



# Aqua reports 2021:19

## **Provfiske i trendsjöar**

– historia, nuläge och framtida behov

Kerstin Holmgren



Sveriges lantbruksuniversitet  
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

# Provfiske i sjöar

– historia, nuläge och framtida behov

Kerstin Holmgren

Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

## Rapportens innehåll har granskats av:

Mikael Andersson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Jens Olsson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

## Finansiär:

Havs- och vattenmyndigheten, Dnr 386-20 och 285-21 (SLUID: SLU.aqua.2020.5.2-20 och SLU.aqua.2021.5.2-36)

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 Havs- och vattenmyndighetens sida.

## Publikationsansvarig:

Noél Holmgren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU),  
Institutionen för akvatiska resurser

## Utgivare:

Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

## Utgivningsår:

2021

## Utgivningsort:

Lysekil

## Illustrationer:

Provfiskefångsten är bärgad. Foto: Kerstin Holmgren

## Serietitel:

Aqua reports

## Delnummer i serien:

2021:19

## ISBN:

978-91-576-9918-3 (elektronisk version)

## Nyckelord:

miljöövervakning, tillstånd, trender, forskning

## Sammanfattning

Sedan år 2007 ingår provfiske med nordiska översiktsnät i 45 sjöar i nationell miljöövervakning, med vattenkemi och biologi i så kallade trendsjöar. De utgör lokalt relativt opåverkade sjöar, och därmed referenser till mer påverkade sjöar. Återhämtning från tidigare försurning började redan innan den övervakade perioden. Programmets data finns i provfiskedatabasen NORS, liksom data från provfisken från andra utförare. De nordiska näten infördes år 1993, och används sedan dess i de flesta provfisken. Standardiserat provfiske omfattar bottensatta nät fördelade över hela sjön, kompletterat med pelagiska nät i djupare sjöar. Under 1996-2011 provfiskades ca 200-300 sjöar per år, och senare ca 150 sjöar per år, men många av dem fiskades bara vid ett eller ett fåtal tillfällen. Trendsjöarna utgör nu en större andel än tidigare av årligt antal provfiskade sjöar.

Data från nätprovfisken har länge använts i miljöanalys och forskning, för att besvara frågor om fiskars förekomst och utbredning, fisksamhällets sammansättning och funktion, och inte minst om hur de påverkas av förändringar i miljön. Offentligt finansierad övervakning och analys styrs av nationella miljömål och internationella överenskommelser, sedan år 2000 inte minst av EU:s ramdirektiv för vatten och dess implementering i svensk vattenförvaltning.

Denna rapport fokuserade på provfisken i miljöövervakningens trendsjöar, deras historia (t.o.m. 2007), nuläge (2007-2020) och framtida utvecklingsbehov. Syftet är att:

- beskriva förändringar i fiskövervakningen i trendsjöar över tid
- utvärdera fisksamhällenas tillstånd och trender
- sammanfatta kunskap som programmet har bidragit till
- diskutera framtida övervakningsbehov och ge förbättringsförslag

I trendsjöarna fångades totalt 26 fiskarter, vilket motsvarar ca hälften av de inhemska sötvattensfiskarna i landet. I enskilda sjöar fångades 1-11 fiskarter (medelvärde 5,6). Abborre (*Perca fluviatilis*) och gädda (*Esox lucius*) fanns i alla utom tre högt belägna sjöarna, där det bara fanns röding (*Salvelinus alpinus*) och öring (*Salmo trutta*). Totalt sett dominerade icke signifikanta trender både för total och artspecifik abundans (Npue), biomassa (Bpue) och medelvikt, och för de fiskindex som används för bedömning av ekologisk status. Ingen av fiskarterna ökade eller minskade på ett enhetligt sätt i de sjöar de förekom, men ibland var det stor variation mellan år som kan förklaras av variation i rekrytering av nya årsklasser. Fiskens tillväxt, maxlängd och maxålder varierade mycket, både mellan fiskarter och mellan sjöar för samma fiskart. Andelen unga individer (ålder 1-3) av abborre och mört (*Rutilus rutilus*) minskade generellt från söder till norr. På samma breddgrad var andelen unga fiskar av dessa arter oftast lägre i sura (pH < 6) än i neutrala sjöar. För sjöar som bedömdes ha lägre än god ekologisk status, visade fiskindexens delparametrar de avvikelser från referensvärden som kan förväntas i antingen sura eller mer näringsrika sjöar.

I rapporten ges många exempel på hur provfiskedata från trendsjöarna oftast har använts tillsammans med data från andra svenska eller utländska sjöar. Dataurvalen varierade beroende på frågeställningar och på tillgång till andra data om fiskens miljö i de aktuella sjöarna. Trendsjöarna hade stor betydelse för utvecklingen av de nuvarande bedömningsgrunderna, och som referenser i omfattande uppföljning av kalkningens effekter på fisk i försurade sjöar. De bidrog också till bredare kunskap om fisk i europeiska sjöar, om arktisk biodiversitet och om fisk och klimat. Fiskövervakningen i trendsjöarna kompletterades ibland med annan provtagning, för t.ex. övervakning av miljögifter eller studier av morfologi, födoval eller genetik, ofta som delar av examensarbeten och doktorandprojekt.

Fiskövervakningen i trendsjöarna kan behöva förändras, för att möta nya krav på svensk miljöövervakning. Befintliga data bör användas i konsekvensanalyser av reducerat antal nät per provfiske eller ändrad frekvens från årligen till vart annat år. Temperaturloggar kan ge bättre uppföljning av lokala effekter av ett förändrat klimat. Vi vill också gärna testa syrgasmätning i samband med temperaturprofilmätning, något som en del regionala utförare av nätprovfisken redan gör.

## Abstract

Since 2007, 45 Swedish lakes have regular sampling of fish with multi-mesh Nordic gillnets, in national environmental monitoring of water chemistry and biology in trend lakes. They are relatively unaffected by local disturbances, and therefore references to more impacted lakes. Recovery from previous acidification started already before the monitored period. Fish data are available in the national database NORS, just as similar data from other performers of fish sampling in lakes. The Nordic gillnets were first used in 1993, and since then in most other fish sampling programs. Standard sampling comprise benthic gillnets spread over the whole lakes, and pelagic gillnets in deeper lakes. During 1996-2011 ca 200-300 were sampled each year, but since then only ca 150 lakes per year, but most of them were sampled only once or a few times. The 45 trend lakes now makes up a larger proportion of annually sampled lakes.

Data from gillnet samples have a long history in environmental assessment and research, for answering questions on fish distribution, community structure and function, and on how they are affected by environmental changes. Governmentally funded monitoring and assessment are regulated by national environmental goals and international agreements, since 2000 not the least by EU's Water Framework Directive, and its implementation in Swedish water management.

This report focuses on fish sampling in 45 trend lakes, their history (until 2007), present state (2007-2020) and future development needs. The aims are to:

- describe temporal changes in the fish monitoring in trend lakes
- evaluate state and trends of the fish communities
- summarize the programs contribution to knowledge
- discuss future monitoring needs and suggest improvements

In total, 26 fish species were caught in the trend lakes, i.e. about half of the Swedish freshwater fish. 1-11 species occurred within lakes (mean 5,6). Perch (*Perca fluviatilis*) and pike (*Esox lucius*) occurred in all except three lakes at the highest elevation, where only Arctic charr (*Salvelinus alpinus*) and brown trout (*Salmo trutta*) occurred. Insignificant trends were most frequent, both for total and species-specific abundance (N<sub>pue</sub>), biomass (B<sub>pue</sub>), and for fish indices of ecological status. No fish species increased or decreased in a uniform way in all lakes where they occurred, but high between-year variation was sometimes related to variation in recruitment of new year-classes. Fish growth, maximum length and age varied a lot, both between species and between lakes within species. The proportion of young individuals (age 1-3) of perch and roach (*Rutilus rutilus*) generally decreased from south to north. Latitude-specific proportion of young fish was often lower in acidic (pH < 6) than in neutral lakes. For lakes with assessed status lower than good, single metrics in multi-metric indices differed from reference values as expected for either acidic or more nutrient-rich lakes.

In this report, many examples describes how fish data from the trend lakes were most often used together with data from other Swedish lakes or in international data sets. Data selection depended on study objectives and the availability of suitable environmental data. Trend lakes were very important for development of assessment methods, and as references for monitoring of effects of liming acidified lakes. They also contributed to broader knowledge on fish in European lakes, on Arctic biodiversity, and on fish in relation to climate. The fish monitoring in trend lakes were sometimes integrated with other sampling, e.g. for monitoring of pollutants or studies of variation in fish morphology, diet or genetics, often as part of masters or PhD student projects.

Fish monitoring in trend lakes might need changes to meet new requirements for Swedish environmental monitoring. Available data should be used to reveal consequences of reductions in annual sampling effort per lake or in temporal sampling. Temperature loggers may improve monitoring of local effects of climate change. Inclusion of oxygen measurement in addition to temperature profiles might improve interpretation of fish data, as already done in some other fish sampling programs.

# Innehållsförteckning

<b>1. Inledning</b> .....	<b>7</b>
<b>2. Historia (före revisionen 2007)</b> .....	<b>9</b>
2.1. Nationell miljöövervakning av mindre sjöar .....	9
2.2. Provfisken inom miljöövervakningen .....	10
2.3. Redovisning och användning av provfiskedata .....	12
<b>3. Nuläge (2007-2020)</b> .....	<b>15</b>
3.1. Miljöövervakningsuppdraget fr.o.m. 2007 .....	15
3.2. Underlag till nulägesbeskrivning.....	16
3.3. Fiskfaunan i provfiskade trendsjöar .....	17
3.4. Tidsserier med måttlig geografisk täckning .....	21
3.5. Ålder och andra observationer på individnivå .....	22
3.6. Nya möjligheter med digitaliserade djupkartor .....	32
3.7. Bred användning av data från trendsjöarna .....	34
3.8. Utveckling av bedömningsgrunder .....	35
3.9. Bedömning av trendsjöarnas ekologiska status .....	37
3.10. Referenser till kalkningsverksamheten.....	43
3.11. Bredare kunskap om fisk i europeiska sjöar.....	45
3.12. Bredare kunskap om arktisk biodiversitet.....	47
3.13. Ny kunskap om fisk och klimat .....	48
3.14. Kompletterande individprover och analyser .....	49
3.15. Annat delvis baserat på provfisken i trendsjöarna .....	51
<b>4. Framtida behov</b> .....	<b>53</b>
4.1. Trendsjöarnas representation i vattenförvaltningen .....	54
4.2. Provfisken i olika program och sjötyper.....	55
4.3. Om modifierad nätläggning i tid och rum.....	57
4.4. Om alternativa metoder för fiskövervakning .....	59
4.5. Om kompletterande provtagning i provfiskade sjöar .....	61
<b>5. Förändringar och konsekvensanalyser</b> .....	<b>63</b>
<b>6. Referenser</b> .....	<b>64</b>
<b>7. Tack</b> .....	<b>74</b>

8. Bilaga 1-11.....	75
---------------------	----

# 1. Inledning

Det finns många olika sätt att övervaka fisk beroende på syftet med undersökningen (CEN 2006, Radinger m.fl. 2019). Inom miljöövervakning handlar det om att undersöka både artsammansättning och mängden fisk av olika arter, men även fiskens storleksfördelning, ålder och tillväxt. Varje provfiskemetod har sina begränsningar, och standardisering är därför viktigt för att kunna jämföra provfiskeresultat mellan områden och över tid. Nät är passiva redskap som kan placeras längs sjöbotten på olika djup, eller flytande på olika nivåer i den fria vattenmassan. Med olika maskstorlekar fångas fisk av olika storlek av de flesta sjölevande fiskarter, även om fångsteffektiviteten varierar beroende på fiskens kroppsform och beteende. Översiktsnät är sammansatta av flera sektioner med olika maskstorlekar, och provfiske med översiktsnät har använts i Sverige sedan slutet av 1960-talet (Hammar and Filipsson 1985, Degerman et al. 1988). Nätens sammansättning av maskstorlekar har varierat över tid, både i Sverige och i andra länder. I början av 1990-talet utvecklades en gemensam typ av nordiska översiktsnät (Appelberg m.fl. 1995), som används i den provfiskemetod som senare blev både svensk och europeisk standard (Appelberg 1995, Kinnerbäck 2001, CEN 2015, Havs- och vattenmyndigheten 2016).

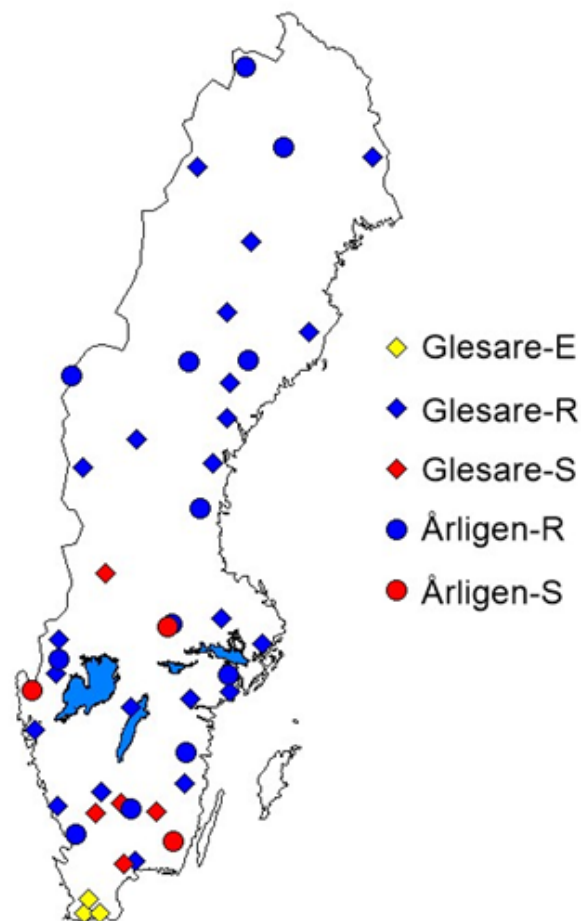
Denna rapport fokuserar på de standardiserade provfisken med nordiska översiktsnät som idag utförs i 45 av 107 trendsjöar (Figur 1, se definition nedan) inom programområdet Sötvatten. De utgör 0,2 % av totalt 23 603 svenska sjöar av en storlek mellan 10-1000 ha, vilket är det storleksintervall som den använda provfiskemetoden är bäst anpassad till. Alla trendsjöar är obetydligt påverkade av jordbruk, bebyggelse och lokala punktutsläpp, med avrinningsområden dominerade av skog eller kalvfjäll, men flera av sjöarna ligger i områden som är eller har varit påverkade av försurning. Trendsjöarna utgör därför ett referensnät över tillstånd och diffus påverkan i landets många mindre sjöar. Provfiskeprogrammet i trendsjöarna har haft sin nuvarande form sedan 2007.

Vid den senaste programrevisionen ökades antalet provfiskade trendsjöar från 35 till 45 (Holmgren 2006, Marklund 2008), efter en analys av insamlade data från 1994-2006 (Holmgren 2007). Mycket har hänt i miljöförvaltningen sedan 2007, en tidsperiod med drygt två förvaltningscykler i EUs arbete med ramdirektivet för vatten och med art- och habitatdirektivet. Förvaltningens ändrade krav behandlades i en utvärdering av miljöövervakningens trend- och omdrevsprogram i sjöar

(Fölster m.fl. 2014), men då nämndes fiskövervakningen bara i förbigående. Denna rapport syftar därför till att:

- beskriva förändringar i fiskövervakningen i trendsjöar över tid
- utvärdera fisksamhällenas tillstånd och trender
- sammanfatta kunskap som programmet har bidragit till
- diskutera framtida övervakningsbehov och ge förbättringsförslag

Historiebeskrivningen börjar med hur fiskövervakningen på 1990-talet kom med och kompletterade tidigare vattenkemiska och biologiska program i den nationella miljöövervakningen. Nulägesbeskrivningen omfattar tiden med nuvarande program sedan 2007, inklusive hur provfisken i trendsjöarna har mött samhällets behov av fiskövervakning i landets sjöar. Där ingår resultat som programmet själv har genererat och hur det totala behovet har kompletterats med provfisken i andra nationella och regionala övervakningsprogram. Avslutningsvis behandlas framtida utvecklingsbehov, inom delprogrammet trendsjöar såväl som ur ett bredare nationellt perspektiv.



Figur 1: Geografisk fördelning av 45 trendsjöar. Runda punkter markerar sjöar som provfiskas varje år, och diamanterna står för glesare provfiskefrekvens (vart sjätte år). Färgerna representerar tre eutrofa sjöar (E, gult, totalfosfor 35-50 µg/l), sju sura sjöar (S, rött, pH < 6) och resten är mer opåverkade referenssjöar (R, blått).



## 2. Historia (före revisionen 2007)

### 2.1. Nationell miljöövervakning av mindre sjöar

Naturvårdsverkets mer storskaliga övervakning av mindre sjöar inleddes med sjöinventeringsprojektet 1972 (Johansson och Karlgren 1974), då vattenprover togs vid ett tillfälle i början av augusti i 1250 sjöar. Många av sjöarna ingick senare i en växande nationell kalkningsverksamhet, i syfte att motverka negativa effekter av försurning. Parallellt med det initierades år 1983 vattenkemiska undersökningar i okalkade, så kallade referenssjöar, fördelade över hela landet. Under 1983-1994 provtogs 169-192 referenssjöar, 2-4 gånger per år (Wilander 1997). Alla sjöar provtogs under två stabila perioder (vinter och sensommar) och de flesta även under ”suraste period” (under snösmältning på våren och i många län även på hösten). Under 1988 valdes 26 av referenssjöarna ut för månatlig provtagning av vattenkemi, växtplankton och djurplankton, samt årlig provtagning av littoral, sublittoral och profundal bottenfauna (Persson 1997). År 1994 inleddes också fiskövervakning i 14 av sjöarna (Andersson m.fl. 1995). Under de nästföljande åren provfiskades betydligt fler av de referenssjöar som redan hade annan övervakning. Efter ett par år fastställdes ett program med årligt provfiske i elva sjöar, och ytterligare 24 sjöar med provfiske vart tredje år. Programmet löpte vidare t.o.m. 2006, och 2007 inleddes det reviderade program som fortfarande pågår. Revisionen (Holmgren 2006) syftade till att få:

- fler sjöar med årligt provfiske,
- fler sjöar per sexårig förvaltningscykel enligt ramdirektivet för vatten,
- bättre fördelning av sjöar mellan limniska regioner (Naturvårdsverket (2006)
- obetydligt ökade kostnader för programmet.

För att nå delvis motstridiga mål ökades antalet årligen provfiskade sjöar från 11 till 15, medan provfiskefrekvensen reducerades från vart tredje till vart sjätte år för resterande sjöar. När budgeten möjliggjorde provfiske av 20 istället för 19 sjöar om året, kunde det totala antalet provfiskesjöar ökas från 35 till 45. För att öka antalet sjöar med årligt provfiske ökades även provfiskefrekvensen i fyra av de sjöar som tidigare fiskades vart tredje år. Urvalet begränsades till sjöar i tidigare underrepresenterade regioner, förutsatt att sjöarna varken var sura eller eutrofa. Kompletteringen med tio nya sjöar gjordes genom urval av befintliga trendsjöar

med annan provtagning. Urvalet begränsades till sjöar inom storleksintervallet 10 – 1000 ha. Den nedre gränsen sattes för att kunna tillämpa standardiserat provfiske med minst åtta bottennät i alla sjöar, och den övre för att inte behöva använda mer än maximalt 48 bottennät (Havs- och vattenmyndigheten 2016). Även här gjordes urvalet bland trendsjöar som inte var sura. Däremot inkluderades ytterligare en av de mindre näringsrika sjöarna i Skåne, för att öka representationen i denna region. Fördelningen av provfiskesjöar mellan regioner före och efter revisionen framgår av Tabell 1, och alla sjöar är listade i Bilaga 1.

Tabell 1: Antal provfiskade trendsjöar med olika provfiskefrekvens före och efter programrevision, totalt och fördelade mellan limniska ekoregioner 1-7 (se fotnot). Frekvens 1 = årligen, 1/3 = vart 3-e år och 1/6 = vart 6-e år.

Frekvens	Före revision (t.o.m. 2006)								Efter revision (fr.o.m. 2007)							
	1	2	3	4	5	6	7	Totalt	1	2	3	4	5	6	7	Totalt
1 = årligen	1	3	1	3		2	1	11	2	4	2	3		3	1	15
1 / 3 = vart 3-e år	2	6	2	5	3	4	2	24								
1 / 6 = vart 6-e år									1	6	4	6	5	6	2	30
<b>Totalt</b>	<b>3</b>	<b>9</b>	<b>3</b>	<b>8</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>35</b>	<b>3</b>	<b>10</b>	<b>6</b>	<b>9</b>	<b>5</b>	<b>9</b>	<b>3</b>	<b>45</b>

Limnisk ekoregion: 1=Fjällen över trädgränsen, 2=Norrlands inland, under trädgränsen över högsta kustlinjen, 3=Norrlands kust, under högsta kustlinjen, 4=Sydöst, söder om norrlandsgränsen, inom vattendelaren till Östersjön, under 200 m.ö.h., 5=Södra Sverige, Skåne, 6=Blekinges kust och del av Öland, Sydväst, söder om norrlandsgränsen, inom vattendelaren till Västerhavet, under 200 m.ö.h., 7=Sydsvenska höglandet, söder om norrlandsgränsen, över 200 m.ö.h.

De 45 provfiskade trendsjöarna som sedan 2007 ingår i programmet varierar i höjd över havet (19-850 m), area (10-730 ha), maxdjup (3-47 m) och medeldjup (0,7-13,5 m, Bilaga 2). 42 av 45 provfiskade trendsjöar var tidigare referenssjöar till kalkningsverksamheten (Wilander 1997), och 17 av dem var med bland de 26 referenssjöar som sedan 1988 också inkluderade biologisk övervakning av växtplankton, djurplankton och bottenfauna (Nisell 1990, Persson 1996).

## 2.2. Provfisken inom miljöövervakningen

Provfisken i sjöar inom nationell miljöövervakning har sedan 1994 utförts med nordiska översiktsnät (Appelberg m.fl. 1995, Kinnerbäck 2001), och på det sätt som nu är svensk och europeisk standard (CEN 2015) och enligt en undersökningstyp inom svensk miljöövervakning (Havs- och vattenmyndigheten 2016). Från och med 1996 levereras data till det nationella datavärdskapet för fisk, närmare bestämt till provfiskedatabasen NORS ([www.slu.se/sjoprovfiskedatabasen](http://www.slu.se/sjoprovfiskedatabasen)). Där finns också data från äldre provfisken i en del av de trendsjöar som ingår i nuvarande program

(se Bilaga 3). Före 1994 användes dock mest andra typer av översiktsnät, vilket försvårar jämförelser med nyare resultat från standardiserade provfisken (se t.ex. Holmgren och Petersson 2021).

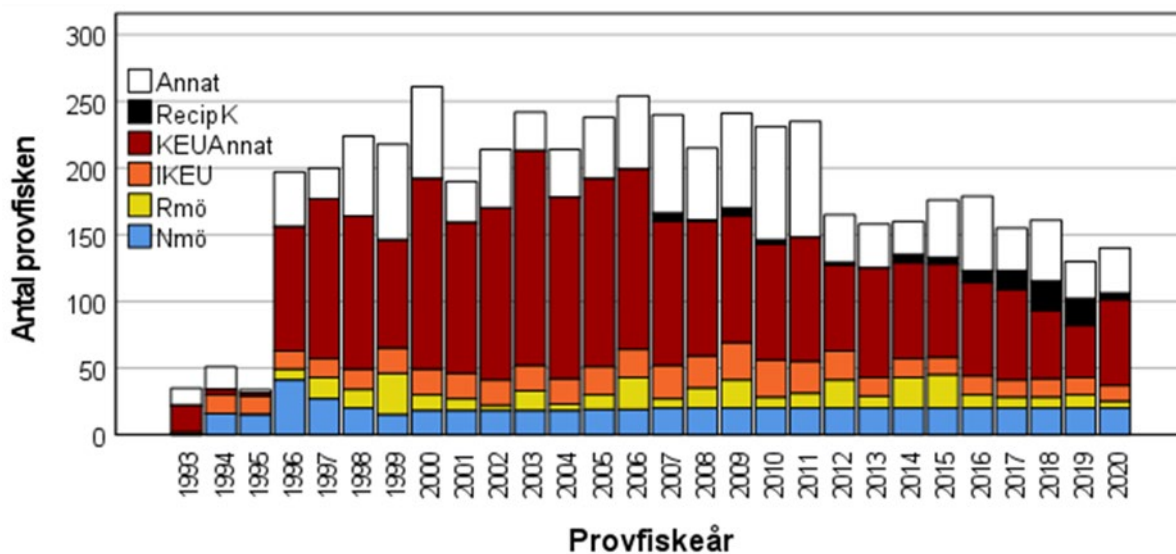
De nordiska översiktsnäten har tolv sektioner (2,5 m långa och 1,5 m höga), med olika maskstorlekar (5-55 mm), i en geometrisk serie, där ordningen mellan sektionerna ursprungligen slumpades ut. Standardiserat provfiske utförs under sommaren (juli-augusti). Totalt antal bottennät specificeras beroende på sjöns area och djup, och näten placeras över hela sjön enligt en djupstratifierad design (Kinnerbäck 2001). I sjöar med maxdjup över 10 m används dessutom pelagiska nät, som sätts i en djupprofil i det djupaste området i sjön. De pelagiska näten är 6 m höga med elva sektioner med maskstorlekar 6,25-55 mm, därför att 5 mm sektionen inte kunde tillverkas för de djupare näten.

Fältarbetet inkluderade redan från början läggning och upptag av näten, identifiering av fångade arter, längdmätning av alla individer, vägning av total biomassa per nät, samt provtagning av stickprover för åldersbestämning av åtminstone de dominerande fiskarterna i varje sjö. Tidigare registrerades fångsterna på pappersprotokoll (se Havs- och vattenmyndigheten 2016), och datainmatning utfördes så snart som möjligt efter fältarbetet. För åldersbestämning togs prover direkt i fält, i form av otoliter (hörselstenar) och andra hårda vävnader beroende på fiskart (gällock från abborre, fjäll från karpfiskar, sik och siklöja, cleithrumben från gädda). Åldersproverna förvarades torrt i fjällprovpåsar, och på påsarna noterades också fiskens längd, vikt och kön. Fr.o.m. 1999 registrerades också maginnehållet hos de potentiellt fiskätande arterna abborre, röding och öring. Primärt användes tre grova kategorier (T = tom, F = fisk eller fiskrester, A = endast annan föda), och ibland fördes anteckning om makroskopiskt identifierade byten. För höstlekande fiskarter (röding, sik, siklöja och öring) kategoriserades oftast även gonadernas storlek och form. Hanarnas gonader (testiklar) klassades beroende på hur svällda de var (variabel StadM i fyra klasser; 1: smal, 2: något, 3: ojämnt eller 4: jämnt svällda), där högre värden indikerade att de sannolikt förberedde sig för lek senare samma år. Honornas gonader (ovarier) beskrevs på två sätt, dels som relativ längd i förhållande till bukhålans längd och dels som romkornens storlek. Den relativa gonadlängden angavs i en av fyra klasser (1/3, 1/2, 3/4 eller 1/1) och de största romkornens diameter avrundades med ögonmått till fyra klasser (0: < 0,5 mm, 1: ca 1 mm, 2: ca 2 mm, 3: minst 3 mm).

Efter fältarbetet registrerades insamlade data och levererades till datavärd. På laboratoriet utfördes åldersbestämning med preparerings- och analysmetoder anpassade för olika arter (Reizenstein 2012, Holmgren 2013). Metoderna vidareutvecklades och interkalibrerades, både internt på Sötvattenslaboratoriet (Mosegaard m.fl. 1989) och i samarbete med kolleger från andra länder (Appelberg m.fl. 1995, Raitaniemi m.fl. 1998, Appelberg m.fl. 2005). Åldersdata samlades i en

separat åldersdatabas, men med hjälp av sjöidentitet och provfiskedatum kan åldersdata kopplas till övriga provfiskedata i NORS.

Sedan provfisker med nordiska nät kom med i den nationella miljöövervakningen, har antalet provfiskade sjöar per år varit relativt konstant, speciellt jämfört med provfisker utförda i annan typ av övervakning (Figur 2). Den mest påtagliga förändringen är en kraftig minskning av antalet provfiskade sjöar inom nationell och regional kalkningseffektuppföljning. Den nationella miljöövervakningen utgör därmed en ökande andel av det totala antalet provfisker per år.



Figur 2: Antalet utförda provfisker med nordiska översiktsnät per år, fördelat på olika typer av övervakningsprogram. Nmö = nationell miljöövervakning, Rmö = regional miljöövervakning, IKEU = integrerad kalkningseffektuppföljning, KEUAnnat = annan kalkningseffektuppföljning, RecipK = recipientkontroll och Annat = annan övervakning eller inventering. Data ur NORS 2021-09--03.

### 2.3. Redovisning och användning av provfiskedata

Tidigare redovisades senaste årets resultat i tryckta rapporter (senast Dahlberg 2004). Därefter gjordes motsvarande redovisning endast för digital nedladdning, senast för provfisker utförda 2008 (<https://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/miljoanalys/datainsamling/provfisken/provfiske-i-sjoar/provfiske-i-sjoar-resultat-och-publicationer/>). Sedan dess har sådan sjöspecifik redovisning ersatts av tabeller och figurer som fritt kan laddas ner via datavärden för fisk ([www.slu.se/sjoprovfiskedatabasen](http://www.slu.se/sjoprovfiskedatabasen)).

Resultatredovisningarna för enskilda sjöar fyllde en viktig funktion som återkoppling till alla de fiskerättsägare som hade gett tillstånd till provfisker i deras sjöar. I början hade de också en mer generell funktion att illustrera variation mellan sjöar och mellan år i samma sjö, för t.ex. fångst per ansträngning (Npue, numbers

per unit effort, för antal och Bpue, biomass per unit effort, för biomassa) och längdfördelningar av olika fiskarter. Med tiden blev sådan rapportering både tidsödande och för slentrianmässig, med indirekta tolkningar av hur t.ex. temperaturförhållanden, surhet och näringsämnen eventuellt bidrog till den observerade variationen i fiskens tillstånd och utveckling.

Med data från det första årets provfisken i 14 miljöövervakningssjöar, illustrerades potentialen för beskrivning av sjöns status utifrån fisksamhällets storlek och sammansättning (Andersson m.fl. 1995). Naturvårdsverkets första bedömningsgrunder för miljö kvalitet inkluderade sedan ett multimetriskt index med nio indikatorer för fisk i sjöar (Appelberg m.fl. 1999). Då användes miljöövervakningens data tillsammans med provfiskedata från många fler sjöar i databasen NORS. Ur provfiskefångsten beräknades indikatorer som beskriver fisksamhällets struktur och funktion, eller mer specifikt olika mått på artdiversitet, individtäthet, biomassa, andelar av karpfiskar och av fiskätande abborrfiskar, förekomst av försurningskänsliga arter och stadier, andel av arter tåliga mot låga syrgashalter och andel främmande arter. Fördelningar av indikatorvärden kategoriserades i fem tillståndsklasser. Sjöspecifika jämförvärden beräknades via samband mellan indikatorvärden och sjöarnas höjd över havet, area och maxdjup, men utan hänsyn till kända miljöproblem. Avvikelse från jämförvärden kategoriserades också i fem klasser, och medelvärdet av indikatorernas avvikelser blev ett index (ibland kallat FIX), som under några år användes för sammanvägd bedömning av miljö kvalitet.

Provfisken i både de sura och de neutrala miljöövervakningssjöarna användes i jämförelser med provfisken i kalkade sjöar. Antalet fiskarter ökade med tiden efter kalkning och närmade sig artrikedomen i neutrala referenssjöar (Appelberg 1998). Däremot var andelen abborre högre, och andelarna av karpfiskar och pelagiska fiskarter lägre, i kalkade än i neutrala sjöar. Både sura och kalkade sjöar fick större avvikelser från jämförvärden, jämfört med neutrala referenssjöar, i det sammanvägda fiskindexet i de första bedömningsgrunderna (Appelberg m.fl. 1999). Provfiskedata från miljöövervakningens trendsjöar bidrog också till utveckling av bedömningsgrunder för försurning, genom att förekomst av försurningskänsliga arter och stadier relaterades till olika fysikalisk-kemiska försurningsrelaterade parametrar (Holmgren & Buffam 2005, Fölster m.fl. 2007).

Provfiskedata från trendsjöarna användes också i andra syften tillsammans med data från andra sjöar. Med data från 1994-1997 analyserades mellanårsvariation i olika art- och storleksbaserade mått (Holmgren 1999). Mellanårsvariationen i totalt antal individer och biomassa per ansträngning var inte högre än precisionen på drygt 20 %, antalet arter och storleksklasser varierade ännu mindre, medan biomassan hos enskilda arter och storleksklasser varierade betydligt mer. Det indikerade att den totala mängden fisk oftast var relativt stabil, även om förhållandet mellan arter och storleksklasser varierade. I en annan studie av 161

sjöar fann vi att klimatfaktorer och sjöns produktivitet förklarade det mesta av variationen i fiskarters biomassa, medan biomassa inom storleksklasser och trofiska grupper påverkades mer av lokala faktorer som pH och sjö morfometri (Holmgren & Appelberg 2000). Abborrens storleksspecifika tillväxt förklarades mer av fiskesamhällets struktur än av abiotiska skillnader mellan sjöar (Holmgren & Appelberg 2001), vilket indikerade att konkurrens och predation ofta maskerar effekter av kontrollerande faktorer som till exempel vattentemperatur.

År 2000 kom EU:s ramdirektiv för vatten (European Commission 2020), som bland annat gav normativa definitioner för hög, god och måttlig ekologisk status för fiskfaunan i sjöar. Definitionerna beskriver kvalitativt olika grad av avvikelse i artsammansättning, abundans och åldersstruktur, jämfört med ett opåverkat referenstillstånd. Vid Sveriges första rapportering av fiskfaunans status i sjöar och vattendrag användes ovan nämnda bedömningsgrunder (Holmgren m.fl. 2004), men därefter utvecklades nya bedömningsgrunder utifrån tydligare avgränsade referenstillstånd. Nya data från miljöövervakningens trendsjöar blev viktiga underlag för att modellera sjöspecifika referensvärden för åtta indikatorer som senare valdes ut till fiskindexet EQR8 (Holmgren m.fl. 2007). Det gäller både de trendsjöar som provfiskades inom den nationella miljöövervakningen och andra trendsjöar som provfiskades inom regional miljöövervakning eller övervakning med andra huvudsyften. Tyvärr saknades åldersdata fortfarande från de flesta av alla provfiskade sjöar som bedömningsgrunderna skulle tillämpas på. Därför kunde åldersstrukturen bara grovt indikeras via fiskens storlek.

## 3. Nuläge (2007-2020)

### 3.1. Miljöövervakningsuppdraget fr.o.m. 2007

De årliga uppdragen från Havs- och vattenmyndigheten omfattade liksom tidigare fältarbete, åldersbestämning av ett urval av fångade individer och leverans av data till nationell datavärd. Dessutom tillkom redovisning av officiell statistik (<https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/data-och-statistik/officiell-statistik/officiell-statistik--havs--och-vattenmiljo/fisk-i-sjoar.html>). Där redovisas klassningar av ekologisk status bedömd med fiskindexet EQR8, och med två nya interkalibrerade norsk-svenska index (Homgren m.fl. 2018, Havs- och vattenmyndigheten 2018a), som svarar mer specifikt på surhet (AindexW5) respektive näringspåverkan (EindexW3). Datavärden har också successivt utvecklat sin presentation av data i provfiskedatabasen NORS. Nedladdningsbara rapporter av beräknade variabler har fortlöpande anpassats efter olika användares behov. Flera fiskerättsägare kräver ändå sjöspecifika resultatsammanställningar när de ger sina årliga provfisketillstånd. På senare år har behovet tillfredsställts genom personligt riktade brev, med korta beskrivningar kopplade till ett urval av sjöspecifika rapporter från datavärdens webbplats.

Den standardiserade provfiskeansträngningen (antal nätnätter) varierar mellan de 45 trendsjöarna (Bilaga 3), med mellan 8-48 bottensatta och 0-12 pelagiska nätnätter per sjö, beroende stor variation i sjöarnas area och maxdjup (Bilaga 2). 22 av sjöarna har provfiskats med exakt samma nätansträngning i alla utförda provfisken sedan 1994, inklusive sju sjöar med årliga provfisken. I de resterande 23 sjöarna har ansträngningen varierat mellan år av olika orsaker (Tabell 2).

Ibland har två eller flera pelagiska nät använts på större djup än vad som lämpligt i respektive sjö. Till exempel användes pelagiska nät bara ett av 27 år i den lilla sjön Rotehogstjärnen (16 ha) där djup > 6 m bara utgör 22 % av sjöns area. I andra fall har för kraftig vind hindrat läggning av pelagiska nät på alla planerade djupnivåer inom den givna tidsramen. Hårt väder har speciellt drabbat provfisken i den fjällnära sjön Abiskojaure, vilket resulterade i att färre än planerat antal nät användes vid sex av 27 provfisken. Vi har också aktivt reducerat nätansträngningen i flera sjöar med relativt små djupområden, genom att slå ihop de två djupaste djupintervallen till ett och planera den totala nätsatsen därefter. Detta gäller både

Krageholmssjön, Harasjön, Hjärtsjön, Dagarn, Bjännsjön, Pahajärvi och Jutsajaure, i flera fall efter att vi har lodat sjöarna och tillverkat bättre djupkartor (Holmgren m.fl. 2020).

Tabell 2: Trendsjöar med varierande nätansträngning mellan år. Kolumnerna B och P visar nuvarande ordinarie antal bottensatta (B) och pelagiska (P) nät per provfiske. N PF är antal utförda provfisken under perioden 1994-2020. Gula rader markerar årligen provfiskade sjöar.

VattenID	Namn	N			Avvikande nätansträngning
		B	P	PF	
615365-134524	Havgårdssjön	16	0	5	8B 1998, 11B 2002
615375-137087	Krageholmssjön	24	0	9	16 B + 2 P 1994
628606-133205	Stora Skärsjön	16	2	27	16 B + 4 P 1996
632231-136476	Harasjön	16	0	8	24 B 1995-2006
632515-146675	Hjärtsjön	16	0	7	24 B 1996-2000
633344-130068	Skärsjön	40	6	3	48 Bdrot14 1995
633989-140731	Älgarydssjön	8	0	8	12 Bdrot14 1995
651573-152481	Skärgölen	16	4	7	16B+2P 2012
652902-125783	Rotehogstjärnen	8	0	27	8B+2P 1996
663532-148571	Övre Skärsjön	40	8	27	40B+10P 1994-1996 & 1998
664197-149337	Dagarn	24	2	19	32B+4P 1996-2010 & 2012-2013, 32B+2P 2014-2017
665175-157559	Siggeforasjön	24	0	2	23B 2009
672729-138082	Gipsjön	24	2	7	24B+0P 1999
683673-154083	Stensjön	24	2	27	23B+2P 2017
690617-134197	Övre Fjätsjön	24	4	6	24B+2P 2006
698918-158665	Valasjön	40	8	2	40B+6P 2015
704955-159090	Hällvattnet	48	12	2	48B+6P 2018
708512-152086	Degervattnet	32	4	19	33B+4P 1999
713404-172465	Bjännsjön	8	0	6	16B 1996-2006
741340-153576	Njalakjaure	16	4	7	20B+4P 1996
742829-183168	Pahajärvi	24	2	5	32B+4P 2001-2007
744629-167999	Jutsajaure	16	0	27	24B+2P 1994-2007, 24B+0P 2008-2010
758208-161749	Abiskojaure	48	10	27	48B+8 P 1994, 2016 & 2020, 46B+6P 2007, 44B+8P 2009, 41B+0P 2012

Under åren 2007-2013 togs åldersprover från totalt 2 708-3 028 fiskar per år, i genomsnitt 145 prover per sjö och år. Därefter gavs tydligare fältinstruktioner anpassade till tidigare fångster i respektive sjö. Under 2014-2020 togs i genomsnitt 155 åldersprover per sjö och år, eller totalt 2 983-3 205 prover beroende på vilka sjöar som provfiskades under specifika år. På laboratoriet åldersbestämde oftast minst lika många fiskar per år, men inte exakt de som fångades och provtogs under det närmast föregående året. Ålderslaboratoriet analyserar vanligen prover från färre än 20 av trendsjöarna per år, men istället oftast två eller flera års prover från samma sjö och fiskart, för att öka analysernas effektivitet och kvalitet. Proverna prepareras och åldersbestäms enligt tidigare beskrivna och art- eller artgruppsspecifika metoder (Reizenstein 2012, Holmgren 2013).

### 3.2. Underlag till nulägesbeskrivning

I den följande nulägesbeskrivningen används både tidigare opublicerade dataserier och beskrivningar från publicerade arbeten från 2007 och senare. För nya illustrationer och analyser användes data ur provfiskedatabasen NORS, därtill



kopplade data från Sötvattenslaboratoriets åldersdatabas, och ibland även vattenkemiska data från MVM-databasen (<https://miljodata.slu.se/mvm/>). Använda variabler och tidsperioder beskrivs där de används, liksom olika beräkningar och andra analyser.

### 3.3. Fiskfaunan i provfiskade trendsjöar

I de 45 trendsjöarna fångades totalt 26 fiskarter vid ett eller flera nätprovfiske under 1994-2020 (Tabell 3). Det är ungefär hälften av de inhemska fiskarterna i svenska sötvatten (<https://www.fishbase.se>), inklusive de flesta av de vanligast förekommande fiskarterna (Schreiber m.fl. 2003, Appelberg m.fl. 2004). Groplöja är den enda av de förekommande arterna som inte räknas som inhemsk, eller naturligt förekommande, i Sverige, utom i några skånska vattensystem. Groplöja observerades bara i två skånska sjöar, vid två provfisken i Havgårdssjön och ett i Krankesjön.

Tabell 3: Fiskarter som har fångats vid minst ett provfiske i 45 trendsjöar t.o.m. 2020. I tabellen anges antal sjöar (N sjöar) och antal provfisken (N PF) med fångst av arten, maximalt antal individer per nätansträngning i bottenatta (NpueB) respektive pelagiska nät (NpueP), samt antal åldersbestämda individer t.o.m. 2021-04-09 (N ålder).

Fiskart	Vetenskapligt artnamn	Familj	N sjöar	n PF	Max NpueB	Max NpueP	N ålder
Abborre	<i>Perca fluviatilis</i>	Percidae	42	536	261	657	31 392
Gädda	<i>Esox lucius</i>	Esocidae	42	443	2,0	1,5	342
Mört	<i>Rutilus rutilus</i>	Cyprinidae	36	456	136	788	22 476
Gers	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	Percidae	21	239	46,3	1,0	447
Sarv	<i>Rutilus erythrophthalmus</i>	Cyprinidae	14	110	10,2	21,5	218
Benlöja	<i>Alburnus alburnus</i>	Cyprinidae	13	121	13,7	71	1
Braxen	<i>Abramis brama</i>	Cyprinidae	11	94	13,6	3,0	735
Lake	<i>Lota lota</i>	Lotidae	11	50	0,5	0,5	21
Sutare	<i>Tinca tinca</i>	Cyprinidae	10	45	2,0	0,5	
Nors	<i>Osmerus eperlanus</i>	Osmeridae	8	69	7,6	104	1 809
Sik	<i>Coregonus lavaretus</i>	Coregonidae	8	114	7,3	142	4 266
Siklöja	<i>Coregonus albula</i>	Coregonidae	6	70	7,1	297	2 795
Röding	<i>Salvelinus alpinus</i>	Salmonidae	5	52	11,8	10	5 071
Björkna	<i>Abramis bjoerkna</i>	Cyprinidae	3	7	23,3		
Elritsa	<i>Phoxinus phoxinus</i>	Cyprinidae	3	10	5,2		34
Harr	<i>Thymallus thymallus</i>	Salmonidae	3	10	1,9	4,0	81
Ål	<i>Anguilla anguilla</i>	Anguillidae	3	6	0,2		
Öring	<i>Salmo trutta</i>	Salmonidae	2	17	2,7	0,5	528
Groplöja	<i>Leucaspis delineatus</i>	Cyprinidae	2	3	1,6		
Ruda	<i>Carassius carassius</i>	Cyprinidae	2	3	0,4		
Bergsimpa	<i>Cottus poecilopus</i>	Cottidae	2	3	0,2		
Småspigg	<i>Pungitius pungitius</i>	Gasterosteidae	2	4	0,1		
Stäm	<i>Leuciscus leuciscus</i>	Cyprinidae	1	1	0,4	1,8	
Nissöga	<i>Cobitis taenia</i>	Cobitidae	1	8	0,3		
Id	<i>Leuciscus idus</i>	Cyprinidae	1	13	0,2	0,2	
Gös	<i>Sander lucioperca</i>	Percidae	1	2	0,1		

Lokalt observerades totalt 1-11 fiskarter i de enskilda sjöarna (Bilaga 4), med ett medelvärde på 5,6 arter per sjö. Artrikedomen är därmed högre än det uppskattade genomsnittet på 3,2 fiskarter per sjö för svenska sjöar större än 4 ha (Rask m.fl.

2000), möjligen beroende på att de provfiskade trendsjöarna är minst 10 ha (Bilaga 2). Alla 26 fiskarter har fångats på bottensatta nät, och 17 av arterna har åtminstone sporadiskt även fångats i pelagiska nät. Abborre och gädda förekommer i 42 av sjöarna, och de är de enda två fiskarterna i två sjöar (Hjärtsjön och Gipsjön) av totalt åtta sjöar som fortfarande är sura (medel-pH < 6, Bilaga 5). I andra sjöar, både sura och neutrala, förekommer abborre och gädda tillsammans med en eller flera fiskarter, t.ex. mört som är den tredje vanligast förekommande fiskarten. Abborre och gädda saknas bara i de tre av de högst belägna sjöarna, där röding är den enda förekommande fiskarten (Njalakjaure och Abiskojaure) eller där röding förekommer tillsammans med öring (Stor-Björnsjön). Mört saknas dessutom i fyra sura sjöar, och i ytterligare två av de neutrala sjöarna i norra Sverige.

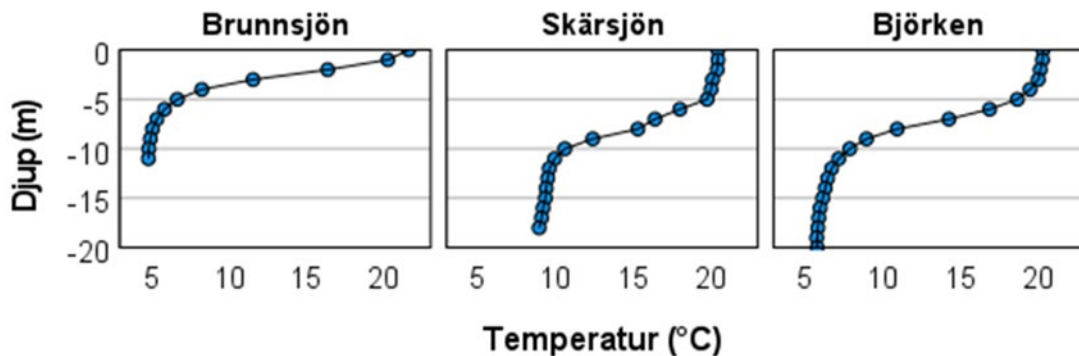
De standardiserade provfiskena ger relativa mått på mängden fisk, i form av antal (abundans) eller biomassa per nätansträngning ( $N_{pue}$  respektive  $B_{pue}$ ), både för enskilda fiskarter och totalt för alla arter i fångsten. Abborre och mört utgör ofta dominerande delar av fångsten i de sjöar de förekommer (Holmgren 1999), åtminstone i de bottensatta näten. Abundansen av abborre och mört kan variera mycket mellan sjöar, och även mellan år i samma sjö, med ibland hundratals fiskar per nät (Tabell 3).

Av gädda fångas bara ett fåtal individer per år, och inte ens varje år i alla sjöar där den förekommer (Holmgren 2009). Någon av de mer kallvattensanpassade arterna nors, sik och siklöja förekommer i flera sjöar tillsammans med abborre, mört, och gädda, men nors, sik och siklöja fångas ofta mer talrikt i pelagiska jämfört med bottensatta nät. Åldersprover tas alltid från abborre, mört, nors, sik och siklöja i de sjöar de fångas. Det gäller också för röding och öring i de tre sjöar som saknar mer varmvattensanpassade fiskarter, och där röding och i en sjö även öring fångas vid varje provfiske. Andra fiskarter fångas ofta i lägre antal, eller liksom gäddan inte vid varje provfiske i samma sjö. Åldersprover tas mer sporadiskt av de mindre frekvent förekommande fiskarterna, som också utgör en mindre del av fångsterna.

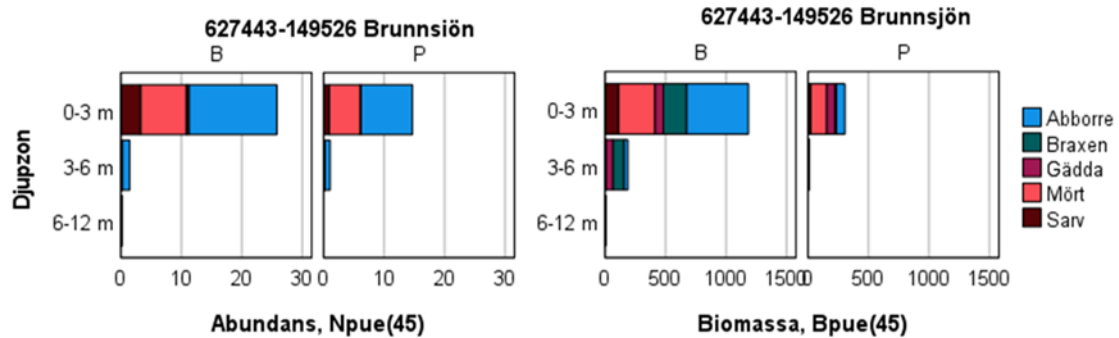
Olika fiskarter fångas i olika delar av sjöarna, beroende på både abiotiska faktorer (t.ex. temperatur och syrgas), födotillgång och förekomst av både konkurrenter och predatorer. Under sensommaren när provfisken utförs är de flesta sjöar temperaturskiktade. Det varmare ytvattnet når ibland bara ner ett par meter, som i den minsta och humösa Brunnsjön (Figur 3), jämfört med neråt 6 m i de större och klarade sjöarna Skärsjön och Björken.

I sjöar som domineras av varmvattensfiskar fångas ofta mest fisk i det varmare ytvattnet, men i större och djupare sjöar kan det också bli relativt höga fångster av kallvattensfiskar på djupare vatten. Till exempel fångades nästan inga fiskar på nät djupare än 3 m i Brunnsjön (Figur 4). Fångsten dominerades antalsmässigt av abborre på både bottensatta och pelagiska nät. Mört dominerade dock biomassan i pelagialen, beroende på högre medelvikt än för abborre i samma habitat. Mer

sporadiska fångster av större individer av braxen och gädda utgjorde en större andel av den totala biomassan jämfört med abundansen.



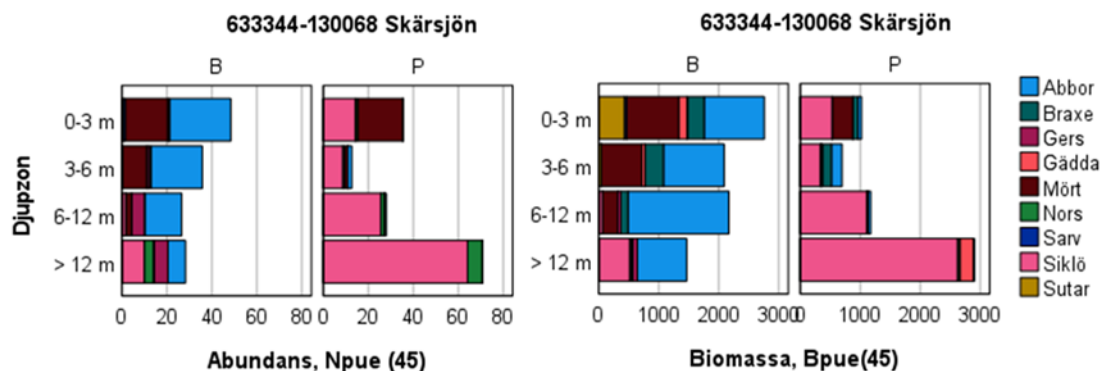
Figur 3: Exempel på genomsnittliga temperaturprofiler under alla års provfiskerna i tre av de provfiskade trendsjöarna. Vid provfiskerna var siktdjupet i genomsnitt 1,1 m i Brunnsjön, 4,7 m i Skärsjön och 4,1 m i Björken.



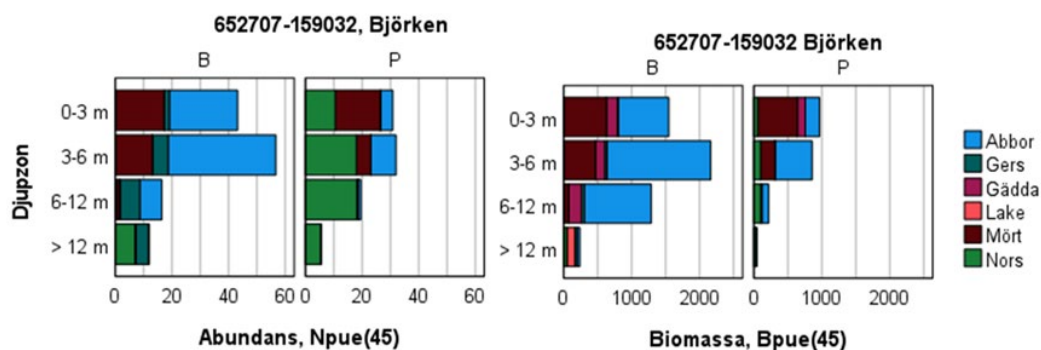
Figur 4: Genomsnittlig abundans och biomassa av olika fiskarter i 27 års provfiskefångster i Brunnsjön, fördelat på olika djupzoner och separat för bottensatta (B) och pelagiska nät (P). Fångsterna anges som antal (vänster) och biomassa (g, höger) standardiserat per 45 m<sup>2</sup> nätarea [Npue(45) respektive Bpue(45)].

I de större, djupare och klarare sjöarna Skärsjön och Björken var fisken totalt sett mer jämnt fördelad mellan olika djup (Figur 5, Figur 6). I båda dessa sjöar dominerades bottennätsfångsten av abborre och mört, precis som i Brunnsjön. Däremot dominerades de pelagiska fångsterna av de planktonätande och mer kallvattensanpassade arterna siklöja och nors. I Skärsjön fanns också relativt mycket mört i den varmaste delen av pelagialen (0-3 m djup). Däremot var mindre abborrar troligen utkonkurrerade av de andra mer effektiva planktonätarna (Beier 2001, Beier 2017). Även större abborrar var sällsynt förekommande i den pelagiska fångsten, troligen beroende att t.o.m. årsungar av siklöja hade hunnit bli för stora för att fångas av de större abborrarna.

I sjön Björken dominerades den pelagiska fångsten till antalet av mer småvuxen nors (Figur 6). De var till skillnad från siklöjan i Skärsjön mer lämpliga byten för större och fiskätande abborrar. Den relativt höga abundansen av bytesfisk i det varmare ytvattnet bidrog sannolikt till att abborre tillsammans med mört dominerade biomassan i pelagiska nät ner till 6 m djup.



Figur 5: Genomsnittlig abundans och biomassa av olika fiskarter i två års provfiskefångster i Skärsjön, fördelat på olika djupzoner och separat för bottensatta (B) och pelagiska nät (P). Fångsterna anges som antal (vänster) och biomassa (g, höger) standardiserat per 45 m<sup>2</sup> nätarea [Npue(45) respektive Bpue(45)].



Figur 6: Genomsnittlig abundans och biomassa av olika fiskarter i sju års provfiskefångster i Björken, fördelat på olika djupzoner och separat för bottensatta (B) och pelagiska nät (P). Fångsterna anges som antal (vänster) och biomassa (g, höger) standardiserat per 45 m<sup>2</sup> nätarea [Npue(45) respektive Bpue(45)].

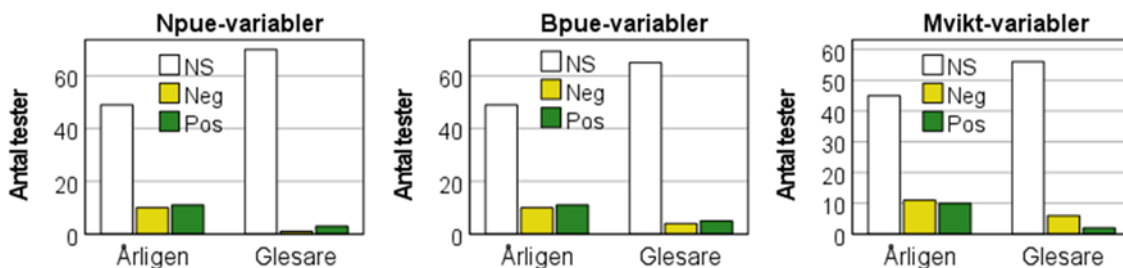
Ovanstående exempel illustrerar hur fångsten i pelagiska nät i de djupare sjöarna kompletterar den totala bilden av fiskfaunan, även om pelagiska fiskarter också fångas i bottennät i de djupare delarna av sjön. Både bottensatta och pelagiska nät behövs för att fånga hela storleks- och åldersfördelningen av siklöja och nors, och ibland för andra arter, t.ex. sik, röding och öring. Fångsternas fördelning på olika djup illustrerar också den stora betydelsen av sjöarnas storlek och djup, både för vilka arter som kan förväntas och för deras abundans och biomassa. De beräknade fångsterna per nät för hela sjön beror på hur det totala antalet nät fördelas mellan de olika djupzonerna. Därför är sjöns storlek och djupförhållanden central för totalt antal nät och nätens djupfördelning vid standardiserade nätprovfisken (CEN 2015, Havs- och vattenmyndigheten 2016), där provtagningsenheten är hela sjön.

### 3.4. Tidsserier med måttlig geografisk täckning

Miljöövervakningens 15 trendsjöar med årliga provfisken utgör 38 % av totalt 39 sjöar med minst tio provfisken med nuvarande standardmetod, och senaste provfisket 2019 eller 2020. Det var urvalskriterierna inför uppdateringen av karta och grafer på Sveriges vattenmiljö (<https://www.sverigesvattenmiljo.se/>). Där visas tidsserier för antal fiskarter, och abundans (Npue = antal fiskar per bottennät) för fiskarterna abborre, gädda, mört och röding, och totalt för alla fångade arter. Miljöövervakningens tidsserier av fiskpopulationers utveckling ingick också som en mindre del i den senaste rapporteringen av WWF:s The Living Planet Index (<https://www.wwf.se/dokument/living-planet-report-2020-svensk-sammanfattning/>).

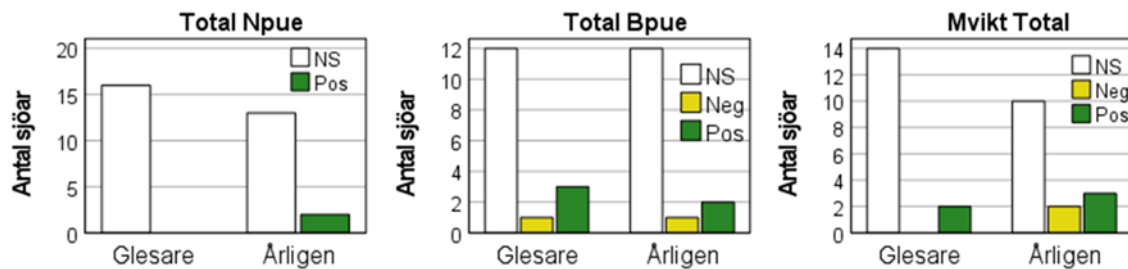
För denna nulägesbeskrivning testades trender för 13 fiskarter som förekom i minst fem sjöar (Tabell 3), plus öring som var en av två fiskarter i Stor-Björnsjön. Trenderna testades med Kendall's korrelationstest, ett test per sjö och fiskart, för var och en av tre populationsindikatorer. Utöver abundans, testades även biomassa (Bpue, g per bottennät) och individernas medelvikt (Mvikt, g). Förutom de artvisa analyserna testades även trender i Npue, Bpue och Mvikt totalt för alla fiskarter i fångsten. Alla tester kördes på data från provfisken utförda 1994-2019, för sjöar med årliga provfisken (Bilaga 6) och för 16 sjöar med minst sex provfisken utförda med glesare frekvens (Bilaga 7). Chansen att upptäcka signifikanta och monotont minskande eller ökande trender bör generellt öka för längre tidsserier. Skillnaden i frekvenser av testresultat (ingen, negativ eller positiv trend) mellan årliga och glesare provfisken testades med Chi2-tester (2 x 3 tabeller).

Totalt sett dominerade icke signifikanta trender i fiskarternas abundans, biomassa och medelvikt (Figur 7). Bland de signifikanta trenderna förekom ökning och minskning ungefär lika ofta. Som väntat upptäcktes fler signifikanta trender i sjöar med årliga jämfört med glesare provfisken, både för fiskarternas abundans (Npue, Chi2 = 15,54, df = 2, P < 0,001), biomassa (Bpue, Chi2 = 6,96, df = 2, P = 0,032) och medelvikt (Mvikt, Chi2 = 7,97, df = 2, P = 0,019).



Figur 7: Fördelning av testresultat (NS = ingen, Neg = minskande eller Pos = positiv trend) för fiskarters abundans (Npue), biomassa (Bpue) och medelvikt (Mvikt), för sjöar med årliga och glesare provfisken. Totalt testades trender för 144 tidsserier vardera för Npue och Bpue, och 130 tidsserier av Mvikt. Varje tidsserie motsvarade en specifik fiskart i en sjö, baserat på fångsten i bottensatta nät.

En liknande dominans av icke signifikanta trender fanns för den totala fångsten (oavsett fiskart, Figur 8). Ökande trender att var möjligen något vanligare än minskande, till skillnad från utvecklingen för enskilda fiskarter. I detta fall gick det inte att upptäcka någon signifikant skillnad i fördelningen av testresultat beroende på provfiskefrekvens. Ett lågt antal testade tidsserier (15 + 16 = 31) och låg andel signifikanta trender gav i Chi2-test ett förväntat antal lägre än fem i alla klasser utom för icke signifikanta trender.



Figur 8: Fördelning av testresultat (NS = ingen, Neg =minskande eller Pos = positiv trend) för fiskens totala abundans (Npue), biomassa (Bpue) och medelvikt (Mvikt), för 15 sjöar med årliga provfisken och 16 sjöar med glesare frekvens. Trendtesterna baserades på totala fångster (oavsett fiskart) med bottensatta nät.

I testerna ingick bara fyra fiskarter med relevanta tidsserier från vardera minst tio sjöar, nämligen abborre, gers, gädda och mört (Bilaga 6, Bilaga 7). De signifikanta trenderna för abborrens abundans och biomassa var med ett undantag ökande, medan abborrens medelvikt ökade eller minskade i olika sjöar. För gers var alla signifikanta trender minskande. För gädda och mört fanns både ökande och minskande trender i abundans, biomassa och medelvikt. Resultat av motsvarande trendtester redovisades tidigare för kortare tidsserier 1994-2007 (Holmgren 2009). För just de vanliga arterna abborre, gers, gädda och mört kunde totalt 96 testresultat nu jämföras med resultaten med de kortare tidsserierna. Inte oväntat hade 62 av de längre tidsserierna nu bytt kategori (icke signifikant, positiv eller negativ trend) jämfört med när de testade trenderna testades på 14-åriga tidsserier. Dessa skillnader indikerar icke-linjära trender, med ökning och minskning under olika perioder, snarare än monotont ökande eller minskande över längre tid. För riktigt långa tidsserier kan det vara bättre att testa och visualisera trenderna med generaliserade additiva modeller (Von Brömssen m.fl. 2021).

### 3.5. Ålder och andra observationer på individnivå

Fiskars roll i ekosystemet beror både på artspecifika egenskaper och på storleken hos individer av samma art. Storleksfördelning och storleksbaserade mått (t.ex. medelvikt) på populationer, eller hela samhället, beskriver därför en del av ekosystemets funktion. Tillväxten varierar mellan individer av samma art beroende på både abiotiska och biotiska förhållanden i fiskens miljö. Storleksfördelningen

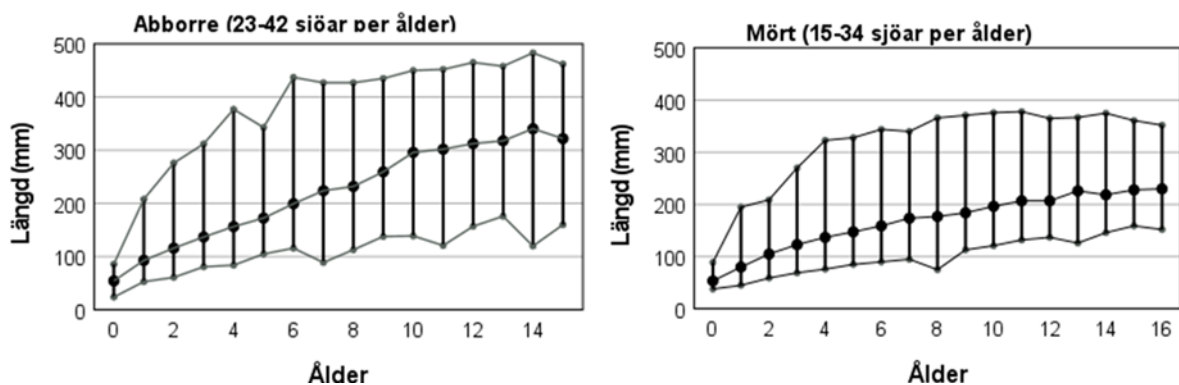
säger inte mycket om fiskens åldersfördelning, som är resultatet av rekrytering och dödlighet under flera år innan det utförda provfisket. Därför rekommenderas åldersbestämning av fisk från standardiserade provfisken (Holmgren 2013, Appelberg m.fl. 2020a). Tyvärr saknas dock fortfarande åldersdata från de flesta registrerade provfisken, utöver de i IKEU-programmet eller miljöövervakningens trendsjöar.

Ålder och tillväxt hos fisken i trendsjöarna redovisades delvis tidigare (t.ex. Holmgren 2007, Holmgren 2013), för åtta av fiskarterna (abborre, braxen, gers, mört, nors, röding, sik, siklöja och öring). I denna nulägesbeskrivning inkluderades nyare data för samma arter, och även nytillkomna data från ytterligare fyra arter med minst 30 åldersbestämda individer (gädda, elritsa, harr och sarv). Gädda åldersbestämdes med det så kallade cleitrumbenet (se Reizenstein 2012). Elritsa och sarv åldersbestämdes med både sågade och färgade otoliter och fjäll, så som tidigare beskrivits för mört och braxen (Holmgren 2013). För harr användes hela eller brända och delade otoliter, som för nors, röding, sik, siklöja och öring. Nu presenterades min-, median- och maxvärden av längd vid olika åldrar. Medianlängden beräknades först inom sjö, fiskart och åldersklass. I nästa steg togs medianer av olika sjöars medianer, för att representera de mest typiska värdena för en genomsnittlig sjö. I illustrationer av längd vid olika åldrar användes generellt bara åldrar med åldersbestämda fiskar från minst hälften av sjöarna med minst tre åldersbestämda individer per fiskart. För en mer direkt jämförelse av typisk tillväxt mellan olika fiskarter, användes medianlängd per sjö vid ålder 3+, dvs. en åldersklass som är förhållandevis välrepresenterad i provfiskefångster (se Holmgren 2013). Variationen i medianålder vid 3+ mellan sjöar inom fiskarter illustrerades med boxplottar, med boxar för interkvartil variationsbredd och markering av medianen av de olika sjöarnas medianer, samt min- och maxvärden med vertikala linjer eller symboler för extrema utliggare. Maximal längd och ålder är svårt att uppskatta säkert, men variationen i maximalt observerad längd och maxålder kunde ändå visas med boxplottar på samma sätt som längden vid en välrepresenterad ålder.

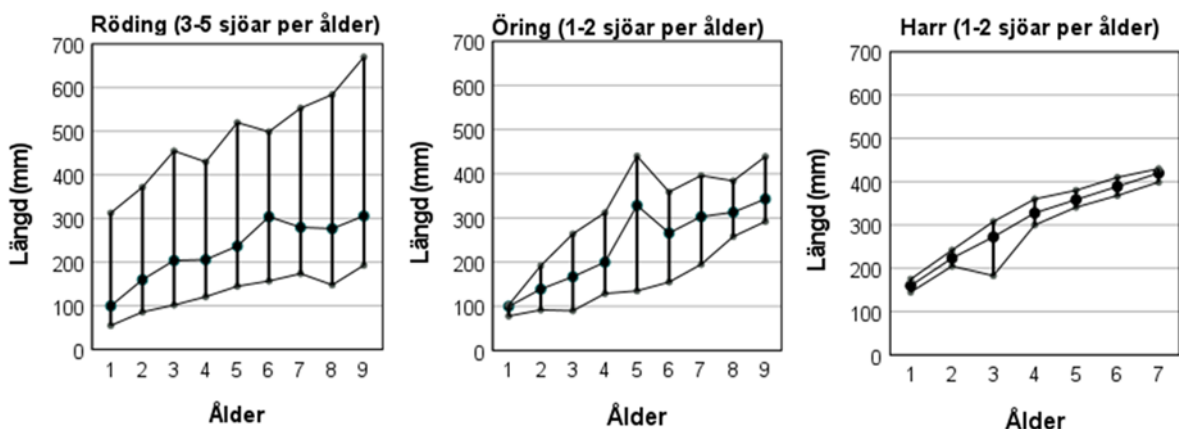
Flest åldersbestämda fiskar fanns inte oväntat för de vanligast förekommande arterna abborre och mört (Tabell 3). Redan som 1-åringar varierade deras storlek från ca 5 till ca 20 cm, med medianvärden på 93 respektive 80 mm (Figur 9). Det innebär att de mest snabbväxande 1-åringarna redan var större än de minsta individerna upp till 15-16 års ålder. Även om medianåldern ökade med ökad ålder för både abborre och mört, så fanns stort överlapp i längd mellan de flesta åldersklasserna. Ett mindre antal individer växte upp till över 300 mm, som tidigast vid 3 års ålder, och i flera av sjöarna fångades ibland eller alltid några abborrar över 400 mm.

Det fanns också relativt många åldersbestämda fiskar från röding, sik och siklöja, trots att de förekom i betydligt färre sjöar. Rödingen är den mest

kallvattensanpassade fiskarten. Den leker på hösten liksom en del andra relativt kallvattensanpassade arter (öring, sik och siklöja). Alla dessa arter växte generellt ganska snabbt där de förekom, åtminstone i början av livet. De nådde nästan alltid minst 100 mm längd under sitt första eller andra år (Figur 10, Figur 11). Det gäller även harr, som leker på senvintern eller tidig vår. Rödingen fortsatte ofta att växa till större storlek än både abborre och mört. Variationen i längd inom åldersklasser var dock minst lika stor som för abborre och mört, trots att röding fångades regelbundet i endast tre av trendsjöarna (Stor-Björnsjön, Njalakjaure och Abiskojaure).



Figur 9: Min-, median- och maxlängd (mm) per åldersklass av abborre (vänster) och mört (höger). I urvalet ingår prover från alla 42 sjöar med abborre och från 35 av 36 sjöar med mört (enstaka mörtar från Båen är ännu inte åldersbestämda). Antalet individer per redovisad åldersklass av abborre är 95 (ålder 15) – 5833 (ålder 2), och 45 (ålder 0) – 3335 (ålder 3) för mört.



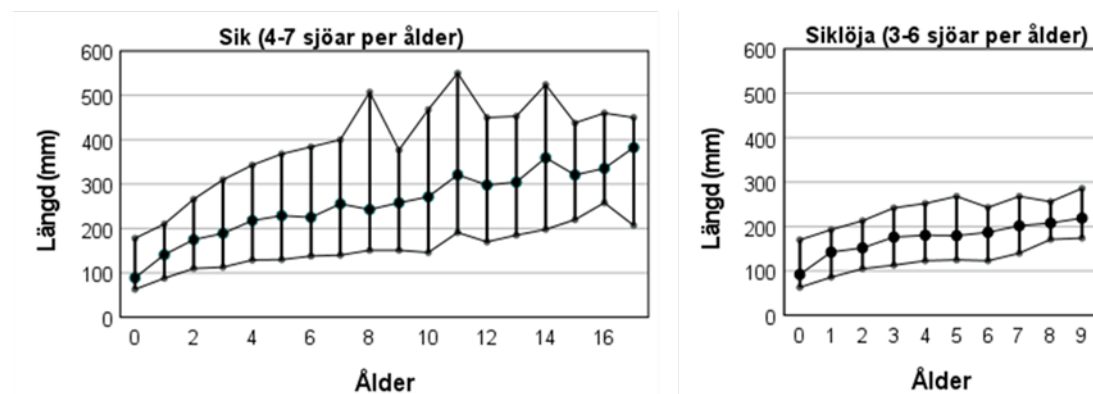
Figur 10: Min-, median- och maxlängd (mm) per åldersklass av röding (vänster), öring (mitten) och harr (höger). I urvalet ingår prover från alla fem sjöar med röding, båda sjöar med öring, och två av tre sjöar med harr (exklusive en enda harr på 11 år fångad i Jutsajaure). Antalet individer per redovisad åldersklass av röding är 40 (ålder 9) – 1135 (ålder 3), 4 (ålder 9) – 128 (ålder 3) för öring och 3 (ålder 7) – 24 (ålder 1) för harr.

Både öring och harr verkade också växa snabbare upp till större storlek jämfört med de vanliga arterna abborre och mört, med reservation för att nästan alla åldersbestämda fiskar kom från en sjö. Alla utom en öring kom från Stor-Björnsjön där arten fångas varje år. Det enda undantaget var en enda öring från Vuolgamjaure.



Med en relativt stor längd på 440 mm bidrog den till en avvikande stor variation i längd vid 5 år (Figur 10). De flesta harrar kom från Övre Fjätsjön, där variationen i längd vid ålder var lägre än för alla tidigare nämnda fiskarter. Fem harrar från Vuolgamjaure var 205-360 mm långa vid 2-4 års ålder, och en enda åldersbestämd harr från Jutsajaure var 496 mm vid 11 års ålder.

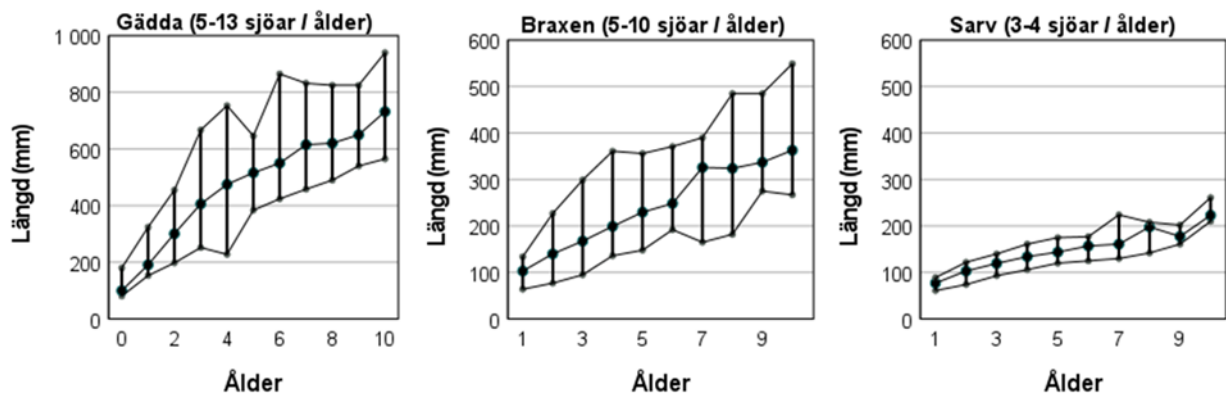
Efter de första två åren var den totala variationen i storlek vid en given ålder större för sik än för den närbesläktade siklöjan (Figur 11). I båda fall kan tillväxten avstanna, sannolikt i samband med könsmodnhet. En del sikar växer dock vidare till betydligt större storlek. Siken kan byta till en mer varierad diet jämfört med siklöjan, som är mer specialiserad på djurplanktonföda hela livet.



Figur 11: Min-, median- och maxlängd (mm) per åldersklass av sik (vänster) och siklöja (höger). I urvalet ingår prover från sju av åtta sjöar med sik (ej Ulvsjön) och från alla sex sjöar med siklöja. Antalet individer per redovisad åldersklass av sik är 7 (ålder 17) – 1025 (ålder 1), och 32 (ålder 9) – 513 (ålder 1) för siklöja.

Jämfört med den förra större redovisningen av åldersdata från trendsjöarna (Holmgren 2013) fanns nu åldersdata för flera arter som fångas och provtas mer sporadiskt. Gädda leker tidigare på året än andra mer varmvattensanpassade arter i samma sjö, och de kan äta årsungar av andra fiskarter redan under sin första sommar. Det bidrar till att gäddorna kan växa relativt snabbt under hela livet. Gäddor i trendsjöarna nådde ibland 400 mm längd vid två års ålder, och alla femåringar och äldre var större än så (Figur 12). Karpfisken braxen äter inte fisk, men åldersbestämd braxen växte ändå oftast snabbare än de flesta mörtarna i samma sjö. Vid sju års ålder var de oftast över 300 mm. Sarv var, efter mört, den näst vanligaste karpfisken i trendsjöarna, men hittills fanns åldersbestämda individer

bara från fem av de 14 sjöarna där den förekom. De flesta analyserade sarvarna var 100-200 mm långa när de var 2-9 år gamla.



Figur 12: Min-, median- och maxlängd (mm) per åldersklass av gädda (vänster), braxen (mitten) och sarv (höger). I urvalet ingår prover från 15 av 42 sjöar med gädda, alla elva sjöar med braxen och 5 av 14 sjöar med sarv. Antalet individer per redovisad åldersklass av gädda är 8 (ålder 9) – 62 (ålder 3), 6 (ålder 0) – 141 (ålder 3) för braxen, och 5 (ålder 8 och 9) – 33 (ålder 5) för sarv.

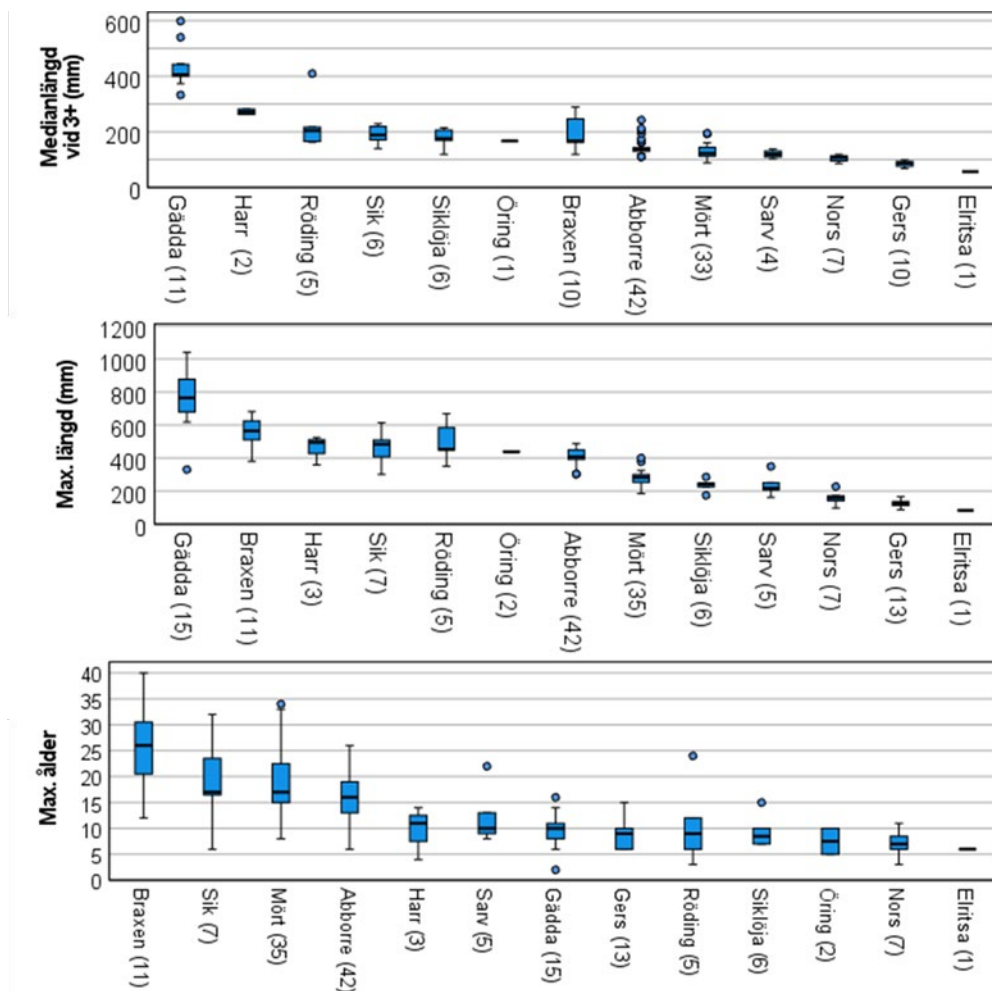
Elritsa är en karpfisk som är anpassad till kallare vatten än braxen, mört och sarv. I Övre Fjätsjön fångades elritsa vid varje provfiske, men alla åldersbestämda elritsor fångades år 2000. Upp till sex års ålder var den största elritsan 84 mm (Figur 13). Gers och nors är andra relativt småvuxna fiskarter. De blev sällan över 150 mm i trendsjöarna, trots att många överlevde till minst fem års ålder.



Figur 13: Min-, median- och maxlängd (mm) per åldersklass av elritsa (vänster), gers (mitten) och nors (höger). I urvalet ingår prover från elritsa i Övre Fjätsjön (ej från Västra Solsjön och Vuolgamjaure), 13 av 21 sjöar med gers och sju av åtta sjöar med nors (ännu ej från Västra Solsjön). Antalet individer per redovisad åldersklass av elritsa är 3 (ålder 5) – 18 (ålder 3), 16 (ålder 7) – 103 (ålder 2) för gers och 24 (ålder 7) – 609 (ålder 2) för nors.

Tillväxt hos olika fiskarter jämförs bäst vid en ålder där alla arter är någorlunda välrepresenterade i provfiskefångster, t.ex. som längd vid ålder 3+ (Holmgren 2013), där plus står för fångst mitt under tillväxtsången. Gäddorna växte snabbast av alla analyserade fiskarter (Figur 14). De uppnådde också den största längden, maximalt över 600 mm i de flesta sjöarna. Den högsta åldern var dock högre för flera av de mer långsamväxande fiskarterna, ofta över 15 år för braxen, sik, mört

och abborre. Nors och elritsa hade både låg tillväxt och låga värden på maximal längd och ålder.

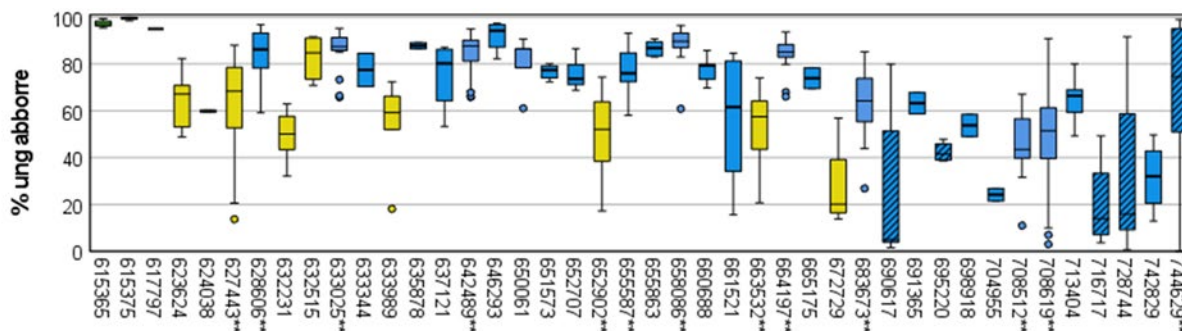


Figur 14: Variation mellan sjöar inom fiskarter av medianlängd (mm) vid ålder 3+ (överst), maximalt observerad längd (mm, mitten) och maximalt observerad ålder (år, nederst). Fiskarterna är sorterade från största till minsta medianvärde per mått. Siffrorna inom parentes anger antal trendsjöar med både längdmätta och åldersbestämda fiskar per art.

Den maximala åldern är ett trubbigt mått på fisken åldersstruktur i enskilda sjöar, även om ett lågt värde potentiellt indikerar låg överlevnad kopplat till högt fisketryck eller andra orsaker. För miljöövervakningens trendsjöar och andra mindre sjöar finns tyvärr ingen tillförlitlig information om omfattning av annat fiske än själva provfisket (Holmgren 2003a). Ett annat mer användbart mått på åldersstruktur är andel ung fisk (Holmgren 2013), som säger mer om hur rekryteringen av nya årsklasser fungerar och varierar mellan sjöar och mellan år i samma sjö. Det kan beräknas för åldersbestämda fiskarter varje enskilt provfiskeår, till skillnad från rekryteringsindex baserade på data från minst sex år i rad (Holmgren 2013, Appelberg m.fl. 2020a), eller åtminstone provtagning vart annat år. Därför beräknades nu andel ung fisk för abborre, mört, röding och öring för enskilda provfiskefångster i de trendsjöar där respektive art förekom. För abborre

och mört gjordes beräkningen på fångsten i bottensatta nät, men för röding och öring inkluderades i förekommande fall även fångsten i pelagiska nät. Först skapades längd-åldersnycklar av åldersbestämda fiskar för varje sjö och år. Sedan korrigerades fångsternas längdfördelningar för en del av nätens selektivitet, med korrigeringsfaktorer enligt Tabell 5 i Kinnerbäck (2001). Åldersfördelningen beräknades via längdfördelningen i den korrigerade fångsten. Till ung fisk klassades individer med åldrarna 1+, 2+ och 3+. Årsungar (0+) uteslöts innan beräkning av % ung fisk i den resterande fångsten, på grund av att årsungar fångas mer sporadiskt i de nordiska översiktnäten.

Andelen ung abborre var alltid minst 95 % i de tre sydligaste och mest näringsrika trendsjöarna (Figur 15). En relativt hög rekrytering i stort sett varje år indikerades också av hög total abundans. Samtidigt verkade få individer överleva till högre åldrar, och maxåldern (7-10 år) var lägre än i de flesta andra sjöar. Hög täthet av små abborrar och andra plankton- och bottendjursätande fiskar bidrar indirekt till oönskade algbloomningar i många betydligt mer näringsrika sjöar, där balansen mellan rovfiskar och deras byten försöker återställas genom utfiskning av bytesfiskar eller utsättning av fler rovfiskar (Bernes m.fl. 2015).

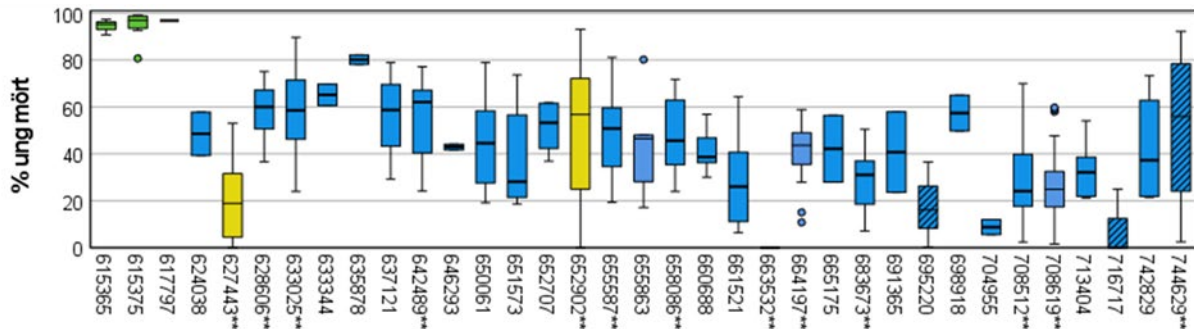


Figur 15: Variation mellan år i andel ung abborre (ålder 1+ - 3+) i trendsjöar sorterade från söder till norr, och märkta med den första delen av VattenID enligt Bilaga 1. \*\* markerar 13 sjöar med årligt provfiske. Tre grönmarkerade sjöar till vänster är de mest näringsrika (Total-P > 30 µl), åtta gulmarkerade sjöar är sura (pH < 6), och fem snedstreckade sjöar är högt belägna (422-746 m över havet).

Medianen av andel ung abborre var ofta lägre, och variationen mellan år högre, i sura jämfört med neutrala sjöar i samma del av landet (Figur 15). Den stora variationen inom de sura sjöarna indikerar en stor variation i rekrytering mellan år. Även de nordligaste och högst belägna sjöarna hade ofta lägre median av andel ung abborre med hög variation mellan år. I sådana sjöar var andelen ung fisk ibland nära noll, vilket indikerar mycket svag rekrytering mer än ett år i rad. Överlevnaden bland de abborrar som överlevde de första åren verkade samtidigt vara hög i de nordligt belägna sjöarna, och i flera av dessa sjöar noterades en maxålder på minst 20 år.

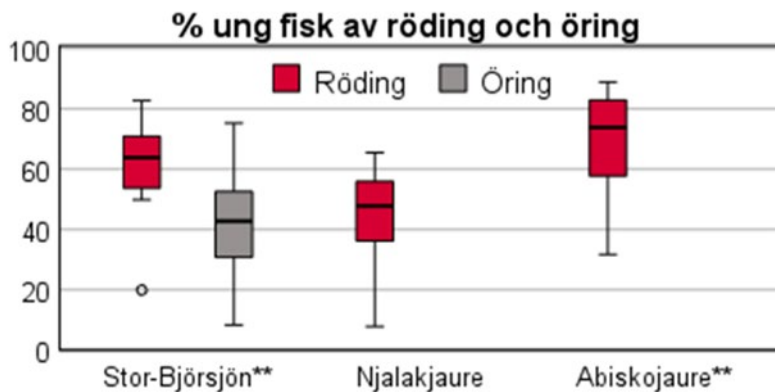
Andelen ung mört var oftast lägre än för abborre i samma sjö, och variationen mellan år i samma sjö var generellt minst lika stor som för abborre (Figur 15, Figur 16). Brunnsjön och Rotehogstjärnen var de enda sura sjöarna där mört fångades

varje år. I båda dessa sjöar var andelen ung mört ibland nära noll. Riktigt låga värden förekom annars bara i de nordligaste och högst belägna sjöarna, liksom för abborre.



Figur 16: Variation mellan år i andel ung mört (ålder 1+ - 3+) i trendsjöar sorterade från söder till norr, och märkta med den första delen av VattenID enligt Bilaga 1. \*\* markerar 12 sjöar med årligt provfiske. Tre grönmarkerade sjöar till vänster är de mest näringsrika (Total-P > 30 µl), två gulmarkerade sjöar och Övre Skärsjön (663532) är sura (pH < 6), och tre snedstreckade sjöar är högt belägna (422-488 m över havet).

Det var bara tre sjöar som helt saknade abborre eller andra varmvattensfiskar. Istället fångades röding vid varje provfiske och i en sjö även öring. Variationen i andel ung fisk i provfiskefångster kunde inte självklart kopplas till geografi eller andra miljöfaktorer, eftersom alla tre sjöarna låg på relativt hög höjd i kallare områden (Bilaga 2), och deras vatten var neutralt, klart och näringsfattigt (Bilaga 5). Med Kruskal-Wallis test testades om det fanns skillnader i andelen ung röding mellan sjöarna Stor-Björnsjön, Njalakjaure och Abiskojaure, och med Wilcoxon's rangsummetest testades skillnaden mellan de två arterna i Stor-Björnsjön. Andelen ung röding varierade signifikant mellan sjöarna (P = 0,005), med lägst andel i Njalakjaure och högst i Abiskojaure (Figur 17), och andelen ung röding var högre än andelen ung öring i Stor-Björnsjön (P = 0,027). Det var sällan extremt hög eller låg andel ung fisk, så som för abborre och mört i en del sura eller nordligt belägna sjöar. Skillnaderna mellan sjöarna i andelen ung röding och öring speglar kanske variation i överlevnad mer än skillnader i rekrytering.



Figur 17: Variation mellan år i andel ung röding och öring (% med ålder 1+ - 3+) i de tre trendsjöar där en eller båda arterna fångas vid varje provfiske. \*\* markerar två sjöar med årligt provfiske.

Skillnaden i andel ung fisk mellan de två arterna i Stor-Björnsjön kan delvis förklaras av att öringen leker i närliggande vattendrag, och stannar kvar där i mer än ett år. Endast en öring var mindre än 9 cm, och de flesta åldersbestämda öringarna var tre år eller äldre (Bilaga 8). Av röding fångades relativt fler små individer, men de som kunde könsbestämmas var oftast över 10 cm. Då var tvååringar mer välrepresenterade än för öring. Efter fem års ålder minskade antalet individer snabbt med ökad ålder för båda arter. Andelen sjuåringar och äldre var något högre för öring, vilket möjligen indikerar en något högre överlevnad. Vid en given ålder och storlek antydde gonadernas mognad att en större andel av rödingarna förberedde sig för lek samma år. Fler öringar än rödingar blev mer än 30 cm långa, vilket antydde att fler av dem satsade mer på tillväxt än reproduktion.

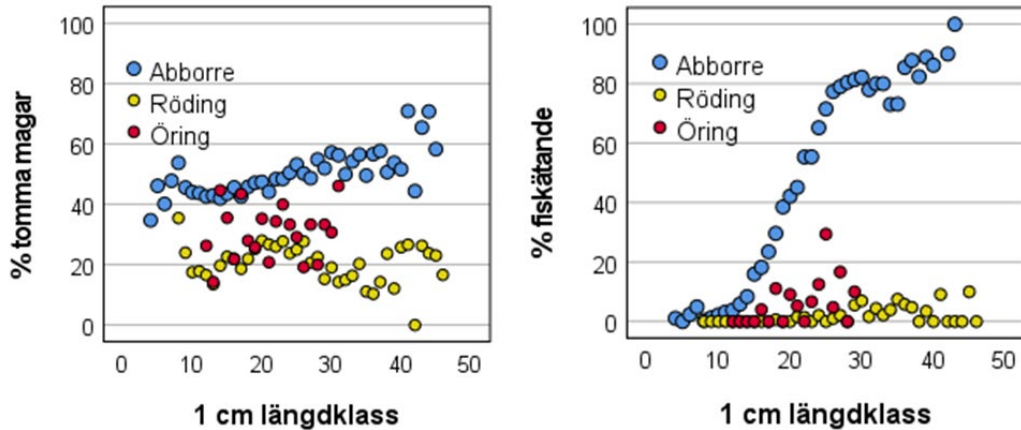
Skillnaderna i andel ung röding mellan de tre sjöarna avspeglades också i fördelningar av ålder, storlek och gonadutveckling (Bilaga 8, Bilaga 9). Låg andel ung röding i Njalakjaure sammanföll med att fler individer av båda kön överlevde till högre ålder, jämfört med i Stor-Björnsjön och Abiskojaure. Det indikerar kanske ett lägre fisketryck i Njalakjaure, som ligger längre från bilvägar än de andra två sjöarna. Vid en given ålder och storlek var rödingen i Abiskojaure i lägre grad förberedd för lek jämfört med i de andra två sjöarna. Det kan förklara varför flera relativt unga rödingar istället växte snabbt upp till mer än 30 cm långd.

Fiskars tillväxt kan som redan antytts variera beroende på vad de äter, och det kan i sin tur påverka andra delar av ekosystemet. Ofta kategoriseras olika fiskarter och storleksintervall bara indirekt i funktionella grupper, utifrån gamla litteraturuppgifter om vilka som borde äta växter, djurplankton, bottenfauna eller andra fiskar (se FishBase, <http://www.fishbase.org/search.php>). En grov klassning av maginnehållet på åldersprovtagna abborrar, rödingar och öringar i trendsjöarna visade om de hade ätit och om de i så fall hade ätit fisk när de fångades i standardiserade sommarprovfisken. För denna redovisning beräknades andelen tomma magar och andelen fiskätande per 1 cm längdklass.

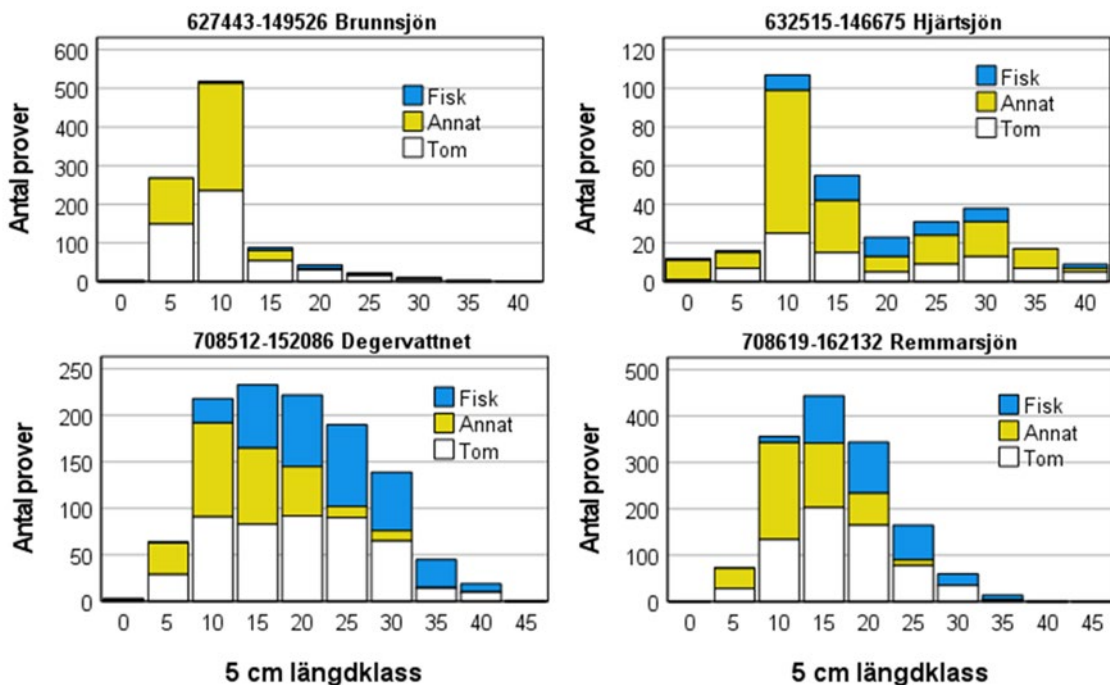
Andelen tomma magar var generellt högre för abborre än för röding och öring (Figur 18), och för abborre ökade andelen tomma magar med fiskens storlek. Andelen fiskätande abborrar ökade som väntat med ökad storlek, till i genomsnitt ca 50 % vid drygt 20 cm längd och mer än 80 % för abborrar över 30 cm. Röding och öring tar generellt mindre byten än abborren i förhållande till sin storlek (Mittelbach & Persson 1998), och kan därför förväntas bli fiskätande först vid större storlek. I miljöövervakningens trendsjöar observerades röding och öring mer sällan med fisk i magen. Detsamma gällde röding som fångades vid engångsprovfisken i två andra fjällsjöar (Holmgren 2003b). Det var antagligen brist på bytesfisk av lämplig storlek i de sjöar som saknade andra arter än röding och öring.

Om större abborrar verkligen äter fisk beror också på tillgång av lättfångade byten av lämplig storlek. Abborrens maginnehåll varierade som väntat mycket mellan sjöar (Figur 19). Enstaka abborrar åt fisk i Brunnsjön och andra små, sura

och humösa sjöar, där dålig sikt gjorde det svårt för abborren att se och fånga de små fiskar som fanns. I den sura Hjärtsjön bidrog nog klarare vatten till högre andel fiskätande abborre, som i detta fall var kannibaler på mindre abborrar. Där fanns också alternativa större byten i form av signalkräfta, som observerades i magarna på flera av de större abborrarna. Avsaknad av konkurrerande fiskarter kan ha bidragit till god tillväxt i abborrens planktonätande stadium. Med bra sikt blev det sedan lättare att bli kannibaler och tillgången på kräftor bidrog också till hög tillväxt hos större abborrar.



Figur 18: Andel % abborrar, rödingar och öringar med tomma magar (till vänster) och med fisk i magen (till höger), beräknat för alla 1 cm längdklasser med minst tio undersökta individer (till vänster) eller minst tio individer med mat i magen. Totalt ingår prover från 25912 abborrar, 4483 rödingar och 572 öringar fångade vid provfisken i trendsjöarna under 1999-2020.



Figur 19: Exempel på storleksfördelning i 5 cm längdklasser av provtagna abborrar med maginnehållet klassat till fisk, annat eller tom mage. Totalt ingår prover från 960 abborrar Brunnsjön, 308 i Hjärtsjön, 1134 i Degervattnet och 1460 i Remmarsjön, fångade vid provfisken utförda under 1999-2020.

Degervattnet och Remmarsjön är exempel på sjöar med relativt hög andel fiskätande abborre redan vid ca 15 cm längd (Figur 19). Där hade de flesta större abborrarna ätit fisk. Bland de tio respektive åtta fiskarterna i Degervattnet och Remmarsjön (Bilaga 4) fanns både konkurrenter om föda för mindre abborrar och bytesfiskar av lämplig storlek. I Degervattnet och Remmarsjön har vi hittills identifierat totalt 23 respektive 30 fiskar i abborrens magar. Inte oväntat identifierades både abborre och andra fiskarter i abborrens magar, t.ex. benlöja, gers, mört, nors och sik. Det indikerar att abborren äter de fiskar de ser och kan fånga och svälja, oavsett art.

### 3.6. Nya möjligheter med digitaliserade djupkartor

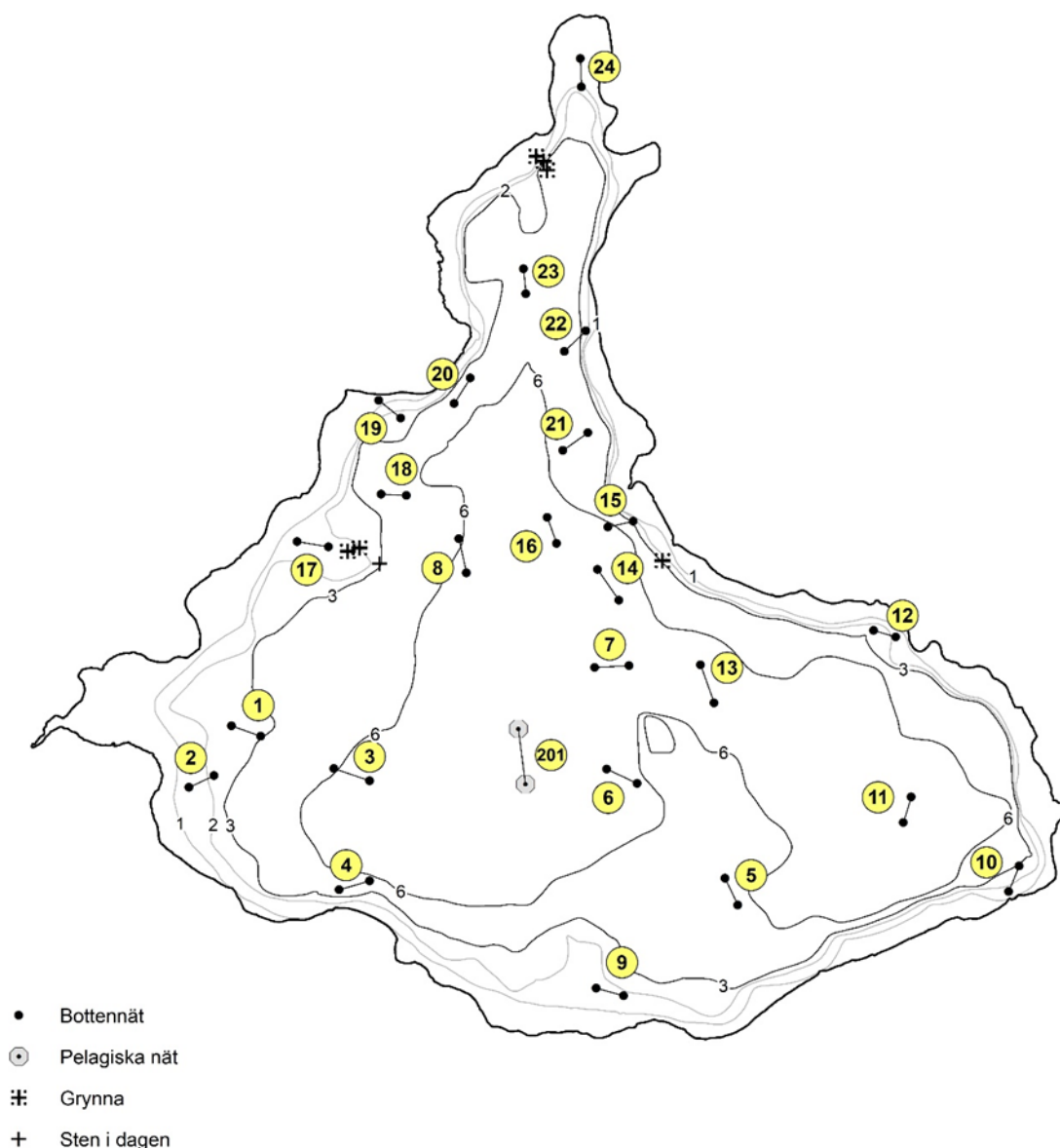
Sedan 2014 har vi lodat och tillverkat nya djupkartor för många av trendsjöarna (Holmgren m.fl. 2020). Flera andra sjöar behöver förbättrade djupkartor, eftersom de tidigare lodades för hand med relativt få mätpunkter (lodskott). De befintliga djupkartorna över alla 45 trendsjöar användes ändå till beräkning av areaandelar i de djupzoner som används i det djupstratifierade provfisket. Fångsterna viktades inom djupzoner, inför beräkning av fångst per ansträngning för hela sjön. Dahlberg (2006) presenterade viktningssproceduren och dess konsekvenser, med hypotetiska exempel och i redovisade resultat från 27 IKEU- och miljöövervakningssjöar. Sedan dess har korrigeringen tillämpats mer sporadiskt. Senast användes korrigerade värden av antal per ansträngning i de tidsserier som redovisas på Sveriges vattenmiljö (<https://www.sverigesvattenmiljo.se/>).

I denna nulägesbeskrivning gjordes kvalitativa jämförelser av tidsserier med okorrigerade och korrigerade värden av total abundans (N<sub>pueB</sub>) och biomassa (B<sub>pueB</sub>), beräknat på fångster i bottensatta nät i 15 trendsjöar under 1994-2019 (Bilaga 10). Syftet var att illustrera korrigeringens betydelse för sjöar med olika form, om totala antalet nät och nätens fördelning strikt följer standardtabellerna i metodbeskrivningarna (CEN 2015, Havs- och vattenmyndigheten 2016). För flera av sjöarna hade korrigeringen ingen eller obetydlig effekt på beräknad abundans och biomassa. Resultaten blev snarlika med båda metoder i Fiolen, Stensjön, Degervattnet och Abiskojaure (Bilaga 10). Det indikerar att sjöarnas form stämmer bra överens med de sjöar som användes för att skapa den rekommenderade nätfördelningen beroende på sjöns area och maxdjup. Abiskojaure hade areaandelar på 12-31 % i sina fem djupzoner. Denna klara och kalla sjö hade dock relativt jämn fördelning av fångster mellan djupzoner. Det bidrog också till att okorrigerade fångster påverkades väldigt lite när hårt väder förhindrade läggning av alla planerade nät åren 2007, 2009 och 2012 (Tabell 2). Andra trendsjöar (t.ex. Stora Skärsjön, Rotehogstjärnen, Övre Skärsjön och Remmarsjön) har proportionellt större grunda områden jämfört med nuvarande nätfördelning enligt ”standardsjön”. Det ledde konsekvent till underskattning av okorrigerad total fångst per



ansträngning. Brunnsjön, Stora Envättern och Bysjön är exempel på motsatsen, dvs. proportionellt större djupa områden, och konsekvent överskattning av okorrigerade jämfört med korrigerade fångster.

Bland de redovisade tidsserierna finns också exempel där ändrad fördelning av näten numera är bättre anpassad till sjöns verkliga djupfördelning. Dagarn och Jutsajaure har mycket små djuphål, och de provfiskades därför med reducerat nätantal sedan 2018 respektive 2010. I båda sjöarna minskade som väntat skillnaden mellan korrigerade och okorrigerade värden, när totalt färre nät fördelades mer proportionellt mellan djupzoner.

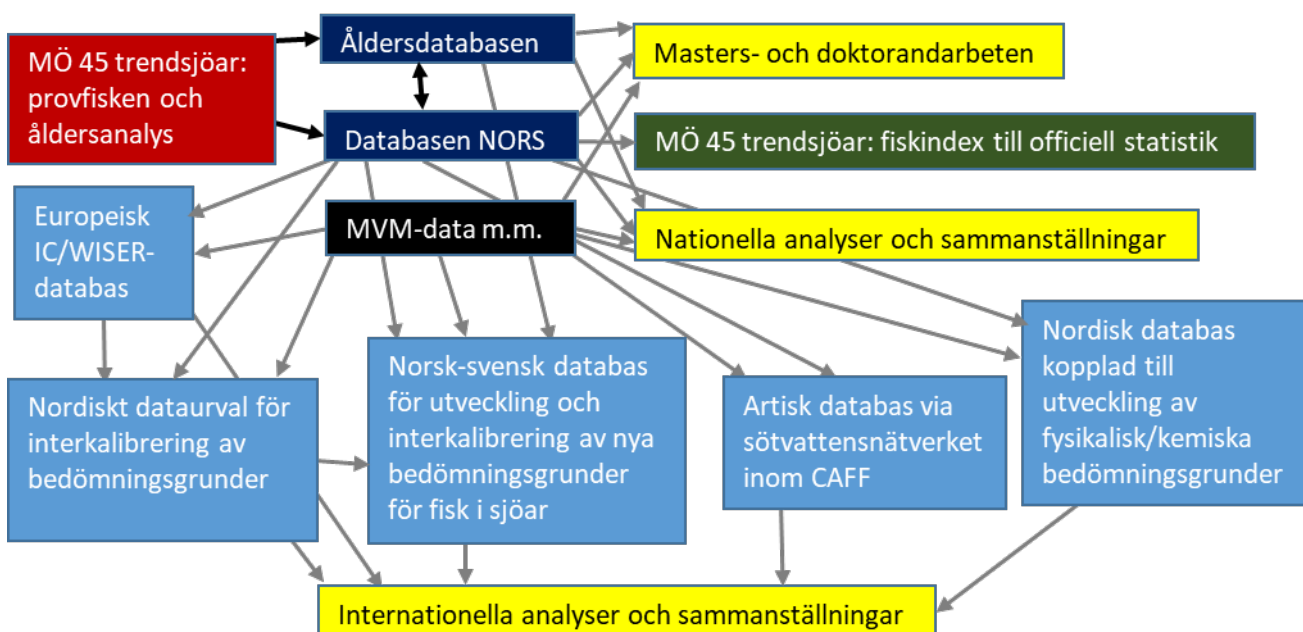


Figur 20: Exempel på digitaliserad nätläggningsskarta, i detta fall för 683673-154083 Stensjön baserad på lodning av sjön i samband med provfisket 2019 då ett maxdjup på 10,6 m registrerades. Med digitala data kan djupkartan ritas med 1 m ekvidistans som i Holmgren m.fl. (2020). Vid nätläggning är det mer praktiskt att fokusera på sjöns grundaste områden och på de linjer för 3 och 6 m som avgränsar de tre djupzonerna 0-3 m, 3-6 m och > 6 m.

Bra digitala djupkartor underlättar också navigering på sjöns grundområden, och det blir lätt att hitta tillbaka till samma semipermanenta nätläggingsplatser vid varje nytt provfiske (Figur 20). Med nätplatser som numreras på samma sätt varje år, oavsett i vilken ordning de läggs i sjön, blir det lättare att jämföra variation mellan år inom nätplatser och variation mellan nätplatser i samma djupzon.

### 3.7. Bred användning av data från trendsjöarna

Det går inte att ge en fullständig bild av hur provfiskedata från miljöövervakningens trendsjöar används, eftersom datavärdens öppna data kan användas fritt av vem som helst. Användare uppmanas att hänvisa till att data i provfiskedatabasen NORS, har tagits fram inom Samordnad Svensk Miljöövervakning på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten (<http://www.slu.se/sjoprovfiskedatabasen>). I Praktiken vet vi inte hur det efterlevs, eller om användarna beaktar syftet med provfisken från olika sjöar. Det blir ännu svårare att spåra provfiskedata som laddas ner från andra plattformar, där webbtjänster skördar data till Analysportalen i Svenska LifeWatch (<https://www.slu.se/site/svenska-lifewatch/guider/analysportalen/>), eller i nästa steg till biodiversitetsplattformen Global Biodiversity Information Facility (GBIF, <https://www.gbif.org/>).



Figur 21: Databaser och analyser där provfiskedata och åldersanalys från miljöövervakningen (röd box) ingår. Rådata lagras i databasen NORS och åldersdatabasen (mörkblå boxar). Datavärden beräknade fiskindex presenteras som officiell statistik (grön box). Fiskdata från trendsjöarna ingår också i internationella databaser (ljusblå boxar) tillsammans med andra typer av data från samma sjöar (svart box). Olika dataurval används sedan i analyser och sammanställningar (gula boxar).

Vi vet dock att data från nuvarande trendsjöar ofta används tillsammans med provfisken utförda inom andra program. Det handlar om nationell och internationell

miljömålsuppföljning, om utveckling av bedömningsgrunder och om forskning av både tillämpad och mer grundläggande karaktär. Många av analyserna på senare tid har gjorts på olika dataurval som varierar i tid och rum (Figur 21).

Den enklaste vägen för data från provfiskade trendsjöar går via databasen NORS till redovisning av beräknade fiskindex som officiell statistik. Vattenmyndigheterna använder datavärdens beräknade index som underlag för statusklassificering enligt vattendirektivet vart sjätte år (<https://viss.lansstyrelsen.se/>). Provfiskedata används också som ett av många underlag till bedömning av bevarandestatus enligt Art- och habitatdirektivet (<https://www.artdatabanken.se/var-verksamhet/eu-rapportering/>). Nätprovfisken inom delområden av Vänern, Vättern, Mälaren och Hjälmaren används i årliga beståndsanalyser av ett urval av fiskarter (Havs- och vattenmyndigheten 2020). Sannolikt används provfiskedata även som underlag för lokal förvaltning av fiskeresurser i en del mindre sjöar, även om det är svårare att hitta publicerade exempel. Andra dataurval beror på olika frågeställningar och på tillgång till externa data om fiskens miljö i de utvalda sjöarna. Konkreta exempel på dataanvändning sedan 2007 ges i de följande avsnitten.

### 3.8. Utveckling av bedömningsgrunder

Under 2000-talet började standardiserade provfisken med nordiska översiktsnät utföras i fler och fler europeiska länder. Metoden rekommenderas för övervakning och statusbedömning av fisk i sjöar enligt ramdirektivet för vatten. EU:s arbetsgrupp för ekologisk status (WG ECOSTAT) bildades år 2003, ledd av EU:s Joint Research Center (JRC), med syfte att organisera och koordinera interkalibrering av nationella bedömningsgrunder för ekologisk status (European Commission 2003, 2011). År 2007 bildades en arbetsgrupp för interkalibrering av bedömningsgrunder för fisk i sjöar. I mars 2008 inleddes byggande av en europeisk fiskdatabas (Argillier m.fl. 2013, Brucet m.fl. 2013). Data från svenska sjöar utgjorde en dominerande del av det totala antalet provfiskade sjöar. I all utveckling av bedömningsgrunder för ekologisk status behöver biologiska data från standardiserad provtagning kombineras med annan information om sjöarnas naturliga förutsättningar och om olika typer av mänsklig påverkan. Sådan information fanns i högre grad för miljöövervakningens trend- och omdrevssjöar (Fölster m.fl. 2014), jämfört med andra provfiskade sjöar i provfiskedatabasen NORS. Det gäller både data från vattenkemisk provtagning och GIS-baserad information om markanvändning i sjöarnas avrinningsområden.

Sverige är ett av några få länder som tidigt hade officiella bedömningsgrunder för fisk i sjöar (Holmgren m.fl. 2007, Naturvårdsverket 2007). Mycket handlade därför om utveckling av nya indikatorer och index, både nationellt och över nationsgränser, inom så kallade geografiska interkalibreringsgrupper (GIGs). De följande årens arbete utfördes delvis i samverkan med EU-projektet WISER

(<http://www.wiser.eu/>, t.ex. Argillier m.fl. 2013) och det svenska projektet WATERS (<https://havsmiljoinstitutet.se/verksamhet/projekt/avslutade/waters>, t.ex. Bergström & Lindegård 2016, Holmgren 2016).

Den nordiska interkalibreringsgruppen jämförde utfall av svenska och finska bedömningsgrunder för fisk i sjöar, tillämpade på provfiskedata från svenska, finska, norska och irländska sjöar (Holmgren 2010). Det finska indexet EQR4 kunde inte särskilja många av de påverkade sjöarna från Irland och Sverige. Det svenska indexet EQR8 verkade vara för konservativt, speciellt för sjöar med låg artrikedom. Senare beräknades fyra länders fiskindex på provfiskedata från alla länder (Olin m.fl. 2014). Indexen testades i en eutrofigradient, som de finska och irländska indexen var specifikt utvecklade för. De svenska och norska indexen avsåg att indikera påverkan mer generellt, men de fungerade bättre för att indikera surhet än för höga närsalthalter. Under interkalibreringsprocessen föll det norska FCI bort för att det inte var korrelerat med totalfosfor i det nordiska datasetet. Även EQR8 uteslöts i ett senare steg, för att det var för lågt korrelerat med medelvärdet för de andra indexen (finska EQR4 och irländska FIL2).

Sverige och Norge utvecklade och interkalibrerade istället nya gemensamma fiskindex (Holmgren m.fl. 2018), baserat på en gemensam databas. Det resulterade i två officiellt godkända fiskindex (AindexW5 och EindexW3), som tillsammans med det tidigare indexet EQR8 ingår i nuvarande bedömningsgrunder för fisk i sjöar (Havs- och vattenmyndigheten 2018a, ingående indikatorer i Tabell 4).

Tabell 4: 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	Wiar	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 <sub>mört</sub> : antal mört/hät	NpueMört	2	-	
	Geometrisk medellängd av mört	GmlMört	3	+	
EindexW3	Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar (biomassa)	pPiscPerc	1		-
	NPUE: totalt antal fiskar /hät	NpueTot	2	inte relevant	+
	Geometrisk medellängd av abborre	GmlAbb	3		-

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

Havs- och vattenmyndigheten valde att behålla EQR8 för att det indikerar avvikelser från referensvärden oavsett typ av påverkan. De nya indexen kompletterar EQR8 genom att mer specifikt indikera påverkan av försurning (AindexW5) respektive övergödning (EindexW3). Inom det norsksvenska samarbetet (Holmgren m.fl. 2018) beräknades liksom tidigare en lång rad olika indikatorer för att beskriva artsammansättning, abundans och åldersstruktur via storlek. Nu inkluderades data från fler sjöar än i den tidigare interkalibreringen (Olin m.fl. 2014). Några åldersbaserade indikatorer för abborre, öring och röding togs också med i den norsksvenska databasen, men från för få sjöar för att kunna användas till utveckling av nya bedömningsgrunder. Det svenska dataunderlaget bestod av 422 provfiskade sjöar, varav minst 169 med vattenkemisk provtagning inom nationell miljöövervakning (trend- och omdrevssjöar). Trendsjöar med provfisken i nuvarande program utgjorde 10 % av det totala svenska bidraget. De utgjorde en ännu större andel (20 %) av de svenska sjöar som klassades som obetydligt påverkade, och därför användes för modellering av indikatorernas sjöspecifika referensvärden. För hela 40 % av de svenska referenssjöarna kom använda mätningar av pH och totalfosfor från nationell miljöövervakning. De svensk-norska fiskindexen utgör numera två av 24 europeiska fiskbaserade system för klassning av ekologisk status i sjöar (Ritterbusch m.fl. 2021), och exempel på tillämpning och tolkning av resultat ges i avsnitt 3.9.

Alla 45 provfiskade trendsjöarna ingick också i en Nordisk databas skapad för harmonisering av fysikalisk-kemiska bedömningsgrunder. I den ingick sjöar och vattendrag med både biologiska och fysikalisk-kemiska mätningar. Sjöar med mätningar av olika surhetsparametrar användes för harmonisering av bedömningsgrunder för försurning (Fölster m.fl. 2021). I databasen fanns 288 svenska sjöar med provfiskedata och mätningar av surhetsparametrarna samma år. De 45 trendsjöarna i nuvarande provfiskeprogram utgjorde 16 % av urvalet. Trend- och omdrevsprogrammen bidrog med vattenkemisk provtagning för 50 % av svenska sjöar med matchande data för fisk och kemi. Med sådana sjöar testades vilka surhetsindikatorer som bäst förklarade fiskarters förekomst och relativa abundans. I svenska sjöar var pH viktigast för fiskarters förekomst, i enlighet med tidigare erfarenheter (Holmgren & Buffam 2005, Fölster m.fl. 2007). Syraneutraliserande förmåga (ANC) var dock viktigare än pH i det sammantagna nordiska datasetet. Nya nordiska bedömningsgrunder för försurning bör därför utvecklas baserat på ANC.

### 3.9. Bedömning av trendsjöarnas ekologiska status

I den officiella statistiken finns statusbedömningar från provfisken t.o.m. 2018 i de 45 trendsjöarna (se <https://www.havochvatten.se/data-kartor-och-rapporter/data-och-statistik/official-statistik/official-statistik---havs--och-vattenmiljo/fisk-i->

[sjoar.html](#)), och bilagor med fiskdatavärdens beräknade indexvärden av EQR8, AindexW5 och EindexW3 för enskilda provfiskeår.

I denna nulägesbeskrivning undersöktes hur fiskindexen i trendsjöarna varierade över tid, och hur det påverkade statusbedömningen under olika tidsperioder. För ändamålet beräknades medelvärden av alla tre fiskindex för perioderna 1994-2006, 2007-2012 och 2013-2018 (Bilaga 11). De två senare perioderna omfattar sex år, i enlighet med vattendirektivets förvaltningscykler och vattenförvaltningens bedömningsperioder. Dessutom kördes trendtester (Kendall's tau) för både fiskindex och de ingående fiskindikatorerna (Tabell 4), beräknade för provfisken utförda under 1994-2019 i 15 sjöar med årliga provfisken åtminstone sedan 2007 (Tabell 5). Utfallet för enskilda indikatorer användes också för tolkning av vad som mer specifikt bidrar till lägre än god status, eller till ändringar av status över tid. Exempel på tidsserier för enskilda indikatorer visades i form av standardiserade avvikelser (Z-värden) från sjöspecifika referensvärden, som beräknas utifrån sjöarnas höjd över havet, sjöarea, maxdjup, position i förhållande till högsta kustlinjen och årsmedelvärde och amplitud av lufttemperatur (Havs- och vattenmyndigheten 2018a).

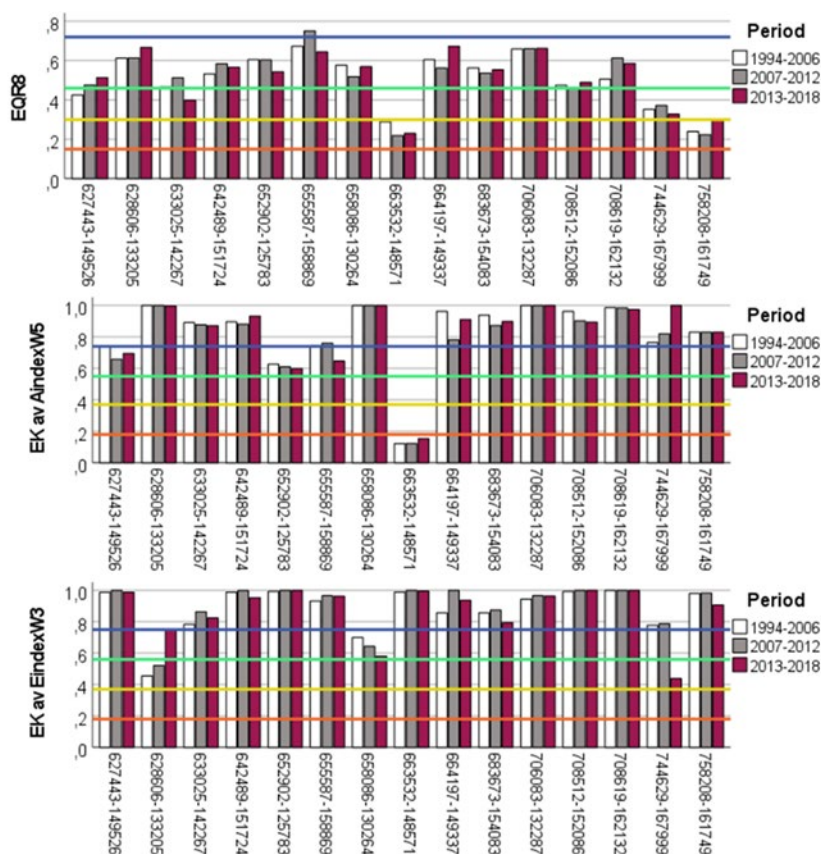
Tabell 5: Testade trender (Kendall's tau) i fiskindex och indikatorer 15 trendsjöar med provfisken varje år 1994-2019 (11 sjöar) eller 2007-2019 (4 sjöar). Färgerna i indexkolumnerna visar statusklass bedömd via provfisken 2013-2018 (blå = hög, grön = god, gul = måttlig, orange = otillfredsställande och röd = dålig).

VattenID	Namn	EQR8	AindexW5	EindexW3	Niart (EQR8)	SDn (EQR8)	SDw (EQR8)	AbCyw (EQR8)	Andpls (EQR8)	Wlart (EQR8)	Niind (EQR8)	MeanW (EQR8)	Narter (A)	pCyp (A)	pPiscPerc (A & E)	NpueTot (E)	NpueMört (A)	GmiMört (A)	GmiAbb (E)	
627443-149526	Brunnsjön	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
628606-133205	Stora Skärsjön	NS	**	NS	NS	NS	**	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
633025-142267	Fiolen	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
642489-151724	Allgjutten	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
652902-125783	Rotehogstjärnen	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
655587-158869	Stora Envättern	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
658086-130264	Bysjön	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
663532-148571	Övre Skärsjön	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
664197-149337	Dagam	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
683673-154083	Stensjön	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
706083-132287	Stor-Björnsjön	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
708512-152086	Degervattnet	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
708619-162132	Remmarsjön	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
744629-167999	Jutsajaura	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS
758208-161749	Abiskojaure	NS	NS	NS	NS	NS	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, OBS! Endast ett "+" betyder att enstaka mörtar bara förekom vid två tillfällen under den senare delen av tidsserien. Ett "." betyder att indikatorn inte kunde beräknas.

Statusklassningen inom sjöar varierade mer mellan tidsperioder för EQR8 än för både surhetsindexet Aindexw5 och eutrofiindexet EindexW3 (Bilaga 11). Det beror

nog mest på skillnader i hur klassgränserna definierades under indexutvecklingen (Holmgren m.fl. 2007, Holmgren m.fl. 2018) där klassgränserna för de nyare indexen sattes enligt den vägledning som utvecklades inom det europeiska interkalibreringsarbetet (European Commission 2011). Med EQR8 fick 17 sjöar exakt samma status under alla tre perioder, och tre av fyra sjöar utan data före 2007 fick samma status de senare två perioderna. Med AindexW5 fick 35 sjöar samma status för de tre eller två perioder som kunde bedömas, och motsvarande antal var 33 sjöar för EindexW3. I sjöar med årliga provfisken skiljde bedömningarna nästan aldrig mer än en statusklass mellan tidsperioderna (Figur 22), och osäkerheten låg då till stor del i att indexvärdena låg nära klassgränserna. Ett undantag var den nordligt belägna Jutsajaure, där eutrofiindexet minskade från hög till måttlig status den senaste perioden. Variation i status mellan bedömningsperioder var relativt vanligare i sjöar med glesare provfiskefrekvens (Bilaga 11). Det är också väntat eftersom osäkerheten ökar när bedömningen för perioden baseras på ett enda provfiske.

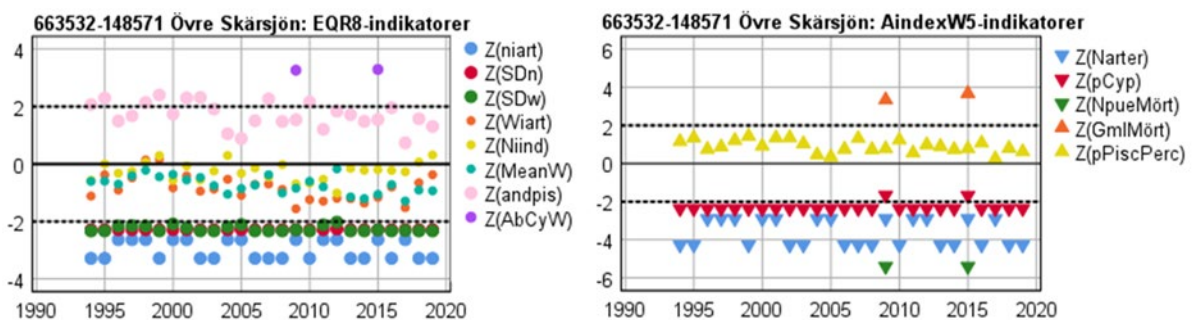


Figur 22: Medelvärden av indexvärden (EQR8) eller indexens ekologiska kvalitetskvoter (EK av AindexW5 och EindexW3) inom tre perioder (1994-2006, 2007-2012 och 2013-2018) för 15 trendsjöar med årliga provfisken, sorterade från söder till norr. De horisontella linjerna markerar nedre klassgränser för hög (blått), god (grönt), måttlig (gul) och otillfredsställande (orange) ekologisk status.

För merparten av sjöarna med årliga provfisker fanns inga signifikanta trender i något av de tre fiskindexen (Tabell 5), vilket indikerar att statusen generellt varken hade blivit bättre eller sämre under den undersökta perioden. Några av de enskilda indikatorerna hade ökande eller minskande värden. Ett av undantagen var en positiv trend för EQR8 i Abiskojaure, som sammanföll med en ökning av antalet individer av sjöns enda fiskart (röding).

Surhetsindexet AindexW5 minskade i Stora Skärsjön, kopplat till ökad medellängd av den surhetskänsliga fiskarten mört. Sjön är inte alls sur och förändringarna var för små för att sänka sjöns status från hög. En liten ökning av AindexW5 i den sura sjön Övre Skärsjön räckte inte för att höja den dåliga statusen. Enstaka mörtar har fångats vid två provfisketillfällen i Övre Skärsjön, men i Bergslagen där sjön är belägen förväntas högre tätheter av mört i sjöar som inte är för sura. AindexW5 ökade också i Jutsajaure, men under hela tidsserien inom ramen för hög status. Ökningen kan kopplas till ett par år med rekordhög rekrytering av mört i slutet av tidsserien (Appelberg m.fl. 2020).

Under 2013-2018 var statusen oftast god med EQR8, och oftast hög för de påverkansspecifika AindexW5 och EindexW3 (Tabell 5, Bilaga 11). Sämst status i årligen provfiskade sjöar hade den sura Övre Skärsjön, otillfredsställande med EQR8 och dålig med AindexW5. Där var indikatorernas avvikelser som förväntat i sura sjöar (Figur 23, Tabell 4).



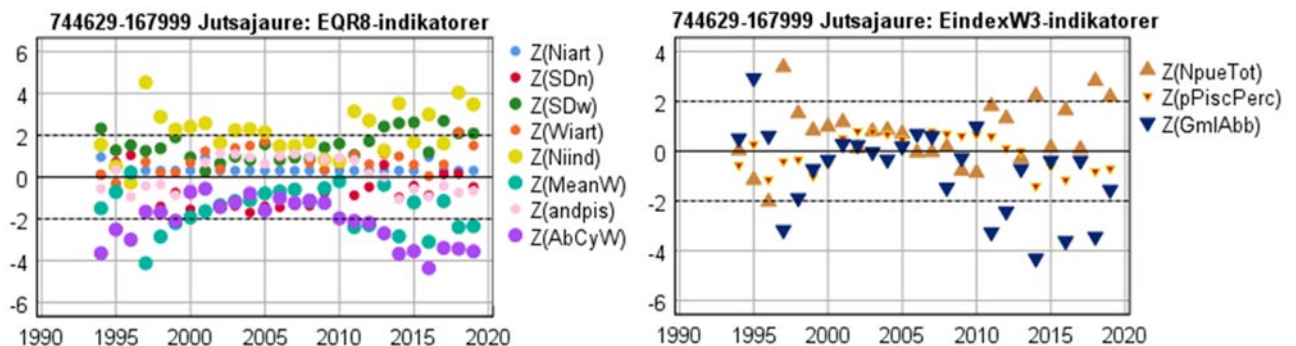
Figur 23: Tidsserier från Övre Skärsjön för indikatorers standardiserade avvikelser (Z-värden) från sjöspecifika referensvärden, för indikatorer i EQR8 respektive AindexW5 (förklaringar till koder i Tabell 4). De heldragna svarta linjerna är satta vid referensvärdet noll, och de streckade linjerna vid avvikelser på +/- 2 standardavvikelser. Trianglarna för AindexW5-indikatorerna pekar uppåt respektive neråt beroende på deras förväntade avvikelser i sura sjöar.

Mört förekom tidigare i Övre Skärsjön, men försvann under försurningen. Att enstaka mörtar fångades 2009 och 2015 räckte inte för att höja statusen till god. pH, alkalinitet och TOC har ökat i Övre Skärsjön, som i många andra sjöar (Bilaga 5). Mört kan möjligen ha introducerats vid sportfisker med levande beten. Dagens förhållanden kanske möjliggör en någorlunda livskraftig mörtpopulation, som i de sura sjöarna Brunnsjön och Rotehogstjärnen (Holmgren 2014). I så fall behövs antagligen en aktiv och mer omfattande återintroduktion av mört i Övre Skärsjön.



Bland trendsjöar med provfisken vart sjätte år finns ytterligare fem sura sjöar (årsmedelvärde av pH lägre än 6, Bilaga 5). I Båen förekom surhets känsliga mörtar eller andra karpfiskar sporadiskt i provfiskefångsterna (Bilaga 4), i Harasjön observerades ål vid ett enskilt provfisketillfälle, och sutare fångades en gång i Älgarydssjön. I Hjärtsjön och Gipsjön fångades bara abborre och ibland gädda. De flesta sura sjöar bedömdes som väntat ha lägre än god status med EQR8 eller AindexW5 under en eller flera perioder (Bilaga 11). Det kan kopplas till få eller inga mörtar eller oregelbunden rekrytering. Det senare indikerades indirekt via hög medellängd, eller mer direkt via åldersbaserade indikatorer som andel ung fisk (Holmgren 2013, Holmgren och Petersson 2021). Ofta saknas information om trendsjöarnas artförekomster före försurning, men mörtan har försvunnit från många andra försurade sjöar (Appelberg m.fl. 2004), speciellt i södra Sverige. Däremot verkar det aldrig ha funnits mört i den sura sjön Gipsjön i Dalarna.

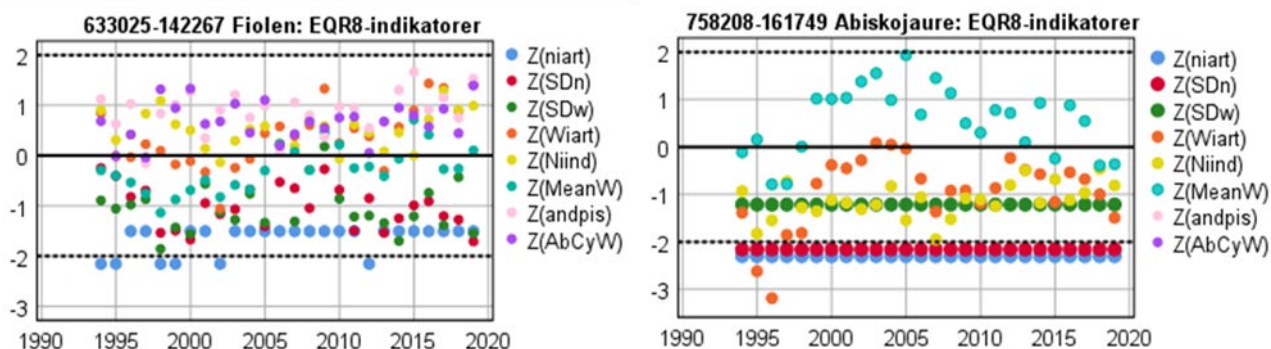
Den nordligt belägna Jutsajaure bedömdes alltid ha måttlig status med EQR8, och även med eutrofiindexet EindexW3 under 2013-2018 (Tabell 5, Bilaga 11). Högt antal individer och låg kvot mellan biomassan av abborre och mört bidrog mest till de låga EQR8-värdena (Figur 24). För EindexW3 var det framför allt flera år med låg medellängd av abborre som drog ner statusen under 2013-2018. Jutsajaure var varken sur eller näringsrik (Bilaga 5), men sjöns nordliga läge i Norrbottens inland bidrar kanske till stor variation i rekrytering av de dominerande fiskarterna abborre, mört och sik (Holmgren 2013, Appelberg m.fl. 2020a).



Figur 24: Tidsserier från Jutsajaure för indikatorers standardiserade avvikelser (Z-värden) från sjöspecifika referensvärden, för indikatorer i EQR8 respektive EindexW3 (förklaringar till koder i Tabell 4). De heldragna svarta linjerna är satta vid referensvärdet noll, och de streckade linjerna vid avvikelser på +/- 2 standardavvikelser. Trianglarna för AindexW5-indikatorerna pekar uppåt respektive neråt beroende på deras förväntade avvikelser i sura sjöar.

Ytterligare två av de årligen provfiskade sjöarna fick måttlig status med EQR8 under 2013-2018 (Tabell 5), men hög status med båda mer påverkansspecifika index. I Fiolen låg EQR8 ganska nära gränsen mellan god och måttlig status redan de två tidigare perioderna (Figur 22). Med undantag för antal inhemska fiskarter, så avvek dock EQR8-indikatorerna inte mer än 2 standardavvikelser från referensvärdet (Figur 25). I denna sjö är det modellerade referensvärdet för antal inhemska fiskarter (ca 6) kanske för högt. Vid provfiskena fångades alltid abborre,

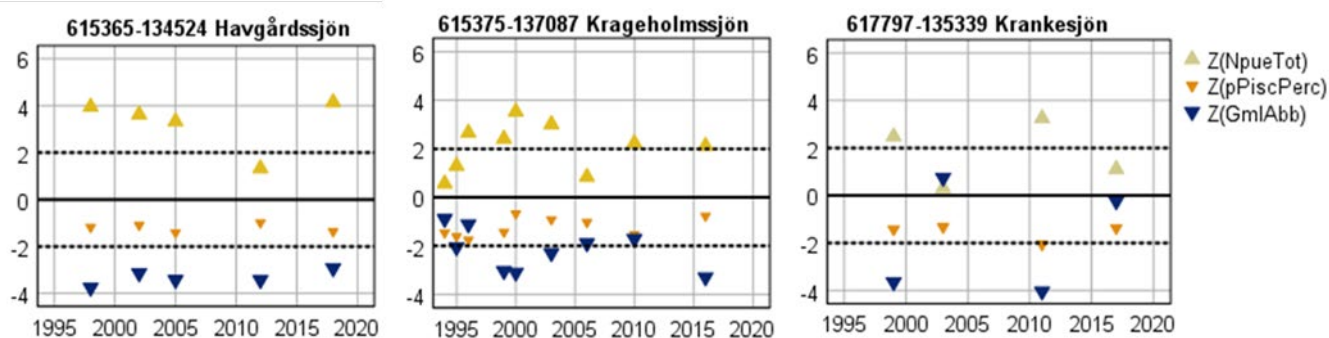
mört och sik, och oftast även gädda. Fiolen är varken sur eller näringsrik, och det verkar inte finnas uppgifter om att några andra arter skulle ha funnits i sjön tidigare.



Figur 25: Tidsserier från Fiolen (vänster) och Abiskojaure (höger) för EQR8-indikatorers standardiserade avvikelser (Z-värden) från sjöspecifika referensvärden (förklaringar till koder i Tabell 4). De heldragna svarta linjerna är satta vid referensvärdet noll, och de streckade linjerna vid avvikelser på +/- 2 standardavvikelser.

Abiskojaure fick också måttlig status med EQR8 under 2013-2018, och ännu lägre status de tidigare perioderna (Figur 22, Bilaga 11). Inte heller denna sjö är sur eller näringsrik. Antal inhemska arter och artdiversitet baserad på antal individer var alltid mer än 2 standardavvikelser lägre än modellerade referensvärden (Figur 25). För denna ganska stora och djupa sjö på måttlig höjd över havet (Bilaga 2) uppskattas referensvärdet av antal inhemska arter till 4,5. Det finns dock inget som antyder att det har funnits andra fiskarter än röding i sjön. När både abborre och karpfiskar saknas, kan varken andel potentiellt fiskätande abborrfiskar eller biomassekvoten mellan abborre och mört beräknas. Om referensvärdena justerades till värdet 1, för både antal inhemska arter och de båda diversitetsindexen, så skulle statusen som väntat bli minst god med EQR8, likväl som med både AindexW5 och EindexW3. Fiskindexen är främst anpassade för sjöar som domineras av mer varmvattensanpassade fiskarter, som abborre och olika karpfiskar. Speciellt de påverkansspecifika indexen bör alltid användas med försiktighet i sjöar som liksom Abiskojaure domineras av kallvattensanpassade arter (Holmgren m.fl. 2018).

Vi kan inte utesluta att både osäkert modellerade referensvärden för flera indikatorer och oregelbunden rekrytering av dominerande fiskarter bidrar till lägre än god status i flera trendsjöar som provfiskas vart sjätte år, speciellt om de varken är sura eller näringsrika (Bilaga 5, Bilaga 11). De skånska trendsjöarna Havgårdssjön, Krageholmssjön och Krankesjön hade totalfosforhalter över 35 µg/l. Där bedömdes statusen som väntat vara sämre än god status med EQR8, och det blev ännu tydligare med eutrofiindexet EindexW3. I de två mest näringsrika sjöarna (Havgårdssjön och Krageholmssjön) avvek de tre EindexW3-indikatorerna alltid i förväntad riktning (Figur 26).



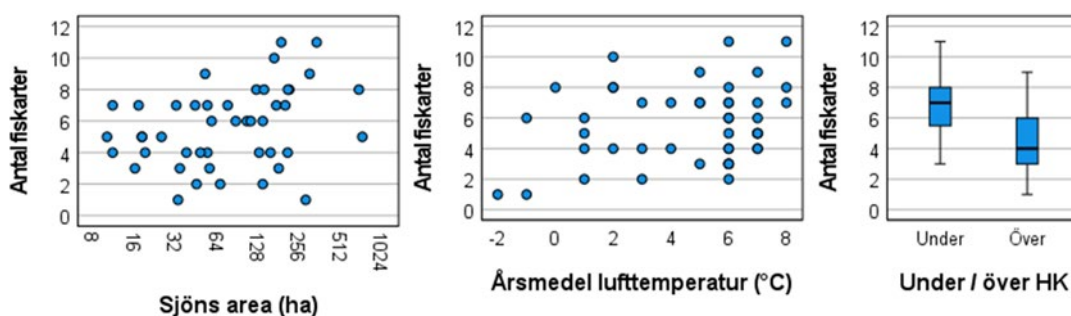
Figur 26: Tidsserier från Havgårdssjön, Krageholmssjön och Krankesjön för EindexW3-indikatorers standardiserade avvikelser (Z-värden) från sjöspecifika referensvärden (förklaringar till koder i Tabell 4). De heldragna svarta linjerna är satta vid referensvärdet noll, och de streckade linjerna vid avvikelser på +/- 2 standardavvikelser. Trianglarna pekar uppåt respektive neråt beroende på indikatorns förväntade avvikelser i eutrofa sjöar.

Det finns ett hyfsat urval av sura och försurade sjöar bland de 45 trendsjöar som provfiskas inom nuvarande program. Ingen av dem blev dock så försurad under 1900-talet att alla fiskar försvann från ekosystemen. Programmets mest eutrofa sjöar hör inte heller till de mest övergödda sjöarna, varken i Skåne eller i övriga landet. Trendsjöarna kan inte heller illustrera effekter av annan lokal påverkan, eftersom mer påverkade sjöar valdes bort när programmet fastställdes. Förhoppningsvis kan ovanstående exempel stimulera till undersökning av vilka enskilda indikatorer som bidrar mest till bedömd status, dvs. även i mer påverkade sjöar i andra övervakningsprogram.

### 3.10. Referenser till kalkningsverksamheten

Trendsjöar med årliga provfisken har använts som referenser till kalkade sjöar i det nationella programmet Integrerad Kalkningseffektuppföljning (IKEU). Båda program har mer omfattande mätningar av vattenkemi och biologi än många andra svenska sjöar. Vid en stor utvärdering av IKEU-programmet analyserades data från 12 kalkade och 13 okalkade sjöar, varav 11 trendsjöar (Holmgren 2009). Trender testades för samhälls- och populationsindikatorer, och dessutom analyserades miljöns betydelse för fiskartsammansättningen. Ett anmärkningsvärt resultat var att de kalkade sjöarna hade fler minskande trender i abundans av ovanliga fiskarter (t.ex. öring och elritsa), jämfört med okalkade referenser. Utfallet kunde kopplas till urvalet av sjöar snarare än som oönskade effekter av kalkning, eftersom varken öring eller elritsa förekom i någon av de okalkade sjöarna med testade tidsserier.

I en annan studie avvek IKEU:s överkalkade sjöar från neutrala referenssjöar i både antal fiskarter, biomassa och artsammansättning, och antalet arter var lika lågt som i sura referenser (Drakare m.fl. 2012). Både de sura och de överkalkade sjöarna var i genomsnitt mindre än normalkalkade och neutrala referenser. Även här bidrog alltså biogeografiska skillnader mellan sjögrupper till svårigheten att särskilja effekter på fisk av just överkalkning. I dataset med många fler sjöar finns oftast tydliga samband mellan antal fiskarter och sjöns storlek, lokalklimat och position i landskapet (Appelberg m.fl. 2004, Holmgren m.fl. 2007, Brucet m.fl. 2013, Holmgren m.fl. 2018). Samma men svagare tendens till fler arter i större och varmare sjöar under högsta kustlinjen finns även inom det mer begränsade urvalet av 45 provfiskade trendsjöar (Figur 27).



Figur 27: Totalt antal observerade fiskarter i 45 trendsjöar i relation till sjöns area (till vänster) och årsmedelvärdet i lufttemperatur (i mitten). Variationen i antal arter visas också inom sjöar belägna under ( $N = 19$ ) respektive över högsta kustlinjen ( $N = 26$ ). respektive över högsta kustlinjen (till höger). Den totala variationen visas med vertikala streck, och centrala boxar spänner från 25:e till 75:e percentilen med ett streck vid medianen.

Ofta saknas tyvärr mätningar med jämförbara metoder från tiden före försurning, vilket försvårar uppföljning av naturlig återhämtning i försurade och okalkade sjöar (Holmgren 2014, Holmgren och Petersson 2021). Oftast saknas även provfisken från tiden före kalkning. I ovan nämnda studier användes rumslig variation mellan sjöar istället för tillräckligt långa tidsserier för att påvisa möjliga effekter av miljöförändringar (så kallade rum-för-tid-analyser). Exemplet från IKEU och trendsjöarna visar hur svårt det är att hitta små men jämförbara grupper av sjöar, som bara varierar med avseende på just det som ska undersökas (t.ex. effekter av kalkning).

Urvalet av kalkade IKEU-sjöar utgör dessutom ett ganska skevt urval av de sjöar som på 2000-talet var målsjöar för den statligt finansierade kalkningsverksamheten (Holmgren och Fölster 2010). I provfiskedatabasen NORS utgör kalkade sjöar en majoritet av alla sjöar med minst ett provfiske. Därför har senare analyser inkluderat många fler sjöar, men med mycket mer heterogen övervakning av både fisk och kemi än i de nationella programmen. Först användes fiskdata från sjöar som en pilotstudie, tillsammans med mer genomarbetade data från vattendrag (Holmgren m.fl. 2016). Senare analyserades ännu mer data från både kalkade och

okalkade sjöar (Holmgren och Petersson 2021). I båda fall utgjorde miljöövervakningens trendsjöar en viktig del av de okalkade sjöar som kunde klassas som antingen sura, neutrala eller kalkrika, precis som vid den tidigare beskrivna utvecklingen av bedömningsgrunder för ekologisk status. I den senaste utvärderingen ökade som väntat både antal fiskarter och total abundans och biomassa efter kalkning, och samma tendens fanns delvis också i okalkade sjöar. Jämförelser över längre tidsperioder försvårades dock av ändrade provfiskemetoder, eftersom nuvarande standardnät fångar små och unga fiskar mer effektivt än de översiktnät som användes före kalkning på 1970- och 1980-talen.

I den senaste studien (Holmgren & Petersson 2021) ingick också analys av olika fiskvariablers respons längs en pH-gradient, med fokus på frågan om fisk i kalkade sjöar reagerar på samma sätt som i okalkade sjöar. Då förväntades att antal fiskarter, abundans och biomassa liksom fiskindexen EQR8 och AindexW5 skulle öka med pH, som i tidigare studier av okalkade sjöar (Holmgren m.fl. 2007, Holmgren m.fl. 2018). I samma studie inkluderades även förekomst/avsaknad och numerär andel av små individer (< 10 cm), och medellängd, för att indikera eventuella effekter av pH på rekryteringen av abborre och mört. För båda arter förväntades förekomst och andel av små individer öka med pH, medan medelvikten förväntades minska med pH. Analyserna visade de förväntade sambanden mellan fiskvariablerna och pH de okalkade sjöarna, men mycket svagare eller inte signifikanta samband med pH i de kalkade sjöarna. Längdbaserade mått kan alltid beräknas för standardiserade provfisken, men storleken är tyvärr bara ett trubbigt mått på fiskens ålder. Det illustrerades med åldersbestämda mörtar från IKEU och miljöövervakningens trendsjöar (Holmgren och Petersson 2021).

### 3.11. Bredare kunskap om fisk i europeiska sjöar

Miljöövervakningen har mycket att lära av både äldre och nyare forskning, och miljöövervakningen i sig utgör ett viktigt underlag till forskning om fiskfaunans storskaliga variation beroende på lokala och regionala miljöfaktorer. När provfiske med nordiska översiktnät blev europeisk standard (CEN 2005, CEN 2015), så rekommenderades den för övervakning enligt ramdirektivet för vatten. Då gjordes insamling och gemensam analys av provfiskedata från flera europeiska länder. Bland annat undersöktes 165 svenska, tyska och danska sjöar i den europeiska ekoregionen ”centralslätten” (Mehner m.fl. 2007), inklusive 22 av 45 trendsjöar i nuvarande program. Sjöns morfometri och geografiska läge påverkade artsammansättning av fisk även inom en och samma ekoregion, och när datasetet korrigerades för sjöarnas totalfosforhalt. Ett relativt högt medeldjup var inte oväntat avgörande för förekomst av de mest kallvattensanpassade arterna siklöja, lake och nors.

Data från nätprovfisken fördes senare in i en europeisk databas för ECOSTATs interkalibrering av bedömningsgrunder för ekologisk status, i samverkan med det relaterade EU-projektet WISER (<http://www.wiser.eu/>). Datasetet (Mehner m.fl. 2017, ibland kallat IC/Wiser-databasen) användes för utveckling av ett europeiskt fiskindex (Argillier m.fl. 2013), och mindre delar användes i geografiska interkalibreringsgrupper (GIGs, t.ex. Olin m.fl. 2014, Holmgren m.fl. 2017). Andra dataurval användes i mer grundläggande studier av fisksamhällen i europeiska sjöar (Emmrich m.fl. 2012, Brucet m.fl. 2013, Emmrich m.fl. 2014, Arranz m.fl. 2016, Mehner m.fl. 2016, Brucet m.fl. 2018, Trochine m.fl. 2018, Bartrons m.fl. 2020, Mehner m.fl. 2021).

Trendsjön Fiolen var en av 18 sjöar i en jämförelse av fångster i nätprovfisken med mängden fisk uppskattad via vertikal hydroakustik (Emmrich m.fl. 2012). Det var en positiv korrelation mellan reflekterad ekostyrka längs transekter och biomassa per nät. Tre djupa sjöar hade oproportionerligt mer fisk i hydroakustik än i bottenatta nät, men sambandet blev bättre när jämförelsen begränsades till den översta delen av vattenmassan (0-6 m djup). De två metoderna mätte egentligen fisk i helt olika habitat, hydroakustiken i pelagialen och de nordiska översiktsnäten utmed sjöbotten. Det positiva sambandet indikerade att mängden fisk i de pelagiska och bentiska habitaterna kan påverkas på likartat sätt av andra miljöfaktorer, t.ex. mer fisk under mer näringsrika förhållanden.

År 2009 levererades provfiskedata från 1162 svenska sjöar till IC/WISER-databasen. Som mest användes 1145 svenska sjöar (av totalt 1943) i analyser av förekomst och biomassa av främmande arter (Trochine m.fl. 2018). Dit räknades de fiskarter som inte förekom i landet före 1500-talet. Sverige hade näst lägst andel sjöar med främmande fiskarter, bara några sjöar med enstaka individer av bäckröding, groplöja, karp eller regnbåge. Som kontrast förekom främmande arter i mer än 60 % av sjöarna i sju av fjorton länder, och i samtliga av de portugisiska, italienska och slovenska sjöarna. I IC/WISER-databasen inkluderades beskrivning av sjöarnas karaktär och olika typer av påverkan, men en del variabler fanns bara för en mindre del av sjöarna. Ju fler sjöbeskrivande variabler som behövdes i analyser, desto mindre dominerades datautdragen av svenska sjöar, men istället utgjorde miljöövervakningens trendsjöar en större andel av de svenska sjöarna. Ibland uteslöts sjöar med  $\text{pH} < 6$  (Brucet m.fl. 2013, Mehner m.fl. 2021), för att eutrofiering är ett mer generellt problem än försurning i Europas sjöar. Flera analyser baserades på fiskarnas storleksfördelning (Emmrich m.fl. 2014, Arranz m.fl. 2016, Mehner m.fl. 2016, Brucet m.fl. 2018, Bartrons m.fl. 2020), och då uteslöts sjöar med färre än 25 längdmätta fiskar. Som minst användes data från 227 europeiska och turkiska sjöar (Bartrons m.fl. 2020), i ett urval begränsat av tillgång på klorofyllmätningar.

I de geografiskt storskaliga analyserna förklarade klimat och andra skillnader mellan sjöar ofta mer av fisksamhällenas variation än de mänskliga

påverkansfaktorer som fanns med i IC/WISER-databasen. Produktivitet mätt som totalfosfor var dock viktig för fiskens totala abundans och biomassa (Brucet m.fl. 2013), men vid samma totalfosforhalt fanns det mer fisk i varmare sjöar. Klimatet var speciellt viktigt för fisksamhällets storleksstruktur (Emmrich m.fl. 2014). Medelstorleken minskade vid högre temperatur, även inom grupper av sjöar som dominerades av fisk med olika temperaturpreferenser. Negativa samband mellan fiskens storlek och temperatur fanns även inom de sex vanligaste fiskarterna (Arranz m.fl. 2016). Då fanns också starka effekter av konkurrens i form av negativa samband mellan storlek och abundans. Mängden fiskätande fiskar var positivt korrelerad med mängden bytesfiskar (Mehner m.fl. 2016), men det var stort överlapp i storleksfördelningar mellan de två grupperna. Många fiskarter är lämpliga byten för abborre och andra rovfiskar bara innan de växer in i en storleksrefug. Det fanns också positiva samband mellan fiskens storleksdiversitet och artdiversitet (Brucet m.fl. 2018), men med brantare lutning i varmare ekoregioner. I varmare klimat växer många arter snabbt och stannar i tillväxt vid olika storlek. I Sverige kan storleksdiversiteten vara hög även i artfattiga sjöar, som i de tre trendsjöarna med bara kallvattensfiskar. Storleksfördelningar användes också för beräkning av fiskens energibehov och produktion (Bartrons m.fl. 2020), med hjälp av generell teori om storleks- och temperaturberoende metabolism. Analyserna indikerade en stark bottenuppeffekt från växtplankton (klorofyll) till fiskproduktion, och en svagare effekt av fiskens konsumtion (via energibehovet) på klorofyll vid en given fosforhalt. Senast användes provfiskedata från IC/WISER-databasen för att studera interaktioner mellan fiskarter (Mehner m.fl. 2021), efter att först korrigera för abiotiska miljöfaktorer och för variation inom huvudavrinningsområden. Det fanns fler positiva än negativa samband mellan par av fiskarters förekomst/avsaknad, biomassa och medelvikt, men som väntat också en del negativa samband mellan rovfiskar och bytesfiskar.

### 3.12. Bredare kunskap om arktisk biodiversitet

År 2016 byggdes en panarktisk databas av sötvattensnätverket inom ett större arktiskt samarbete (CAFF-CBMP Freshwater Expert Network). Då var det dags att verkställa en tidigare plan om att samla in befintliga och nya biodiversitetsdata inför en cirkumpolär utvärdering (Culp m.fl. 2012). Vi valde ut övervakningsdata från sjöar och vattendrag som låg innanför gränsen till det så kallade CAFF-området. I Sverige omfattar det allt norr om polcirkeln, och ytterligare en del högt belägna områden längs fjällkedjan. Vi tillhandahöll data från provfisken i både sjöar och vattendrag, via utdrag ur de nationella fiskdatabaserna NORS och SERS. Från sjöprovfiskedatabasen NORS blev det 129 sjöar med 1-22 provfisketillfällen, inklusive trendsjöarna Övre Fjätsjön, Stor-Björnsjön, Vuolgamjaure, Njalakjaure, Pahajärvi, Jutsajaure och Abiskojaure. De första analyserna av databasen

presenterades först i en övergripande lägesrapport (Lento m.fl. 2019), och sedan som vetenskapliga artiklar om mer begränsade delar.

Fiskdata användes först i en panarktisk analys av sötvattensfiskars biodiversitet inom och mellan olika arktiska och subarktiska regioner (Laske m.fl. 2019). Totalt observerades 100 fiskarter, varav 29 bara fanns i Nordamerika och 50 bara i Fennoskandia och Ryssland. Det fanns 1-47 fiskarter inom 25 ekoregioner, varav röding var enda art i de två nordligaste regionerna. De svenska sjöarna låg i den skandinaviska björkskogsregionen eller i den skandinaviska och ryska taigan, två regioner med 25 och 47 fiskarter i totalt 72 respektive 47 avrinningsområden. Den skandinaviska och ryska taigan var en av tre regioner med högst variation i artsammansättning mellan avrinningsområden, men med relativt liten variation i antal arter. Skillnaden i artsammansättning berodde mer på att olika arter ersatte varandra än att alla arter i artfattigare avrinningsområden också förekom i de artrikaste områdena.

Provfiskedata ingick också i en studie av 74 nordeuropeiska sjöar med mätningar för minst tre av sex biologiska grupper (Lau m.fl. 2020), bentiska kiselalger, makrofyter, växtplankton, bentiska makrovertebrater, djurplankton och fisk. I urvalet fanns 13 svenska sjöar med fisk, sju som provfiskades inom trendsjöprogrammet och sex andra trendsjöar som provfiskades av andra utförare. För varje sjö och biologisk grupp beräknades relativ artrikedom (antal arter i sjön dividerat med totalt antal arter i gruppen) och abundansbaserad diversitet (Simpson's invertebrate index och evenness). Fiskens diversitet visade ungefär samma variation längs miljögradienter som växtplankton och makrofyter, och sjöar med fler fiskarter tenderade att ha högre artrikedom totalt, uttryckt som genomsnittet av artgruppernas relativa artrikedom. Fisk är därför en potentiell övergripande indikator för sjöars biodiversitet i det arktiska och subarktiska området. Den nya erfarenheten kompletterar tidigare beskrivning av fiskens fördelar som miljöindikator (Degerman m.fl. 2016).

### 3.13. Ny kunskap om fisk och klimat

Data från miljöövervakningens trendsjöar gav viktiga bidrag till två ofta citerade arbeten om fisk och klimat i ett internationellt perspektiv (Jeppesen m.fl. 2010, Jeppesen m.fl. 2012). Med publicerade och nya data från olika länder illustrerades potentiella effekter av ett förändrat klimat på allt från fisksamhällens struktur, fiskars livshistorieegenskaper, födoval, beteende och vinteröverlevnad (Jeppesen m.fl. 2010). Från Sverige visades andelen unga och små abborrar och mörtar i sjöar från Skåne till Norrbotten. Andelen unga fiskar av båda arter minskade från söder till norr, så som även nu med nyare data från trendsjöarna (Figur 15, Figur 16). Även andelen små abborrar minskade längs latitudgradienten, men något sådant signifikant samband fanns inte för mört. Det här var exempel på så kallade rum-



för-tid-analyser, precis som de flesta andra exempel i denna artikel. Ett kompletterande arbete fokuserade istället på tidsserier från 24 europeiska sjöar (Jeppesen m.fl. 2012), inklusive trendsjöarna Stora Skärsjön, Fiolen, Allgjutten, Stora Envättern, Stensjön och Remmarsjön. Abborrens tillbakaräknade längd efter första året (årsungarnas tillväxt) var positivt korrelerad med ytvattnets temperatur under maj-september samma år. Dessa båda mått hade ökande eller icke signifikanta trender under perioden 1994-2009, liksom halten av totalt organiskt kol (TOC), medan totalfosforhalten tenderade att minska. I en finsk sjö minskade abborrens längd första året med ökande TOC, men i de svenska sjöarna övervägde den positiva temperatureffekten en eventuellt negativ effekt av ett brunare vatten.

De provfiskade trendsjöarna gav också självklara underlag till ett mastersarbete om fiskars respons på brunare vatten (Koch 2019) och två doktorandprojekt som behandlade effekter på fisk av både temperatur och brunhet (Van Dorst m.fl. 2019, van Dorst 2020, van Dorst m.fl. 2020, Andersson 2021). I samtliga fall handlar det om rum-för-tid-analyser, där rumslig variation (mellan sjöar) i temperatur och brunhet används för att indikera hur fisk kan påverkas i ett förändrat klimat där vattnet förväntas bli både varmare och brunare. Bland annat observerades lägre total fiskbiomassa i bruna jämfört med klarare sjöar, men ingen effekt av brunhet på medelvikten av alla fiskar i fångsten (Koch 2019). Abborrens biomassa minskade med ökad temperatur men inte med ökad brunhet (Van Dorst m.fl. 2019). I samma studie användes åldersanalyser för beräkning av produktion av abborrbiomassa. Produktionen var negativt korrelerad med både temperatur och brunhet, men kopplat till olika mekanismer. Andelen små och unga abborrar ökade i varmare vatten, liksom första årets tillväxt, i enlighet med tidigare erfarenhet (Jeppesen m.fl. 2010, Jeppesen m.fl. 2012). I nyare studier minskade längden hos både ettåriga och äldre abborrar i brunare vatten (Van Dorst m.fl. 2019, Van Dorst m.fl. 2020), men brunheten hade ingen signifikant effekt på mörtens tillväxt. I ovan nämnda studier studerades fiskars respons oavsett var i sjön de fångades, men effekter av temperatur och brunhet kan också variera mellan habitat (Andersson 2021). Till exempel ökade abundans och biomassa i varmare vatten för abborre fångad i pelagialen, men inte i littoralen. Både abundans och biomassa minskade med ökad brunhet i littoralen, men inte i pelagialen. Analyser av stabila isotoper antydde också att abborren i brunare vatten förlitade sig allt mer på föda producerad i pelagialen. Det kan bidra till minskat utbyte av näringsämnen mellan ekosystemets olika habitat när vattnet blir brunare.

### 3.14. Kompletterande individprover och analyser

Att standardiserade provfisken är en dödande metod ger möjligheter till kompletterande provtagning av den fångade fisken. Prover för åldersbestämning är bara ett exempel på frivilliga tillägg till europastandarden (CEN 2015) och den

svenska undersökningstypen (Havs- och vattenmyndigheten 2016). I miljöövervakningens trendsjöar har delar av provfiskfångsten ibland bidragit till den nationella provbankningen för miljögiftsanalyser (Nyberg m.fl. 2014, Åkerblom m.fl. 2014). Oftast gör dock Naturhistoriska riksmuseet separata fisken med färre nät och maskstorlekar anpassade för insamling av abborre, gädda eller röding inom begränsade storleksintervall. Oavsett vilket, så ger årlig provbankning av fisk från 18 av de 45 provfiskade trendsjöarna kompletterande information om fisken i de aktuella sjöarna.

Förändring över tid i rödingens födoval i Abiskojaure har studerats med hjälp av äldre prover från ovan nämnda provbank i kombination med årliga prover från miljöövervakningens provfisken 2015-2020 (Skarp 2020). I Abiskojaure har både halter av näringsämnen och biomassa av bottenfauna minskat över tid, och frågan var om det avspeglades i födovalet hos sjöns enda fiskart. Analyser av rödingens maginnehåll visade som väntat att andelen små bytesdjur (inklusive djurplankton) ökade med tiden. Den minskade tillgången på större bottenlevande byten antogs också ha bidragit till minskande tillväxt hos de yngsta åldersklasserna av röding under 2000-talet.

Ibland har miljöövervakningens provfiskelag samlat in vävnadsprover eller hela fiskar för analys av morfologi, stabila isotoper och genetik, och i andra sammanhang har arkiverade fjäll från redan åldersbestämda fiskar återanvänts. Exempelvis jämfördes genetik och morfologi mellan bentiskt och pelagiskt fångade abborrar och mörtar i provfiskena år 2011 i trendsjöarna Bysjön, Dagarn, Fiolen, Stora Envättern och Stensjön (Faulks m.fl. 2015a). Där fanns skillnader mellan habitaterna i fiskarnas genetik och morfologi, men ingen direkt koppling på individnivå. Därför antogs en stor del av den morfologiska variationen bero på fenotypisk plasticitet, i detta fall att samma genuppsättning gav olika kroppsform beroende på individernas miljö. I en parallell studie mättes variation inom arter genetiskt och med stabila isotoper av kol och kväve (Faulks m.fl. 2015b), där isotoperna indikerar dietens huvudsakliga ursprung och trofiska nivå. Då analyserades prover från nio arter i elva sjöar, inklusive tidigare nämnda trendsjöar och även Allgjuten, Övre Skärsjön, Degervattnet och Remmarsjön. De arter som var jämnast fördelade mellan bottennät och pelagiska nät (abborre, sik och mört) hade i genomsnitt högre abundans än mer specialiserade arter (gers på botten, nors och siklöja i pelagialen). Mer abundanta arter tenderade också att ha en mer varierad diet. Vi vet också att fördelningen av fångsten mellan bottennät och pelagiska nät kan variera mellan år, för flera av fiskarterna. Det såg vi till exempel i miljöövervakningens tidsserier från Stora Skärsjön, Fiolen, Stora Envättern, Stensjön och Remmarsjön (Svanbäck m.fl. 2008). Den generella bilden var att ju fler fångade individer av en art, desto högre andel fångades i pelagiska nät. Det antyder att högre konkurrens inom arter leder till bredare utnyttjande av habitat med olika födoresurser.

I ett helt annat exempel studerades sikløjans invandring till norra Europa, och uppkomst av höst- respektive vårlekande former, genetiskt med prover från Sötvattenslaboratoriets fjällarkiv och muskelprover från Naturhistoriska riksmuseets provbank (Delling m.fl. 2014). Totalt analyserades prover från 24 svenska sjöar eller sjöar eller delbassänger i Väneren och Mälaren, bland annat fjällprover från trendsjöarna Skärsjön, Allgjutten, Västra Solsjön, Ulvsjön och Dagarn. De svenska sikløjorna verkade härstamma från två olika refugier under den senaste istiden. Alla sikløjor från fyra sjöar med både höst- och vårlekande individer (ingen av trendsjöarna) verkade ha samma ursprung, vilket antyder en parallell utveckling av två typer efter invandringen till respektive sjö. Denna studie visar mer generellt att med goda arkivrutiner kan prover som tas idag besvara helt nya frågor i framtiden.

### 3.15. Annat delvis baserat på provfisken i trendsjöarna

Braxen är en av flera fiskarter där fiske för konsumtion anses kunna ökas i våra största sjöar och längs östersjökusten. Därför gjordes en sammanställning av indikatorer och möjliga referenspunkter, som i framtiden kan användas i uppföljning av ett hållbart nyttjande av braxen och andra arter med lågt eller inget riktat fiske idag (Sundblad m.fl. 2020). I sammanställningen ingick till exempel flera längd- och abundansbaserade indikatorer. För att illustrera möjlig tillämpning användes också data från många mindre sjöar med registrerade provfisken i databasen NORS, inklusive elva trendsjöar med förekomst av braxen (Tabell 3, Bilaga 4). Från provfisken utförda i de största sjöarna och längs kusten finns idag inga åldersbestämda braxnar, men det finns från miljöövervakning i en del mindre sjöar. Därför användes data från trendsjöarna Bysjön och Ulvsjön, och från IKEU-sjöarna Gyslättsjön och Fräcksjön, för illustration av åldersbaserade indikatorer kopplade till tillväxt och dödlighet.

Förekomsten av insamlade och analyserade åldersprover var uppenbarligen central för användningen av prover och data från trendsjöarna i de senast nämnda exemplen. Det finns också andra exempel där trendsjöarna bara utgjorde en mindre del av de provfiskade sjöar som användes för att besvara frågor om fiskarters förekomst och diversitet i tid och rum (t.ex. Reyol m.fl. 2007, Ragnarsson 2008). Det har nyligen handlat om förekomst av fiskarten nors i svenska sjöar och längs kusten (Holmgren m.fl. 2021), och om alla registrerade fiskarter i Torne och Kalix älvar och deras mynningsområde i Bottenviken (Segersten m.fl. 2020). Data från provfisken i många sjöar (inklusive trendsjöarna) har ibland också kombinerats med annan information om sjöars historiska och nutida fiskartsförekomster, fiskutsättningar, och förluster av arter. Det har handlat om samexistens av gädda och öring (Hein m.fl. 2014), förutsättningar för introducerade arter att etablera sig

i nya sjöar (Henriksson m.fl. 2016), eller att öka trovärdigheten i hydrogeokemisk modellering av försurning och återhämtning (Valinia m.fl. 2014).

## 4. Framtida behov

Den samlade fiskövervakningen i miljöövervakningens trendsjöar och andra program kan och bör även i framtiden bidra till uppföljning av målet ”Levande sjöar och vattendrag”, framför allt preciseringen om ”God ekologisk status”, och mer indirekt underlag till mer komplexa preciseringar om ekosystemtjänster, gynnsam bevarandestatus, hotade arter och främmande arter. Provfiskedata behövs också för nationell och lokal förvaltning av fiskeresurser. Data från provfisken kan också indirekt bidra med underlag relaterade till preciseringen ”Försurade sjöar och vattendrag” inom målet ”Bara naturlig försurning”. Provfiskedata (inklusive ålder och andra frivilliga individdata) hos nationell datavärd ger allmänt tillgängliga data som även kan besvara andra specifika och generella frågor om sjölevande fisk.

Programmet i trendsjöarna är ganska unikt med årliga provfisken sedan 2007 i 15 sjöar (minst 13 år i rad), varav elva har årliga provfisken sedan 1994. De längsta tidsserierna (27 år 1994-2020) är ändå relativt korta i ett perspektiv av ändrat klimat. Trendsjöar med årliga provfisken bör om möjligt fortsätta att övervakas med samma frekvens, eftersom det tar lång tid att skapa motsvarande tidsserier i andra sjöar. Det nuvarande programmet fortsätter t.o.m. 2022 (överenskommelse med Havs- och vattenmyndigheten Dnr 524-21), vilket är år fyra i den tredje sexåriga cykeln. Då har alla 45 sjöar utom Hällvattnet provfiskats minst tre gånger, mer än de flesta sjöar i provfiskedatabasen NORS. Därför vore det olyckligt att ersätta någon av sjöarna i nuvarande program med helt nya sjöar. Samtidigt behövs regelbunden övervakning av fisk och övrig biologi i betydligt fler sjöar än idag.

I de följande avsnitten diskuteras framtida behov med avseende på sjöars representativitet, möjlighet att komplettera övervakningen med alternativa metoder och ytterligare mätningar i samband med de provfisken som görs. Diskussionen relaterar i viss mån till Havs- och vattenmyndighetens önskemål om svensk fiskövervakning mer generellt, som behandlas mer ingående i ett annat uppdrag till SLU (Havs- och vattenmyndigheten Dnr 2045-21-21). Det handlar om att sammanställa hur dagens metoder kan anpassas, förnyas eller ersättas för att optimera övervakningen enligt följande:

- minimera antalet döda fiskar/lidandet hos fisk
- effektivitet
- datakvalitet
- temporal och rumslig upplösning.

## 4.1. Trendsjöarnas representation i vattenförvaltningen

Efter den förra programrevisionen blev det både fler provfiskade trendsjöar och en bättre fördelning av sjöarna mellan de sju ekoregioner som då användes i vattenförvaltningens typologi (Tabell 1). Sedan dess har typologin förändrats, och numera ingår bara fyra typregioner (Drakare 2014, Havs- och vattenmyndigheten 2018b). De 45 sjöarna i nuvarande program är någorlunda väl fördelade mellan de fem vattendistrikten, men vid första anblicken är de mycket skevt fördelade mellan de fyra typregionerna (Tabell 6). Det finns i nuläget ingen sjö med årligt provfisket i Norra Sverige över 800 m över havet.

Tabell 6: Antal provfiskade trendsjöar i nuvarande program, fördelat på vattenförvaltningens nuvarande typregioner och vattendistrikt. De 45 sjöarnas fördelning visas både inom grupper med olika provfiskefrekvens och totalt. Möh = meter över havet.

Typregion	Årligen Vart 6-e år		Totalt
Södra Sverige	9	19	28
Norra Sverige =< 200 möh	4	6	10
Norra Sverige 200-800 möh	2	4	6
Norra Sverige >= 800 möh	0	1	1

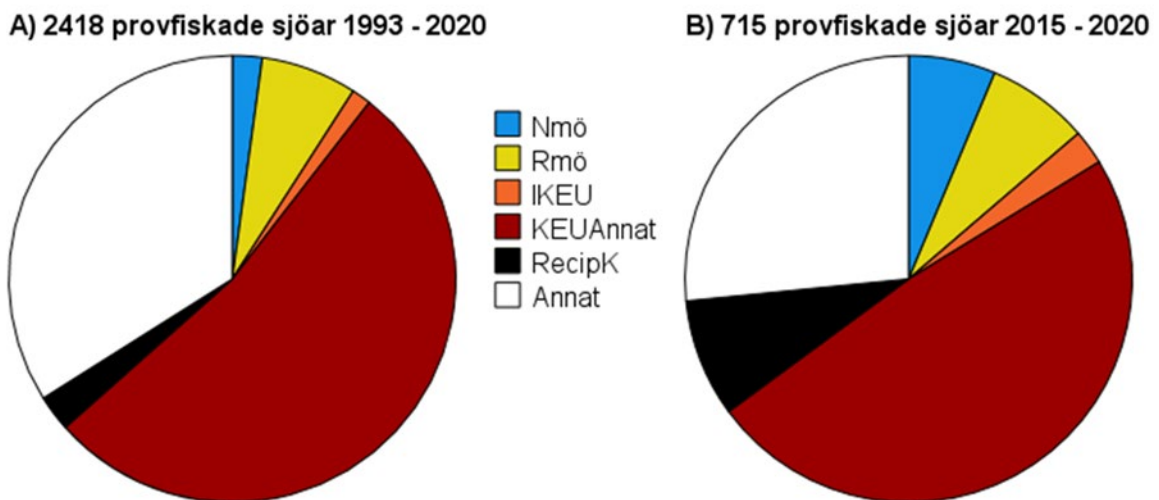
Vattendistrikt	Årligen Vart 6-e år		Totalt
Västerhavets	3	8	11
Södra Östersjöns	3	9	12
Norra Östersjöns	3	3	6
Bottenhavets	4	5	9
Bottenvikens	2	5	7

Den stora dominansen av provfiskade trendsjöar i "Södra Sverige" förklaras av att den nya regionen tidigare motsvarades av fyra olika regioner (se fotnoten i Tabell 1). Provfiskade trendsjöar är underrepresenterade i alla tre regioner i norra Sverige, i relation till fördelningen av totalt antal vattenförekomster i respektive region (Drakare 2014). Skevheten skulle bestå även om provfisket hypotetiskt skulle ingå i alla 108 trendsjöar med vattenkemi och övrig biologi (Fölster m.fl. 2014). Det gäller speciellt den mest sjörika regionen "Norra Sverige 200-800 m över havet".

Vattenkemiprovtagningen inom miljöövervakningens omdrev omfattar ca 4800 sjöar. Bland omdrevssjöarna finns fler påverkade sjöar jämfört med i trendsjöarna. Där finns också en mer genomtänkt strategi att provta relativt fler sjöar i södra än i norra Sverige (60 respektive 40 %, Grandin 2007), motiverat av en generellt högre påverkan i söder än i norr. Som av en händelse stämmer en sådan fördelning nästan överens med fördelningen av de 45 provfiskade trendsjöarna, med 62 % i södra Sverige och totalt 38 % i de tre norra regionerna. Om antalet trendsjöar med minst ett provfiske per sexårsperiod skulle öka i de två mest underrepresenterade regionerna, så bör kanske antalet sjöar bör öka även i södra Sverige för att bibehålla ca 60 och 40 % i södra respektive norra Sverige.

## 4.2. Provfisken i olika program och sjötyper

De provfiskade trendsjöarna utgör som redan nämnts en liten men ökande andel av provfiskade sjöar under enskilda år (Figur 2). Totalt 52 sjöar har någon gång provfiskats i nationell miljöövervakning, och de utgör 2,2 % av totalt 2418 sjöar provfiskade med nordiska översiktsnät (Figur 28). Under den senaste sexårsperioden utgjorde de 45 nuvarande trendsjöarna 6,3 % av totalt 715 provfiskade sjöar.

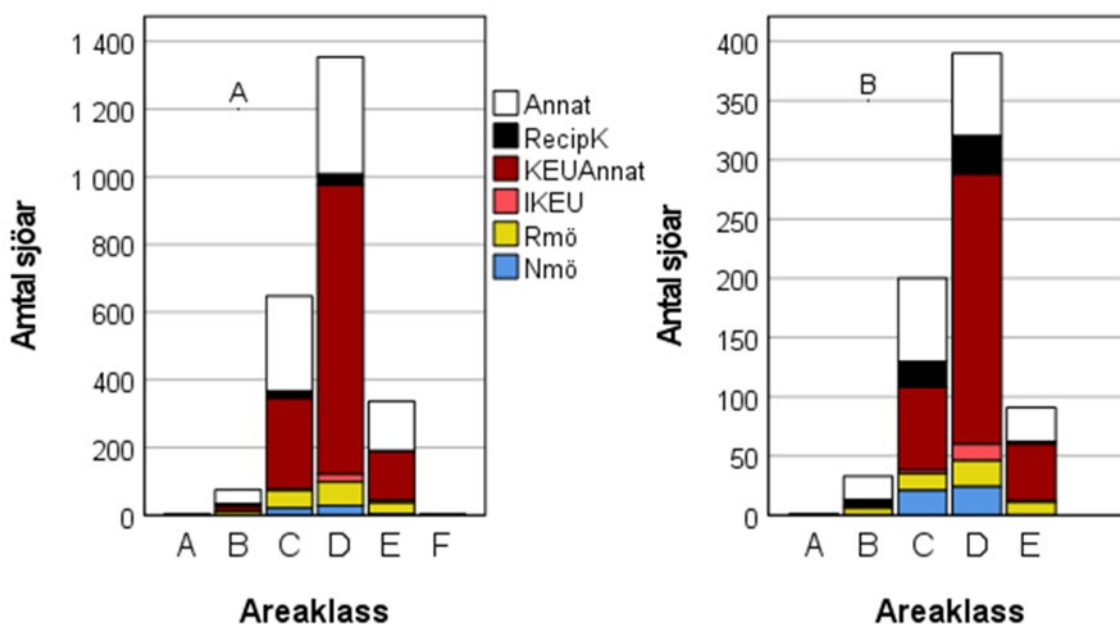


Figur 28: Sjöar provfiskade med nordiska översiktsnät över hela sjön, fördelade på typ av övervakningsprogram vid de senast utförda provfiskena. A) 2418 sjöar med minst ett provfiske 1993-2020, B) 715 sjöar med minst ett provfiske 2015-2020. Nmö = nationell miljöövervakning, Rmö = regional miljöövervakning, IKEU = integrerad kalkningseffektuppföljning, KEUAnnat = annan kalkningseffektuppföljning, RecipK = recipientkontroll och Annat = annan övervakning eller inventering. Data ur NORS 2021-09--03.

Genom det nationella datavärdskapet är det lätt att i efterhand sammanställa hur provfiskade sjöar fördelade sig mellan olika övervakningsprogram. Däremot är det betydligt svårare att se hur väl det totala antalet provfiskade sjöar representerar svenska sjöar av olika typer och med olika kombinationer av dominerande påverkan. För ca tio år sedan sammanställdes den övervakning som vattenförvaltningen rapporterade i Vatteninformationssystem Sverige (VISS, Sonesten 2013). Då relaterades antalet övervakningsaktiviteter (inkl. provfiske i sjöar) till hur många sjöar som finns inom klasser av sjöareal, för hela landet, per vattendistrikt och per huvudavrinningsområde. Däremot var det inte möjligt att analysera övervakade sjöars representativitet i mer detaljerade sjötyper eller i sjöar av olika status. Enligt VISS i oktober 2011 hade bara en tiondel av Sveriges drygt 100 000 sjöar någon regelbunden övervakning, i de flesta fall endast vattenkemisk övervakning. Den biologiska övervakningen dominerades av sjöprovfisken i arealklasserna 10-100 ha och 1-10 ha. Det gällde speciellt i de två sydligaste vattendistrikten, som hade många provfiskade sjöar i kalkningseffektuppföljning.

Provfisken utfördes i lägre grad än provtagning av växtplankton och bottenfauna i sjöar på 100-1000 ha, och större sjöar provfiskades ännu mer sporadiskt. Det blir ofta för dyrt att utföra standardiserade nätprovfisken över hela sjön eller inom vattenförekomster i de allra största sjöarna. De största och djupaste sjöarna domineras dessutom av den fria vattenmassan, som lämpligen övervakas med andra metoder än nätprovfiske (CEN 2006).

Den totala svenska miljöövervakningens representativitet behandlas i samverkan mellan flera olika myndigheter (<https://www.havochvatten.se/overvakning-och-uppfoljning/miljoovervakning/full-koll-pa-vara-vatten.html>). En viktig fråga är hur vattenförekomster kan grupperas, så att övervakning i ett mindre urval av sjöar per typ representerar alla vattenförekomster. Förmodligen kommer de nationella trendsjöarna bara att representera en mindre andel av de grupper som behöver basövervakning (kontrollerande övervakning). Det är dock uppenbart att övervakningen (och speciellt den biologiska) är bristfällig i så kallade betydande vatten (Drakare m.fl., manuskript), dvs. 24 sjöar med en areal större än 100 km<sup>2</sup> och för stora för att få grupperas. Det gäller definitivt för provfisken utförda med nordiska översiktsnät över hela sjön (Figur 29). Bolmen var det enda betydande vatten med ett sådant provfiske under 2015-2020, och tidigare utfördes ett provfiske även i Sommen.



Figur 29: Sjöar provfiskade med nordiska översiktsnät över hela sjön, fördelade på areaklass och typ av övervakningsprogram vid de senast utförda provfiskena. A) 2418 sjöar med minst ett provfiske 1993-2020, B) 715 sjöar med minst ett provfiske 2015-2020. Typerna av övervakningsprogram är kodade som i Figur 27. Areaklasserna representerar; A = > 100 km<sup>2</sup>, B = 10-100 km<sup>2</sup>, C = 1-10 km<sup>2</sup>, D = 0,1-1 km<sup>2</sup>, E = 0,01-0,1 km<sup>2</sup> och F = < 0,01 km<sup>2</sup>. Data ur NORS 2021-09--03.

De sjöar som någon gång provfiskades med nordiska nät över hela sjön, har ungefär samma storlek som provfiskade sjöar under sexårsperioden 2015-2020 (Figur 29).



Det mindre urvalet har högre andel nationellt övervakade trendsjöar och IKEU-sjöar, liksom sjöar i recipientkontroll, speciellt för sjöar med arealer på 0,1-10 km<sup>2</sup>. Det är svårt att veta hur många sjöar som kommer att provfiskas den kommande sexårsperioden, eftersom det beror på prioriteringar hos många aktörer. Sporadiska uppgifter indikerar både neddragningar och utökningar inom regional miljöövervakning. De närmaste åren planeras till exempel färre provfisken i Kronobergs län. Komplettering med åldersanalyser planeras för fortsatt årliga provfisken i en sjö Västmanlands län.

För uppföljning av ramdirektivet för vatten har vattenmyndigheterna hittills fokuserat på vattenförekomster större än 100 ha. Uppföljningen av art- och habitatdirektivet kan delvis ha andra behov, genom att utpekade habitat av gemensamt intresse kan vara betydligt mindre. Det gäller inte minst sötvattensnaturtypen myrsjöar, som är vanlig i Sverige och omfattar många små sjöar. Vid den senaste bedömningen bedömdes myrsjöar uppnå gynnsam bevarandestatus i alla biogeografiska regioner som finns i Sverige (Westling 2020). De fyra övriga sjötyperna i Sverige, näringsfattiga slättlandssjöar, ävjestrandssjöar, kransalgssjöar och naturligt näringsrika sjöar, bedömdes däremot inte uppnå gynnsam bevarandestatus i de boreala och kontinentala regionerna. Bedömningen av sjötypernas status grundades till stor del på expertbedömning, för att tillräcklig basövervakning ofta saknades. Inte ens miljöövervakningens trendsjöar är systematiskt karaktäriserade med avseende på naturtyper och dess typiska arter av fisk och andra organismer. Biodiversiteten i små sjöar och andra vattensamlingar är också ofta ignorerad och undervärderad på EU-nivå, något som delvis kan avhjälpas genom det pågående EU-projektet Pond Ecosystems for Resilient Future Landscapes (PONDERFUL, <https://ponderful.eu/>).

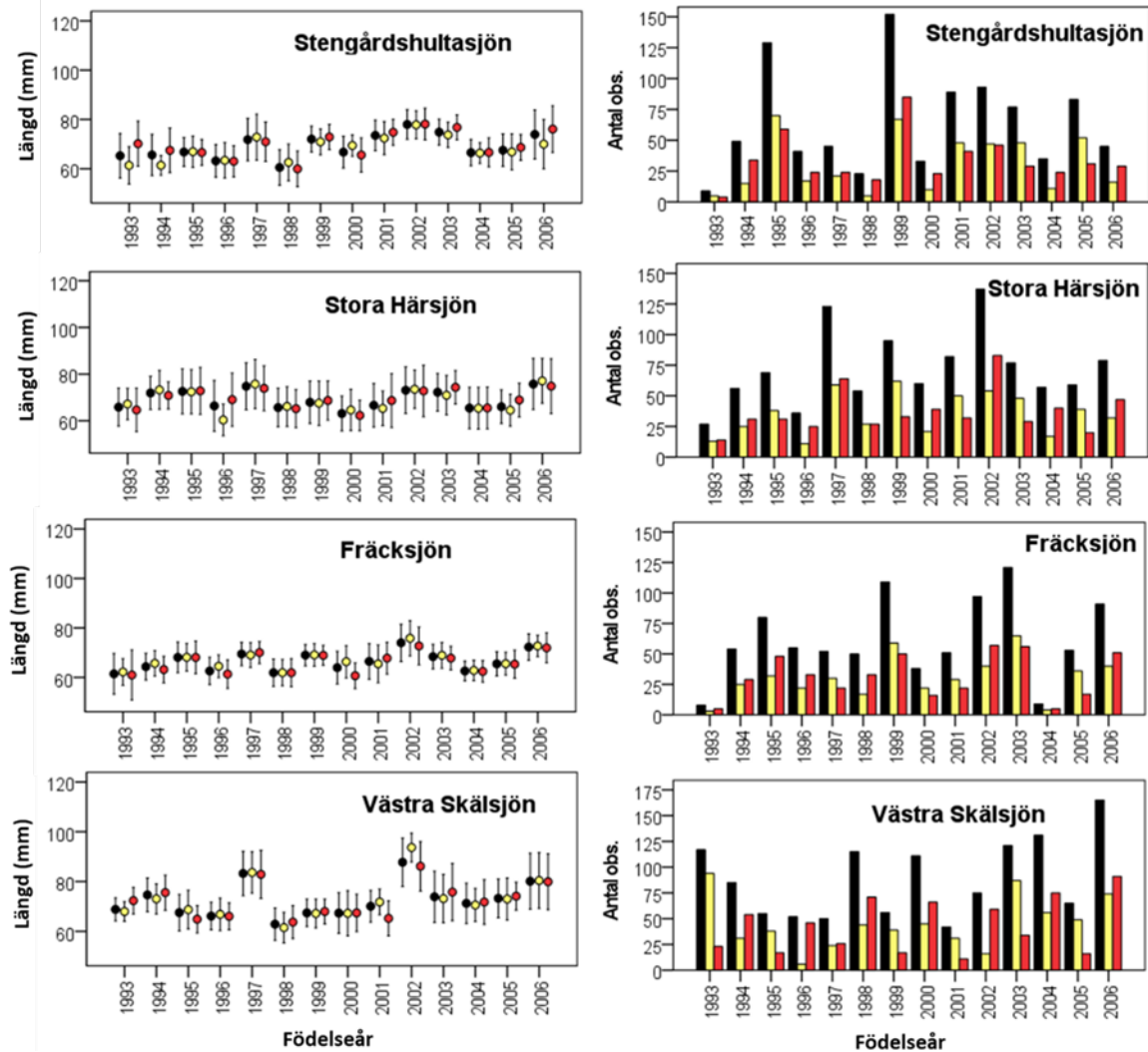
### 4.3. Om modifierad nätläggning i tid och rum

Beroende på övervakningens huvudsakliga syfte kan provtagningen optimeras med kännedom om olika variationskomponenter (Bergström och Lindegarth 2016). I nuvarande metod för nätprovfiske över hela sjön finns tabeller med hur många bottennät som bör fördelas mellan alla djupintervall (standardiserat provfiske) eller mellan epilimnion och hypolimnion (inventeringsfiske). Rekommendationerna baseras på sjöns area och maxjup (CEN 2015, Havs- och vattenmyndigheten 2016). Tabellen för standardiserat provfiske baserades ursprungligen på variationen i fångster i sjöar med olika storlek och form (Degerman m.fl. 1988), med syfte att upptäcka en 50 procentig förändring i fångst mellan två provfisken i samma sjö. I praktiken används miljöövervakningen av fisk i sjöar ofta till att besvara andra frågor (se kapitel 2 och 3). En intressant fråga är hur reducering av antal nät vid provfisken skulle påverka precisionen i de indikatorer och index som beräknas via provfiskefångster, och den variation mellan år som observeras i sjöar med årliga

provfisken. Frågan skulle kunna besvaras med så kallade bootstrap-analyser av befintliga profiskedata i de aktuella sjöarna, på samma sätt som i en nyligen genomförd analys av övervakningen av fisk i kustvatten (Appelberg m.fl. 2020b).

Både kostnader och antalet dödade fiskar i enskilda sjöar kan eventuellt också minska genom att reducera frekvensen från årligt provfiske till vart annat år i en eller flera sjöar. Det gjordes som besparingsåtgärd från och med år 2013 för flera av IKEU-programmets sjöar, men utan föregående konsekvensanalys. Vi befarade speciellt det skulle bli svårare att upptäcka variation mellan år i indikatorer kopplade till förutsättningar för nyrekryterade fiskar att överleva och växa under sitt första levnadsår. I efterhand användes tidigare data för att jämföra beräkningar via åldersprover från varje år med beräkningar via prover tagna under jämna respektive udda år. Vi tittade på abborrens tillbakaräknade tillväxt under första året och rekryteringsindex för abborre, mört, nors, sik och siklöja (Holmgren opublicerade resultat, metoder enligt Holmgren 2013). Till exempel användes abborrar födda 1993-2006, bestämda till åldrar mellan 1+ och 6+ i fångster under de sex följande åren, för att jämföra längd efter första året och antalet individer som beräkningarna baserades på. Medelvärdenas standardfel och konfidensintervall minskar självklart när antalet observationer minskar. Däremot blev skillnader i medelvärden och standardavvikelse (variation mellan individer) ofta små mellan provtagning varje år och bara jämna eller udda år (Figur 30). Beräkningar baserade på färre än 25 individer blev ibland mer avvikande och osäkra, t.ex. för abborrar födda 1993 i Stengårdshultasjön. Alla beräkningsmetoder gav samma storskaliga mönster med relativt högre tillväxt i alla fem sjöar 1997, 2002 och 2006, jämfört med närliggande år. Liknande beräkningar bör göras för åldersbaserade indikatorer från miljöövervakningens trendsjöar, som underlag till eventuellt reducerad frekvens i en eller flera sjöar som idag har årligt provfiske.

Om konsekvensanalyser visar att reduktion av antal nät per provfiske eller reducerad frekvens inte allvarligt försämrar precisionen, så kan provfiske eventuellt utföras i fler sjöar per sexårsperiod med obetydligt ökad totalbudget. Då ligger det närmast att komplettera med sjöar bland de 63 av totalt 108 trendsjöar som idag bara har provtagning av vattenkemi och övrig biologi. Där finns 46 sjöar med en areal på 14-652 ha, dvs. inom de 10-1000 ha som kan betraktas som rimliga att provfiska regelbundet med nordiska översiktsnät. För många av dem finns tidigare minst ett provfiske registrerat i databasen NORS, men det är osäkert vilka av dem som har inplanerat provfisken de närmaste sex åren. Tolv av de nuvarande trendsjöarna verkar aldrig ha provfiskats tidigare. Kostnader för nya provfisken måste uppskattas separat för varje sjö, beroende på hur många nät som behöver läggas och var sjön ligger. Dessutom behövs utredningar om vilka personer som har fiskerätt i respektive sjö. Eventuellt behövs också nya djupkartor för att planera och genomföra provfisken med standardiserad eller reducerad nätansträngning.



Figur 30: Abborrens tillbakaräknade medellängd (mm, + SD, vänster spalt) under första levnadsåret i fyra IKEU-sjöar med årliga provfisken under 1994-2012, och därefter reducerat till var annat år. Beräkningarna baserades på prover när fiskarna var 1-6 år gamla, i fångster från varje år (svart), tre jämna år (gult) eller tre udda år (rött). Antalet individer i respektive urval visas i den högra spalten.

#### 4.4. Om alternativa metoder för fiskövervakning

Det finns också helt andra metoder som kan övervägas för övervakning av fisk i helt nya sjöar. Hydroakustik och eDNA (efter engelskans environmental DNA) är exempel på icke-dödande metoder som kan komplettera eller ersätta en del av övervakningen med nordiska nät. Det kan möjligen bli aktuellt i framtidens fiskövervakning i den nationella miljöövervakningens trendsjöar. Dessutom kan de användas för mer storskalig övervakning av fiskfaunan i både större och mindre sjöar, där nätprovfisken av olika skäl inte är ett etiskt, ekonomiskt eller vetenskapligt försvarbart alternativ.

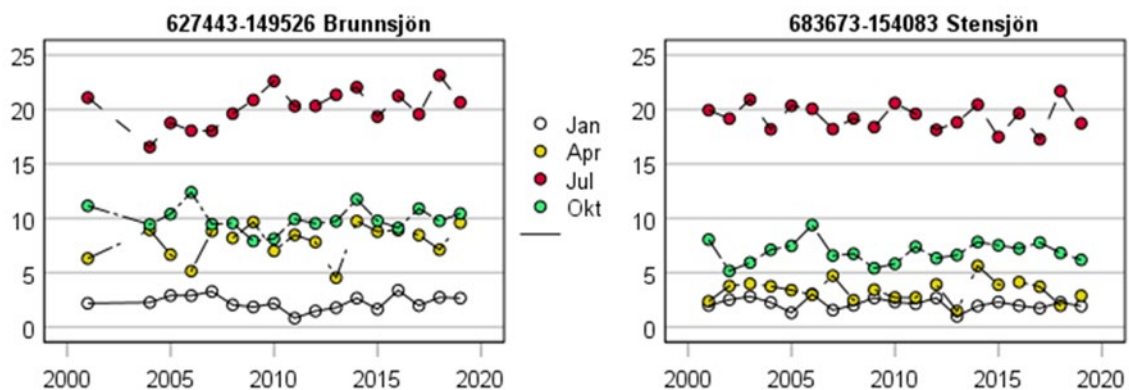
Vertikal hydroakustik är en europeisk standardmetod för uppskattning av fiskars abundans (antal och biomassa) och den totala storleksfördelningen (CEN 2014). I Sverige används metoden främst i de allra största sjöarna (Axenrot 2020). Metoden kan inte särskilja ekon från olika fiskarter, och behöver därför kompletteras med andra metoder. I de stora svenska sjöarnas pelagial används trålning för att identifiera arter, mäta fiskarnas storlek och för analys av ålder och annat på individnivå. Hydroakustik har sedan länge använts som en av flera provtagningsmetoder i bedömning av ekologisk status i österrikiska sjöar (Gassner m.fl. 2003), och det ingår i en interkalibrerad metod i alpina sjöar (Gassner m.fl. 2014). Den totala tätheten av pelagisk fisk via hydroakustik var också en av flera lovande indikatorer på närings- och jordbrukspåverkan på vattenförekomster i de fyra största sjöarna i Sverige (Sandström m.fl. 2016).

eDNA är DNA i miljön, t.ex. sjøvatten, som lossnat från organismers hud, fekalier, könsceller eller andra källor. Det finns olika sätt att analysera eDNA från fisk för olika syften. Flera litteraturöversikter (t.ex. Bohman 2018, Wang m.fl. 2021) ger mer detaljerad information om hur det kan gå till, och om fördelar och nackdelar jämfört med mer traditionella övervakningsmetoder. För övervakning av fisksamhällen är så kallad metabarcoding det mest intressanta alternativet. Det handlar om streckkodning av olika universella delar av DNA, som finns i alla ryggradsdjur eller mer specifikt i fiskar. Idag finns referensbibliotek med beskrivna gensekvensvarianter för de flesta sötvattensfiskar i Europa och vissa andra delar av världen. Ett vattenprov kan ibland räcka för att hitta DNA-fragment från alla fiskar som finns eller nyligen har rört sig i närheten av provpunkten. I många studier har enstaka prover för eDNA upptäckt minst lika många fiskarter, och ofta fler, än vad som har observerats i samma sjö eller vattensystem under flera års övervakning med andra metoder. Därför har eDNA lovordats som en kostnadseffektiv metod att övervaka den biologiska mångfalden över hela världen. Den relativa fördelningen av DNA-fragment från olika arter kan eventuellt också spegla relativ abundans av olika arter. Däremot finns ingen möjlighet att uppskatta fiskarnas storlek, ålder eller andra mått på individnivå. eDNA kan därför inte fullt ut ersätta vattenförvaltningens och fiskresursövervakningens behov. Det finns dock nya exempel där eDNA från fisk relaterar till sjöars karaktär och miljöstatus (t.ex. Blabolil m.fl. 2021) och där eDNA-baserade indikatorer kan ersätta en del av de elfiskebaserade indikatorer som används för bedömning av ekologisk status i vattendrag (Pont m.fl. 2021)

Både hydroakustik och eDNA har uppenbarligen stor potential att förbättra övervakningen av fisk i svenska sjöar. De kan sannolikt generera data som kan användas i framtida bedömningsgrunder för ekologisk status. Först behöver dock många fler sjöar övervakas med respektive provtagningsmetod, och insamlade data behöver samlas i nya nationella databaser. Först då kan de utgöra bra underlag till nya metodanpassade bedömningsgrunder, för fler typer av sjöar än de fiskindex som idag baseras på nätprovfisken i sjöar av ett begränsat storleksintervall.

## 4.5. Om kompletterande provtagning i provfiskade sjöar

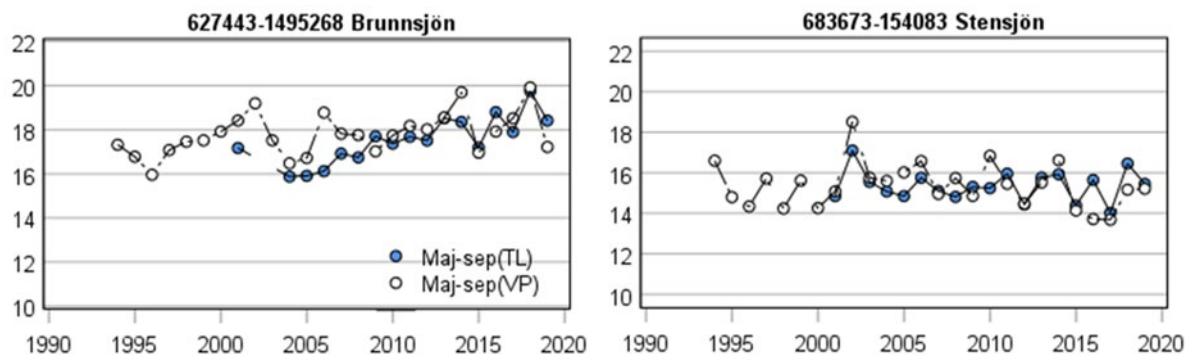
Temperaturen påverkar organismernas metabolism och därmed de flesta biologiska processer. Därför mäts vattentemperatur vid standardiserade provfisken och annan akvatisk miljöövervakning (t.ex. Holmgren m.fl. 2020). Temperaturen varierar mycket i tid och rum, och det är därför svårt att relatera sporadiska mätningar till effekter på fiskars rekrytering och tillväxt. Ytvattnets temperatur kan uppskattas via lufttemperatur vid närliggande väderstationer, om det finns mätningar i vatten att kalibrera sjöspecifika modeller med (t.ex. Holmgren 2002). I IKEU-programmet används temperaturloggar för kontinuerlig registrering av ytvattnets temperatur. Tidigare bekostade IKEU temperaturloggar i nio trendsjöar med årliga provfisken, men efter 2017 bara i fyra sjöar med mätning av kvicksilver i abborre (Brunnsjön, Rotehogsstjärnen, Övre Skärsjön och Stensjön). Med daglig temperaturmätning kan flera olika mått beräknas, t.ex. månadsmedelvärden (Figur 31), eller medelvärde under maj-september som ett mer integrerat mått på tillväxtsäsongen. Ett motsvarande, men mer osäkert medelvärde kan beräknas via temperatur mätt vid vattenprovtagning i mitten av varje månad (Figur 32).



Figur 31: Tidsserier av vattentemperatur (°C) beräknat som medelvärden för januari, april, juli och oktober, via temperaturloggar placerade på 1-1,5 m djup, i två av miljöövervakningens trendsjöar.

Uppmätt eller uppskattad vattentemperatur behövs i uppföljningen av hur ett förändrat klimat påverkar ekosystemen i våra sjöar. Därför vore det önskvärt att ha temperaturloggar i flera trendsjöar, åtminstone i sjöar med årliga provfisken.

Det är på senare år inte ovanligt med mätning av både temperatur- och syrgasprofiler i samband med nätprovfisken (t.ex. Karlsson 2007. Lindberg 2011, Näslund och Arvidsson 2020). I databasen NORS fanns syrgasvärden från inte mindre än 1050 av totalt 9589 registrerade provfisketillfällen i september 2021. Syrgasprofilerna kan tillsammans med temperaturen förklara varför låga antal eller inga fiskar alls fångas med bottennät i djupare delar av sjön. Det vore därför också värdefullt att mäta och utvärdera vad syrgasprofiler kan tillföra vid tolkning av nätprovfisken i de nationella trendsjöarna.



Figur 32: Tidsserier av vattentemperatur i maj-september ( $^{\circ}\text{C}$ ) beräknat som medelvärden via temperaturloggar placerade på 1-1,5 m djup [Maj-Sep(TL)] eller som medelvärde vid 0,5 m djup vid fem vattenprovtagningar i mitten av varje månad [Maj-sep(VP)], i två av miljöövervakningens trendsjöar.

## 5. Förändringar och konsekvensanalyser

Provfiskena i miljöövervakningens trendsjöar fortsätter enligt överenskommelse i nuvarande form åtminstone under nästa år (2022). Då skulle möjligen smärre justeringar kunna göras, till exempel för att öka effektiviteten eller kvaliteten av datainsamlingen i enskilda sjöar. Istället vore det bättre att satsa på konsekvensanalyser av mer genomtänkta förändringar inför 2023. Här följer några konkreta förslag:

- Behåll tills vidare antalet trendsjöar med årligt provfiske, men utvärdera om antalet nät kan reduceras i fler sjöar utan oacceptabelt försämrad kvalitet
- Utvärdera konsekvenser av om frekvensen skulle minska till vart annat år, för de sjöar som nu provfiskas varje år
- Uppskatta sjöspecifika kostnader för att provfiska fler av de totalt 108 trendsjöarna med annan vattenkemisk och biologisk provtagning
- Överväg återinförande av temperaturloggar i sjöar med årligt provfiske
- Testa och utvärdera nytta med syrgasmätning i samband med ordinarie mätningar av temperaturprofiler

Utöver detta kan denna rapport förhoppningsvis stimulera till många samarbeten med andra aktörer. Det kan handla om samutnyttjande av såväl inrapporterade data som olika typer av kompletterande provtagning och mätning av fångade fiskar, och även fler mätningar på redan arkiverade åldersprover. Därutöver behövs flera andra projekt och annan expertkompetens för att samla in data, och utveckla datavärdskap och bedömningsgrunder, för alternativ övervakning av fisk i sjöar med hjälp av hydroakustik och eDNA.

## 6. Referenser

- Andersson, H., Reizenstein, M. & M. Appelberg, M. (1995). Fiskbeståndet som miljöindikator. Sid. 54-63 i: Persson, G. & Wiederholm, T. (redaktörer). Sjöar & vattendrag. Årsskrift från miljöövervakningen 1995. Institutionen för miljöanalys, SLU, i samarbete med Naturvårdsverket.
- Andersson, M.L. (2021). Fish population responses to climate change. Causes and consequences. Digital Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology 2060, 50 pp. Uppsala: Acta Universitatis Upsaliensis.
- Appelberg, M., Berger, H.-M., Hesthagen, T., Kleiven, E., Kurkilahti, M., J. Raitaniemi, J. & Rask, M. (1995). Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater fish monitoring. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 401-406.
- 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 sidor.
- Appelberg, M., Formigo, N., Geffen, A.J., Hammer, C., McCurdy, W., Modin, J., Moksness, E., Mosegaard, H., Morales-Nin, B., Troadec, H. & Wright, P. (2005). A cooperative effort to exchange age reading experience and protocols between European fish institutes. *Fisheries Research* 76, 167-173.
- 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.
- Appelberg, M., Ridderborg, S. & Beier, U. (2004). Riksfiskinventering –96. En nationell inventering av den svenska fiskfaunan 1996. *Fiskeriverket Informerar* 2004:1, 75 sidor.
- Argillier, C., Caussé, S., Gevrey, M., Pédron S., De Bortoli, J., Brucet, S., Emmrich, M., Jeppesen, E., Lauridsen, T. Mehner, T., Olin, M., Rask, M., Volta, P., Winfield, I.J., Kelly, F., Krause, T., Palm, A. & Holmgren, K. (2013). Development of a fish-based index to assess the eutrophication status of European lakes. *Hydrobiologia* 174, 193-211.
- 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.
- Axenrot, T. (2020). Hydroakustik i sötvatten. Ett verktyg i fisk- och miljöövervakning. *Aqua reports* 2020:12. Institutionen för akvatiska



- resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm Lysekil Öregrund. 37 sidor.
- Bartrons, M., Mehner, T., Argillier, C., Beklioglu, M., Blabolil, P., Hesthagen, T., Holmgren, K., Jeppesen, E., Krause, T., Podgornik, S., Volta, P., Winfield, I.J. & Brucet, S. (2020). Energy-based top-down and bottom-up relationships between fish and phytoplankton across lakes at a continental scale. *Limnology and Oceanography* 65, 892-902.
- Beier, U. (2001). Habitat distribution and size structure in freshwater fish communities: effects of vendace on interactions between perch and roach. *Journal of Fish Biology* 59, 1437-1454.
- Beier, U. (2017). Temperature- and light-dependent ratio of energy gain to metabolic costs explains spatial and temporal habitat use of zooplanktivorous fish. *Ecology of Freshwater Fish* 26, 506-516.
- 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.
- Bernes, C., Carpenter, S.R., Gårdmark, A., Larsson, P., Persson, L., Skov, C., Speed, J.D.M. & Van Donk, E. (2015). What is the influence of a reduction of planktivorous and benthivorous fish on water quality in temperate eutrophic lakes? A systematic review. *Environmental Evidence* 4,7, DOI 10.1186/s13750-015-0032-9.
- Blabolil, P., Harper, L.R., Riccanova, S., Sellers, G., Di Muri, C., Jůza, T., Vasek, M., Sajdlova, Z., Rychtecký, P., Znachor, P., Hejzlar, J., Peterka, J. & Hänfling, B. 2021. Environmental DNA metabarcoding uncovers environmental correlates of fish communities in spatially heterogeneous freshwater habitats. *Ecological Indicators* 126, 107698.
- Brucet, S., Arranz, I., Mehner, T., Argillier, C., Beklioglu, M., Benejam, L., Boll, T., Holmgren, K., Lauridsen, T.L., Svenning, J.C., Winfield, I.J. & E. Jeppesen, E. (2018). Size diversity and species diversity relationships in lake fish assemblages of Western Palaearctic lakes. *Ecography* 41, 1064-1076.
- Bohman, P. (2018). eDNA i en droppe vatten. Vattenprovtagning av DNA från fisk, kräftor och musslor - en kunskapssammanställning. Aqua reports 2018:18. Institutionen för akvatiskav resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm Lysekil Öregrund, 184 sidor.
- Brucet, S., Pédrón, S., Lauridsen, T.L., Mehner, T., Argillier, C., Winfield, I.J., Volta, P., Emmrich, M., Hesthagen, T., Holmgren, K., Benejam, L., Kelly, F., Krause, T., Palm, A., Rask, M. Rask & Jeppesen, E. (2013). Fish diversity in European lakes: geographic predictors dominate over anthropogenic pressures. *Freshwater Biology* 58, 1779-1793.
- CEN. (2006). Water quality – guidance in the scope and selection of fish sampling methods. European standard. European Committee for Standardization. Ref. No. EN 14962:2006.
- CEN. (2014). Water quality – guidance on the estimation of fish abundance with mobile hydroacoustic methods. European standard. European Committee for Standardization. Ref. No. EN 15910:2014.
- CEN. (2015). Water quality – sampling of fish with multi-mesh gillnets. European standard. European Committee for Standardization. Ref. No. EN 14757:2015.

- Culp, J., Goedkoop, W., Lento, J., Christoffersen, K.S., Frenzel, S., Gudbergsson, G., Liljaniemi, P., Sandøy, S., Svoboda, M., Brittain, J., Hammar, J., Jacobsen, D., Jones, B., Juillet, C., Kahlert, M., Kidd, K., Luiker, E., Olafsson, J., Power, M., Rautio, M., Ritcey, A., Striegl, R., Svenning, M., Sweetman, J. & Whitman, M. (2012). The Arctic Freshwater Biodiversity Monitoring Plan. CAFF Monitoring Series Report No. 7, CAFF International Secretariat, Akureyri, Iceland.
- Dahlberg, M. (2004). Resultat från Sötvattenslaboratoriets nätprovfisken i sjöar 2003. Fiskeriverket Informerar Finfo 2004:3, 77 sidor + 32 sidor Appendix.
- Dahlberg, M. (2006). Redovisning av Sötvattenslaboratoriets nätprovfisken i sjöar år 2005. Fiskeriverket, PM 2006-04-12, 204 sidor.
- Degerman, E., Bergström, L., Wennhage, H., De Leeuw, J., Soler, T. & Olsson, J. (2016). Fisk som miljöindikator. Aqua reports Supplement 2016: 9. Institutionen för akvatiska Institutioner, Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm Lysekil Öregrund. 61 sidor.
- 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.
- Delling, B., Palm, S., Palkopoulou, E. & Prestegard, T. (2014). Genetic signs of multiple colonization events in Baltic ciscoes with radiation into sympatric spring- and autumn-spawners confined to early postglacial arrival. *Ecology and Evolution* 4, 4346-4360.
- Drakare, S. (2014). Översyn av typology för sjöar och vattendrag. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2014:2, 40 sidor.
- Drakare S., Persson, G., Angeler, D. & Holmgren, K. (2012). IKEUs överkalkningsprogram 2006-2010. Vilka effekter på biota ser man i överkalkade sjöar? Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2012:16, 63 sidor.
- Emmrich, M., Pedron, S., Brucet, S., Winfield, I.J., Jeppesen, E., Volta, P., Argillier, C., Lauridsen, T.L., Holmgren, K., Hesthagen, T. & Mehner, T. (2014). Geographical patterns in the body-size structure of European lake fish communities along abiotic and biotic gradients. *Journal of Biogeography* 41, 2221-2233.
- Emmrich, M., Winfield, I.J., Guillard, J., Rustadbakken, A., Verges, C., Volta, P., Jeppesen, E., Lauridsen, T.L., Brucet, S., Holmgren, K., Argillier, C. & Mehner, T. (2012). Strong correspondence between gillnet catch per unit effort and hydroacoustically derived fish biomass in stratified lakes. *Freshwater Biology* 57, 2436-2448.
- 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.
- European Commission. (2003). Towards a guidance on establishment of the intercalibration network and the process on the intercalibration exercise. Guidance document No. 6. Common implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC). Luxembourg: Office for Official Publications of the European Communities, 47 p.

- European Commission. (2011). Guidance document on the intercalibration process 2008-2011. Guidance document No. 14. Common Implementation strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC), 102 p.
- Faulks, L., Svanbäck, R., Eklöv, P. & Östman, Ö. (2015a). Genetic and morphological divergence along the littoral-pelagic axis in two common and sympatric fishes: perch, *Perca fluviatilis* (Percidae) and roach, *Rutilus rutilus* (Cyprinidae). *Biological Journal of the Linnean Society* 114, 929-940.
- Faulks, L., Svanbäck, R., Ragnarsson-Stabo, H., Eklöv, P. & Östman, Ö. (2015b). Intraspecific niche variation drives abundance-occupancy relationships in freshwater fish communities. *The American Naturalist* 186, 272-283.
- Fölster, J., Andrén, C., Bishop, K., Buffam, I., Cory, N., Goedkoop, W., Holmgren, K., Johnson, R., Laudon, H. & Wilander, A. (2007). A novel environmental quality criterion for acidification in Swedish lakes – an application of studies on the relationship between biota and water chemistry. *Water, Air and Soil Pollution Focus* 7, 331-338.
- Fölster, J., Garmo, Ø.A., Carlson, P., Johnson, R., Velle, G., Austnes, K., Hallstan, S., Holmgren, K., Schartau, A.K., Moldan, F. & Aroviita, J. (2021). Acidified or not? A comparison of Nordic systems for classification of physicochemical acidification status and suggestions towards a harmonized system. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2021:1, 100 sidor.
- Fölster, J., Hallstan, S. & Johnson, R. (2014). Utvärdering av de nationella miljöövervakningsprogrammen av sjöar. Trendsjöar och Sjöomdrev. SLU, Institutionen för vatten och miljö. Rapport 2014:3, 61 sidor + 2 bilagor.
- Gassner, H., Achleitner, D., Luger, M., Ritterbush, D., Schubert, M. & Volta, P. (2014). Water Framework Directive intercalibration technical report - Alpine lake fish fauna ecological assessment methods. JRC Technical Reports, Report EUR 26506 EN, 68 p.
- Gassner, H., Tischler, G. & Wanzenböck, J. (2003). Ecological integrity assessment of lakes using fish communities - suggestions of new metrics developed in two Austrian prealpine lakes. *International Review of Hydrobiology* 88, 635-652.
- Grandin, U. (2007). Strategier för urval av sjöar som ska ingå i den sexåriga omdrevsinventeringen av vattenkvalitet i svenska sjöar. SLU, Institutionen för vatten och miljö. Rapport 2007:10, 10 sidor.
- Hammar, J. & Filipsson, O. (1985). Ecological testfishing with the Lundgren gillnets of multiple mesh size: the Drottningholm technique modified for Newfoundland Arctic char populations. *Reports from the Institute of Freshwater Research, Drottningholm*, 62, 12-35.
- 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. (2018a). Fisk i sjöar. Vägledning för statusklassificering. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:36, 20 sidor.
- Havs- och vattenmyndigheten. (2018b). Typologi för sjöar och vattendrag. Vägledning för tillämpning av 6 § i HVMFS 2017:20. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:33, 16 sidor.

- Havs- och vattenmyndigheten. (2020). Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten 2019. Resursöversikt. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2020: 3. Göteborg, 324 s.
- Hein, C.L., Öhlund, G. & Englund, G. (2014). Fish introductions reveal the temperature dependence of species interactions. *Proceedings of the Royal Society B* 281, 20132641.
- Henriksson, A., Yu, J., Wardle, D.A., Trygg, J. & Englund, G. (2016). Strong invaders are strong defenders - implications for the resistance of invaded communities. *Ecology Letters* 19, 487-494.
- Holmgren, K. (1999). Between-year variation in community structure and biomass-size distributions of benthic lake fish communities. *Journal of Fish Biology* 55, 535-552.
- Holmgren, K. (2002). Erfarenheter av temperaturloggar i sjöar inom Integrerad KalkningsEffekt-Uppföljning och nationell miljöövervakning. Rapport 2002:19. Institutionen för Miljöanalys, SLU, Uppsala. ISSN 1403-977X.
- Holmgren, K. (2003a). Är små svenska sjöar påverkade av fiske? - Exempel från Integrerad KalkningsEffektUppföljning (IKEU) och nationell miljöövervakning. *Fiskeriverket Informerar* 2003:8, 28 s.
- Holmgren, K. (2003b). Sjöprovfisket i Tuottarjaure och Apmeljaure. Sid. 34-42 I: Wilander, A. (redaktör). *Skyddad natur. En undersökning av två sjöar och deras utloppsbäckar i Padjelanta 2002. Rapport 2003: 11. Institutionen för Miljöanalys, SLU, Uppsala. ISSN: 1403-977X.*
- Holmgren, K. (2006). Underlag till revision av Sötvattensprogrammet, avseende provfiske i sjöar. Slutrapport av Del 2 enligt Överenskommelse Nr 216 0632, dnr 721-3912-06Mm, ”Utvärdering av resultat från sjöar som provfiskas vart tredje år i relation till sjöar med årliga provfisken”. 2006-12-15, 16 sidor.
- Holmgren, K. (2007). Fiskfaunans variation inom och mellan sjöar av olika karaktär. *Fiskeriverket Informerar* 2007: 1, 44 sidor.
- Holmgren, K. (2009). 2A:5. Trender i IKEU-sjöarnas fiskfauna och jämförelser med okalkade referenssjöar. Sid. 215-238 i: Munte, J. & A. Jöborn (redaktörer). *Utvärdering av IKEU 1990-2006. Syntes och förslag. Naturvårdsverket Rapport 6302.*
- Holmgren, K. (2013). Betydelse av fiskens ålder vid bedömning av fiskfaunans status. *Aqua reports* 2013:5, 66 sidor.
- Holmgren, K. (2014). Challenges in assessing biological recovery from acidification in Swedish lakes. *Ambio* 43, 19-29.
- Holmgren, K. (2016). Monitoring and ecological status assessment of fish assemblages in inland waters. Deliverable 4.5-1. WATERS report no. 2016:6. Havsmiljöinstitutet, Sweden.
- Holmgren, K. & Appelberg, M. (2000). Size structure of benthic freshwater fish communities in relation to environmental gradients. *Journal of Fish Biology* 57, 1312-1330.
- 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., Axenrot, T. & Mustamäki, N. (2021). Nors – en nyckelspelare i en näringsväv nära dig. <https://www.sverigesvattenmiljo.se/content/nors-nyckelspelare-i-en-naringsvav-nara-dig>.
- Holmgren, K. & Buffam, I. (2005). Critical values of different acidity indices – as evaluated by fish communities of Swedish lakes. *Verhandlungen*

- Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 29, 654-660.
- Holmgren, K., Degerman, E., Kinnerbäck, A. & Sers, B. (2004). Preliminär bedömning av ekologisk status utifrån fiskfaunan. Fiskeriverket Informerar 2004: 9, 23 sidor.
- Holmgren, K., Degerman, E., Petersson, E. & Bergquist, B. (2016). Long term trends of fish after liming of Swedish streams and lakes. *Atmospheric Environment* 146, 245-251.
- Holmgren, K. & Fölster, J. (2010). Biologisk och vattenkemisk variation i kalkningsverksamhetens målsjöar - ett förbättrat underlag för bedömning av IKEUsjöarnas representativitet. Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2010:11, 27 sidor.
- 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.
- Holmgren, K., Kinnerbäck, A., Olin, M., Hesthagen, T., Kelly, F., Rask, M. & Saksgård, R. (2010). Intercalibration of fish assessments of ecological status in Northern lakes – results from a pilot study. Interkalibrering av fiskbaserade bedömningar av ekologisk status i nordiska sjöar – resultat från en pilotstudie (In English with Swedish summary). Fiskeriverket Informerar (Finfo) 2010: 1, 37 p.
- Holmgren, K., Kinnerbäck, A., Svensson, J., Sandlund, O.T., Hesthagen, T., Saksgård, R., Sandøy, S. & Poikane, S. (2018). Intercalibration of the national classifications of ecological status for Northern lakes. Biological Quality Element: Fish fauna. JRC112702, EUR 29335 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg, 28 p.
- Holmgren, K., Larsson, M., Dahlberg, M. & Strömberg, H. (2020). Nya djupkartor för Sötvattensprogrammets trendsjöar Västra Solsjön, Övre Skärsjön, Stensjön och Valasjön. Slutrapport enligt överenskommelse med HaV (HaV:s Dnr: 811-20, SLU:s dnr SLU.aqua.2020.5.2-40), 4 sidor + zip-bilaga med kartdata.
- Holmgren, K. & Petersson, E. (2021). Effekter av kalkning på fisk i sjöar. Resultat av 48 års nätprovfisken. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2021:1, 79 sidor.
- Holmgren, K., Renman, O., Sundin, J., Wickström, H., Bohman, P. & Persson, J. (2020). Temperaturmätning i samband med provfisken. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Sötvattenslaboratoriet, SLU.aqua.2020.5.4-15, 26 sidor, <https://pub.epsilon.slu.se/22709/>.
- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Holmgren, K., Gonzalez-Bergonzoni, I., Teixeira-de Mello, F., Declerk, S., DeMeester, L., Søndergaard, M., Lauridsen, T.L., Bjerring, R., Conde-Porcuna, J.M., Mazzeo, N., Iglesias, C., Reizenstein, M., Malmquist, H., Liu, Z., Balayla, D. & Lazzaro, X. (2010). Impacts of global warming on fish community structure and dynamics, and potential ecosystem effects. *Hydrobiologia* 646, 73-90.
- 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.
- Johansson, K. & Karlgren, L. (1974). Tusen sjöar. Rapport från en inventering. Statens naturvårdsverk. Publikationer 1974, 11, 52 sidor.
- Karlsson, A. 2007. Nätprovfiske i Västra Götalands län 2006. Biologisk effektuppföljning i försurade och kalkade vatten. Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Rapport 2007:07, 39 sidor.
- Kinnerbäck, A. (2001). Standardiserad metodik för provfiske i sjöar. Stratifierad provtagning med Nordiska översiktsnät möjliggör statistiskt säkra analyser av fisksamhällenas status och förändringar över tiden. Fiskeriverket Informerar Finfo 2001:2, 33 sidor.
- Koch, S.C. (2019). Fish community responses to water colour – results along a large gradient from clear to brown lakes in Sweden. Master's thesis, 30 credits, Swedish university of Agricultural Sciences, Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences, Department of Aquatic Resources, <https://stud.epsilon.slu.se>.
- Laske, S.M., Amundsen, P.-A., Kristoffersen, K., Erkinaro, J., Gudbergsson, G., Hayden, B., Heino, J., Holmgren, K., Kahilainen, K.K., Lento, J., Orell, P., Östergren, J., Power, M., Rafikov, R., Romakkaniemi, A., Svenning, M., Swanson, H., Whitman, M. & Zimmerman, C.E. (2019). Circumpolar patterns of Arctic freshwater fish biodiversity: a baseline for monitoring. *Freshwater Biology*, DOI: 10.1111/fwb.13405.
- Lau, D.C.P., Christoffersen, K., Erkinaro, J., Hayden, B., Heino, J., Hellsten, S., Holmgren, K., Kahilainen, K.K., Kahlert, M., Karjalainen, S.M., Karlsson, J., Forsström, L., Lento, J., Mjelde, M., Ruuhijärvi, J., Sandøy, S., Schartau, A.K., Svenning, M.-A., Vrede, T. & Goedkoop, W. (2020). Multitrophic biodiversity patterns and environmental descriptors of Arctic and sub-Arctic lakes in northern Europe. *Freshwater Biology*, DOI: 10.1111/fwb.13477.
- Lento, J., Goedkoop, W., Culp, J., Christoffersen, K., Larussson, K.F., Fefilova, E., Gudbergsson, G., Liljaniemi, P., Olafsson, J.S., Sandøy, S., Zimmerman, C., Christensen, T., Chambers, P., Heino, J., Hellsten, S., Kahlert, M., Keck, F., Laske, S., Lau, D.C.P., Lavoie, I., Levenstein, B., Mariash, H., Rūland, R., Saulnier-Talbot, E., Schartau, A.K. & M. Svenning. (2019). State of the Arctic Freshwater Biodiversity. Conservation of Arctic Flora and Fauna International Secretariat, Akureyri, Iceland. ISBN 978-9935-431-77-6.
- Lindberg, P. (2011). Nätprovfisken i Roxen och Glan 2010. Länsstyrelsen Östergötland, Rapport 2011:15, 41 sidor.
- Marklund, H. (2008). Sötvatten - revision av nationell miljöövervakning 2007. Naturvårdsverket Rapport 5870, 99 sidor.
- Mehner, T., Argillier, C., Hesthagen, T., Holmgren, K., Jeppesen, E., Kelly, F., Krause, T., Olin, M., Volta, P., Winfield, I.J. & Brucet, S. (2021). Model-based decomposition of environmental, spatial and species-interaction effects on the structure of common fish species in 772 European lakes. *Global Ecology and Biogeography* 30, 1558-1571.
- Mehner, T., Brucet, S., Argillier, C., Beklioglu, M., Ferreira, T., Hesthagen, T., Holmgren, K., Jeppesen, E., Kelly, F., Krause, T., Rask, M., Volta, P., Winfield, I.J. & Podgornik, S. (2017). Metadata of European Lake Fishes Dataset. *Freshwater Metadata Journal* 23, 1-8.

- Mehner, T., Holmgren, K., Lauridsen, T.L., Jeppesen, E. & Diekmann, M. (2007). Lake depth and geographical position modify lake fish assemblages of the European 'Central Plains' ecoregion. *Freshwater Biology* 52, 2285-2297.
- Mehner, T., Keeling, C., Emmrich, M., Holmgren, K., Argillier, C., Volta, P., Winfield, I.J. & Brucet, S. (2016). Effects of fish predation on density and size spectra of prey fish communities in lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 73, 506-518.
- Mittelbach, G.G. & Persson, L. (1998). The ontogeny of piscivory and its ecological consequences. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 55, 1454-1465.
- Mosegaard, H., Appelberg, M. & Ångström-Klevbom, C. (1989). Skillnader i åldersbestämning från fjäll och otoliter hos mört. *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (1989) 3, 19-27.
- Naturvårdsverket. (2006). Naturvårdsverkets föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön, beslutade den 15 februari 2006. Naturvårdsverkets författningssamling NFS 2006:1, 28 februari 2006, 17 sidor.
- Naturvårdsverket. (2007). Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon. En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Naturvårdsverket Handbok 2007:4, 104 sidor + bilagor A-C.
- Nisell, J. (1990). Karaktärisering av dräneringsområden för 26 referenssjöar. Naturvårdsverket Rapport 3766, 40 sidor.
- Nyberg, E., Danielsson, S., Eriksson, U., Faxneld, S., Miller, A. & Bignert, A. (2014). Spatio-temporal trends of PCBs in the Swedish freshwater environment 1981-2012. *Ambio* 43, 45-57.
- Näslund, J. & Arvidsson, M. (2020). Ullnasjön, Rönningesjön och Hägernäsviden 2019. Fysikalisk-kemiska och biologiska undersökningar. Naturvatten i Roslagen AB, Rapport 2020:1, 104 sidor.
- Olin, M., Holmgren, K., Rask, M., Allen, M., Connor, L., Duguid, A., Duncan, W., Harrison, A., Hesthagen, T., Kelly, F., Kinnerbäck, A., Rosell, R. & Saksgård, R. (2014). Water Framework Directive Technical Report: Northern Lake Fish fauna ecological assessment. EUR – Scientific and Technical Research series, Report EUR 26515 EN, 55 p.
- Persson, G. (1996). 26 svenska referenssjöar 1989-1993. En kemisk-biologisk statusbeskrivning. Naturvårdsverket Rapport 4552, 141 sidor.
- Pont, D., Valentini, A., Rocle, M., Maire, A., Delaigue, O., Jean, P. & Dejean, T. (2021). The future of fish-based ecological assessment of European rivers: from traditional EU Water Framework Directive compliant methods to eDNA metabarcoding-based approaches. *Journal of Fish Biology* 98, 354-366.
- Radinger, J., Britton, J.R., Carlson, S.M., Magurran, A.E., Alcaraz-Hernandez, J.D., Almodovar, A., Benejam, L., Frenandez-Delgado, C., Nicola, G.G., Oliva-Paterna, F.J., Torralva, M. & Garcia-Berthou, E. (2019). Effective monitoring of freshwater fish. *Fish and Fisheries*, DOI: 10.1111/faf.12373.
- Ragnarsson, H. (2008). Biological diversity of fish and bacteria in space and time. *Acta Universitatis Upsaliensis. Digital Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology* 399, 55 pp.
- Raitaniemi, J., Bergstrand, E., Flöystad, L., Kleiven, E., Rask, M., Reizenstein, M., Saksgård, R. & Ångström, C. (1998). The reliability of whitefish

- (*Coregonus lavaretus* (L.)) age determination - differences between methods and between readers. *Ecology of Freshwater Fish* 7, 25-35.
- Rask, M., Appelberg, M., Hesthagen, T., Tammi, J., Beier, U. & Lappalainen, A. (2000). Fish Status Survey of Nordic Lakes - Species Composition, Distribution, Effects of Environmental Changes. *TemaNord* 2000:508. Nordic Council of Ministers, Copenhagen.
- Reizenstein, M. (redaktör). (2012). Metodhandbok för åldersbestämning av fisk. Institutionen för akvatiska resurser, SLU: Havsfiskelaboratoriet, Kustlaboratoriet, Sötvattenslaboratoriet. Utgåva 10, 2012-07-03, 40 sidor. <https://www.slu.se/institutioner/akvatiska-resurser/kontakt/forskningsinfrastruktur/alderslaboratorier/Methodhandbok-for-aldersanalys-av-fisk/>.
- Reyjol, Y., Hugueny, B., Pont, D., Bianco, P.-G., Beier, U., Caiola, N., Casals, F., Cowx, I., Economou, A., Vigneron, T. & Virbickas, T. (2007). Patterns in species richness and endemism of European freshwater fish. *Global Ecology and Biogeography* 16, 65-75.
- Ritterbusch, D., Blabolil, P., Breine, J., Erős, T., Mehner, T., Olin, M., Peirson, G., Volta, P. & Poikane, S. (2021). European fish-based assessment reveals high diversity of systems for determining ecological status of lakes. *-Science of the Total Environment* 802, 149620.
- Sandström, A., Philipsson, P., Asp, A., Axenrot, T., Kinnerbäck, A., Ragnarsson-Stabo, H. & Holmgren, K. (2016). Assessing the potential of remote sensing derived water quality data to explain variations in fish assemblages and to support status assessments in large lakes. *Hydrobiologia* 780, 71-84.
- Schreiber, H., Filipsson, O. & Appelberg, M. (2003). Fisk och fiske i svenska insjöar 1860-1911 – en analys av fiskfaunan då och dess förändring under 1900-talet. *Fiskeriverket Informerar* 2003:1, 83 sidor.
- Segersten, J., Drakare, S., Holmgren, K., von Brömssen, C. & Eklöv, K. (2020). Fria vattenvägar i Torneälven och Kalixälven. <https://www.sverigesvattenmiljo.se/content/fria-vattenvagar-i-tornealven-och-kalixalven>.
- Skarp, D. (2020). Responses to declining zoobenthos abundance. Changes over time in diet and growth of Arctic charr (*Salvelinus alpinus*). Umeå Universitet, Examensarbete, 30 hp, Master's programme in Ecology, 120 hp, Ht 2020, 19 s.
- Sonesten, L. (2013). Miljöövervakningen av Sveriges sjöar och vattendrag. Representativiteten av den kontrollerande miljöövervakningen. Havs- och vattenmyndighetens rapport, 2013:9, 401 sidor.
- Sundblad, G., Svensson, R. & Östman, Ö. (2020). Hållbart nyttjande av lågt exploaterade fiskbestånd. Ett pilotprojekt om ökat fiske på braxen. *Aqua reports* 2020:14. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm Lysekil Öregrund. 65 s.
- Svanbäck, R., Eklöv, P., Fransson, R. & Holmgren, K. (2008). Intraspecific competition drives multiple species trophic polymorphism in fish communities. *Oikos* 117, 114-124.
- Trochine, C., Brucet, S., Argillier, C., Arranz, I., Beklioglu, M., Benejam, L., Ferreira, T., Hesthagen, T., Holmgren, K., Jeppesen, E., Kelly, F., Krause, T., Rask, M., Volta, P., Winfield, I.J. & Mehner, T. (2018). Non-native fish occurrence and biomass in 1943 Western Palearctic lakes and reservoirs and their abiotic and biotic correlates. *Ecosystems* 21, 395-409.



- Valinia, S., Englund, G., Moldan, F., Futter, M.N., Köhler, S.J., Bishop, K. & Fölster, J. (2014). Assessing anthropogenic impact on boreal lakes with historical fish species distribution data and hydrogeochemical modeling. *Global Change Biology* 20, 2752-2764.
- Van Dorst, R. (2020). Warmer and browner waters: fish responses vary with size, sex, and species. *Acta Universitatis Sueciae Doctoral Thesis No. 2020:38*, Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences.
- Van Dorst, R.M, Gårdmark, A., Svanbäck, R., Beier, U., Weyhenmeyer, G.A. & Huss, M. (2019). Warmer and browner waters decrease fish biomass production. *Global Change Biology* 25: 1395-1408.
- Van Dorst, R.M, Gårdmark, A., Svanbäck, R. & Huss, M. (2020). Does browning-induced light limitation reduce fish body growth through shifts in prey composition or reduced foraging rates? *Freshwater Biology* 65, 947-959.
- Von Brömssen, C., Betnér, S., Fölster, J. & Eklöf, K. (2021). A toolbox for visualizing trends in larg-scale environmental data. *Environmental Modelling and Software* 136: 104949.
- Wang, S., Yan, Z., Hänfling, B., Zheng, X., Wang, P., Fana, J. & Li, J. (2021). Methodology of fish eDNA and its applications in ecology and environment. *Science of the Total Environment* 755, 142622.
- Westling, A., Toräng, P., Jacobson, A., Haldin, M. & Naeslund, M. (redaktörer). (2020). Sveriges arter och naturtyper i EU:s art- och habitatdirektiv. Resultat från rapportering 2019 till EU av bevarandestatus 2013–2018. Naturvårdsverket. ISBN 978-91-620-6914-8, ISSN 0282-7298, 106 sidor.
- Wilander, A. (1997). Referenssjöarnas vattenkemi under 12 år, tillstånd och trender. Naturvårdsverket Rapport 4652, 79 sidor.
- Åkerblom, S., Bignert, A., Meili, M., Sonesten, L. & Sundbom, M. (2014). Half a century of changing mercury levels in Swedish freshwater fish. *Ambio* 43, 91-103.

## 7. Tack

Utvärderingen finansierades via uppdrag från Havs- och vattenmyndigheten (dnr 386-20 och dnr 285-21). 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 Mikael Andersson och Jens Olsson bidrog till att förbättra ett tidigare utkast till rapporten. Anders Kinnerbäck hjälpte till med att göra kartan till Figur 1.

## 8. Bilaga 1-11

*Bilaga 1. 45 provfiskade trendsjöar sorterade från söder till norr, med geografisk information i form av vattenid, limnisk ekoregion, typregion, vattendistrikt, län och huvudavrinningsområde. Gulmarkerade sjöar har årligt provfiske och resten provfiskas vart sjätte år.*

VattenID	Namn	ekoregio			Län	Huvudavrinningsomr.
		n	Typregion	Vattendistrikt		
615365-134524	Havgårdssjön	5	Södra	Södra Östersjöns	Skåne	90 Sege å
615375-137087	Krageholmssjön	5	Södra	Södra Östersjöns	Skåne	89/90 Kustområde
617797-135339	Krankesjön	5	Södra	Södra Östersjöns	Skåne	92 Kävlingsån
623624-141149	Bäen	5	Södra	Södra Östersjöns	Skåne	87 Skräbeån
624038-143063	Örsjön	5	Södra	Södra Östersjöns	Blekinge	86/87 Kustområde
627443-149526	Brunnsjön	4	Södra	Södra Östersjöns	Kalmar	78 Hagbyån
628606-133205	Stora Skärsjön	6	Södra	Västerhavets	Halland	99 Genevadsån
632231-136476	Harasjön	6	Södra	Västerhavets	Jönköping	98 Lagan
632515-146675	Hjärtsjön	7	Södra	Södra Östersjöns	Kronoberg	75 Alsterån
633025-142267	Fiolen	7	Södra	Södra Östersjöns	Kronoberg	86 Mörrumsån
633344-130068	Skärsjön	6	Södra	Västerhavets	Halland	103/104 Kustområde
633989-140731	Älgarydssjön	7	Södra	Västerhavets	Jönköping	98 Lagan
635878-137392	Hagasjön	6	Södra	Västerhavets	Jönköping	101 Nissan
637121-151366	Tängersjö	4	Södra	Södra Östersjöns	Kalmar	73 Virån
642489-151724	Allgjutten	4	Södra	Södra Östersjöns	Kalmar	71 Botorpsströmmen
646293-126302	Granvattnet	6	Södra	Västerhavets	Västra Götaland	108/109 Kustområde
650061-142276	Humsjön	4	Södra	Södra Östersjöns	Västra Götaland	67 Motala ström
651573-152481	Skärgölen	4	Södra	Södra Östersjöns	Östergötland	66/67 Kustområde
652707-159032	Björken	4	Södra	Norra Östersjöns	Södermanland	63/64 Kustområde
652902-125783	Rotehogstjärnen	6	Södra	Västerhavets	Västra Götaland	112 Enningdalsälven
655587-158869	Stora Envättern	4	Södra	Norra Östersjöns	Stockholm	63 Trosaån
655863-129783	Västra Solsjön	6	Södra	Västerhavets	Västra Götaland	108 Göta älv
658086-130264	Bysjön	6	Södra	Västerhavets	Värmland	108 Göta älv
660688-164478	Tärnan	4	Södra	Norra Östersjöns	Stockholm	59/60 Kustområde
661521-130182	Ulvsjön	2	Södra	Västerhavets	Värmland	108 Göta älv
663532-148571	Övre Skärsjön	2	Södra	Norra Östersjöns	Västmanland	61 Norrström
664197-149337	Dagarn	3	Södra	Norra Östersjöns	Västmanland	61 Norrström
665175-157559	Siggeforasjön	4	Södra	Norra Östersjöns	Uppsala	61 Norrström
672729-138082	Gipsjön	2	Norra	Västerhavets	Dalarna	108 Göta älv
683673-154083	Stensjön	2	Norra	Bottenhavets	Gävleborg	48 Ljusnan
690617-134197	Övre Fjättsjön	2	Norra	Bottenhavets	Jämtland	53 Dalälven
691365-156127	Väster-Rännöbodsjör	3	Norra	Bottenhavets	Västernorrland	42 Ljungan
695220-143383	Stor-Backsjön	2	Norra	Bottenhavets	Jämtland	40 Indalsälven
698918-158665	Valasjön	3	Norra	Bottenhavets	Västernorrland	38/39 Kustområde
704955-159090	Hällvattnet	3	Norra	Bottenhavets	Västernorrland	36 Moälven
706083-132287	Stor-Björnsjön	2	Norra	Bottenhavets	Jämtland	40 Indalsälven
708512-152086	Degervattnet	3	Norra	Bottenhavets	Jämtland	38 Ångermanälven
708619-162132	Remmarsjön	3	Norra	Bottenhavets	Västernorrland	34 Gideälven
713404-172465	Bjännsjön	3	Norra	Bottenvikens	Västerbotten	25 Dalkarlsån
716717-158596	Stor-Arasjön	2	Norra	Bottenvikens	Västerbotten	30 Öreälven
728744-162653	Vuolgamjaure	2	Norra	Bottenvikens	Norrbotten	20 Skellefteälven
741340-153576	Njalakjaure	1	Fjällen	Bottenvikens	Norrbotten	20 Skellefteälven
742829-183168	Pahajärvi	2	Norra	Bottenvikens	Norrbotten	4 Kalixälven
744629-167999	Jutsajaure	2	Norra	Bottenvikens	Norrbotten	9 Luleälven
758208-161749	Abiskojaure	2	Norra	Bottenvikens	Norrbotten	1 Torneälven

Limnisk ekoregion: 1=Fjällen över trädgränsen, 2=Norrlands inland, under trädgränsen över högsta kustlinjen, 3=Norrlands kust, under högsta kustlinjen, 4=Sydöst, söder om norrlandsgränsen, inom vattendelaren till Östersjön, under 200 m.ö.h., 5=Södra Sverige, Skåne, 6=Blekinges kust och del av Öland, Sydväst, söder om norrlandsgränsen, inom vattendelaren till Västerhavet, under 200 m.ö.h., 7=Sydsvenska höglandet, söder om norrlandsgränsen, över 200 m.ö.h.

Bilaga 2. 45 provfiskade trendsjöar sorterade från söder till norr, med de sjöbeskrivande variabler i provfiskedatabasen NORS som används för beräkning av sjöspecifika referensvärden av indikatorer i olika fiskindex för bedömning av ekologisk status. H ö h är höjd över havet, MaxZ är maxdjup, MedelZ är medeldjup, och HK är belägenhet över (1) eller under högsta kustlinjen (0). LuftTemp är årsmedelvärde i lufttemperatur och TempAmp är temperaturamplitud mätt som differens mellan medelvärden i juli och januari.

VattenID	Namn	Höh (m)	Area (ha)	MaxZ (m)	MedelZ (m)	HK	LuftTemp	TempAm p
615365-134524	Havgårdssjön	51	54	6	3,1	1	8	17,5
615375-137087	Krageholmssjön	43	214	9	5	1	8	17,5
617797-135339	Krankesjön	19	339	3	0,7	0	8	17,5
623624-141149	Bäen	90	58	8	3,4	1	7	16,5
624038-143063	Örsjön	87	19	9	3,2	1	7	16,5
627443-149526	Brunnsjön	98	10	13	5,3	1	7	18,5
628606-133205	Stora Skärsjön	60	32	12	3,9	1	7	16,5
632231-136476	Harasjön	163	56	10	2,5	1	6	18,5
632515-146675	Hjärtsjön	274	137	7	3,4	1	6	17,5
633025-142267	Fiolen	226	156	10	3,9	1	6	17,5
633344-130068	Skärsjön	49	301	22	10,2	0	7	16,5
633989-140731	Älgarydssjön	201	34	7	1,4	1	6	17,5
635878-137392	Hagasjön	167	11	10	3,7	1	6	17,5
637121-151366	Tängersjö	120	11	9	3,1	1	7	19,5
642489-151724	Allgjutten	126	18	40	11,7	1	7	19,5
646293-126302	Granvattnet	57	18	3	1,6	0	7	19,5
650061-142276	Humsjön	129	25	13	4,5	0	6	18,5
651573-152481	Skärgölen	73	17	13	7,1	0	6	19,5
652707-159032	Björken	28	137	23	12,5	0	6	19,5
652902-125783	Rotehogstjärnen	121	16	9	3,6	0	6	18,5
655587-158869	Stora Envättern	62	38	11	5,4	0	6	20,5
655863-129783	Västra Solsjön	147	184	40	12,3	0	6	20,5
658086-130264	Bysjön	123	123	12	6,2	0	6	20,5
660688-164478	Tärnan	40	105	12	4,3	0	6	19,5
661521-130182	Ulvsjön	211	52	31	9,2	1	5	20,5
663532-148571	Övre Skärsjön	219	169	32	6,1	1	5	20,5
664197-149337	Dagarn	130	172	13	5,1	0	5	20,5
665175-157559	Siggeforasjön	74	76	11	4,2	0	5	21,5
672729-138082	Gipsjön	376	67	14	4,9	1	3	23,5
683673-154083	Stensjön	268	59	9	4,3	1	4	21,5
690617-134197	Övre Fjätsjön	746	87	15	4,3	1	1	19,5
691365-156127	Väster-Rännöbodsjö	46	44	20	6,2	0	4	24,5
695220-143383	Stor-Backsjön	426	208	6	2,3	1	2	21,5
698918-158665	Valasjön	99	178	26	9	0	3	23,5
704955-159090	Hällvattnet	216	689	47	13,5	0	2	25,5
706083-132287	Stor-Björnsjön	566	45	15	4,7	1	1	18,5
708512-152086	Degervattnet	212	166	18	6,7	0	2	27,5
708619-162132	Remmarsjön	234	140	14	5	0	2	25,5
713404-172465	Bjännnsjön	179	48	4	1,7	0	3	25,5
716717-158596	Stor-Arasjön	543	730	22	7,3	1	1	23,5
728744-162653	Vuolgamjaure	436	209	15	4,1	1	0	25,5
741340-153576	Njalakjaure	850	33	20	5,8	1	-2	22,0
742829-183168	Pahajärvi	248	129	14	3,9	1	1	26,5
744629-167999	Jutsajaure	422	112	9	1,9	1	-1	27,5
758208-161749	Abiskojaure	488	282	35	12,8	1	-1	21,5

Bilaga 3. Utförda provfisken i 45 trendsjöar sorterade från söder till norr. Dels visas nuvarande provfiskefrekvens (1 = varje år, 1/6 = vart 6-e år), och nuvarande ansträngning per provfiske i form av antal bottennät (N B-nät) respektive pelagiska nät (N P-nät). Dessutom anges antal utförda provfisken (N PF) under perioden 1994-2020 och årtal då äldre provfisken utfördes med varierande nättyper och nätlägningsdesign.

VattenID	Namn	Frekv	N B-nät	N P-nät	N PF sedan 1994	Äldre provfisken
615365-134524	Havgårdssjön	1/6	16	0	5	-
615375-137087	Krageholmssjön	1/6	24	0	9	-
617797-135339	Krankesjön	1/6	24	0	4	-
623624-141149	Bäen	1/6	24	0	7	1986, 1993
624038-143063	Örsjön	1/6	8	0	5	-
627443-149526	Brunnsjön	1	8	2	27	1989
628606-133205	Stora Skärsjön	1	16	2	27	1971, 1976, 1981, 1991
632231-136476	Harasjön	1/6	16	0	8	1987
632515-146675	Hjärtsjön	1/6	16	0	7	1980, 1988
633025-142267	Fiolen	1	24	2	27	1970, 1975, 1980
633344-130068	Skärsjön	1/6	40	6	3	1980
633989-140731	Älgarydssjön	1/6	8	0	8	1987
635878-137392	Hagasjön	1/6	8	0	9	-
637121-151366	Tängersjö	1/6	8	0	4	-
642489-151724	Allgjutten	1	24	6	27	1987, 1990-1993
646293-126302	Granvattnet	1/6	8	0	4	1987
650061-142276	Humsjön	1/6	16	2	6	-
651573-152481	Skärgölen	1/6	16	4	7	1987
652707-159032	Björken	1/6	40	6	7	1993
652902-125783	Rotehogstjärnen	1	8	0	27	1985, 1988-1993
655587-158869	Stora Envättern	1	16	2	27	1983, 1987
655863-129783	Västra Solsjön	1/6	40	10	6	-
658086-130264	Bysjön	1	24	2	18	1984-1993
660688-164478	Tärnan	1/6	24	2	7	-
661521-130182	Ulvsjön	1/6	32	8	7	1985
663532-148571	Övre Skärsjön	1	40	8	27	1987, 1990-1993
664197-149337	Dagarn	1	24	2	19	-
665175-157559	Siggeforasjön	1/6	24	0	2	1993
672729-138082	Gipsjön	1/6	24	2	7	-
683673-154083	Stensjön	1	24	2	27	1987, 1990-1993
690617-134197	Övre Fjätsjön	1/6	24	4	6	-
691365-156127	Väster-Rännöbodsjön	1/6	16	4	3	1990
695220-143383	Stor-Backsjön	1/6	16	0	4	-
698918-158665	Valasjön	1/6	40	8	2	1984, 1991
704955-159090	Hällvattnet	1/6	48	12	2	1984, 1990
706083-132287	Stor-Björnsjön	1	16	4	16	-
708512-152086	Degervattnet	1	32	4	19	-
708619-162132	Remmarsjön	1	32	4	27	1990
713404-172465	Bjännsjön	1/6	8	0	6	-
716717-158596	Stor-Arasjön	1/6	40	6	4	-
728744-162653	Vuolgamjaure	1/6	32	4	5	-
741340-153576	Njalakjaure	1/6	16	4	7	-
742829-183168	Pahajärvi	1/6	24	2	5	-
744629-167999	Jutsajaure	1	16	0	27	-
758208-161749	Abiskojaure	1	48	10	27	-

*Bilaga 4. Observerade fiskarter i 45 trendsjöar sorterade från söder till norr. De flesta har fångats i nätprovfisken, men för arter markerade med asterisk (\*) finns bara muntlig rapport om förekomst.*

VattenID	Namn	Fiskarter
615365-134524	Havgårdssjön	Abborre, braxen, gers, groplöja, gädda, mört, sutare
615375-137087	Krageholmssjön	Abborre, björkna, braxen, gers, gädda, mört, nissöga, sarv
617797-135339	Krankesjön	Abborre, benlöja, björkna, braxen, gers, groplöja, gädda, mört, ruda, sarv, sutare
623624-141149	Bäen	Abborre, braxen, gädda, mört, sarv, sutare
624038-143063	Örsjön	Abborre, gädda, mört, sarv
627443-149526	Brunnsjön	Abborre, braxen, gädda, mört, sarv
628606-133205	Stora Skärsjön	Abborre, gädda, gräskarp, gös, mört, sarv, sutare, ål
632231-136476	Harasjön	Abborre, gädda, ål
632515-146675	Hjärtsjön	Abborre, gädda
633025-142267	Fiolen	Abborre, gädda, mört, sik
633344-130068	Skärsjön	Abborre, braxen, gers, gädda, mört, nors, sarv, siklöja, sutare
633989-140731	Ålgarydssjön	Abborre, gädda, sutare
635878-137392	Hagasjön	Abborre, benlöja, braxen, gers, gädda, mört, sutare
637121-151366	Tängersjö	Abborre, gädda, mört, ruda, braxen*, sarv*, sutare*
642489-151724	Allglutten	Abborre, gers, gädda, mört, siklöja
646293-126302	Granvattnet	Abborre, gädda, mört, sarv, sutare
650061-142276	Humsjön	Abborre, gädda, mört, sarv, sutare
651573-152481	Skärgölen	Abborre, gers, gädda, mört, sarv, sutare, ål
652707-159032	Björken	Abborre, gers, gädda, lake, mört, nors
652902-125783	Rotehogstjärnen	Abborre, gädda, mört, ål*
655587-158869	Stora Envättern	Abborre, gers, gädda, mört
655863-129783	Västra Solsjön	Abborre, bergsimpa, elritsa, gers, gädda, lake, mört, nors, röding, siklöja, småspigg
658086-130264	Bysjön	Abborre, benlöja, björkna, braxen, gers, gädda, mört, sarv
660688-164478	Tärnan	Abborre, benlöja, gers, gädda, mört, sarv
661521-130182	Ulsjön	Abborre, benlöja, braxen, gers, gädda, lake, mört, sik, siklöja
663532-148571	Övre Skärsjön	Abborre, gädda, mört
664197-149337	Dagarn	Abborre, benlöja, gers, gädda, mört, sarv, siklöja
665175-157559	Siggeforasjön	Abborre, benlöja, braxen, gers, gädda, mört, sarv
672729-138082	Gipsjön	Abborre, gädda
683673-154083	Stensjön	Abborre, gädda, lake, mört
690617-134197	Övre Fjätsjön	Abborre, bergsimpa, elritsa, gädda, harr, lake
691365-156127	Väster-Rännöbodsjön	Abborre, benlöja, braxen, gers, gädda, mört, nors
695220-143383	Stor-Backsjön	Abborre, benlöja, gädda, mört
698918-158665	Valasjön	Abborre, benlöja, gers, gädda, lake, mört, nors
704955-159090	Hällvattnet	Abborre, benlöja, gers, gädda, lake, mört, nors, siklöja
706083-132287	Stor-Björnsjön	Röding, öring
708512-152086	Degervattnet	Abborre, benlöja, gers, gädda, id, lake, mört, nors, sik, stäm
708619-162132	Remmarsjön	Abborre, benlöja, gers, gädda, lake, mört, nors, sik
713404-172465	Bjännsjön	Abborre, gers, gädda, mört
716717-158596	Stor-Arasjön	Abborre, gädda, lake, mört, sik
728744-162653	Vuolgamjaure	Abborre, elritsa, gädda, harr, lake, röding, sik, öring
741340-153576	Njalakjaure	Röding
742829-183168	Pahajärvi	Abborre, gädda, mört, sik
744629-167999	Jutsajaure	Abborre, gädda, harr, mört, sik, småspigg, öring*
758208-161749	Abiskojaure	Röding

Bilaga 5. Medelvärden 2013-2018 och eventuell trend 1994-2019 (testat med Kendall's tau på årsmedelvärden) i pH, alkalinitet/aciditet (Alk./Acid., mekv/l), sulfat (mekv/l), totalfosfor (Total-P, µg/l) och totalt organiskt kol (TOC, mg/l).

VattenID	Namn	pH	Alk./Acid.	Sulfat	Total-P	TOC
615365-134524	Havgårdssjön	8,14 NS	2,221 NS	<b>0,253</b> -**	50,4 NS	<b>10,3</b> +*
615375-137087	Krageholmssjön	8,29 NS	2,536 NS	<b>0,381</b> -**	75,4 NS	<b>9,7</b> +**
617797-135339	Krankesjön	8,24 NS	2,279 NS	<b>0,611</b> -**	35,4 NS	<b>12,8</b> +*
623624-141149	Bäen	5,67 NS	0,016 NS	<b>0,217</b> -**	13,0 NS	<b>11,0</b> +**
624038-143063	Örsjön	<b>6,25</b> +**	<b>0,053</b> +**	<b>0,103</b> -**	8,4 NS	<b>9,0</b> +**
627443-149526	Brunnsjön	<b>5,67</b> +**	<b>0,016</b> +**	<b>0,162</b> -**	13,0 NS	21,8 NS
628606-133205	Stora Skärsjön	6,88 NS	<b>0,142</b> +**	<b>0,308</b> -**	7,9 NS	4,6 NS
632231-136476	Harasjön	5,37 NS	-0,009 NS	<b>0,071</b> -**	19,6 NS	<b>19,7</b> +**
632515-146675	Hjärtsjön	<b>5,70</b> +**	<b>0,009</b> +**	0,107 -**	5,3 NS	<b>5,0</b> +**
633025-142267	Fiolen	<b>6,72</b> +**	<b>0,096</b> +**	<b>0,099</b> -**	11,7 NS	<b>8,1</b> +**
633344-130068	Skärsjön	6,85 NS	<b>0,121</b> +**	<b>0,135</b> -**	<b>9,1</b> -**	4,7 NS
633989-140731	Älgarydssjön	5,52 NS	0,001 NS	<b>0,089</b> -**	<b>17,0</b> -**	<b>15,2</b> +**
635878-137392	Hagasjön	6,42 NS	<b>0,092</b> +**	<b>0,067</b> -**	8,7 NS	<b>10,2</b> +**
637121-151366	Tängersjö	<b>6,42</b> -*	<b>0,082</b> -**	<b>0,076</b> -**	7,7 NS	11,0 NS
642489-151724	Allgjutten	6,69 NS	<b>0,083</b> +**	<b>0,119</b> -**	<b>4,3</b> -**	7,3 NS
646293-126302	Granvattnet	<b>6,31</b> -*	<b>0,066</b> -*	<b>0,081</b> -**	17,0 NS	<b>10,3</b> +*
650061-142276	Humsjön	6,75 NS	0,149 NS	<b>0,051</b> -**	11,8 NS	<b>7,4</b> +*
651573-152481	Skärgölen	6,86 NS	<b>0,167</b> +**	<b>0,105</b> -**	<b>7,7</b> -**	7,6 NS
652707-159032	Björken	7,11 NS	<b>0,254</b> +**	<b>0,122</b> -**	10,0 NS	<b>9,3</b> +**
652902-125783	Rotehogstjärnen	5,45 NS	-0,001 NS	<b>0,051</b> -**	<b>12,9</b> -*	<b>13,8</b> +**
655587-158869	Stora Envättern	6,50 NS	0,060 NS	<b>0,086</b> -**	<b>7,0</b> -**	10,9 +**
655863-129783	Västra Solsjön	<b>7,55</b> +**	<b>0,208</b> +**	<b>0,055</b> -**	<b>2,1</b> -**	5,2 NS
658086-130264	Bysjön	6,55 NS	<b>0,094</b> +**	<b>0,064</b> -**	10,5 NS	7,2 NS
660688-164478	Täman	7,04 NS	0,325 NS	<b>0,087</b> -**	14,0 NS	<b>12,4</b> +**
661521-130182	Ulvsjön	<b>6,13</b> +**	<b>0,038</b> +**	<b>0,051</b> -**	<b>6,9</b> -*	8,5 NS
663532-148571	Övre Skärsjön	<b>5,86</b> +**	<b>0,014</b> +**	<b>0,061</b> -**	6,3 NS	<b>10,1</b> +**
664197-149337	Dagam	6,73 NS	<b>0,127</b> +*	<b>0,069</b> -**	<b>5,9</b> -**	<b>8,1</b> +**
665175-157559	Siggeforasjön	6,58 NS	0,145 NS	0,072 -**	12,7 NS	18,2 +**
672729-138082	Gipsjön	5,51 NS	0,005 NS	<b>0,017</b> -**	10,9 NS	<b>13,9</b> +*
683673-154083	Stensjön	6,37 NS	<b>0,053</b> +*	<b>0,030</b> -**	<b>6,1</b> -*	<b>8,0</b> +**
690617-134197	Övre Fjättsjön	6,70 NS	<b>0,116</b> +**	<b>0,013</b> -**	6,6 NS	4,0 NS
691365-156127	Väster-Rännöbodsjön	6,92 NS	<b>0,300</b> +*	<b>0,066</b> -**	<b>11,0</b> -*	8,3 NS
695220-143383	Stor-Backsjön	6,78 NS	0,197 NS	<b>0,036</b> -**	11,9 NS	12,4 NS
698918-158665	Valasjön	6,55 NS	<b>0,108</b> +**	<b>0,042</b> -**	<b>10,6</b> -*	11,8 NS
704955-159090	Hällvattnet	6,52 NS	<b>0,070</b> +**	<b>0,030</b> -**	<b>4,7</b> -*	9,3 NS
706083-132287	Stor-Björnsjön	6,97 NS	<b>0,216</b> +**	<b>0,018</b> -**	<b>3,1</b> -**	4,7 NS
708512-152086	Degervattnet	7,01 NS	<b>0,207</b> +**	<b>0,037</b> -**	<b>4,8</b> -**	7,9 NS
708619-162132	Remmarsjön	6,41 NS	<b>0,078</b> +**	<b>0,024</b> -**	<b>8,9</b> -**	9,7 NS
713404-172465	Bjännsjön	6,28 NS	0,067 NS	<b>0,050</b> -**	<b>9,8</b> -*	<b>9,8</b> +**
716717-158596	Stor-Arasjön	6,66 NS	<b>0,079</b> +**	<b>0,016</b> -**	5,9 NS	6,7 NS
728744-162653	Vuolgamjaure	6,82 NS	0,124 NS	<b>0,018</b> -**	<b>4,2</b> -**	5,5 NS
741340-153576	Njalakjaure	<b>6,53</b> +*	<b>0,045</b> +**	<b>0,013</b> -**	<b>2,1</b> -**	<b>1,3</b> -*
742829-183168	Pahajärvi	6,77 NS	0,130 NS	<b>0,031</b> -**	<b>13,7</b> +**	5,5 NS
744629-167999	Jutsajaure	6,65 NS	<b>0,127</b> +**	<b>0,017</b> -**	8,0 NS	6,1 NS
758208-161749	Abiskojaure	7,13 NS	<b>0,224</b> +**	<b>0,104</b> +**	<b>3,6</b> -**	1,4 NS

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



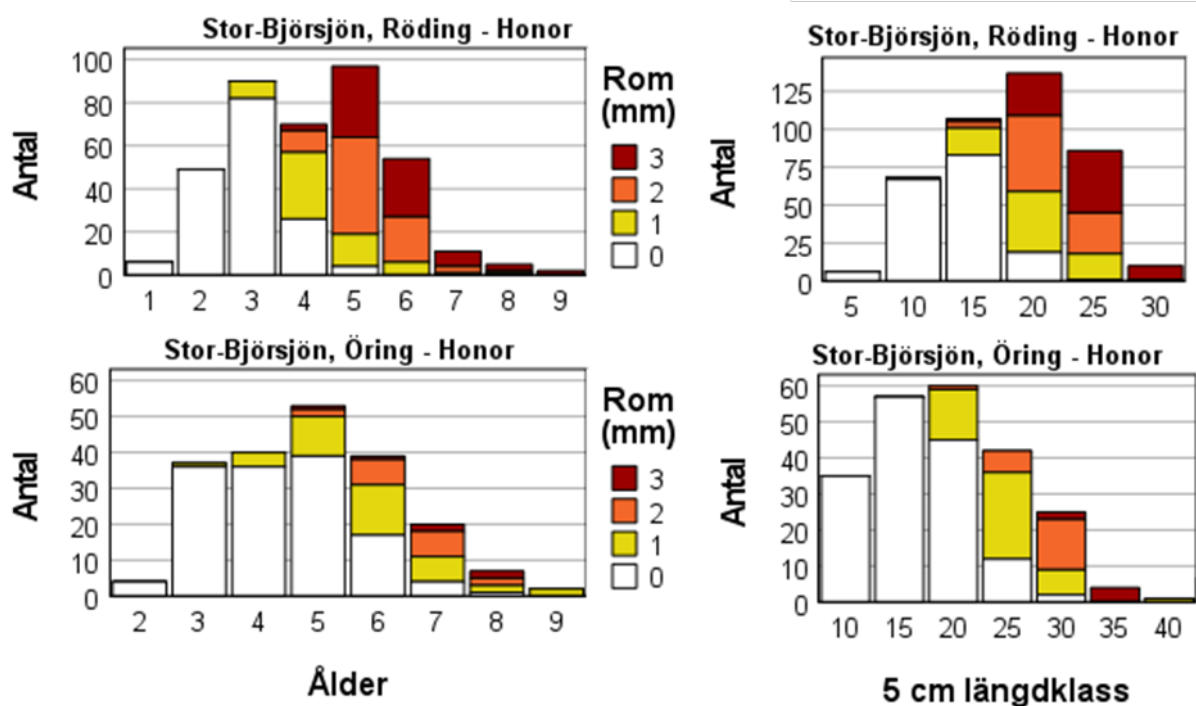
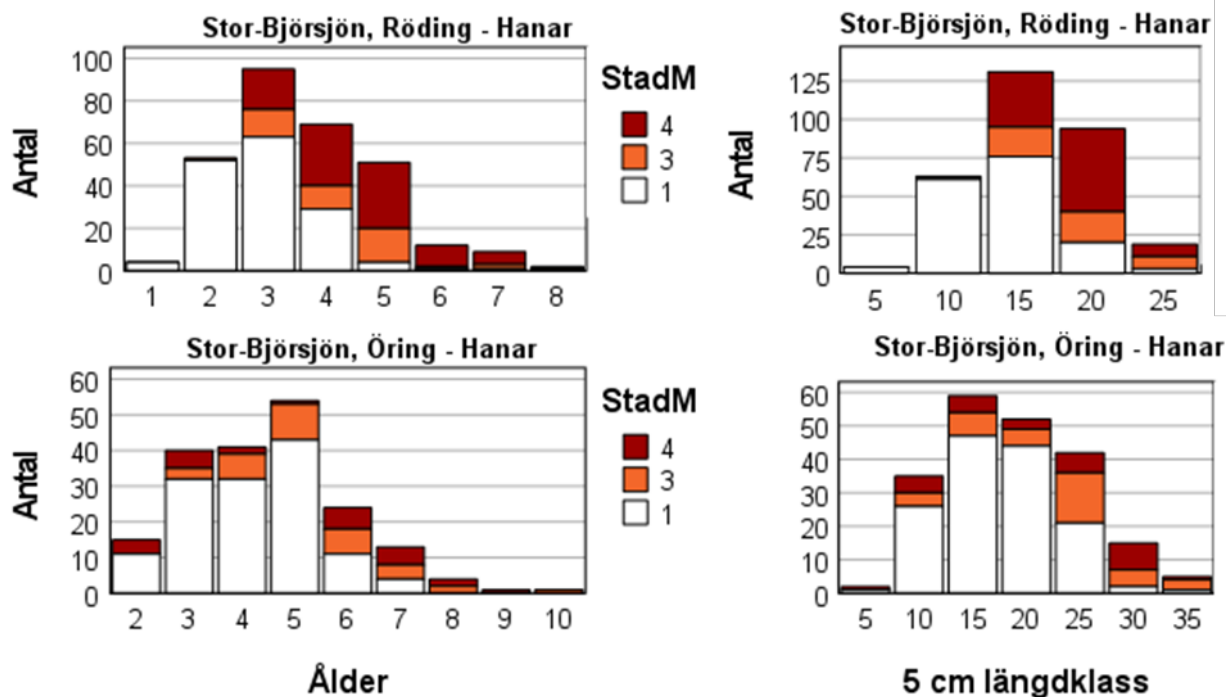
Bilaga 6. Testade trender för abundans (Npue, antal/nät), biomassa (Bpue, g/nät) och medelvikt (Mvikt, g) för de vanligast förekommande fiskarterna (och öring), och totalt för alla arter, i 15 trendsjöar med årliga provfischen under perioden 1994-2019 (åtminstone sedan 2007). Resultat av Kendall's korrelationstest anges som positiv (+), negativ (-) eller ingen signifikant trend (NS), och signifikans anges med \* för  $P < 0,05$  eller \*\* för  $P < 0,01$ . Övriga kolumner visar antal sjöar med respektive art, och antal och % av sjöarna med positiva, negativa eller summan av signifikanta trender. Antal provfiskade år per sjö anges inom parentes vid sjöns namn. Antal år med fångst anges också inom parentes istället för trendtester på sporadiskt fångade arters medelvikt.

Fiskart	Indikator															N sjöar								
		Brunnsjön (26)	Stora Skårnsjön (26)	Fiolen (26)	Allglutten (26)	Rotehogstjärnen (26)	Stora Envättem (26)	Bysjön (17)	Övre Skårnsjön (26)	Dagarn (18)	Stensjön (26)	Stor-Björnsjön (15)	Degervattnet (18)	Remmarsjön (26)	Jutsajaure (26)		Abiskojaure (26)	N positiva	N negativa	N signifikanta	% positiva	% negativa	% signifikanta	
Abborre	Npue	+	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	+	NS	.	NS	+	NS	.	13	3	0	3	23	0	23	
	Bpue	NS	+	+	NS	NS	NS	NS	NS	+	NS	.	NS	+	NS	.	13	4	0	4	31	0	31	
	Mvikt	-	+	+	NS	NS	NS	NS	NS	-	+	-	NS	-	NS	.	13	3	3	6	23	23	46	
Benlöja	Npue	.	.	.	.	.	.	NS	.	+	.	.	NS	-	.	.	4	1	1	2	25	25	50	
	Bpue	.	.	.	.	.	.	NS	.	NS	.	.	NS	-	.	.	4	0	1	1	0	25	25	
	Mvikt	.	.	.	.	.	.	NS	.	NS	.	.	NS	+	.	.	4	1	0	1	25	0	25	
Braxen	Npue	NS	.	.	.	.	.	NS	.	.	.	.	.	.	.	.	2	0	0	0	0	0	0	
	Bpue	NS	.	.	.	.	.	NS	.	.	.	.	.	.	.	.	2	0	0	0	0	0	0	
	Mvikt	NS	.	.	.	.	.	NS	.	.	.	.	.	.	.	.	2	0	0	0	0	0	0	
Gers	Npue	.	.	.	-	.	NS	NS	.	-	.	.	NS	-	.	.	6	0	3	3	0	50	50	
	Bpue	.	.	.	-	.	NS	NS	.	-	.	.	NS	-	.	.	6	0	3	3	0	50	50	
	Mvikt	.	.	.	NS	.	NS	NS	.	-	.	.	NS	-	.	.	6	0	2	2	0	33	33	
Gädda	Npue	NS	-	+	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	.	NS	-	+	.	13	2	3	5	15	23	38	
	Bpue	NS	-	+	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	.	NS	NS	NS	.	13	1	2	3	8	15	23	
	Mvikt	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	.	NS	NS	NS	.	13	0	0	0	0	0	0	
Lake	Npue	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	.	NS	NS	.	.	3	0	0	0	0	0	0	
	Bpue	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	.	NS	NS	.	.	3	0	0	0	0	0	0	
	Mvikt	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(1)	.	NS	NS	.	.	2	0	0	0	0	0	0	
Mört	Npue	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	.	NS	NS	+	.	13	1	1	2	8	8	15	
	Bpue	NS	+	NS	NS	-	-	+	NS	NS	-	.	NS	NS	+	.	13	3	3	6	23	23	46	
	Mvikt	+	+	+	NS	-	-	NS	(2)	NS	NS	.	NS	NS	NS	.	12	3	2	5	25	17	42	
Nors	Npue	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	NS	.	.	2	0	0	0	0	0	0	
	Bpue	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	NS	.	.	2	0	0	0	0	0	0	
	Mvikt	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	NS	.	.	2	0	0	0	0	0	0	
Röding	Npue	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	.	.	+	2	1	0	1	50	0	50	
	Bpue	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	.	.	NS	2	0	0	0	0	0	0	
	Mvikt	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	.	.	NS	2	0	0	0	0	0	0	
Sarv	Npue	NS	NS	.	.	.	.	NS	.	+	.	.	.	.	.	.	4	1	0	1	25	0	25	
	Bpue	+	NS	.	.	.	.	NS	.	+	.	.	.	.	.	.	4	2	0	2	50	0	50	
	Mvikt	NS	NS	.	.	.	.	NS	.	(2)	.	.	.	.	.	.	3	0	0	0	0	0	0	
Sik	Npue	.	.	NS	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	-	NS	.	4	0	1	1	0	25	25	
	Bpue	.	.	NS	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	NS	NS	.	4	0	0	0	0	0	0	
	Mvikt	.	.	NS	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	+	NS	.	4	1	0	1	25	0	25	
Siklöja	Npue	.	.	.	-	.	.	.	.	NS	.	.	.	.	.	.	2	0	1	1	0	50	50	
	Bpue	.	.	.	-	.	.	.	.	NS	.	.	.	.	.	.	2	0	1	1	0	50	50	
	Mvikt	.	.	.	+	.	.	.	.	NS	.	.	.	.	.	.	2	1	0	1	50	0	50	
Sutare	Npue	.	-	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	0	1	1	0	100	100	
	Bpue	.	-	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	0	1	1	0	100	100	
	Mvikt	.	NS	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	1	0	0	0	0	0	0	
Öring	Npue	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	.	.	.	1	0	0	0	0	0	0	
	Bpue	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	.	.	.	1	0	0	0	0	0	0	
	Mvikt	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	.	.	.	1	0	0	0	0	0	0	
Totalt	Npue	+	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	+	15	2	0	2	13	0	13	
	Bpue	NS	NS	+	NS	NS	NS	NS	NS	-	+	NS	NS	NS	NS	NS	15	2	1	3	13	7	20	
	Mvikt	NS	NS	+	NS	NS	NS	NS	NS	-	+	-	NS	+	NS	NS	15	3	2	5	20	13	33	
N tester			18	18	15	18	12	15	24	11	23	14	9	27	27	15	6	252	35	32	67	14	13	27

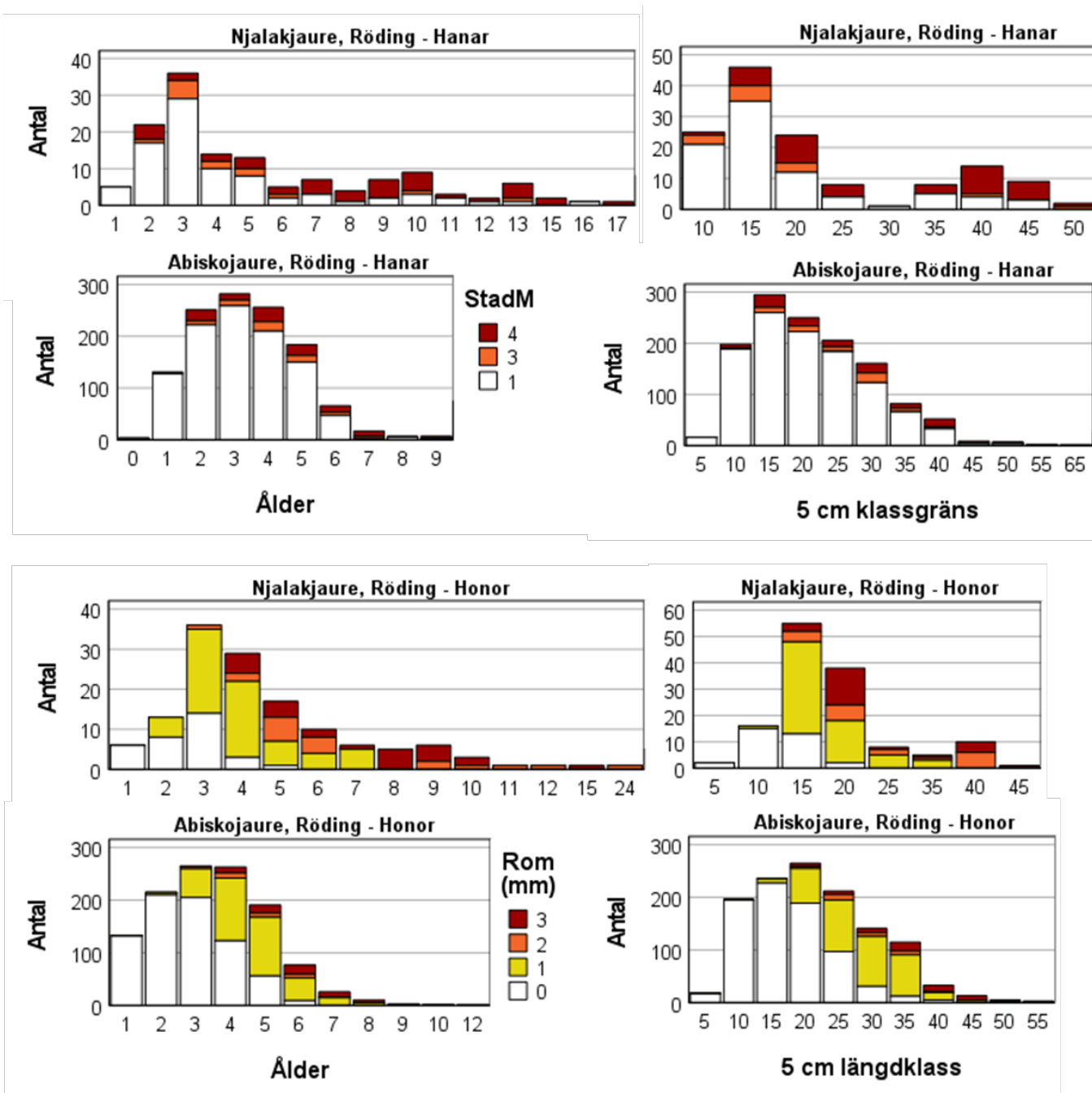
Bilaga 7. Testade trender för abundans (Npue, antal/nät), biomassa (Bpue, g/nät) och medelvikt (Mvikt, g) för de vanligast förekommande fiskarterna (och öring), och totalt för alla arter, i 16 trendsjöar med minst sex provfisker under perioden 1994-2019. Resultat av Kendall's korrelationstest anges som positiv (+), negativ (-) eller ingen signifikant trend (NS), och signifikans anges med \* för  $P < 0,05$  eller \*\* för  $P < 0,01$ . Övriga kolumner visar antal sjöar med respektive art, och antal och % av sjöarna med positiva, negativa eller summan av signifikanta trender. Antal provfiskade år per sjö anges inom parentes vid sjöns namn. Antal år med fångst anges också inom parentes istället för trendtester på sporadiskt fångade arters medelvikt.

Fiskart	Indikator	Sjöar															N sjöar	N positiva	N negativa	N signifikanta	% positiva	% negativa	% signifikanta			
		Krageholmssjön (9)	Båen (6)	Harasjön (8)	Hjärtasjön (7)	Ålgarydssjön (8)	Hagasjön (9)	Humsjön (6)	Skärögölen (7)	Björken (7)	Västra Solsjön (6)	Tärnan (6)	Ulvsjön (7)	Gipsjön (7)	Övre Fljåtsjön (6)	Bjånnsjön (6)								Njalakjåure (7)		
Abborre	Npue	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	15	0	0	0	0	0	0	0
	Bpue	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	+	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	15	1	1	2	7	7	13	13
	Mvikt	NS	-	NS	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	15	0	2	2	0	13	13	13
Benlöja	Npue	.	.	.	.	.	NS	.	.	.	.	NS	NS	.	.	.	.	.	3	0	0	0	0	0	0	0
	Bpue	.	.	.	.	.	NS	.	.	.	.	NS	NS	.	.	.	.	.	3	0	0	0	0	0	0	0
	Mvikt	.	.	.	.	.	(1)	.	.	.	.	NS	NS	.	.	.	.	.	2	0	0	0	0	0	0	0
Braxen	Npue	NS	NS	.	.	.	NS	.	.	.	.	.	NS	.	.	.	.	.	4	0	0	0	0	0	0	0
	Bpue	+	NS	.	.	.	NS	.	.	.	.	.	NS	.	.	.	.	.	4	1	0	1	25	0	0	25
	Mvikt	NS	NS	.	.	.	NS	.	.	.	.	.	NS	.	.	.	.	.	4	0	0	0	0	0	0	0
Gers	Npue	NS	.	.	.	.	NS	.	NS	NS	NS	NS	NS	.	.	NS	.	.	8	0	0	0	0	0	0	0
	Bpue	NS	.	.	.	.	NS	.	NS	NS	-	NS	NS	.	.	NS	.	.	8	0	1	1	0	13	13	13
	Mvikt	NS	.	.	.	.	NS	.	NS	NS	NS	NS	NS	.	.	NS	.	.	8	0	0	0	0	0	0	0
Gädda	Npue	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	+	NS	.	.	15	1	0	1	7	0	7	7
	Bpue	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	+	NS	NS	NS	NS	15	1	0	1	7	0	7	7
	Mvikt	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	+	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	15	1	0	1	7	0	7	7
Lake	Npue	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	NS	.	NS	.	NS	.	.	4	0	0	0	0	0	0	0
	Bpue	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	NS	.	NS	.	NS	.	.	4	0	0	0	0	0	0	0
	Mvikt	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	NS	.	NS	.	(4)	.	.	3	0	0	0	0	0	0	0
Mört	Npue	NS	NS	.	.	.	NS	-	NS	NS	NS	NS	NS	.	.	NS	.	.	10	0	1	1	0	10	10	10
	Bpue	-	NS	.	.	.	NS	NS	NS	-	NS	NS	NS	.	.	NS	.	.	10	0	2	2	0	20	20	20
	Mvikt	-**	(2)	.	.	.	NS	NS	+	-	NS	NS	NS	.	.	-	.	.	9	1	3	4	11	33	44	44
Nors	Npue	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	NS	.	.	.	.	.	.	2	0	0	0	0	0	0	0
	Bpue	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	+	.	.	.	.	.	.	2	1	0	1	50	0	50	50
	Mvikt	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	NS	.	.	.	.	.	.	2	0	0	0	0	0	0	0
Röding	Npue	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	-	.	.	.	.	.	NS	2	0	1	1	0	50	50	50
	Bpue	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	.	.	.	.	.	NS	2	0	0	0	0	0	0	0
	Mvikt	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	(2)	.	.	.	.	.	NS	1	0	0	0	0	0	0	0
Sarv	Npue	.	NS	.	.	.	.	NS	NS	.	.	.	NS	.	.	.	.	.	4	0	0	0	0	0	0	0
	Bpue	.	NS	.	.	.	.	NS	NS	.	.	.	NS	.	.	.	.	.	4	0	0	0	0	0	0	0
	Mvikt	.	(1)	.	.	.	.	NS	(2)	.	.	.	NS	.	.	.	.	.	2	0	0	0	0	0	0	0
Siklöja	Npue	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	.	NS	.	.	.	.	2	0	0	0	0	0	0	0
	Bpue	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	.	NS	.	.	.	.	2	0	0	0	0	0	0	0
	Mvikt	.	.	.	.	.	.	.	.	.	.	NS	.	NS	.	.	.	.	2	0	0	0	0	0	0	0
Sutare	Npue	.	NS	.	.	.	NS	NS	NS	NS	.	.	.	.	.	.	.	.	5	0	0	0	0	0	0	0
	Bpue	.	NS	.	.	.	NS	NS	NS	NS	.	.	.	.	.	.	.	.	5	0	0	0	0	0	0	0
	Mvikt	.	(2)	.	.	.	(1)	(1)	(1)	(2)	.	.	.	.	.	.	.	.	0	0	0	0	.	.	.	.
Totalt	Npue	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	16	0	0	0	0	0	0	0
	Bpue	NS	NS	NS	NS	NS	NS	-	+	NS	NS	NS	NS	+	NS	NS	NS	NS	16	3	1	4	19	6	25	25
	Mvikt	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	+	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	NS	16	1	0	1	6	0	6	6
N tester		18	18	9	9	11	22	17	19	21	26	21	27	9	11	15	6	259	11	12	23	4	5	9	9	

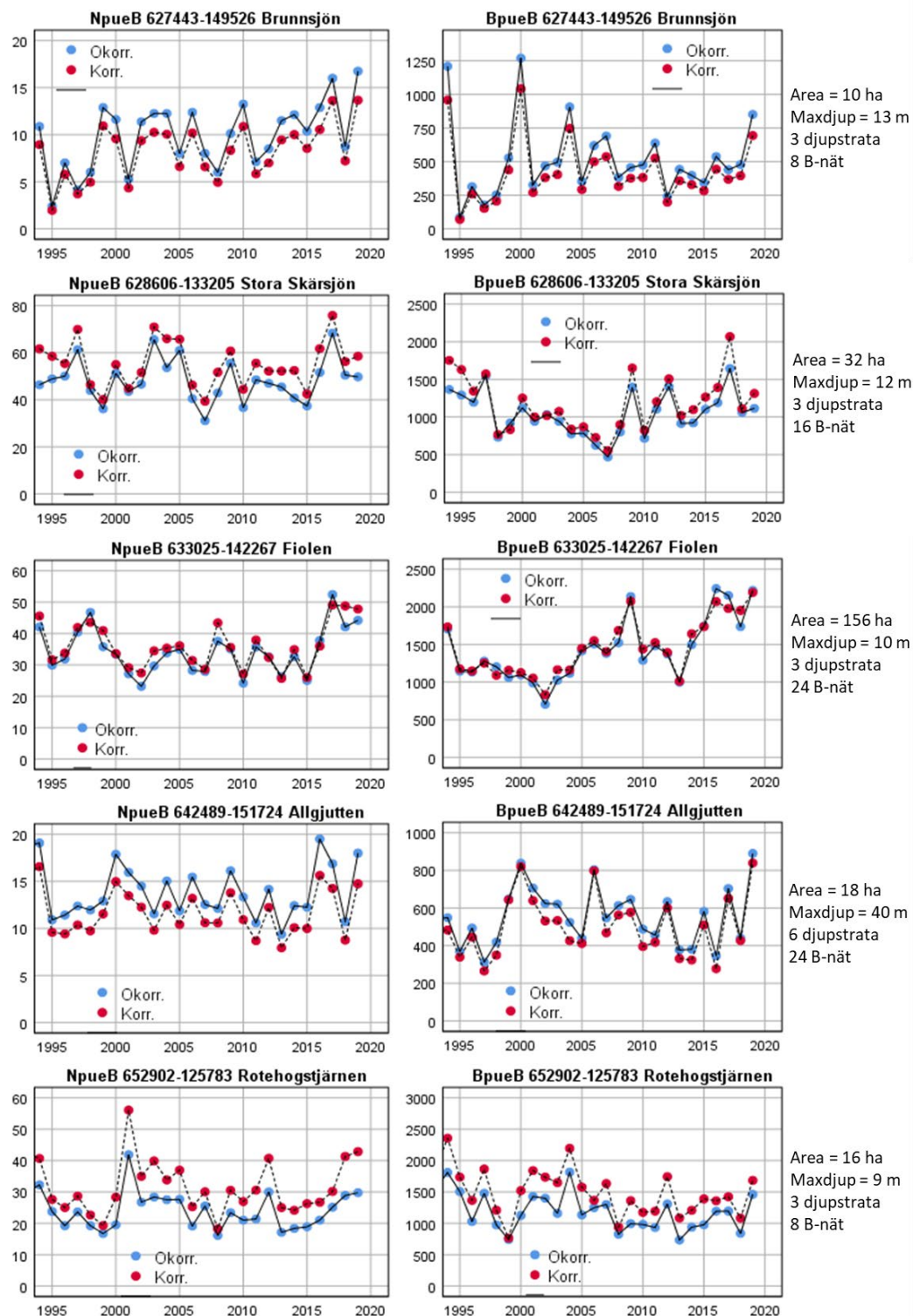
Bilaga 8. Gonadutveckling hos röding och öring i Stor-Björnsjön, presenterat som grad av svällda testiklar (StadM i fyra klasser) för hanar (överst) och som romdiameter (mm) för honor (nederst), i båda fall fördelat per åldersklass till vänster och per 5 cm längdklass till höger. I figurerna ingår individer från flera provfiskeri sedan 2005, men bara de med kompletta data för ålder, längd, kön och gonadstadier.



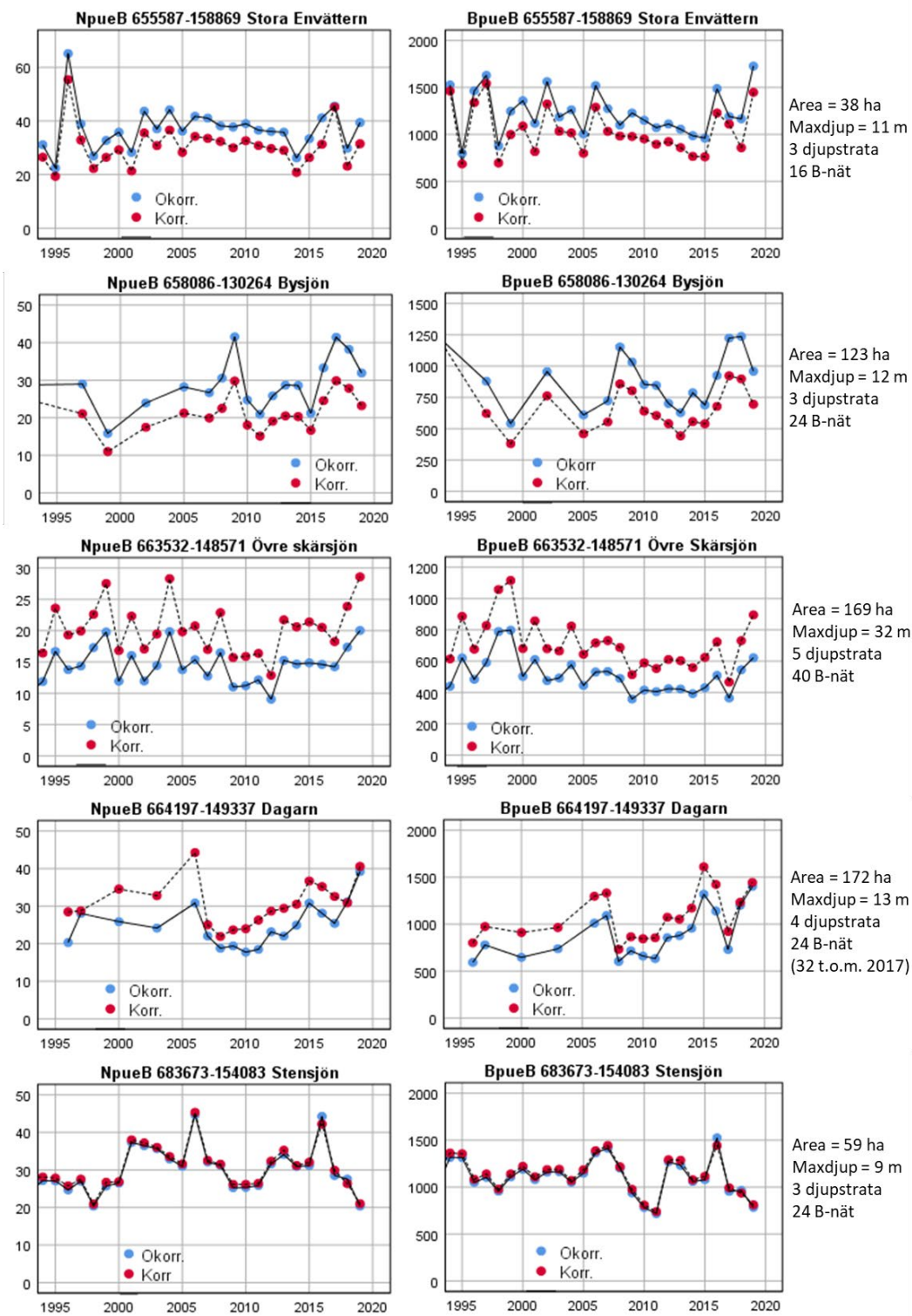
Bilaga 9. Gonadutveckling hos röding i Njalakjaure och Abiskojaure, presenterat som grad av svällda testiklar (StadM i fyra klasser) för hanar och som romdiameter (mm) för honor, i båda fall fördelat per åldersklass till vänster och per 5 cm längdklass till höger. I figurerna ingår individer från flera provfiske sedan 2004 i Njalakjaure och sedan 1999 i Abiskojaure, men bara de med kompletta data för ålder, längd, kön och gonadstadier.



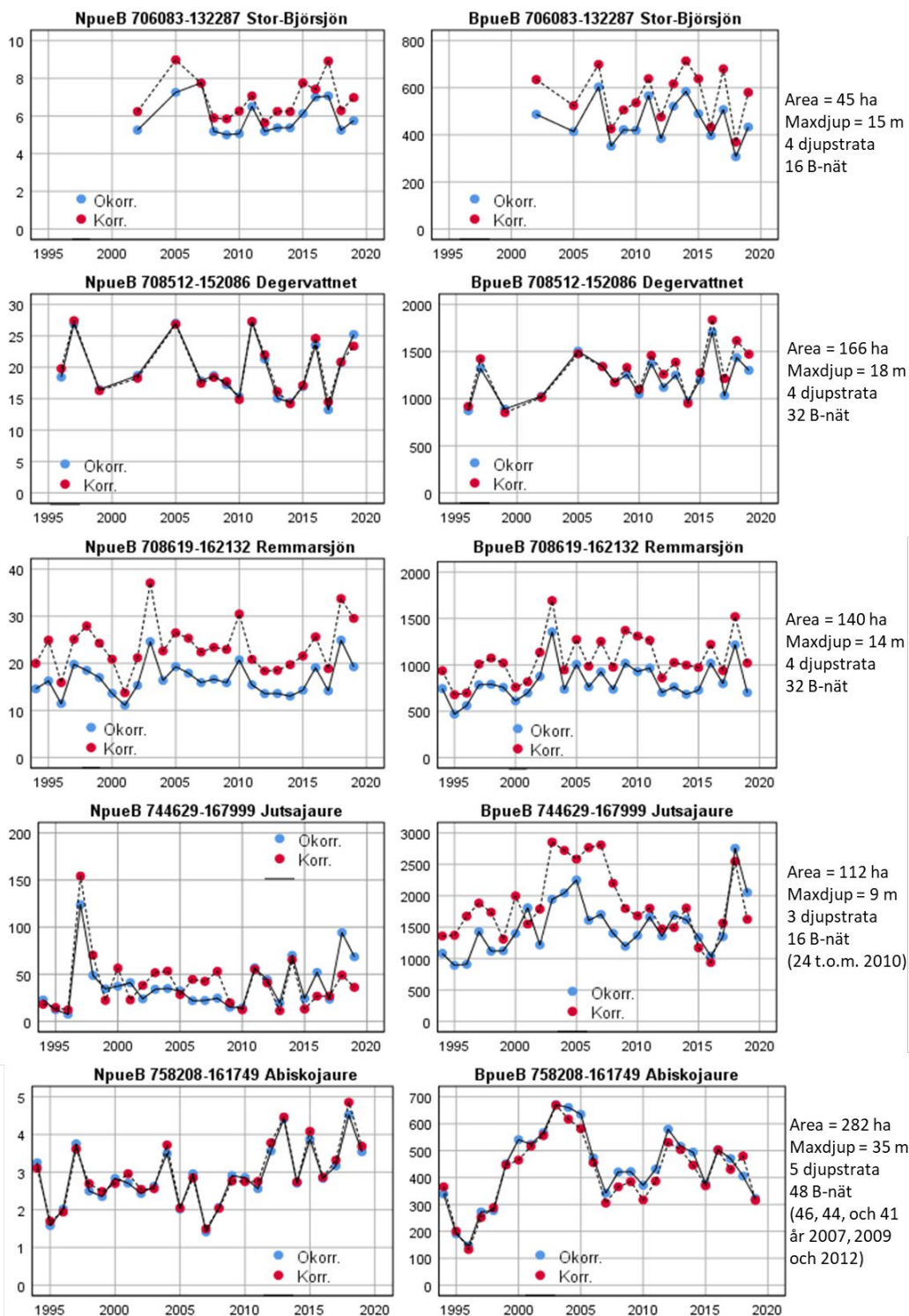
Bilaga 10, del 1 av 3. Tidsserier av total abundans (NpueB, antal per nät) och biomassa (BpueB, g per nät) i trendsjöar med årliga provfisken åtminstone sedan 2007, beräknat utan (Okorr.) respektive med korrigering (Korr.) för nätens fördelning mellan djupintervall och de andelar av sjöns area som djupintervallen representerar.



Bilaga 10, del 2 av 3. Tidsserier av total abundans (NpueB, antal per nät) och biomassa (BpueB, g per nät) i trendsjöar med årliga provfisken åtminstone sedan 2007, beräknat utan (Okorr.) respektive med korrigering (Korr.) för nätens fördelning mellan djupintervall och de andelar av sjöns area som djupintervallen representerar.



Bilaga 10, del 3 av 3. Tidsserier av total abundans (NpueB, antal per nät) och biomassa (BpueB, g per nät) i trendsjöar med årliga provfisken åtminstone sedan 2007, beräknat utan (Okorr.) respektive med korrigering (Korr.) för nätens fördelning mellan djupintervall och de andelar av sjöns area som djupintervallen representerar.



Bilaga 11. Medelvärden av EQR8, AindexW5, och EindexW3, före 1994, period 1 = 2007-2012, och period 2 = 2013-2018, och trender (Kendall's tau) för provfisken 1994-2019 i 15 trendsjöar med årliga provfisken åtminstone sedan 2007). Färgerna står för blå = hög, grön = god, gul = måttlig, orange = otillfredsställande och röd = dålig ekologisk status.

VattenID	Namn	EQR8				AindexW5				EindexW5			
		Före	Per 1	Per 2	Trend	Före	Per 1	Per 2	Trend	Före	Per 1	Per 2	Trend
615365-134524	Havgårdssjön	0,41	0,70	0,46		0,71	0,67	0,74		0,04	0,08	0,03	
615375-137087	Krageholmssjön	0,43	0,39	0,57		0,61	0,70	0,64		0,09	0,04	0,08	
617797-135339	Krankesjön	0,42	0,39	0,54		0,77	0,90	0,63		0,22	0,01	0,21	
623624-141149	Bäen	0,23	0,34	0,49		0,31	0,28	0,38		0,76	0,75	0,53	
624038-143063	Örsjön	0,61	0,60	0,76		0,34	0,49	0,59		0,78	0,80	0,62	
627443-149526	Brunnsjön	0,43	0,48	0,51	NS	0,37	0,33	0,34	NS	0,68	0,64	0,61	NS
628606-133205	Stora Skärsjön	0,61	0,61	0,67	NS	0,71	0,65	0,60	**	0,23	0,27	0,39	+
632231-136476	Harasjön	0,23	0,24	0,14		0,06	0,08	0,07		0,81	0,70	0,87	
632515-146675	Hjärtsjön	0,22	0,15	0,14		0,01	0,01	0,01		0,60	0,45	0,54	
633025-142267	Fiolen	0,47	0,51	0,40	NS	0,46	0,44	0,44	NS	0,40	0,46	0,45	NS
633344-130068	Skärsjön	0,32	0,51	0,60		0,38	0,57	0,49		0,74	0,52	0,41	
633989-140731	Älgarydssjön	0,24	0,25	0,31		0,05	0,02	0,08		0,74	0,85	0,39	
635878-137392	Hagasjön	0,52	0,57	0,54		0,70	0,61	0,55		0,43	0,63	0,77	
637121-151366	Tängersjö	0,67	0,43	0,58		0,44	0,36	0,49		0,37	0,14	0,44	
642489-151724	Allgjutten	0,53	0,58	0,57	NS	0,46	0,45	0,50	NS	0,63	0,61	0,61	NS
646293-126302	Granvattnet	0,65	0,59	0,63		0,52	0,58	0,60		0,26	0,22	0,08	
650061-142276	Humsjön	0,59	0,49	0,45		0,60	0,65	0,36		0,34	0,23	0,38	
651573-152481	Skärgölen	0,67	0,53	0,48		0,47	0,26	0,45		0,63	0,79	0,54	
652707-159032	Björken	0,52	0,55	0,46		0,25	0,26	0,36		0,66	0,55	0,55	
652902-125783	Rotehogstjärnen	0,60	0,60	0,54	NS	0,31	0,30	0,30	NS	0,68	0,71	0,78	NS
655587-158869	Stora Envättern	0,67	0,75	0,64	NS	0,37	0,38	0,32	NS	0,53	0,51	0,55	NS
655863-129783	Västra Solsjön	0,59	0,62	0,52		0,51	0,69	0,50		0,53	0,48	0,55	
658086-130264	Bysjön	0,58	0,52	0,57	NS	0,66	0,63	0,71	NS	0,36	0,33	0,30	NS
660688-164478	Tärnan	0,71	0,72	0,58		0,59	0,55	0,71		0,39	0,32	0,25	
661521-130182	Ulvsjön	0,38	0,25	0,31		0,69	0,69	0,63		0,44	0,43	0,45	
663532-148571	Övre Skärsjön	0,29	0,22	0,23	NS	0,06	0,06	0,08	+	0,65	0,69	0,55	-**
664197-149337	Dagarn	0,60	0,56	0,67	NS	0,49	0,39	0,45	NS	0,44	0,61	0,50	NS
665175-157559	Siggeforasjön		0,59	0,43			0,28	0,21			0,53	0,78	
672729-138082	Gipsjön	0,24	0,34	0,22		0,05	0,13	0,10		0,80	0,73	0,72	
683673-154083	Stensjön	0,56	0,54	0,55	NS	0,49	0,43	0,45	NS	0,46	0,46	0,41	NS
690617-134197	Övre Fjätsjön	0,48	0,37	0,48		0,42	0,42	0,40		0,75	0,97	0,65	
691365-156127	Väster-Rännöbodsjön		0,64	0,65			0,63	0,52			0,48	0,41	
695220-143383	Stor-Backsjön	0,36	0,33	0,41		0,54	0,50	0,54		0,53	0,61	0,67	
698918-158665	Valasjön		0,59	0,61			0,46	0,55			0,67	0,71	
704955-159090	Hällvattnet		0,41	0,40			0,23	0,34			0,89	0,74	
706083-132287	Stor-Björnsjön	0,66	0,66	0,66	NS	0,53	0,53	0,53	NS	0,45	0,47	0,46	NS
708512-152086	Degervattnet	0,47	0,46	0,49	NS	0,51	0,52	0,46	NS	0,58	0,74	0,74	NS
708619-162132	Remmarsjön	0,51	0,61	0,59	***	0,61	0,54	0,55	-*	0,71	0,75	0,74	NS
713404-172465	Bjännsjön	0,48	0,38	0,48		0,46	0,32	0,50		0,35	0,44	0,28	
716717-158596	Stor-Arasjön	0,37	0,29	0,32		0,20	0,15	0,13		0,77	0,84	0,88	
728744-162653	Vuolgamjaure	0,53	0,44	0,42		0,19	0,30	0,30		0,76	0,37	0,81	
741340-153576	Njalakjaure	0,45	0,60	0,49		0,46	0,46	0,46		0,49	0,57	0,62	
742829-183168	Pahajärvi	0,35	0,31	0,46		0,44	0,46	0,41		0,59	0,49	0,68	
744629-167999	Jutsajaure	0,35	0,37	0,33	NS	0,41	0,47	0,76	+	0,45	0,50	0,23	NS
758208-161749	Abiskojaure	0,24	0,22	0,30	+	0,42	0,42	0,42	NS	0,48	0,48	0,43	-*

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





