GmlMört$), beräknade på provfiskefångster i Stensjön 1994-2021. Fullständiga indikatornamn finns i Tabell1. I varje figur visas uppmätt medelvärde tillsammans med 95 % konfidensintervall av 10000 bootstrap-prov, för nuvarande 8 nät per djupintervall (rött) och reducerade antal 7, 6, 5 och 4 nät per djupintervall (blått).



Bilaga 4. Fortsättning.



Bilaga 5. Testade trender för fiskindexen EQR8, AindexW5 och EindexW3, och alla de enskilda indikatorer som ingår i de multimetriska indexen. Indikatorernas koder beskrivs i Tabell 1. I parenteserna efter indikatorkoderna anges vilket eller vilka index de ingår i (A för AindexW5 och E för EindexW3). För 15 sjöar med årliga provfisken kördes Kendall's korrelationsstest, med dataurvalet alla provfiskeår och separat för jämna respektive udda år.

VattenID & Namn	Dataurval	EQR8	AindexW5	EindexW3	EQR8							AindexW5 (A) & EindexW3 (E)					
					Niart (EQR8)	SDn (EQR8)	SDw (EQR8)	AbCyW (EQR8)	Andpis (EQR8)	Wiart (EQR8)	Nlind (EQR8)	MeanW (EQR8)	Narter (A)	pCyp (A)	pPiscPerc (A & E)	NpueTot (E)	NpueMört (A)
627443-149526 Brunnsjön	Alla 28 år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	14 jämna år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	14 udda år	++	NS	-	NS	NS	NS	-	-	++	++	NS	++	-	++	NS	NS
628606-133205 Stora Skärsjön	Alla 28 år	NS	-	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	++
	14 jämna år	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	14 udda år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	++
633025-142267 Fiolen	Alla 28 år	NS	NS	NS	++	-	NS	NS	NS	+++	NS	++	NS	NS	NS	NS	++
	14 jämna år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	++	NS	++	NS	NS	NS	NS	NS
	14 udda år	++	-	NS	++	-	NS	++	++	++	NS	++	-	++	NS	NS	NS
642489-151724 Allgjutten	Alla 28 år	NS	NS	NS	NS	++	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	14 jämna år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	14 udda år	NS	NS	NS	NS	++	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
652902-125783 Rotehogstjärnen	Alla 28 år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	-
	14 jämna år	NS	NS	NS	++	NS	NS	NS	NS	NS	NS	++	NS	NS	NS	NS	NS
	14 udda år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
655587-158869 Stora Envättern	Alla 28 år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	+++	NS	NS	NS	NS	++	NS	NS	NS	NS
	14 jämna år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	++	NS	NS	NS	NS
	14 udda år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	+++	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS
658086-130264 Bysjön	Alla 19 år	NS	NS	-	NS	NS	-	NS	NS	NS	++	NS	++	NS	++	NS	NS
	8 jämna år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	++	NS	++	NS	NS	++	++	++	NS
	11 udda år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
663532-148571 Övre Skärsjön	Alla 28 år	NS	++	-	NS	NS	NS	+	-	NS	NS	NS	NS	++	NS	NS	+
	14 jämna år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-
	14 udda år	-	++	-	NS	NS	NS	+	-	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	+
664197-149337 Dagarn	Alla 20 år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	++	+++	++	NS	NS	++	++	++	NS
	10 jämna år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	+++	NS	++	NS	NS	++	NS	NS
	10 udda år	NS	NS	NS	++	NS	NS	NS	NS	NS	NS	++	NS	NS	NS	NS	NS
683673-154083 Stensjön	Alla 28 år	NS	-	NS	NS	++	NS	+++	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	++	NS
	14 jämna år	NS	NS	NS	NS	-	NS	++	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	14 udda år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	++	NS
706083-132287 Stor-Björnsjön	Alla 17 år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	8 jämna år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	9 udda år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
708512-152086 Degervattnet	Alla 20 år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	++	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	9 jämna år	NS	NS	NS	NS	++	NS	NS	NS	NS	++	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	11 udda år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
708619-162132 Remmarsjön	Alla 28 år	++	-	NS	NS	-	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	14 jämna år	++	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	14 udda år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
744629-167999 Jutsajaure	Alla 28 år	NS	++	NS	NS	++	++	-	NS	++	NS	NS	++	NS	NS	+++	-
	14 jämna år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	++	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	14 udda år	NS	++	NS	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	++	-	NS
758208-161749 Abiskojaure	Alla 28 år	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	++	NS	NS	NS	++	NS	NS
	14 jämna år	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
	14 udda år	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	++	NS

NS = icke signifikant trend, * = signifikant trend (P<0,05), ** = signifikant trend (P<0,01), + = ökning, - = minskning, Bara "+" = enstaka mörtar förekom vid två tillfällen under den senare delen av tidsserien. Ett "." betyder att indikator inte kunde beräknas.

Bilaga 6. Abborrens tillbakaräknade längd (mm) efter första året anges som medel-, min- och maxvärde per sjö med årliga pprovfisken. Trender över tid analyserades med Kendall's korrelationstest, för medelvärde, standardavvikelse (SD), min- median- och maxvärden per födelseår. Resultaten presenteras separat för analyser baserade på åldersprover från alla års provfisken och separat för prover tagna jämna respektive udda år.

VattenID & Namn	Dataurval åldersprover	Antal födelseår	Antal fiskar	Medelvärde (mm)	Minimum (mm)	Maximum (mm)	Medel-trend	SD-trend	Min-trend	Median-trend	Max-trend
627443-149526 Brunnsjön	Alla år	28	1154	70,5	42	116	NS	NS	NS	NS	NS
	Jämna år	26	545	70,4	42	89	+	NS	NS	NS	NS
	Udda år	27	609	70,4	47	116	NS	NS	NS	NS	NS
628606-133205 Stora Skårsjön	Alla år	26	1502	73,6	49	109	+	NS	NS	+	NS
	Jämna år	25	731	73,5	49	98	NS	+	NS	NS	NS
	Udda år	26	771	73,8	52	109	+	NS	+	+	NS
633025-142267 Fiolen	Alla år	27	1551	73,0	37	110	NS	NS	NS	NS	NS
	Jämna år	27	795	72,8	37	104	NS	NS	NS	NS	NS
	Udda år	26	756	73,3	53	110	NS	NS	NS	NS	NS
642489-151724 Allgjutten	Alla år	28	1762	68,2	44	102	+	NS	+	+	NS
	Jämna år	27	899	68,5	44	93	+	NS	+	+	NS
	Udda år	28	863	68,2	45	102	+	+	+	+	+
652902-125783 Rotehogstjärnen	Alla år	28	1473	66,1	39	106	NS	NS	+	NS	NS
	Jämna år	27	745	65,9	39	82	NS	NS	NS	NS	NS
	Udda år	28	728	66,3	48	106	+	NS	+	+	NS
655587-158869 Stora Envättern	Alla år	25	1426	71,5	41	99	+	NS	NS	+	NS
	Jämna år	25	722	71,4	41	95	NS	NS	NS	+	NS
	Udda år	24	704	71,6	46	99	+	NS	NS	+	NS
658086-130264 Bysjön	Alla år	26	1088	71,2	50	94	+	+	NS	+	+
	Jämna år	21	440	72,0	50	91	+	NS	NS	+	+
	Udda år	25	648	70,8	53	94	+	NS	NS	+	+
663532-148571 Övre Skårsjön	Alla år	28	1602	65,1	45	96	+	NS	+	+	NS
	Jämna år	26	750	64,8	45	94	+	NS	+	+	NS
	Udda år	28	852	65,3	46	96	+	NS	+	+	NS
664197-149337 Dagarn	Alla år	27	1159	72,5	40	107	NS	NS	NS	NS	+
	Jämna år	27	619	72,2	40	107	NS	+	NS	NS	+
	Udda år	26	540	72,1	53	95	NS	NS	NS	NS	+
683673-154083 Stensjön	Alla år	28	1535	64,6	43	110	+	NS	+	+	NS
	Jämna år	27	758	64,6	43	88	NS	NS	NS	NS	NS
	Udda år	27	777	64,6	44	110	+	NS	+	+	NS
708512-152086 Degervattnet	Alla år	25	682	61,6	42	96	+	NS	+	+	NS
	Jämna år	23	300	61,4	46	74	NS	NS	+	+	NS
	Udda år	23	382	62,5	42	96	+	NS	+	+	NS
708619-162132 Remmarsjön	Alla år	26	1167	60,8	33	94	NS	NS	+	NS	NS
	Jämna år	25	581	60,2	40	94	NS	-	+	NS	NS
	Udda år	25	586	61,0	33	84	NS	NS	+	NS	NS
744629-167999 Jutsajaure	Alla år	26	1226	57,6	34	87	NS	NS	NS	NS	NS
	Jämna år	24	591	57,1	40	83	NS	NS	NS	NS	NS
	Udda år	25	635	58,3	34	87	NS	NS	NS	+	NS

NS = icke signifikant trend, * = signifikant trend (P<0,05), ** = signifikant trend (P<0,01), + = ökning, - = minskning

