



Aqua reports 2016:3

Biologisk recipientkontroll vid Oskarshamns kärnkraftverk

Sammanfattande resultat av undersökningar fram
till år 2014

Jan Andersson, Andreas Bryhn, Fredrik Franzén & Anna-Li Jonsson



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Department of Aquatic Resources

Biologisk recipientkontroll vid Oskarshamns kärnkraftverk

Sammanfattande resultat av undersökningar fram till år 2014

Jan Andersson, Andreas Bryhn¹, Fredrik Franzén & Anna-Li Jonsson

SLU, Institutionen för akvatiska resurser,
Kustlaboratoriet, Simpevarp 100, 572 95 Figeholm

¹SLU, Institutionen för akvatiska resurser,
Kustlaboratoriet, Skolgatan 6, 742 42 Öregrund

mars 2016

Aqua reports 2016:3
ISBN: 978-91-576-9384-6 (elektronisk version)

E-post till ansvarig författare
fredrik.franzen@slu.se

Rapportens innehåll har granskats av:
Sara Königsson, Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet
Patrik Kraufvelin, Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet

Vid citering uppge:
Andersson, J., m.fl. (2016). Biologisk recipientkontroll vid Oskarshamns kärnkraftverk.
Sammanfattande resultat av undersökningar fram till år 2014. Aqua reports 2016:3,
Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund. 102s.

Nyckelord
recipientkontroll, provfiske, kärnkraft, fisk, bottenfauna, tång, kylvatten, Oskarshamn

Rapporten kan laddas ned från
<http://epsilon.slu.se/>

Finansiär
OKG AB

Chefredaktör
Magnus Appelberg, prefekt, Institutionen för akvatiska resurser, Öregrund

Framsida: Hamnefjärden med invånare. Fotograf: Fredrik Franzén
Baksida: Båthus. Fotograf: Fredrik Franzén

Sammanfattning

Denna rapport analyserar resultaten av över femtio års undersökningar av fisksamhällen och bottenfauna i anslutning till kärnkraftverket i Simpevarp vid den svenska östersjökusten.

Omläggning till intag av kylvatten från större vattendjup och tidvis reducerad drift av kraftverket under den senaste femårsperioden har medfört en mindre kylvattenpåverkan i recipienten än tidigare.

Provfisken med ryssjor och nät i kärnkraftverkets närområde indikerade att både artrikedomen och förekomsten av den dominerande arten, abborre, har ökat sedan 1960-talet. Få fiskarter har minskat i det kylvattenpåverkade området. Under det senaste decenniet har dock förekomsten av vissa karpfiskarter och av gulål minskat, vilket delvis kopplas till förändringar i recipienten. Kallvattenarterna torsk och strömming uppvisade stora variationer över tid och en dominans av dessa arter i det kylvattenpåverkade området observerades under olika tidsperioder. Torsken uppvisar en starkt negativ utveckling. Även andra kallvattenarter förekom tidvis rikligt i det påverkade området, sannolikt som en följd av anlockning av strömming. Störningar på provfisket av säl, främst gråsäl, har försvårat övervakningen av kallvattenarter under senare år.

Abborrens tillväxt har ökat markant sedan 1960-talet i alla studerade områden, men kylvattenpåverkan har bidragit till att ökningen varit störst i påverkade områden. En förändrad ålderssammansättning hos abborre i påverkade områden föreslås ha en koppling till den snabbare tillväxten, genom att större abborrar är anpassade till något lägre vattentemperaturer än små abborrar. Lägre kylvattenpåverkan, igenväxning och förekomst av storskarv kan också ha bidragit till fångstens sammansättning och till låg yngelförekomst i Hamnefjärden under senare år.

Övervakningen av fisksjukdomar påvisade inte någon uppenbar effekt av kylvatten på förekomsten av sjukdomar och parasiter hos fisk.

Fiskförlusterna i kraftverkets silstationer har blivit betydligt lägre efter omläggning till djupvattenintag och bedöms vara små i jämförelse med fiskets uttag ur bestånden. En viss lokal påverkan på fisket kan dock inte uteslutas.

Fångst per fiskeansträngning av ål inom det närliggande yrkesfisket uppvisade en svag minskning sedan 1970-talet.

Bottenfaunans artsammansättning och individantal uppvisade stora förändringar sedan 1960-talet. Den största delen av förändringarna kunde relateras till storskaliga förändringar i Östersjön. En viss påverkan av kylvatten sågs dock på den mest påverkade lokalen vid Simpevarp.

Summary

This report analyses the results from 50 years of monitoring of the temporal development of fish and zoobenthic communities in the vicinity of the nuclear power plant in Simpevarp, Sweden, located on the Baltic Sea coast.

During the last 5 years, the cooling water intake has been moved to greater depths and at the same time, the operation of the power plants has been temporarily reduced. As a result, the impact of the cooling water in the recipient has been smaller than before.

Fish communities have been monitored using fyke nets and survey nets in the vicinity of the nuclear power plant. The results indicate that the number of species and the abundance of the dominating species, perch (*Perca fluviatilis*), have increased in the vicinity of the power plant since the 1960s. Only a few species have decreased in abundance in this area. During the last decade, the abundance of some carp fish species and the abundance of yellow eel have decreased, which can partly be explained by changes in the recipient. The marine species cod (*Gadus morhua*) and herring (*Clupea harengus membras*), which occur predominantly in coastal areas during the colder season, showed strong variation over time, and dominated the catches during different time periods. Cod abundance decreased significantly over the years. Strong temporal variation was also seen in some other species during the colder season, probably following high concentrations of herring attracted to the higher temperatures of the effluent cooling water. In more recent years, however, monitoring during the cold water period has been affected by disturbance from seals (predominantly grey seals, *Halichoerus grypus*).

The growth rate of perch has increased remarkably since the 1960s in all studied areas. However, the increase was strongest in areas affected by cooling water. This increase in growth rate is suggested to be the cause of an observed change in the age structure of perch in the Hamnefjärden area, which is strongly affected by cooling water, as bigger sized perches have lower temperature optimas than smaller sized individuals. The reduced cooling water impact, overgrowth by algae and presence of great cormorant (*Phalacrocorax sinensis*) are other possible explanations for the catch composition and the low abundance of perch recruits in Hamnefjärden.

Monitoring of the prevalence of fish diseases and parasites showed no effect of the cooling water.

Fish losses due to cooling water intake have been reduced after the movement of the intake channels to greater depths. The losses are estimated to be low compared to mortality caused by the commercial fishery, but effects on the local coastal fishery cannot be excluded.

Catches per unit effort of eel (*Anguilla anguilla*) in nearby commercial fisheries showed a small but decreasing trend since the 1970s.

Species composition and total abundance of zoobenthos showed strong changes over time since the 1960s. These were mainly related to large-scale changes in the Baltic Sea. However, some effects of the cooling water were seen in the site located closest to the effluent.

Innehållsförteckning

-1	Inledning	3
1.1	Kontrollprogrammet	3
1.2	Undersökningsområdet och referensområdet	5
1.2.1	Hamnefjärden och närområdet	5
1.2.2	Referensområdet Kvädöfjärden	6
1.2.3	Storskaliga miljöförändringar	7
1.3	Kraftverkens drift och värmeutsläpp	9
1.4	Potentiella temperatureffekter för fisksamhället	12
1.4.1	Artsammansättning.	12
1.4.2	Rekrytering och tillväxt.	13
1.4.3	Sjukdomar	13
1.4.4	Förluster i silstationen	14
1.4.5	Indirekta effekter	14
2	Utförda undersökningar	15
2.1	Tidigare undersökningar och rapporter	15
2.2	Aktuella undersökningar	15
3	Förluster i silstationen	18
3.1	Metodik	18
3.2	Resultat	18
4	Fisksamhällets långsiktiga utveckling	21
4.1	Provfisken	21
4.2	Statistik	22
4.3	Provfiske med biologiska länkar	22
4.3.1	Metodik	22
4.3.2	Resultat	24
4.4	Provfiske med ålryssjor	34
4.4.1	Metodik	34
4.4.2	Resultat	34
4.5	Provfiske med nätlänkar	38
4.5.1	Metodik	38
4.5.2	Resultat	39
4.6	Provfiske med kustöversiktsnät	46
4.6.1	Metodik	46
4.6.2	Resultat	47
4.7	Rekrytering och tillväxt	52

4.7.1	Gonadskador	52
4.7.2	Täthet och tillväxt hos yngel	56
4.7.3	Årsklasstyrka hos abborre	57
4.7.4	Tillväxt hos abborre	62
4.8	Fisksjukdomar	66
4.8.1	Metodik	66
4.8.2	Hamnefjärden	67
4.8.3	Skärgårdens nätfiske	69
4.8.4	Provfiske med kustöversiktsnät	72
4.9	Yrkesfiskets fångster av ål	73
4.9.1	Metodik	73
4.9.2	Resultat	74
5	Bottenfauna	75
5.1	Metodik	75
5.1.1	Statistik	76
5.2	Resultat	77
5.2.1	Antal arter	77
5.2.2	Dominerande arter	77
5.2.3	Skillnader i artsammansättning mellan områden	82
6	Diskussion	85
6.1	Långsiktig påverkan på fisksamhället	85
6.1.1	Varmvattensamhället	85
6.1.2	Ål i Hamnefjärden	86
6.1.3	Kallvattenarter	86
6.2	Kortsiktig påverkan på fisksamhället	89
6.3	Rekrytering och tillväxt	90
6.3.1	Gonadskador	90
6.3.2	Rekrytering	90
6.3.3	Tillväxt	91
6.4	Sjukdomar	92
6.5	Förluster i silstation	92
6.6	Bottenfauna	93
	Referenser	95
	Bilaga 1.	99
	Bilaga 2.	100
	Bilaga 3.	101

1 Inledning

1.1 Kontrollprogrammet

Oskarshamns kärnkraftverk har producerat elektricitet sedan början av 1970-talet. Etableringen av verket föregicks av biologiska basundersökningar från år 1962 och framåt. Efter driftstarten har ett biologiskt kontrollprogram genomförts för att följa effekter av kylvattenanvändningen på det omgivande ekosystemet. Övervakningen har haft en stark inriktning mot effekter på fisk, men även övervakning av botten-djurssamhällen och fastsittande vegetation ingår.

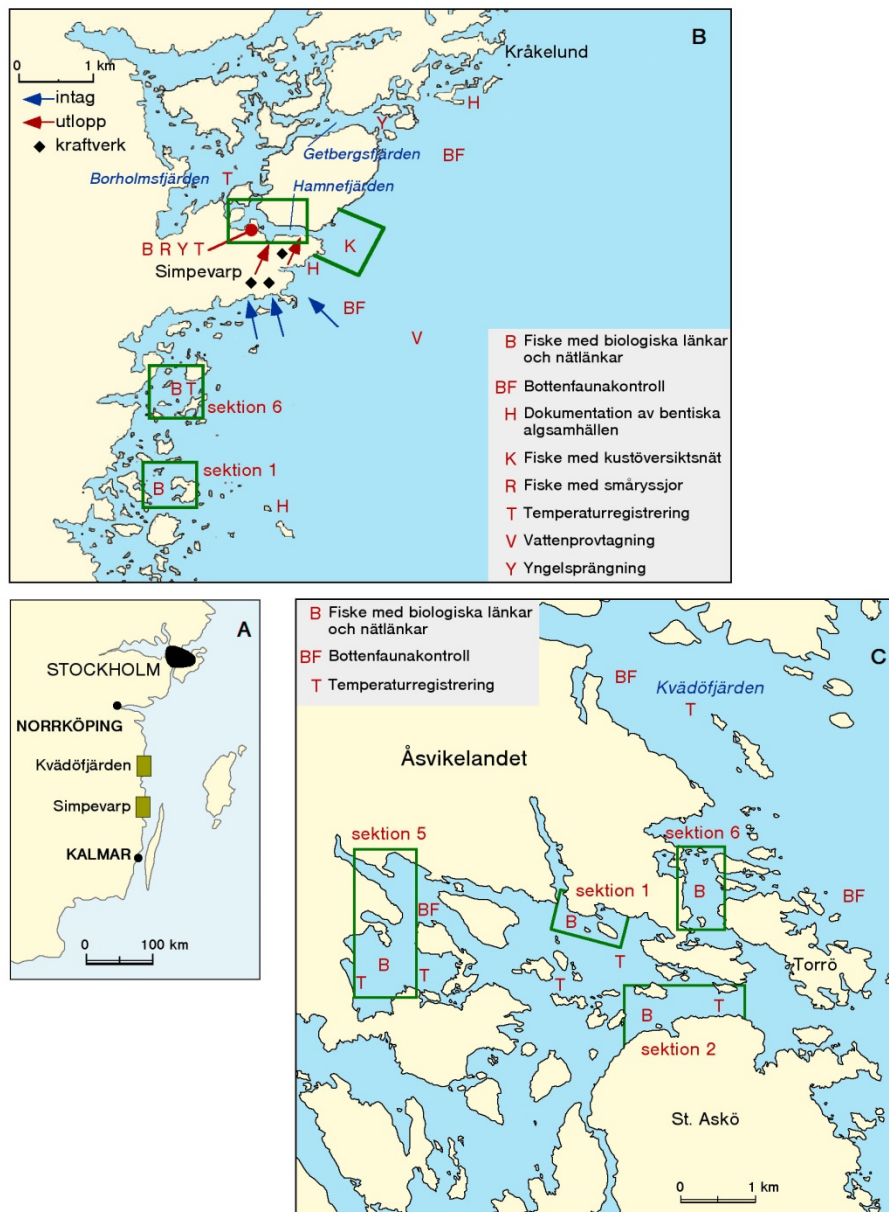
Den biologiska kontrollen av vattenrecipienten vid Oskarshamnsverket bedrivs sedan 1988 enligt brev från Naturvårdsverket (SNV) till OKG 1988-12-13 (SNV 82-5377-88) med överenskomna kompletteringar enligt brev från OKG till SNV 1989-03-06. Ett långsiktigt kontrollprogram för övervakning av biologiska effekter i kylvattenrecipienten fastställdes av länsstyrelsen i Kalmar 1990-12-27. Från och med 1997 utgick provfiske med nätlänkar inom sektion 1 söder om Simpevarp och fiske med djupnät under hösten, enligt beslut av länsstyrelsen i Kalmar 1997-09-10 (Dnr 245-5166-97).

Den här rapporten behandlar övervakningen av fisk och bottenfauna inom kontrollprogrammet. Den biologiska påverkan av kraftverkets användande av havsvatten för kylning berör på intagsidan fisk och andra organismer som fastnar i silstationerna och främst temperatureffekter nära utsläppet av kylvatten. Undersökningar inom kontrollprogrammet utförs framförallt i närområdet av kylvattenutsläppen i Hamnefjärden och i den omgivande skärgården vid Simpevarp. Resultaten relateras till utvecklingen i ett referensområde, Kvädöfjärden, i Tjusts skärgård (figur 1)

Övervakningen av vegetation (bentiska algsamhällen) ingår sedan 1993 i den samordnade kustrecipientkontrollen för Kalmar län, och utförs av Linnéuniversitetet i Kalmar. Rapporter från dessa undersökningar produceras årligen och en större utvärdering genomfördes 2000 (Smith m.fl. 2000). Resultaten presenteras sedan 2001 även på Internet under adressen www.kalmarlanskustvatten.org. Även fysika-

lisk och kemisk vattenanalys ingår i den samordnade kustrecipientkontrollen för Kalmar län och presenteras sedan 2001 på internet under adressen www.kalmarlanskustvatten.org.

Sedan 1992 sker en årlig rapportering av kontrollprogrammet. En fördjupande utvärdering ska ske vart femte år. Föreliggande rapport är en sammanfattande utvärdering av resultat inom kontrollprogrammet från det att vissa av undersökningarna påbörjades i början av 1960-talet fram till år 2014.



Figur 1. Karta över undersökningsområdet A) översikt B) detaljkarta över Simpevarp med provtagningsstationer C) detaljkarta över Kvädöfjärden med provtagningsstationer

1.2 Undersökningsområdet och referensområdet

1.2.1 Hamnefjärden och närområdet

Hamnefjärden är en grund havsvik som sträcker sig västerut in från öppna havet från det så kallade Hamnehålet vid Simpevarpshalvöns nordöstra del. Fjärden ligger som en kil mellan Hålö, Bockholmen och Ävrö i norr och Simpevarpshalvön i söder. Fram till 1950-talet stod fjärden i förbindelse med Borholmsfjärden i norr genom ett smalt sund. Detta fylldes igen då vägen ut till Kråkelund byggdes på 1950-talet. I samband med byggandet av kärnkraftverket avsnördes Hamnefjärdens innersta del av en vägbank och den avsnörda delen kom sedan att användas som ett sötvattensmagasin för kraftverket.

Hamnefjärdens skyddade läge nära öppet hav innebar tidigt att området kom att utnyttjas som en naturhamn där sjöfarare kunde söka skydd och vila. Fynd av kritpipor och andra föremål i Hamnehålet har daterats till 1400-talet och styrker fjärdens dåtida betydelse för sjöfarten (Lundqvist 2006). Dessa fynd kom i dagen då kylvatten från kraftverket spolade bort löst sediment. Längre in i fjärden har gamla fiskfällor av trä, så kallade katsor, spolats fram på samma sätt. Områdets betydelse för fisket illustreras dessutom av att Gustav Vasa på 1500-talet inrättade ett kronofiske i Simpevarp (Norman 1993).

Hamnefjärden i sin nutida form sträcker sig cirka en kilometer in från havet och är som mest lite mer än tvåhundra meter bred. Mitt i fjärden, på dess södra sida, mynnar kylvattenutsläppen från reaktorerna O1 och O2. Lite längre ut mynnar utsläppstunneln från O3. Den kraftiga kylvattenströmmen har efterhand spolat bort löst sediment från den yttre delen av fjärden. I fjärdens inre delar finns däremot ett tjockt sedimentlager, som täcker större delen av bottenytan. Stränderna utgörs främst av klippbottnar och vattendjupet är som mest cirka 4 meter.

Undersökningar under senare delen av 1960-talet konstaterade av Hamnefjärden var ett artfattigt område med avseende på vegetation (Andersson & Karås 1979). Kransalger (*Chara baltica*) förekom på grundare bottenar och axslinga (*Myriophyllum spicatum*), borstnate (*Potamogeton pectinatus*) och ålnate (*P. perfoliatus*) var vanliga på djup ner till två meter. Blåstång (*Fucus vesiculosus*) förekom sparsamt i fjärdens yttre delar och bildade bälten i Hamnehålet. Vid återbesök 1978, efter några år av kylvattenpåverkan, noterades att bestånden av axslinga växt till i omfattning och djuputbredning och att vissa av de tidigare funna arterna hade försvunnit, till exempel kransalger och ålnate. I Hamnehålet hade blåstång och ålgräsängar ersatts av fintrådiga algmattor. Under hösten 1985 gjordes en uppföljande studie av övervattensvegetationen runt Hamnefjärden (Renström 1987). De observerade förändringarna sedan föregående tillfälle var små. Vid denna tidpunkt hade dock omfattande utfyllningar gjorts utmed fjärdens stränder i sydost, framför allt av området mellan kylvattenutsläppet från O1/O2 och utsläppet från O3. Några karteringar av vegetation i Hamnefjärden har inte gjorts efter 1985.

Sommaren 1997 noterades i samband med provfisken en omfattande igenväxning av Hamnefjärdens inre delar (Andersson 1998). Denna igenväxning orsakades till en början främst av axslinga och borstnate. Den återkom därefter mer eller mindre årligen, men dominansen övergick efterhand till arten havsnajas (*Najas marina*), som i synnerhet under soliga somrar täckte stora delar av fjärdens innersta delar och orsakade omfattande störningar vid provfisken under sommaren. Igenväxningen upplevs dock ha minskat under senare år, men utvecklingen har inte dokumenterats med vetenskapliga metoder.

Det område utanför Hamnefjärden som närmast påverkas av kylvattenutsläpp är ett öppet, klippigt och ganska grunt kustområde. Vattnets salthalt är omkring 6–7 psu, vilket ger förutsättning för att både sötvattenarter och marina arter förekommer. Området som helhet är topografiskt omväxlande och grundområdena är ställvis uppbrutna av djupare rännor och bassänger. Mjukbottnar dominerar i den relativt trånga innerskärgården, men ute till havs dominerar hårda bottnar. Vattenströmmarna är huvudsakligen sydgående. Vanliga fiskarter i påverkansområdet är varmvattenarter såsom abborre, björkna och mört. Av kallvattenarter förekommer framför allt strömming och under tidigare år även torsk. Det lokala yrkesfisket är numera litet. Yrkesfiske bedrivs framför allt vid Marsö, norr om kärnkraftverket. Sedan början av 2000-talet har förekomsten av säl ökat märkbart.

1.2.2 Referensområdet Kvädöfjärden

Ett kustavsnitt i anslutning till Kvädöfjärden i den sydöstra delen av Östergötlands län har sedan 1962 använts som referensområde för kärnkraftverkets kontrollprogram. Sedan 1989 utgör området även ett nationellt referensområde inom det marina programmet för miljöövervakning. Kvädöfjärden ingår även i ett internationellt nätverk av kustnära referensområden i Östersjön inom ramen för internationellt samarbete inom Helcom (Helcom 2015a). Resultat från provfisken i Kvädöfjärden ingår i den årliga sammanfattningen av den nationella miljöövervakningen i tidskriften Havet (Havsmiljöinstitutet 2014).

Kvädöfjärden ligger i Tjusts skärgård cirka 100 kilometer norr om kärnkraftverket. Området är relativt opåverkat av mänsklig verksamhet. Det närmast belägna samhället, Valdemarsvik, har cirka 4 000 invånare och ligger 25 kilometer norr om referensområdet. Området innehåller både skyddade och mer vindexponerade miljöer. I innerskärgården förekommer vikar med djup ner till 30 meter, vilket ger ett relativt gott vattenutbyte. Mjuka bottnar dominerar, men hårda bottnar förekommer längs stränder och i de delar som är utsatta för vågor och strömmar. Sammansättningen av fiskarter påminner om den i anslutning till kärnkraftverket. I området finns för närvarande en aktivt verksam yrkesfiskare.

1.2.3 Storskaliga miljöförändringar

Området för kylvattenutsläpp och referensområdet är båda påverkade av Östersjöns storskaliga miljöförändringar. Detta illustreras till exempel väl av utvecklingen hos de abiotiska omgivningsfaktorerna temperatur och siktdjup. Liksom på flera andra ställen i Östersjön ses en generell ökning av vattnets temperatur över tid (figur 2). Sedan 1962 har temperaturen i ytvattnet i Kvädöfjärden i genomsnitt ökat med 0,1 °C per år (medeltemperaturen på 1 meters djup under maj–oktober)¹.

Siktdjupet minskade tydligt under 1970- och 1980-talen, men har sedan legat kvar på en förhållandevis stabil nivå² (figur 2). Minskningen sammanfaller tidsmässigt med en period av stigande halter av näringsämnen i Östersjöns ytvatten. Sett från slutet av 1960-talet till 2014 har halten av både totalkväve och totalfosfor ökat³. Den stigande trenden för totalkväve bröts dock redan i början av 1990-talet och halterna i ytvattnet under vintern i Karlsödjupet (mätstation BY 38) har inte förändrats signifikant sedan 1990 (figur 3A). Halten av totalfosfor har dock ökat under hela perioden från 1968, främst till följd av flera år med höga nivåer under 2000-talet (figur 3A). Detta trendmönster återfinns i princip i Egentliga Östersjön som helhet, med en ökande fosfortrend och en avmattad kvävetrend under denna tidsperiod (Helcom 2015b).

Även salthalten i Östersjöns ytvatten visar en signifikant minskning under de senaste decennierna⁴ (Havsmiljöinstitutet 2014; figur 3B). I Karlsödjupets ytvatten låg salthalten på drygt 7 psu under 1970- och 1980-talet, men har minskat till att knappt uppgå till 7 psu sedan början av 1990-talet (figur 3B). Minskningen i salthalt sammanfaller tidsmässigt med en minskning i frekvens sedan mitten av 1980-talet av stora saltvattensinbrott från Kattegatt till Östersjön (Mohrholz m.fl. 2015).

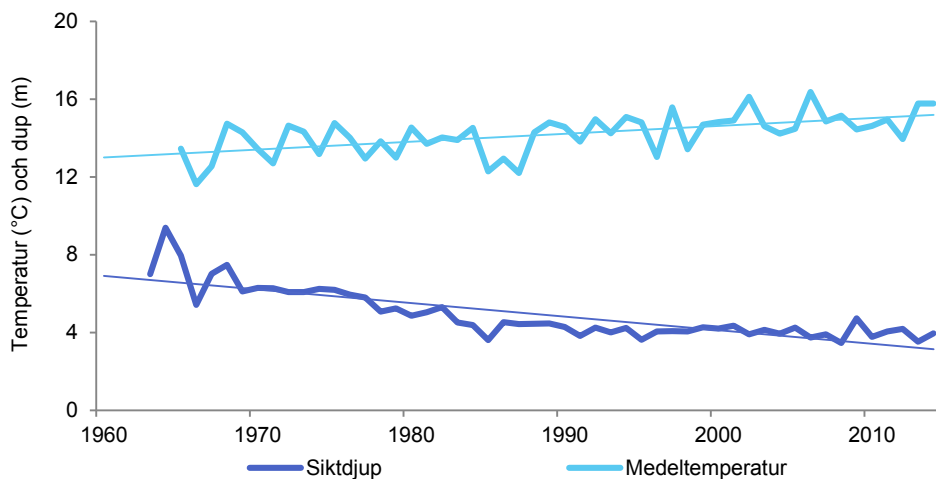
1. Linjär regression 1962-2014: $p < 0,001$, $R^2 = 0,33$

2. Linjär regression 1963-2014: $p < 0,001$, $R^2 = 0,69$.

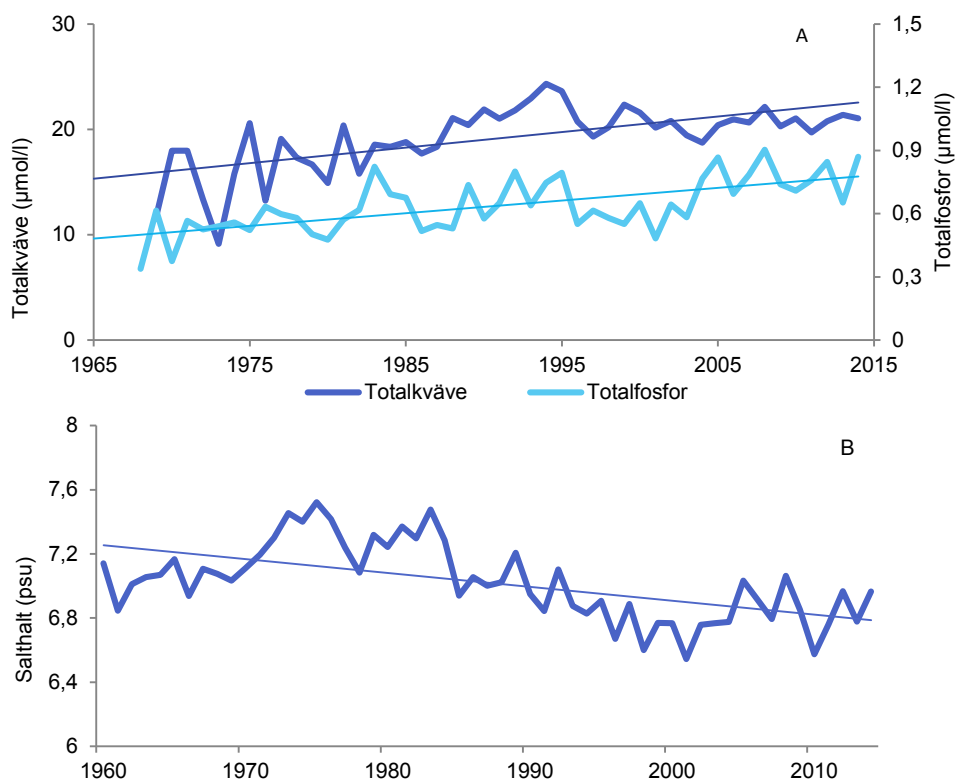
3. Linjär regression 1969-2014: totalkväve $p < 0,001$, $R^2 = 0,42$;

Linjär regression 1968-2014: totalfosfor $p < 0,001$, $R^2 = 0,42$

4. Linjär regression 1960-2014: $p < 0,001$, $R^2 = 0,34$



Figur 2. Vattentemperatur och siktdjup i Kvädöfjärden. Medelvärden för perioden maj–oktober 1963–2014 för siktdjup och 1965–2014 för temperatur. Streckad linje anger trend över tid.

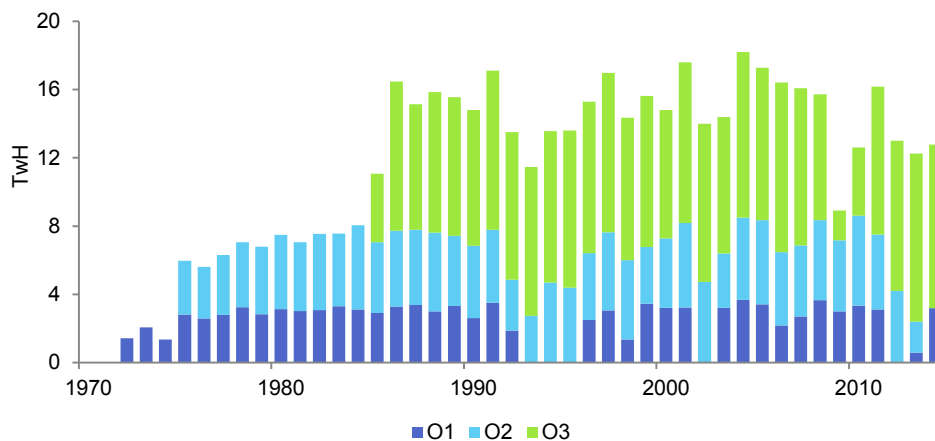


Figur 3. Halter av näringsämnen (1969–2014) och salthalt (1961–2014) i Karlsödjupet (mätstation BY 38). Årsmedelvärden för 0–10 meters djup. Streckade linjer anger signifikanta trender. A. Totalkväve och totalfosfor. B. Salthalt.

1.3 Kraftverkens drift och värmeutsläpp

Kärnkraftverket i Oskarshamn består av tre kokvattenreaktorer, vilka togs i drift år 1972, 1974 respektive 1985. De tre reaktorerna hade 2014 en sammanlagd nettoeffekt på 2 511 MW. Elproduktionen vid anläggningen har under ett enskilt år som mest varit drygt 18 TWh under 2004 (figur 4). Under hösten 1992 stoppades driften av den äldsta reaktorn av säkerhetsskäl och kunde återupptas först vintern 1996 efter omfattande renoveringsarbeten. Driftstoppet motsvarade ett bortfall av en fjärdedel av produktionen. En av kraftverkets reaktorer (O1) var avställd för modernisering under hela 2002. Arbete med uppgradering av reaktorn O3 förde med sig att produktionen var låg under framförallt 2009 och 2010. O1 var avställd för underhållsarbeten under hela 2012 och under stora delar av 2013. O2 ställdes av för uppgradering under 2013 och produktionen av el stod sedan stilla under hela 2014.

I samband med elproduktionen har de tre kraftverksblocken tillstånd att släppa ut upp till 115 m³ uppvärmt kylvatten per sekund. Den värme som förs ut genom kylvattenutsläppet beräknas utgöra merparten, eller två tredjedelar, av den totala mängden energi som produceras i kärnkraftverket (www.okg.se).



Figur 4. Årlig elproduktion vid Oskarshamnverkens tre block 1972–2014.

Det utgående kylvattnets temperatur är omkring 11 °C högre än bakgrundstemperaturen i havet. Kylvattnet mynnar i Hamnefjärden, som har en yta på 0,17 km². Fjärden är mellan två och fem meter djup och har i de inre delarna en mjuk gyttjig botten. I den yttre delen har det mjuka sedimentet till stor del spolats bort av de starka strömmarna från kylvattenutflödet. Det uppvärmda vattnet lämnar Hamnefjärden genom Hamnehålet, som är omkring 50 meter brett. Det havsområde utanför Hamnehålet som någon gång påverkas av en övertemperatur på en grad eller mera har beräknats till 15 km² (Wickström 1990). Eftersom den dominerande vat-

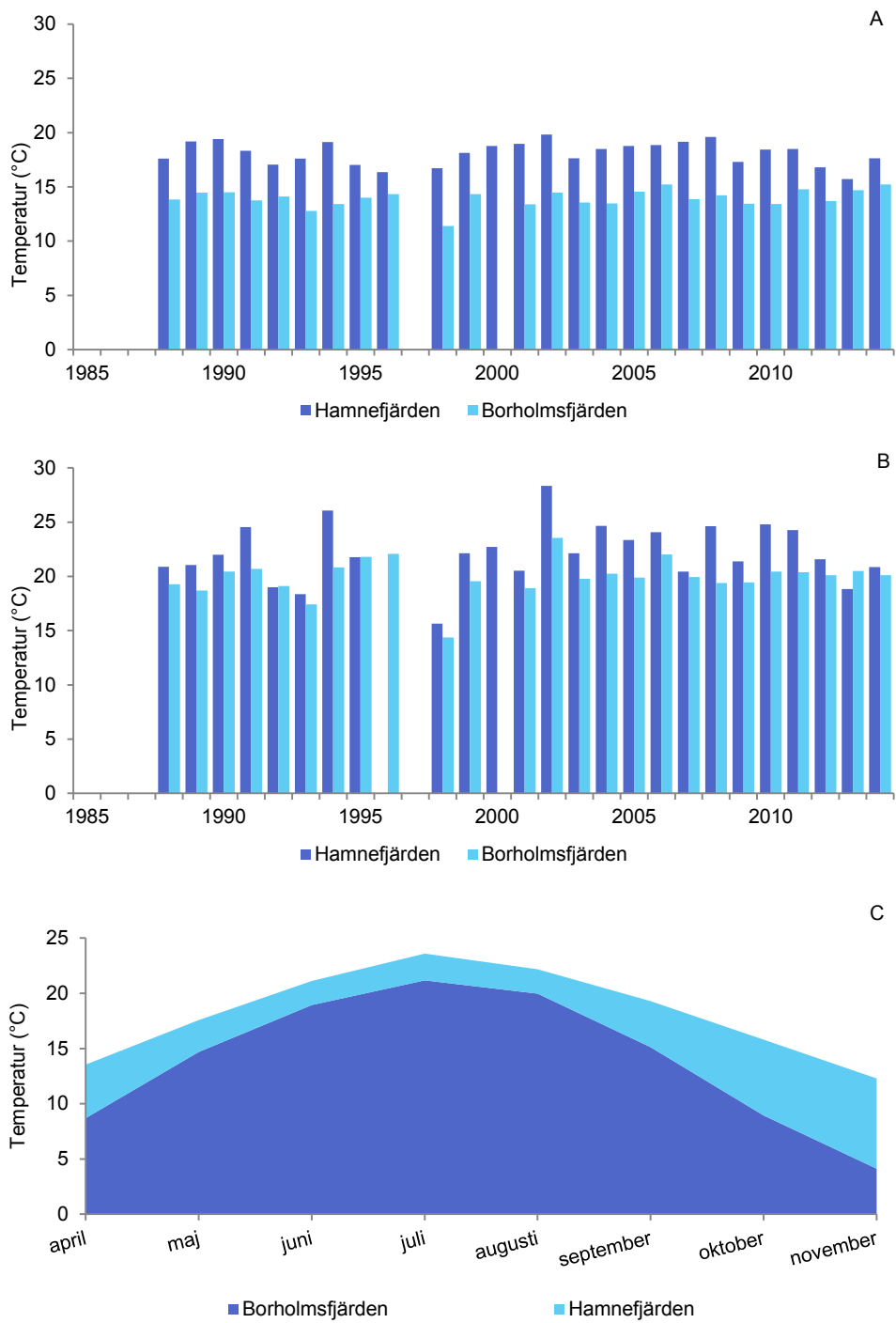
tenströmmen är sydgående kommer framför allt skärgården söderut att påverkas av kylvattnet.

Temperaturen i Hamnefjärden och den närbelägna, men inte temperaturpåverkade Borholmsfjärden, övervakas sedan 1998 kontinuerligt med hjälp av automatiskt registrerande mätare för att jämföra skillnaden i temperatur i två närbelägna havsvikar.. Dessförinnan gjordes manuella mätningar. Heltäckande data finns, med få undantag, för månaderna april till och med november under perioden 1988–2014 (figur 5). Vattnet i den inre delen av Hamnefjärden var i genomsnitt 4,1 °C varmare än i den närbelägna Borholmsfjärden under denna period. Under de tre senaste åren, 2011–2013, var dock skillnaden 1–3 °C . Skillnaden mellan områdena var något lägre (2 °C) under högsommaren i augusti (figur 5b). Den högsta medeltemperaturen 28,3 °C, registrerades under augusti i Hamnefjärden 2002. Under de tre senaste åren var dock skillnaden liten mellan områdena. Borholmsfjärden var till och med 1,6 °C varmare under augusti 2013.

Temperaturskillnaden mellan områden har varit störst under höstmånaderna (figur 5c). Vattnet i Hamnefjärden var i genomsnitt cirka 8 °C varmare än i Borholmsfjärden i november under åren 1988–2014. Att temperaturskillnaden mellan Hamnefjärden och Borholmsfjärden varierar mellan olika årstider och inte motsvarar temperaturökningen vid vattnets passage genom kraftverket beror till stor del på att vattnet tas in i havsbandet, där vattnet oftast är kallare än inne i skärgårdarna.

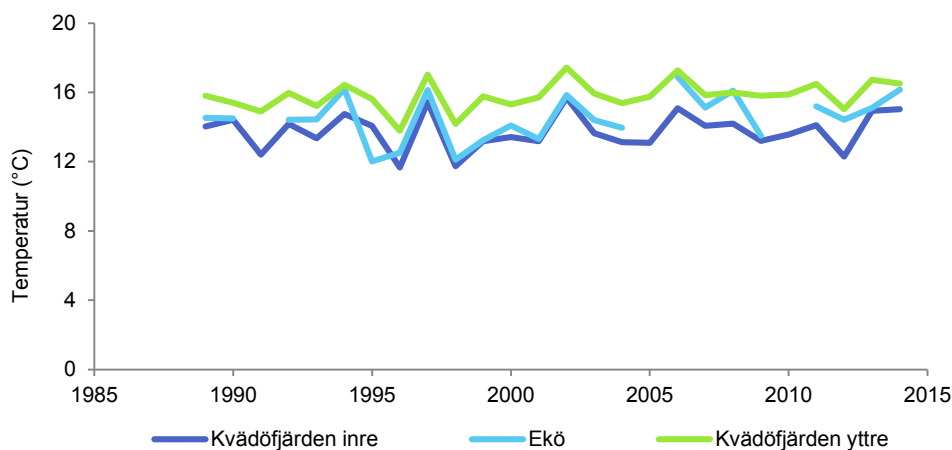


Hamnefjärden i februari 2010. Foto Jan Andersson



Figur 5. Havsvattnets medeltemperatur i Hamnefjärden och Borholmsfjärden 1988-2014. A. Medelvärde för månaderna april–november; B. Medelvärde för augusti; C. Medelvärde för enskilda månader. (data saknas från 1997 och 2000)

Havsvattentemperaturen i skärgården söder om kärnkraftverket, på ett avstånd av cirka 3 kilometer från Hamnefjärdens mynning, har övervakats med automatiska instrument sedan 1989. Vattnets medeltemperatur har där under sommaren varit något högre än på motsvarande lokal (den yttre) i referensområdet, men den har konsekvent legat på en lägre nivå (cirka 1,5 °C 1989–2008) än på samma djup i det inre området av Kvädöfjärden (figur 6).



Figur 6. Vattnets medeltemperatur under maj–september på 1 meters djup vid Ekö söder om Simpevarp och på två lokaler i Kvädöfjärden. Data saknas från Ekö åren 1991, 2005 och 2010.

1.4 Potentiella temperatureffekter för fisksamhället

Fiskar är växelvarma djur och olika arter har olika optimala temperaturintervall för till exempel tillväxt eller reproduktion. Baserat på dessa förhållanden kan fiskar indelas i varm- och kallvattenarter (Neuman 1983). Vuxna individer av varmvattenarter finner optimala temperaturer nära eller över 20 °C, medan kallvattenarter som regel undviker temperaturer över 15 °C.

1.4.1 Artsammansättning.

Det uppvärmda vattnet i kylvattenutsläppen har visats attrahera varmvattenarter under de flesta årstider och kallvattenarter under årets kalla delar (Neuman 1979ab). Hamnefjärden hyser också ett utpräglat varmvattensamhälle som domineras av abborre och mört under de flesta årstider. När det omgivande vattnets temperatur är låg ansamlas även kallvattenarter till kylvattenutsläppet. Till exempel har en påtaglig koncentration av strömming tidvis förekommit i Hamnefjärden. De har även lockats till att leka där vid temperaturer som egentligen är för höga och på substrat som är olämpliga (Andersson & Karås 1990). En ansamling av strömming har även sekundärt attraherat andra kallvattenarter som sik och torsk som äter

strömning eller dess ägg (Andersson m.fl. 2005). Dessa arter vandrar dock bara undantagsvis in i den varma Hamnefjärden.

1.4.2 Rekrytering och tillväxt.

Den årliga produktionen av fiskyngel är en grundläggande förutsättning för fiskbeståndens utveckling. Rekryteringen av varmvattenarter i Östersjöns kustområden påverkas som regel positivt av en temperaturökning, så länge den håller sig inom icke-extrema gränser (Karås 1996). I den kylvattenpåverkade Hamnefjärden har man i tidigare analyser kunnat konstatera en ökad tillväxt av yngel (Karås & Neuman 1981) och även tecken på en positiv inverkan på beståndens utveckling i närområdet (Andersson m.fl. 2005). För att rekryteringen ska fungera väl krävs dock att temperaturen samvarierar med övriga miljöfaktorer på ett naturligt sätt, till exempel med tillgången på föda.

Om temperaturen är för hög finns det en risk för negativa fysiologiska effekter på fisken, till exempel på fiskens könsmognad eller på utvecklingen av rom och mjölke fram till leken. Undersökningar under 1980-talet påvisade skador på könsorganen hos fisk i kylvattenrecipienter från kärnkraftverk. Skadorna observerades först vid Ignalinaverket i Litauen och efter utökade och jämförande undersökningar även vid Oskarshamn och Forsmark i Sverige (Luksiené & Sandström 1994, Luksiené m.fl. 2000). Framför allt observerades en förekomst av skadade och missbildade könsorgan hos vårlekande fisk, såsom abborre, mört och gädda, som exponerats för värmeutsläpp. Man observerade även andra abnormaliteter, till exempel tvåkönade fiskar och ägg med flera cellkärnor.

Undersökningarna påvisar att fisken inte förmår undvika höga temperaturer, utan att den i högre grad styrs mot sin optimala temperatur för tillväxt än mot sin optimala temperatur för fortplantning, som är lägre.

Hos abborre har även andra fortplantningsskador i samband med lek kunnat konstateras, till exempel en ökad dödlighet hos rommen och ökad infektionsrisk (Sandström m.fl. 1997). Sommarlekande arter, som till exempel björkna, har visat sig klara höga temperaturer bättre, och gynnas även av den varmare miljön, så att en varm och framför allt lång sommar ger förlängd produktionsperiod och totalt fler lagda ägg.

1.4.3 Sjukdomar

Förekomsten av fisksjukdomar påverkas av hur exponerade fiskarna är för parasiter och föroreningar (Thulin m.fl. 1989). Förhöjda vattentemperaturer kan i detta sammanhang betraktas som en förorening av fiskarnas livsmiljö. En kontroll av för ögat synliga yttre sjukdomstecken har under lång tid ingått som ett moment vid fiskundersökningarna genom provfiske inom kontrollprogrammet.

1.4.4 Förluster i silstationen

Vid kylvattenintaget kan en direkt dödlighet påverka fiskbestånden genom att fisken sugts med i vattenintaget och fastnar i silstationerna.

1.4.5 Indirekta effekter

Fisksamhället kan påverkas indirekt om andra delar av ekosystemet påverkas av kärnkraftverket verksamhet. Till exempel kan tillgången på föda i form av djurplankton eller bottenfauna påverkas.



Sjöboden och kontoret i Simpevarp. Foto: Fredrik Franzén.

2 Utförda undersökningar

2.1 Tidigare undersökningar och rapporter

Inför lokaliseringen av kärnkraftverket till Simpevarp i början av 1960-talet utfördes omfattande basundersökningar, som till vissa delar fortfarande ingår i kontrollprogrammet.

Resultaten från de första åren med drift av två reaktorer har sammanfattats av Grimås och Neuman (1979) samt Neuman (1979c). Rapportering av verksamheten under 1980-talet till och med 1988 omfattar bland annat uppföljning av effekter av tillkomsten av den tredje reaktorn (Neuman & Andersson 1990). En sammanfattning och utvärdering av resultaten till och med 1995 presenterades av Andersson m.fl. (1996), och resultaten till och med 2001 av Andersson m.fl. (2005). Årsrapporter som översiktligt redovisar kontrollverksamheten under respektive år tillsammans med preliminära resultat föreligger från alla år sedan 1990. På uppdrag av SKB gjorde Fiskeriverkets Kustlaboratorium en rapport under 2003 som sammanfattar all litteratur med anknytning till fiskundersökningar vid Oskarshamnverket (Lingman och Franzén 2003). En beskrivning av den praktiska metodiken för utförande av fiskundersökningar under de aktuella tidsperioderna ges i särskilda manualer för provfiske (Thoresson 1992, 1996ab).

2.2 Aktuella undersökningar

Verksamheten har idag en stark inriktning på fisksamhället, men även på övervakning av bottendjur, hårbottenvegetation och vattenkemi. Fysikalisk och kemisk vattenanalys samt övervakning av bentiska algsamhällen ingår i den samordnade kustrecipientkontrollen för Kalmar län och rapporteras inom ramen för detta program (www.kalmarlanskustvatten.org).

Provfisken genomförs under olika tider på året och med olika metodik för att omfatta olika aspekter av fiskbeståndens utveckling, till exempel fördelningen av varmvattenarter och kallvattenarter, samt den årliga rekryteringen. Särskilda ana-

lyser utförs på delar av fångsten för att studera abborrens årsklasstyrka och tillväxt, samt för att övervaka förekomsten av skador på könsorganen (gonadskador). Därtill noteras förekomsten av fisksjukdomar i form av parasiter och andra yttre sjukdomstecken vid alla provfisken. Provfisken utförs både i det område som är direkt påverkat av en temperaturhöjning och i omgivande skärgård.

Provfisket i Hamnefjärden har som målsättning att övervaka utvecklingen hos fiskbeståndet inom det område som påverkas av de högsta temperaturerna genom provfisken med nät och ryssjor. Eftersom områdets yta är begränsad kan större lokala bestånd av fisk inte etablera sig där, men vissa bestånd använder området för lek. Effekter av leken övervakas inom den årliga yngelkontrollen.

Provfisket i Simpevarpsområdet är avsett att följa eventuella långsiktiga förändringar i den omgivande skärgården, såsom eventuella effekter av kylvattenutsläppet på rekryteringsområden eller på fiskens tillgång till föda. Därtill görs ett provfiske i det område där kylvattenplymen möter omgivande hav och där ansamling av främst kallvattenarter skulle kunna förväntas. Förutom provfisken övervakas i detta område bottenfaunans utveckling och den fastsittande makrovegetationen.

Dödlighet av fisk som följer med intaget av kylvattnet mäts genom stickprov i kylvattenintagets silstation.

Tabell 1. *Aktuella provfisken inom kontrollprogrammet. Inom varje provfiske noteras antal, vikt och längdfördelning för alla fiskarter i fångsten.*

Målarter	Redskap	Tidpunkt	Referensområde	Startår
Fisken i närområdet för påverkan (Hamnefjärden)				
Varmvattenarter	Biologiska länkar	mars–juni	–	1962
Varmvattenarter	Biologiska länkar	augusti	Omgivande skärgård och Kvädöfjärden	1962
Ål	Ryssjor	mars–juni	–	1982
Täthet och tillväxt av årsyngel	Små undervattensdetonationer	september	Getbergsfjärden (referens för tillväxt)	1983
Fisken i omgivande skärgård				
Varmvattenarter	Nätlänkar	augusti	Kvädöfjärden	1987
Kallvattenarter	Kustöversiktsnät	april–maj	–	1970

Tabell 2. *Sammanfattning av särskilda individbaserade analyser inom kontrollprogrammet*

Målsättning	Provtagning	Fiske
Uppföljning av rekrytering och tillväxt		
Ålder och tillväxt hos abborre	Otoliter och gällock från 200 honor	Fisken med biologiska länkar i augusti i Hamnefjärden
Ålder hos mört	Otoliter och fjäll från 200 honor	Fisken med biologiska länkar i augusti i Hamnefjärden
Kontroll av gonadska- dor hos abborre och mört	Okulär bedömning och gonadvikt hos 200 honor per art	Fisken med biologiska länkar i augusti i Hamnefjärden och med nätlänkar i oktober i Kvädöfjärden
Ålder och tillväxt hos abborre	Otoliter och gällock från cirka 300 honor per område	Fisken med nätlänkar i augusti i Simpevarp och Kvädöfjärden
Uppföljning av fisksjukdomar		
Kontroll av yttre sjuk- domstecken	Alla individer	Samtliga provfisken
Inre kontroll av ålens simblåseparasit	200 ålar	Ryssjefisket i Hamnefjärden

Som ett komplement till övervakningen genom provfisken har yrkesfiskare i Simpevarpsområdet utfört detaljerad redovisning av sina fångster sedan år 1962. I fångstjournalerna bokförs all fångst som landas, vilket redskap som har använts samt fisketiden och antalet redskap. Redskap som används vid yrkesfiske i området är ålbottengarn, ålflytgarn, stora och små ålryssjor, storryssjor, sik- och abborrgarn, gäddsax och i liten omfattning även torsknät, kastspö och grimgarn. Informationen används för att följa fiskbeståndens variationer på en större tids- och rums-skala än vid provfiskena, och för att få en uppfattning om yrkesfiskets påverkan i området. Särskilt ålfisket har uppmärksammats då man befarat att varmvattenplymen från kylvattenutflödet skulle kunna påverka ålens vandringsväg. I journalföringens början förekom sex yrkesfiskare i området, men sedan 2005 återstår bara en fiskare, som fiskar vid Marsö norr om kärnkraftverket.

I Kvädöfjärden har två till tre yrkesfiskare journalfört sina fångster sedan 1962. Sedan 2001 återstår en av dessa. Huvudsakligen har redskapen ålflytgarn, skäddgarn, småryssjor, fiskbottengarn och abborr- och siggarn använts. I mindre omfattning har det även fiskats med stora ålryssjor, kastspö, mjärdar, torsknät, gäddsax och grimgarn.

3 Förluster i silstationen

3.1 Metodik

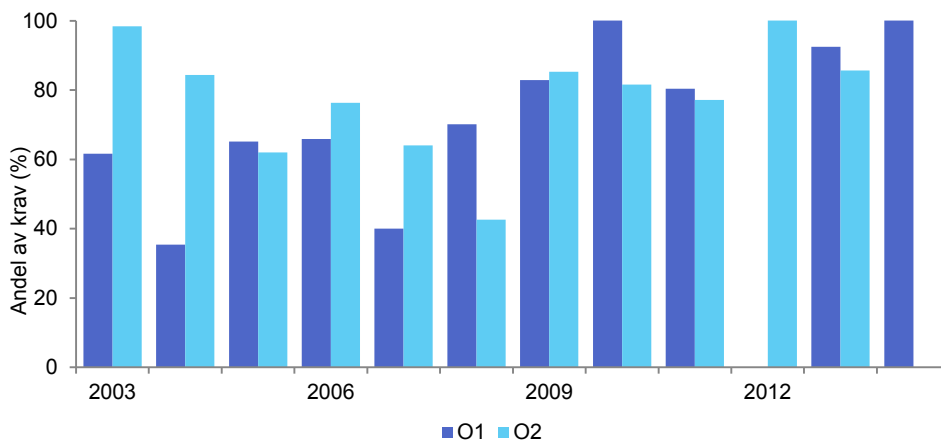
Fisk som fastnar vid rensningen av det inkommande kylvattnet övervakas genom stickprovtagning i silstationerna för O1 och O2 när anläggningarna är i drift. Provtagning utförs nattetid under perioden april–september av personalen vid respektive block. I samband med provtagningen stoppas den automatiska driften av korgbandsilarna i ett av fyra kylvattenstråk. Bandsilarna rensas och får därefter filtrera det inkommande vattnet under en period av tre timmar. Därefter spolras silarna igen och den uppsamlade fisken räknas. Antalet individer av alla förekommande större fiskar dokumenteras per art, medan mängden småfiskar som spiggas, havsnålar, stubbar endast noteras efter en grövre skala. En natt i veckan håvas den uppsamlade fisken upp och transporteras till SLU för en kvalitetskontroll av räkningen. Tiden för kontrollerad filtrering kan reduceras av säkerhetsskäl då risken är stor att silarna sätts igen av exempelvis drivande alger eller maneter.

Resultaten räknas upp för att representera den totala fiskförlusten för varje block under hela undersökningsperioden, genom att den filtrerade volymen ställs i relation till den totala kylvattenvolymen. Kontrollen av O3 inskränker sig till anmälningsplikt för driftpersonalen vid situationer som avviker från det normala, till exempel om förekomsten av fisk i intaget skulle förändras i större omfattning.

3.2 Resultat

Den kontrollerade volymen täckte i genomsnitt 67 procent av den planerade vid O1 och 72 procent vid O2 åren 2003–2014 (figur 7). Den planerade volymen motsvarar vid denna beräkning kontroll av ett stråk under tre timmar per natt vid respektive block under drift i april–september. Den uppräknade årliga förlusten av större fiskar för perioden april–september beräknades fram till och med 2011 till mellan 6 000 och 60 000 individer vid vardera blocket (figur 8). De genomsnitt-

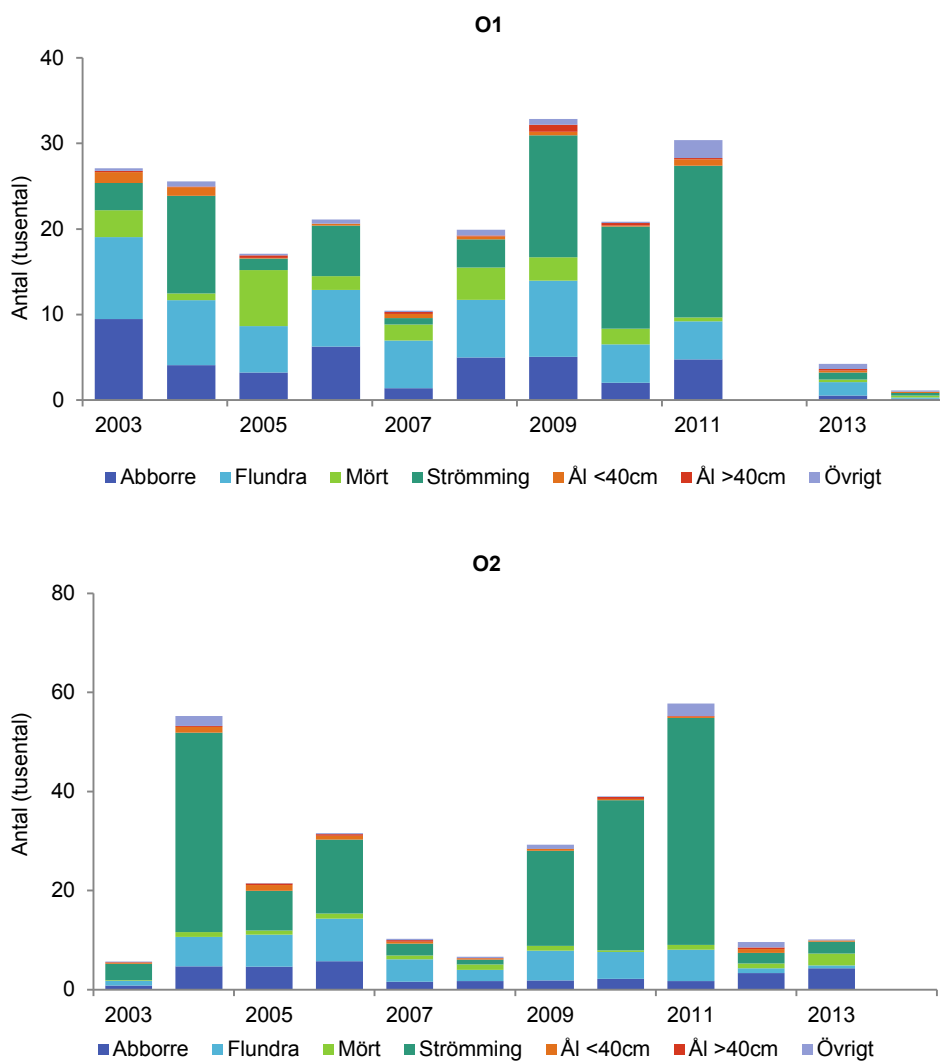
liga siffrorna för O1 och O2 för samma period beräknades till 22 400 respektive 28 600 individer. Den dominerande arten under perioden var strömming, med årliga medelvärden på 7 800 respektive 18 300 för O1 och O2, fram till och med 2011. Efter strömmingen följde i fallande ordning skrubbskädda, abborre, mört och ål. Figur 8 visar de beräknade årliga förlusterna för de fem mest vanligt förekommande arterna. I genomsnitt 1 500 individer av den hotade arten ål beräknas ha fastnat i silarna varje år under 2003–2011, sammanlagt vid båda blocken. Av dessa var tre fjärdedelar mindre än 40 centimeter långa. Bland de mindre vanligt förekommande arterna i rensmassorna återfinns bland annat; gädda, torsk, lake och olika arter av simpor.



Figur 7. Måluppfyllnad vid kontroll av fiskförluster i silstationerna för O1 och O2 vid Oskarshamnsvirket under åren 2003–2014. Kontrollerad tid anges här som andel av den tid som skulle ha täckts av kontroller enligt programmet för egenkontroll.



Strömming – en av de vanliga arterna i silstationens fångster. Foto: Anna Lingman



Figur 8. Uppräknade förluster av fisk i silstationerna för O1 och O2, perioden april–september 2003–2015.

Efter 2011 skedde stora förändringar i kylvattenintaget. Under hösten 2011 började O2 ta in kylvatten genom ett nytt intag på större djup, samtidigt som O1 stod stilla. I slutet av juni 2013 började även O1 använda djupvatten. Efter detta skifte reducerades den observerade fiskskadan, av framförallt strömming, kraftigt på båda blocken (figur 8). Den totala förlusten av större fiskar minskade med cirka 90 respektive 65 procent vid O1 och O2.

I den utökade kontrollen av småfisk, vilken inte redovisas i denna rapport, förändrades förlusterna från att i stort sett helt ha utgjorts av storspigg till att dominerades av olika arter av familjen stubbar.

4 Fisksamhällets långsiktiga utveckling

4.1 Provfisken

För att följa fisksamhällets långsiktiga utveckling i Simpevarp och i referensområdet Kvädöfjärden utförs årliga provfisken. Vid fisket registreras fiskens arttillhörighet, längd och vikt (artvis per nät). Från och med sommaren 2001 anges fiskens längdfördelning inom 1 cm längdintervall, och dessförinnan i 2,5 cm intervall sedan 1989. Före 1989 registrerades endast antal och vikt. Tillämpad enhet för fångst per fiskeansträngning är genomgående antal eller vikt per nät och natt. Denna analys omfattar endast de fisken som har kunnat genomföras utan observerade störningar av redskapens fångstbarhet. Detaljer kring metodiken för varje redskap beskrivs i respektive avsnitt nedan.

Fångsten beskrivs med följande indikatorer:

- Artsammansättning
- Diversitet – Shannon-Wieners diversitetsindex beskriver mångfalden i fisksamhället baserat på antalet arter och hur mängden fisk fördelar sig mellan arterna. Indexet är högt i artrika områden och områden där flera arter finns i betydande mängd. I områden med ett fåtal arter eller med en stark dominans av enstaka arter är indexet lågt.
- Stor fisk – Stora individer är särskilt viktiga för både reproduktion och predation och utgör ofta en målgrupp för fiske. Ökad förekomst av stora individer kan indikera bättre förutsättningar för tillväxt eller ett lägre fisketryck. I denna rapport har analysen endast utförts för abborre eftersom underlaget för övriga arter är för litet. Till fångsten av stora abborrar räknas de som är 25 centimeter och större.
- Karpfisk – Antalet karpfiskar (familjen *Cyprinidae*) i provfiskeområdet ger en bild av fisksamhällets artsammansättning. En ökad mängd karpfiskar kan indikera ökande näringsbelastning och stigande vattentemperatur.

- Rovfisk – Rovfiskar har en viktig funktion i den marina födoväven och är ofta attraktiva arter för fisket. En låg eller minskande förekomst av rovfisk kan indikera ett högt fisketryck.
- Trofisk nivå – Trofisk medelnivå är ett index som speglar förhållandet mellan fiskar med olika födoval i fisksamhället. Varje art har tilldelats ett värde som speglar dess nivå i näringskedjan. De enskilda arternas trofiska värden samt andelar i fångsten sammanvägs till ett trofiskt index för hela fångsten. Rovfiskar har höga värden, växtätare har låga.

4.2 Statistik

De data som har samlats in under genomförda provfisken har analyserats med statistiska metoder. Linjär regression har använts för att undersöka tidstrender för fångst per ansträngning (antal individer per nät och natt) och indikatorer. Regressionsanalyser för fångst per ansträngning har utförts med log-transformerade värden, eftersom denna variabel ofta är lognormalfördelad, och endast för de arter där dataunderlaget har varit tillräckligt stort.

Utveckling över tid för fångst per ansträngning av enskilda arter och indikatorer har även jämförts mellan områden genom kovariansanalys (Ancova). Vid kovariansanalyserna har fångst per ansträngning eller indikator använts som beroende variabel, område som faktor och år som kovariat.

I de fall då ingen skillnad i utveckling över tid kunde upptäckas har istället ett tvåsidigt t-test använts för att jämföra medelvärden av ovan nämnda variabler mellan områden. Analyser av skillnader mellan områden har utförts med logaritmerade värden eller kvadratrotsvärden.

I de fall då dataunderlaget, trots transformeringen, inte har uppfyllt kraven för normalfördelning och lika varianser, har ett icke-parametriskt Mann-Whitney U-test använts istället för t-test.

4.3 Provfiske med biologiska länkar

4.3.1 Metodik

Utvecklingen av fisksamhället i Hamnefjärden följs sedan 1966 genom provfiske med nät av typen biologiska länkar. Redskapet biologiska länkar består av sammanlänkade nät med olika maskstorlekar. Varje länk består av tre till fem nät, 27 meter långa, som har en maskstorlek varierande mellan 21,5 och 60 mm (angivet som avstånd mellan knutarna). Varje länk har olika kombinationer av nät, men på varje station används alltid samma kombination av nät.

Provfiske sker sedan 1989 vid sju tillfällen under perioden mars–juni (vecka 12–24). Under de första åren var fiskefrekvensen lägre, medan man fiskade varje

vecka åren 1972–1988. Under högsommaren (vecka 30–36) har sex till sju fisken genomförts årligen sedan 1972, föregånget av en period med lägre frekvens under de inledande åren. Fiskena i Hamnefjärden omfattade inledningsvis en full biologisk länk om 18 nät fördelade på sex stationer. Två av stationerna togs bort i samband med kraftverkets start och denna analys omfattar endast de fyra återstående stationerna, totalt tolv nät.

Som referensområden för fisket i augusti fungerar ett område i den närbelägna skärgården vid Berkeskär (sektion 1), cirka 5 kilometer söder om kraftverket, och ett område i Kvädöfjärden (sektion 1) (figur 1). I referensområdena används en full biologisk länk om 18 nät, fiskade vid ett tillfälle årligen under augusti månad. Fiskena inleddes i dessa områden 1963 och har därefter genomförts årligen, med undantag för ett uppehåll i Simpevarp 1965.

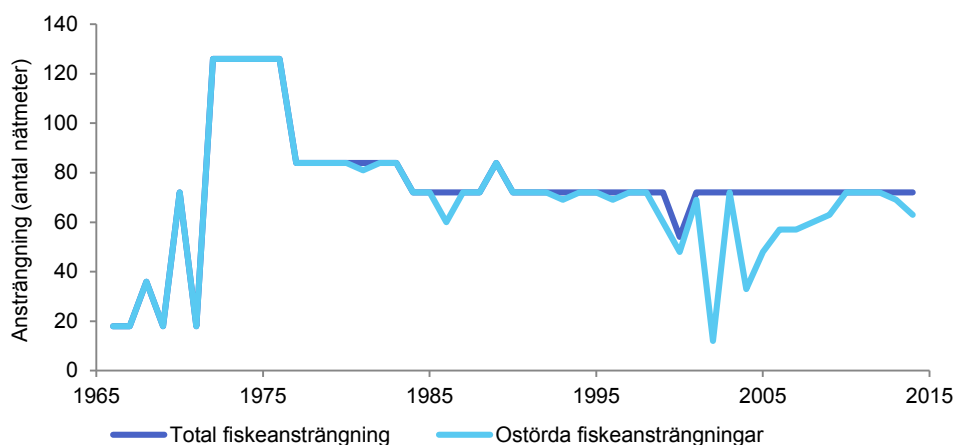
Under de inledande åren (till och med 1972) tillämpades en förenklad registrering av arter i fångsten. Artsammansättningen under dessa år bedöms därför vara osäker. Regressionsanalyser av indikatorer samt av fångst (antal) per nät och natt för arter som inte bedöms ha registrerats före 1973 har därför utförts med start år 1973. För arterna abborre, björkna, gers, gädda, mört och skrubbskädda har regressionsanalyser utförts från startåret för respektive provfiske.



Hamnefjärdens inre del igenvuxen av najas. Augusti 2004 Foto: Björn Fagerholm

4.3.2 Resultat

Fiskena har i stor utsträckning kunnat genomföras utan störningar fram till och med 1990-talet. Från slutet av detta decennium uppträder dock flera noteringar om störda redskap under sommarfisket i Hamnefjärden (figur 9). Dessa störningar kan till en dominerande del kopplas till en omfattande igenväxning av fjärdens inre delar med olika vattenväxter, främst kärlväxten havsnajas. Som mest var mer än hälften av ansträngningarna störda på grund av att näten sattes igen av växtmaterial under 2002 och 2004. Under senare år har störningarna sedan igen blivit mindre vanliga. Under övriga årstider och i övriga områden har störningar varit sällsynta under hela perioden. Störda fiskeansträngningar ingår inte i analyserna.



Figur 9. Fiskeansträngning vid provfiske med biologiska länkar i Hamnefjärden under sommaren 1966–2014.

Artsammansättning

I Hamnefjärden har det fångats 32 arter i vårfisket och 24 arter i sommarfisket totalt sett sedan provfiskets start 1966. I referensområdena är det totala artantalet 21 i vardera området (tabell 3). De av Artdatabanken rödlistade arterna torsk, vimma och ål har påträffats vid några få eller flera tillfällen i samtliga fisken i Simpevarp. I vårfisket i Hamnefjärden har dessutom de rödlistade arterna asp (1 individ år 2014), lake och sjurygg påträffats. I Kvädöfjärden har några individer av arterna lake, torsk och vimma ingått i fångsten. Antalet fiskarter i fångsten har ökat signifikant vid Berkeskär och i Kvädöfjärden sedan 1973⁵ (figur 10).

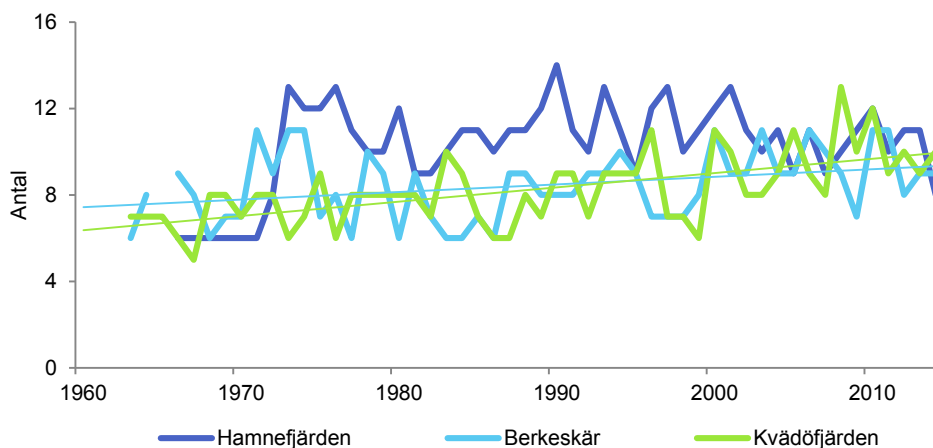
5. Linjär regression 1973–2014: Berkeskär $p < 0,05$, $R^2 = 0,10$; Kvädöfjärden $p < 0,001$, $R^2 = 0,30$

Tabell 3. Trender och medelvärden för fångst (antal) per nät och natt av alla förekommande arter 1973–2014 samt 2010–2014, vid provfiske med biologiska länkar i Hamnefjärden, Berkeskär och Kvädöfjärden. (abborre, björkna, gers, gädda, mört och skrubbskädda i Hamnefjärden och Berkeskär 1966–2014¹, i Kvädöfjärden 1963–2014²). Regression har beräknats med logaritmerade värden. Analys har inte utförts för de arter där fångstunderlaget är för litet. Detta markeras i tabellen med grå ruta. + anger ökande trend, – anger minskande trend med signifikansnivåer *= $p<0,05$, **= $p<0,01$, ***= $p<0,001$, ns anger att ingen signifikant förändring observerats över tiden.

	Hamnefjärden vår				Hamnefjärden sommar			
	Medel 1973- 2014 ¹	Trend 1973- 2014 ¹	Medel 2010- 2014	Trend 2010- 2014	Medel 1973- 2014 ¹	Trend 1973- 2014 ¹	Medel 2010- 2014	Trend 2010- 2014
Abborre	5,00	***	6,45	+	6,38	***	9,01	ns
Mört	5,31	ns	2,79	ns	4,59	***	5,92	ns
Björkna	4,50	***	3,45	**	3,02	*	1,27	ns
Gers	1,40	+	0,84	ns	0,28	ns	0,15	ns
Sarv	0,81	***	1,67	ns	0,68	***	0,67	ns
Strömring	0,60	ns	0,18	ns	<0,01			
Skrubbskädda	0,24	ns	0,27	ns	0,16	***	0,08	ns
Id	0,15	ns	0,21	ns	0,26	+	0,31	ns
Sutare	0,13	***	0,30	ns	0,28	***	0,78	ns
Vimma	0,10	ns	0,05	ns	0,21	ns	0,08	ns
Gädda	0,09	ns	0,08	ns	0,09	ns	0,08	ns
Braxen	0,04	ns	<0,01		0,12	*	0,01	
Sik	0,04	+	0,05	*				
Storspigg	0,01		0,05	ns				
Rötsimpa	0,01		<0,01		<0,01			
Löja	0,01		<0,01		0,01			
Öring	0,01		<0,01		<0,01			
Asp	<0,01		<0,01					
Gulål	<0,01		<0,01		<0,01			
Gös	<0,01				<0,01			
Horngädda	<0,01							
Lake	<0,01							
Lax	<0,01							
Mindre havsnål	<0,01		<0,01					
Nors	<0,01		<0,01					
Piggvar	<0,01		<0,01		<0,01			
Regnbåge	<0,01		<0,01		<0,01			
Ruda	<0,01		<0,01		0,01		0,01	
Svart smörbult	<0,01				<0,01		<0,01	
Torsk	<0,01				<0,01			
Blankål					<0,01			
Oxsimpa					<0,01			
Skarpsill								
Tobiskung								
Tånglake								
Totalt	19,41	***	16,41	ns	17,34	***	18,36	ns

Tabell 3 fortsättning. Trender och medelvärden för fångst (antal) per nät och natt av alla förekommande arter 1973–2014 samt 2010–2014, vid provfiske med biologiska länkar i Hamnefjärden, Berkeskär och Kvädöfjärden. (abborre, björkna, gers, gädda, mört och skrubbskädda i Hamnefjärden och Berkeskär 1966–2014¹, i Kvädöfjärden 1963–2014²). Regression har beräknats med logaritmerade värden. Analys har inte utförts för de arter där fångstunderlaget är för litet. Detta markeras i tabellen med grå ruta. + anger ökande trend, – anger minskande trend med signifikansnivåer *= $p<0,05$, **= $p<0,01$, ***= $p<0,001$, ns anger att ingen signifikant förändring observerats över tiden.

	Berkeskär sommar				Kvädöfjärden sommar			
	Medel 1973- 2014 ¹	Trend 1973- 2014 ¹	Medel 2010- 2014	Trend 2010- 2014	Medel 1973- 2014 ²	Trend 1973- 2014 ²	Medel 2010- 2014	Trend 2010- 2014
Abborre	7,26	+***	10,04	+*	4,14	+***	8,28	ns
Mört	5,06	ns	11,43	ns	3,96	ns	6,76	ns
Björkna	4,46	ns	1,66	ns	2,73	ns	3,32	ns
Gers	0,41	ns	0,82	ns	0,25	ns	0,18	ns
Sarv	0,50	ns	0,54	ns	0,01			
Strömming	0,06		0,31	ns	0,04		0,12	-*
Skrubbskädda	0,35	ns	0,81	ns	0,44	ns	0,63	ns
Id	0,31	-*	0,14	ns	0,16	ns	0,01	
Sutare	<0,01				<0,01		0,01	
Vimma	0,02		0,01		0,09	ns	0,19	ns
Gädda	0,14	ns	0,03		0,11	ns	0,04	ns
Braxen	0,01		0,02		0,02		0,03	
Sik	0,03		0,09	ns	0,02		0,01	
Storspigg								
Rötsimpa	0,01				<0,01			
Löja								
Öring								
Asp								
Gulål	<0,01							
Gös					0,11	+***	0,29	ns
Hornvädd								
Lake					<0,01			
Lax								
Mindre havsnål	0,01		0,07					
Nors					0,06		0,08	
Piggvar	0,01				<0,01			
Regnbåge								
Ruda	<0,01		0,01					
Svart smörbult	<0,01							
Torsk	0,06				0,01			
Blankål								
Oxsimpa								
Skarpsill					<0,01		0,01	
Tobiskung	<0,01							
Tånglake					<0,01			
Totalt	19,18	+	26,00	ns	13,42	ns	19,97	ns

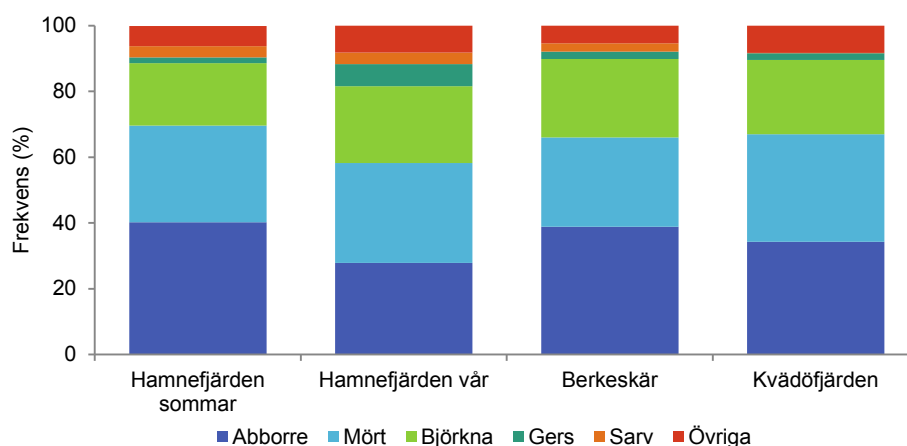


Figur 10. Antal arter i fångsten vid provfiske med biologiska länkar i Hamnefjärden, Berkeskär och Kvädöfjärden under sommaren 1973–2014. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.

Den totala abundansen av fisk i fångsten har ökat i båda fiskena i Hamnefjärden samt vid Berkeskär sedan 1973 (tabell 3). En jämförelse mellan Berkeskär och Kvädöfjärden visar att totalfångsten (räknat från 1973) samt fångsterna av abborre, björkna och gers (räknat från 1966) var störst vid Berkeskär (bilaga 1).

De fem vanligaste arterna abborre, mört, björkna, gers och sarv svarade för 92–95 procent av abundansen i fångsten, totalt sett över hela undersökningsperioden (figur 11). I Kvädöfjärden har dock fångsten av sarv legat på en mycket låg nivå under hela undersökningsperioden (figur 13, tabell 3). I samtliga provfiske har fångsten av abborre haft en stark positiv utveckling sedan starten av respektive provfiske (figur 12 och 13, tabell 3). I vårfisket i Hamnefjärden samt i fisket vid Berkeskär har fångsten av abborre även ökat sett över den senaste femårsperioden (2010–2014) (tabell 3).

I Hamnefjärden har det skett en ökning av fångsten av gers i vårfisket (figur 12, tabell 3) och av mört i sommarfisket (figur 13, tabell 3) sedan 1966. Fångsten av sarv har ökat i båda fiskena i Hamnefjärden sedan 1973 (figur 12 och 13, tabell 3). Dessutom har det skett en ökning av fångsten av björkna i vårfisket i Hamnefjärden sedan 1973 (figur 12, tabell 3), samtidigt som en minskning har skett i sommarfisket sedan 1966 (figur 13, tabell 3). Under åren 2010–2014 minskade fångsten av björkna även i vårfisket (tabell 3). Tidstrender för övriga arter redovisas i tabell 3.



Figur 11. Artsammansättning i fångsten vid provfiske med biologiska länkar i Hamnefjärden, Berkeskär och Kvädöfjärden under sommaren 1966–2014. För Hamnefjärden anges också uppgifter för provfisken under våren.

Diversitet

I fångsterna från Hamnefjärden har den biologiska mångfalden, uttryckt som Shannon-Wieners diversitetsindex, ökat i vårfisken och minskat i sommarfisken sedan 1973⁶ (figur 14). I Kvädöfjärden har diversiteten i fångsten minskat under perioden 2010–2014⁷.

Stor fisk

I Hamnefjärdens vårfiske har fångsten av abborre större än 30 centimeter minskat i fångsten sedan 1994⁸ (figur 15). I sommarfisken har mängden abborre större än 25 centimeter och abborre större än 30 centimeter minskat sedan 1989⁹ då fiskens längd började noteras (figur 15). Under femårsperioden 2010–2014 har det börjat ske en återhämtning i vårfisken och fångsten av stor abborre ökade under denna period, oavsett om gränsen sattes vid 25 eller vid 30 centimeter¹⁰. Indikatorn har inte analyserats för övriga provfisken med biologiska länkar.

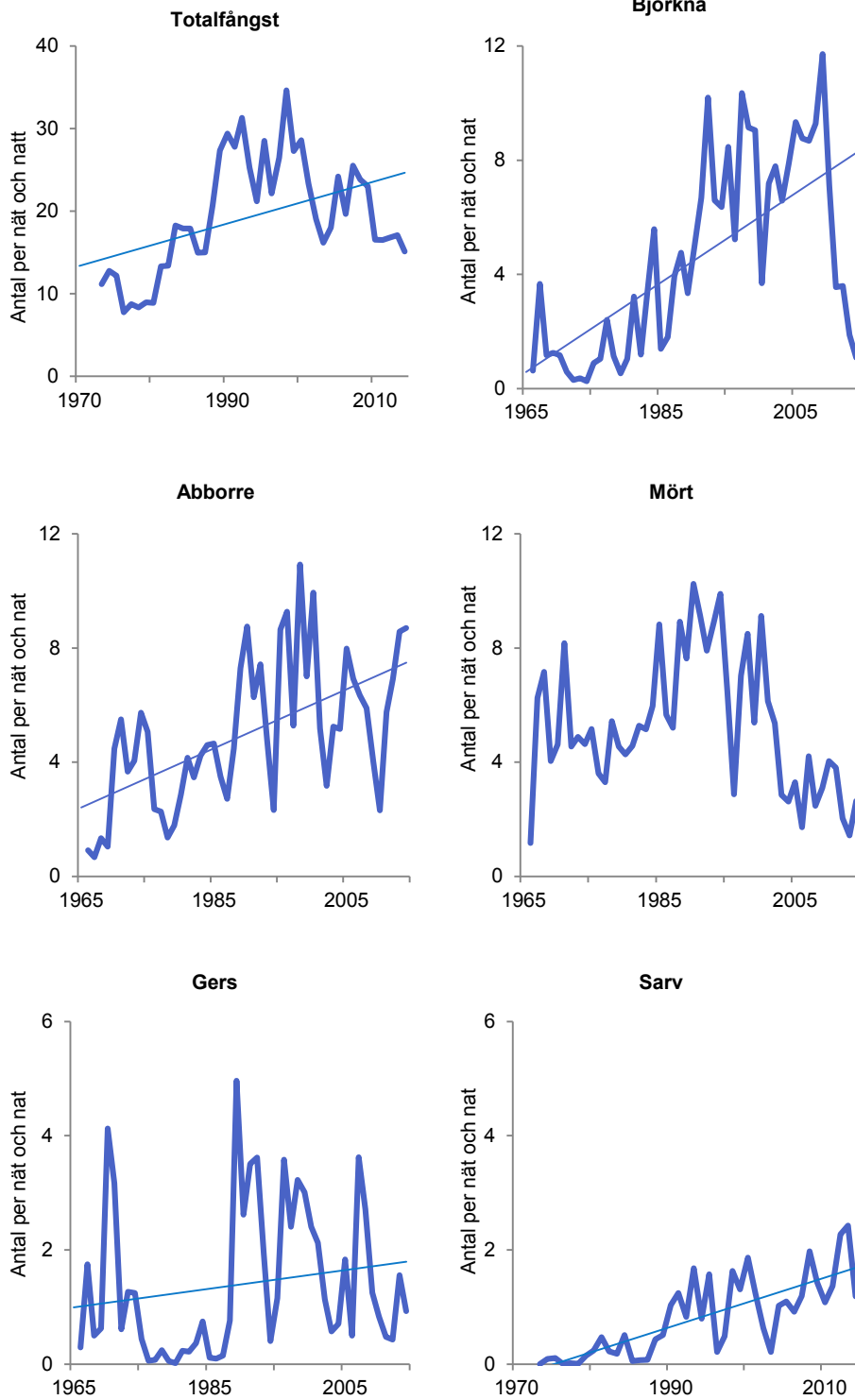
6. Linjär regression 1973-2014: Hamnefjärden sommar $p < 0,01$, $R^2 = 0,24$; Hamnefjärden vår $p < 0,01$, $R^2 = 0,25$

7. Linjär regression 2010-2014: $p < 0,01$, $R^2 = 0,95$

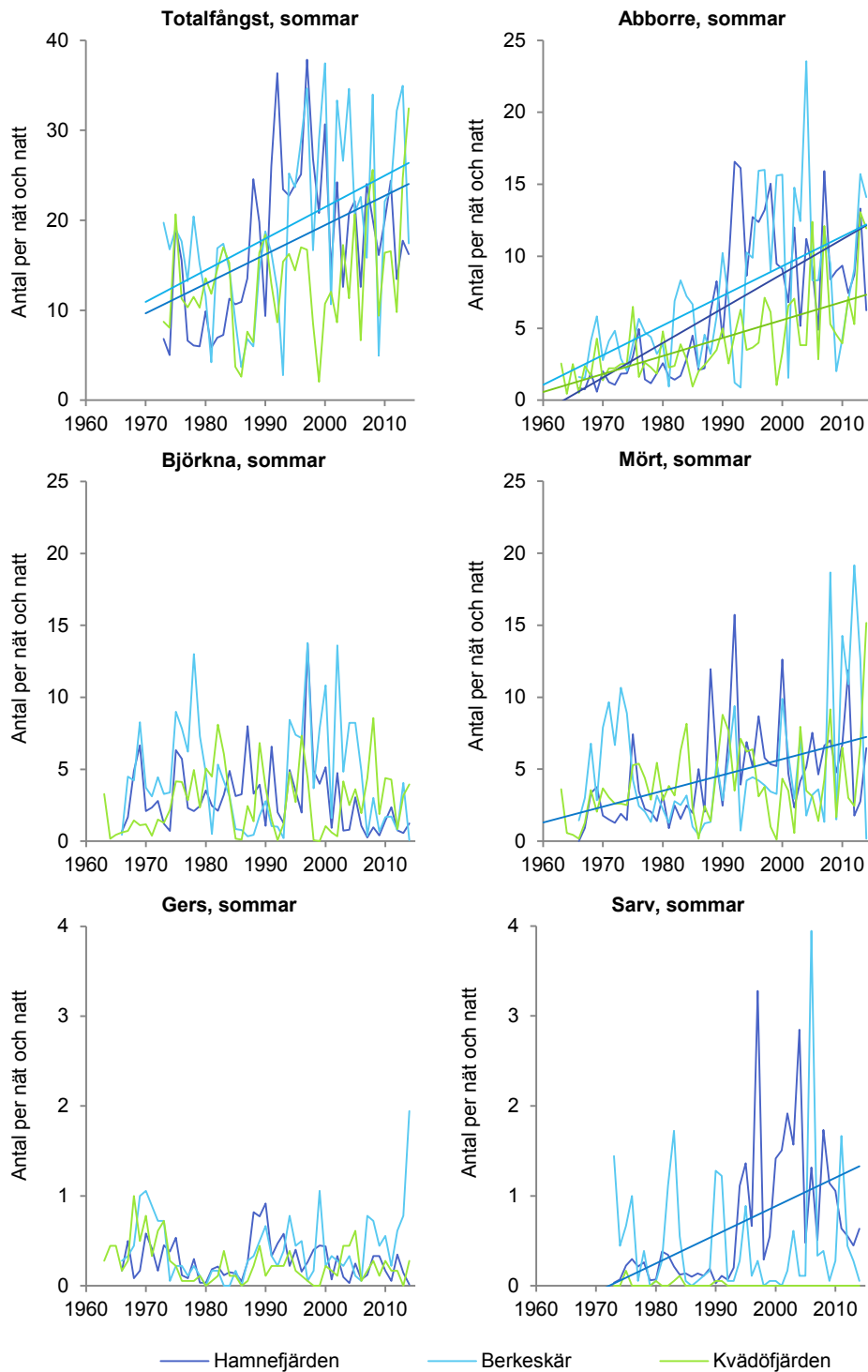
8. Linjär regression 1994-2014: $p < 0,05$, $R^2 = 0,21$

9. Linjär regression 1989-2014: abborre >25 cm $p < 0,05$, $R^2 = 0,24$; abborre >30 cm $p < 0,001$, $R^2 = 0,45$

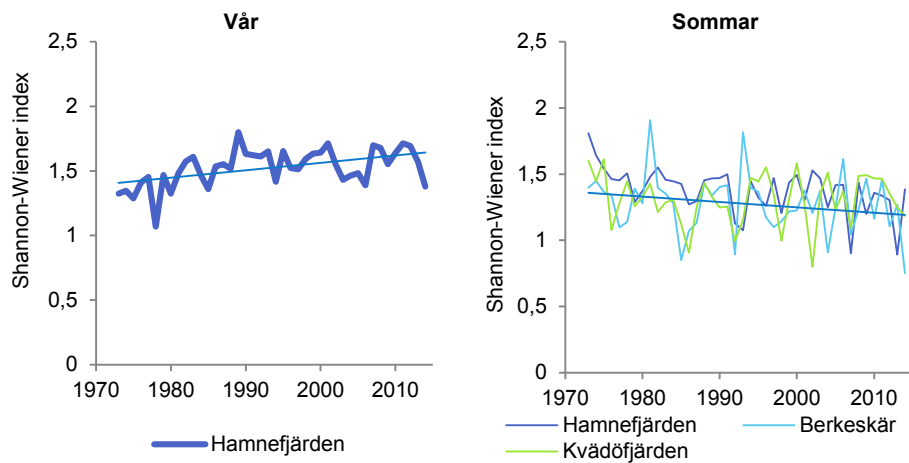
10. Linjär regression 2010-2014: abborre >25 cm $p < 0,05$, $R^2 = 0,92$, abborre >30 cm $p < 0,01$, $R^2 = 0,99$



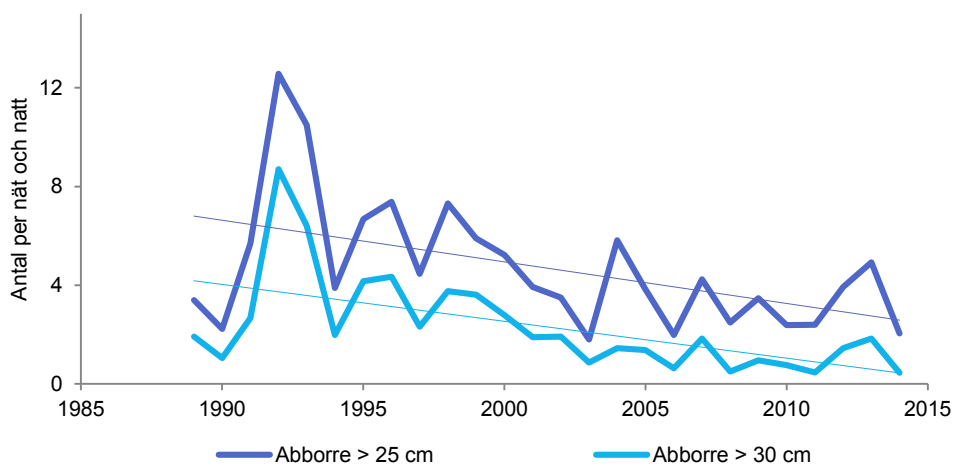
Figur 12. Totalfångst och fångst av dominerande arter i provfiske med biologiska länkar i Hamnefjärden under våren 1966–2014. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.



Figur 13. Totalfångst och fångst av dominerande arter i provfiske med biologiska länkar i Hamnefjärden, Berkeskär och Kvädöfjärden under sommaren 1963–2014. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.



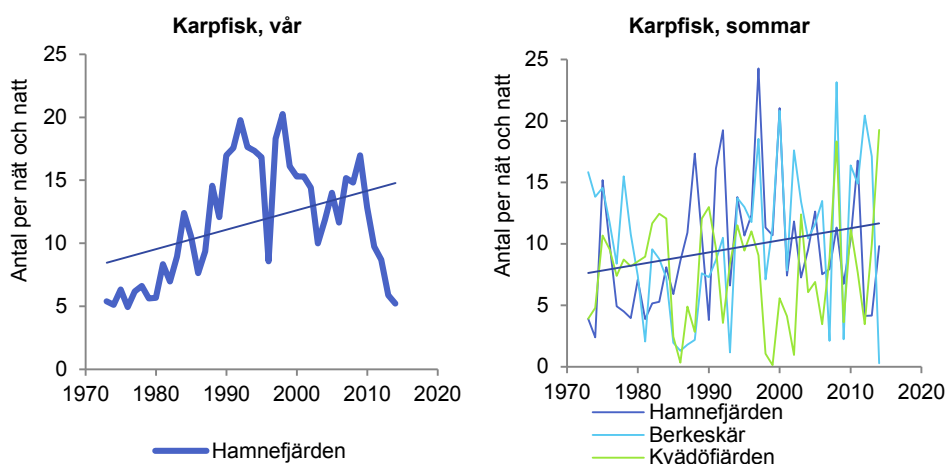
Figur 14. Diversitet (uttryckt som Shannon-Wiener index) i fångsten vid provfiske med biologiska länkar i Hamnefjärden, Berkeskär och Kvädöfjärden under sommaren och våren 1973–2014. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.



Figur 15. Fångst per ansträngning av abborre (> 25 cm) i fångsten vid provfiske med biologiska länkar i Hamnefjärden under sommaren 1989–2014. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.

Karpfisk

I Simpevarp och Kvädöfjärden utgjordes fångsten av karpfisk främst av mört, björkna och sarv. Andra karpfiskarter som förekom i samtliga eller några av fiskena var braxen, id, löja, ruda, sutare och vimma. En individ av karpfiskarten asp fångades i vårfisket i Hamnefjärden 2014. Sedan 1973 har förekomsten av karpfisk i fångsten ökat i båda fiskena i Hamnefjärden¹¹ (figur 16). Under femårsperioden 2010–2014 skedde en markant minskning av fångsten av karpfisk i vårfisket i Hamnefjärden¹². Fångsten av karpfisk var större vid Berkeskär än i Kvädöfjärden (bilaga 1).



Figur 16. Förekomst av karpfisk i fångsten vid provfiske med biologiska länkar i Hamnefjärden, Berkeskär och Kvädöfjärden under sommaren och våren 1973–2014. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.

Rovfisk

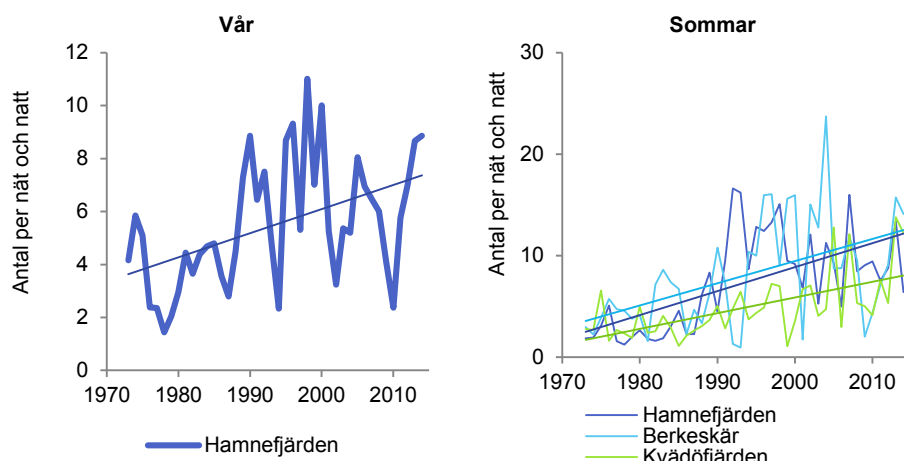
Fångsten av rovfisk i Simpevarp och Kvädöfjärden utgjordes framförallt av abborre. Andra rovfiskarter som förekom i fångsten i mindre omfattning var asp (en individ), gädda, gös, horngädda, lake, lax, piggvar, tobiskung och torsk. Fångsten av rovfisk har ökat i samtliga fiskerna sedan 1973¹³ (figur 17). I Hamnefjärdens vårfiske samt i fisket vid Berkeskär skedde dessutom en ökning av fångsten av rovfisk under perioden 2010–2014¹⁴. Kvädöfjärden har haft en mindre fångst av rovfisk jämfört med Berkeskär (bilaga 1).

11. Linjär regression 1973-2014: Hamnefjärden sommar $p < 0,05$, $R^2 = 0,10$; Hamnefjärden vår $p < 0,01$, $R^2 = 0,20$

12. Linjär regression 2010-2014: $p < 0,01$, $R^2 = 0,97$

13. Linjär regression 1973-2014: Hamnefjärden sommar $p < 0,001$, $R^2 = 0,53$; Hamnefjärden vår $p < 0,01$, $R^2 = 0,23$; Berkeskär $p < 0,01$, $R^2 = 0,20$; Kvädöfjärden $p < 0,001$, $R^2 = 0,37$

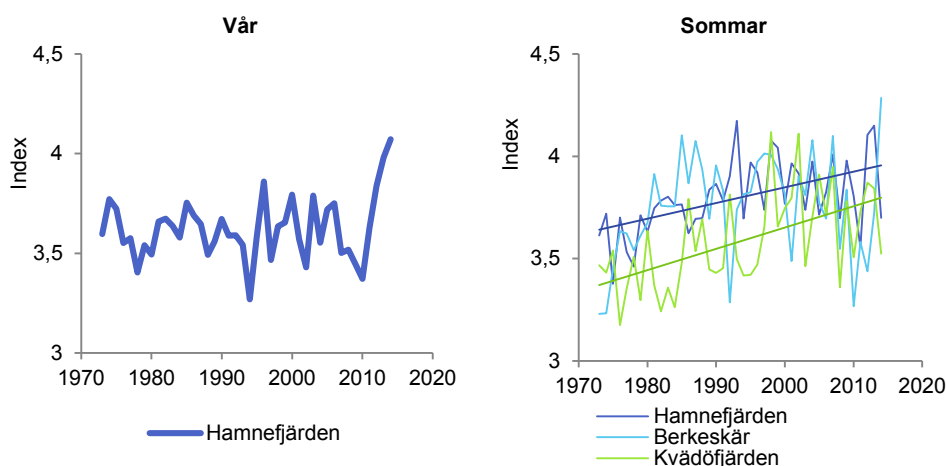
14. Linjär regression 2010-2014: Hamnefjärden vår $p < 0,05$, $R^2 = 0,79$; Berkeskär $p < 0,05$, $R^2 = 0,89$



Figur 17. Förekomst av rovfisk i fångsten vid provfiske med biologiska länkar i Hamnefjärden, Berkeskär och Kvädöfjärden under sommaren och våren 1973–2014. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.

Trofisk nivå

Den trofiska medelnivån i fångsten har ökat i Hamnefjärdens sommarfiske och i fisket i Kvädöfjärden sedan 1973¹⁵. I Hamnefjärdens vårfiske samt i fisket vid Berkeskär har en ökning skett under femårsperioden 2010–2014¹⁶. Vid Berkeskär har den trofiska medelnivån varit högre än i Kvädöfjärden sedan 1973 (bilaga 1).



Figur 18. Trofisk medelnivå i fångsten vid provfiske med biologiska länkar i Hamnefjärden, Berkeskär och Kvädöfjärden under sommaren och våren 1973–2014. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.

15. Linjär regression 1973-2014: Hamnefjärden sommar $p < 0,001$, $R^2 = 0,28$; Kvädöfjärden $p < 0,001$, $R^2 = 0,32$

16. Linjär regression 2010-2014: Hamnefjärden vår $p < 0,01$, $R^2 = 0,96$; Berkeskär $p < 0,05$, $R^2 = 0,78$

4.4 Provfiske med ålryssjor

Ålen har en hög optimal vattentemperatur för rörelseaktivitet och tillväxt och kan av den anledningen förväntas anlockas till och växa snabbt i en kylvattenrecipient. För att gynna ålbeståndet i området inleddes försök med utsättningar av ålyngel i Hamnefjärden 1982. Utsättningarna upprepades 1984 och 1989 och uppgick under det sista tillfället till 50 000 yngel. Dessa utsättningar har sannolikt bidragit till att ålfångsten i Hamnefjärden varit högre än om utsättningarna inte skett, under vissa perioder.

4.4.1 Metodik

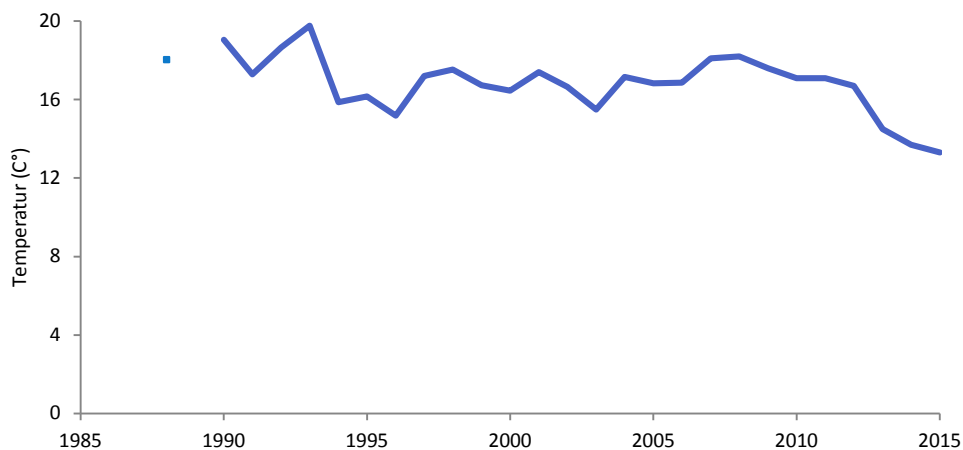
För att följa ålens utveckling har provfiske med ålryssjor utförts i Hamnefjärden sedan år 1982. Till och med 1986 fiskades med fyra parrysjor och tre enkelryssjor fördelade på sju stationer. Från och med 1988 utförs provfisket på fyra fasta stationer med en länk om fem ryssjor per station. Sedan 1990 genomförs provfisket årligen kontinuerligt under en period från vecka 12 till och med vecka 24. Ålryssjorna läggs på 2–5 meters vattendjup. Ryssjorna är kopplade arm mot strut, de är cirka 50 cm höga och har 17 mm maskstolpe i arm och 10 mm i strut.

Ryssjorna har vittjats med olika tidsintervall under olika perioder, i allmänhet dock vid ett eller två tillfällen per vecka. Samtliga fiskarter och även räkor registreras under senare tid som antal per ett givet längdintervall. Räkor och fiskarter som är för små för att hållas kvar i redskapet med den maskstorlek som används har inte registrerats med samma noggrannhet under hela tidsperioden. Fram till och med 2001 tillämpades 2,5 cm längdintervall vid fångstregistreringen, därefter ökades precisionen till intervall om 1 cm.

4.4.2 Resultat

Vattentemperatur vid fisket

Vattnets medeltemperatur vid redskapen låg nära 17°C för hela perioden sedan 1988. Mellanårsvariationerna har varit förhållandevis små, med undantag för ett par år som var något varmare i början av 1990-talet, följda av tre något kallare år runt mitten av samma decennium (figur 19). Endast under de två sista åren i tidserien, 2013 och 2014, låg medeltemperaturen under 15°C, som lägst 13,7°C under 2014.



Figur 19. Vattnets medeltemperatur vid redskapen vid provfiske med ryssjor i Hamnefjärden under våren 1988–2014.

Artsammansättning

Under hela perioden sedan 1988 registrerades 26 fiskarter, två olika arter av räkor samt två fiskarter som inte kunnat artbestämmas med säkerhet eller har klassats som hybrider mellan olika kända fiskarter (tabell 4). Lake, ål och vimma bedöms vara hotade i olika grad och finns därmed upptagna på den svenska rödlistan för hotade arter. Endast ålen har förekommit i några större kvantiteter i fisket, i första hand representerad av gulål. Gulål motsvarar det stadium i livet då ålen växer till under artens kontinental fas. När ålen börjar närma sig lekmognad och inleder sin vandring mot Sargassohavet för att leka sker en metamorfos till det så kallade blankålsstadiet, då ålen är fetare och ändrar färg till en mörkare översida och en efterhand silverfärgad undersida.

Abborre och gulål har genomgående haft en klart dominerande andel i fångsten och svarade för nästan två tredjedelar av individerna över alla år. Hälften av arterna har blivit vanligare på lång sikt och endast gers har blivit mindre vanlig på både lång och kort sikt (tabell 4).



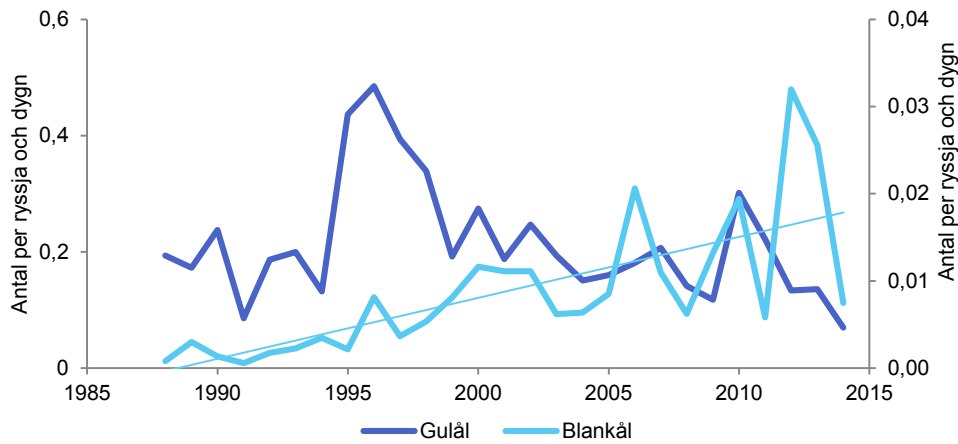
Provfiskeålar. Foto: Håkan Wickström

Tabell 4. Medelfångst och trender hos enskilda arter och totalabundans i ryssjefisket. Regression har beräknats med logaritmerade värden. Analys har inte utförts för de arter där fångstunderlaget är för litet. + anger ökande trend, - anger minskande trend med signifikansnivåer $*=p<0,05$, $**=p<0,01$, $***=p<0,001$, ns anger att ingen signifikant förändring observerats över tiden.

	Medel 1988-2014	Trend 1988-2014	Medel 2010-2014	Trend 2010-2014
Abborre	0,28	***	0,39	ns
Gulål	0,21	ns	0,17	*
Gers	0,07	*	0,02	ns
Sarv	0,05	ns	0,03	ns
Storspigg	0,02	***	0,06	ns
Björkna	0,03	ns	0,01	ns
Svart smörbult	0,02	+	0,02	ns
Sutare	0,01	***	0,01	ns
Mört	0,01	ns	0,01	ns
Strömming	0,01	ns	0,04	ns
Skrubbskädda	0,01	***	0,02	+
Blankål	0,01	***	0,02	ns
Tånglake	<0,01	ns	0,01	+
Tångräka obestämd	<0,01		0,01	
Löja	<0,01		<0,01	
Sandräka	<0,01		<0,01	
Gädda	<0,01		<0,01	
Id	<0,01		<0,01	
Lake	<0,01		<0,01	
Ruda	<0,01		<0,01	
Mindre havsnål	<0,01		<0,01	
Vimma	<0,01		<0,01	
Tångspigg	<0,01		<0,01	
Oxsimpa	<0,01		<0,01	
Tångsnälla	<0,01		<0,01	
Småspigg	<0,01		<0,01	
Rötsimpa	<0,01		<0,01	
Björkna eller braxen	<0,01		<0,01	
Sik	<0,01		<0,01	
Tobiskung	<0,01		<0,01	
Totalt	0,66	ns	0,68	*

Ålen är främsta målart för provfisket med ryssjor i Hamnefjärden. Fångsten per fiskeansträngning av gulål har inte förändrats i någon riktning, vare sig på lång sikt än under den senaste tioårsperioden (tabell 4, figur 20). Från mitten av 1990-talet var fångsterna större under några år, för att sedan återgå till en nivå som därefter stod sig under en längre period. Från 2012 och framåt var dock fångsterna små och den minsta fångsten under alla år noterades 2014 (figur 20). Blankålar förekom i

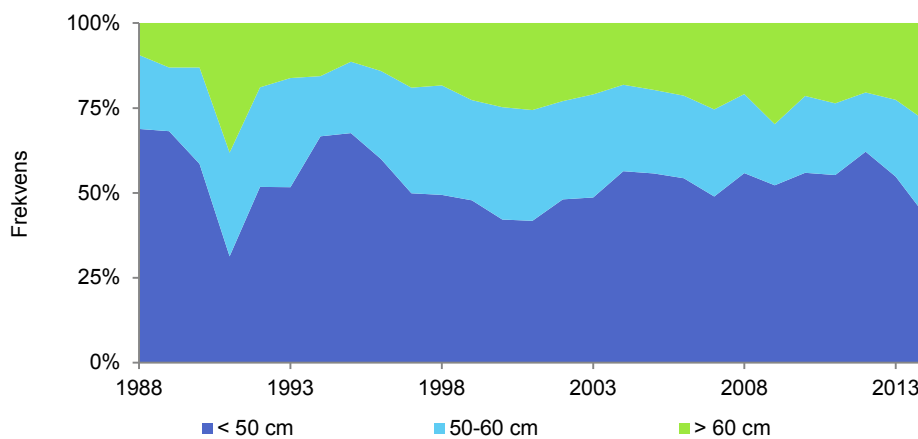
betydligt mindre omfattning i fångsten, men förekomsten har ökat på lång sikt¹⁷ (figur 20, tabell 4). Som mest fångades 55 blankålar under fisket 2012 och 45 året efter.



Figur 20. Fångst av gulål (vänster y-axel) och blankål (höger y-axel) med småryssjor i Hamnefjärden under perioden mars–juni åren 1982–2014. Heldragen linje anger linjär trend över tid.

Ålarnas storlekssammansättning

Andelen av olika storleksklasser i fångsten av gulål var relativt likartad över tid (figur 21). De minsta ålarna (mindre än 50 centimeter) utgjorde en något större andel under de första åren och under 1994 och 1995. Andelen av de största ålarna ökar dock under den studerade perioden¹⁸.



Figur 21. Storleksfördelning hos gulål i fångsten (procent) i Hamnefjärden 1988–2014, fördelat på storleksklasserna <50 centimeter, 50–60 centimeter och >60 centimeter.

17 Linjär regression 1988–2014: $p < 0,001$, $R^2 = 0,48$

18 Linjär regression 1988–2014: $p < 0,05$, $R^2 = 0,22$

4.5 Provfiske med nätlänkar

4.5.1 Metodik

Utvecklingen hos fisksamhället i omgivande skärgård följs genom fisken med så kallade nätlänkar. Detta fiske bedrivs under högsommaren i ett delområde söder om Simpevarp (sektion 6) och i två referensområden i Kvädöfjärden (sektion 5 och 6, härafter angivna som inre respektive yttre lokalen) (figur 1). I Simpevarp samt i den inre lokalen i Kvädöfjärden startade undersökningarna 1987. I den yttre lokalen i Kvädöfjärden startade de 1989.

Redskapet nätlänk består av fyra sammanlänkade nät med maskstorlekarna 17, 21,5, 25 och 30 mm. Varje station fiskas med en nätlänk, och varje delområde (sektion) består av sex fiskade stationer, som är identiska mellan år. Från början fiskades varje station i alla områden vid sex tillfällen per år. Från och med 2006 reducerades antalet fisketillfällen per station i Kvädöfjärden från tidigare sex till tre fisken. De tre första fiskeomgångarna har här genomgående använts vid alla analyser av utvecklingen i Kvädöfjärden. Sex upprepade fisken har tillämpats alla år i Simpevarp.

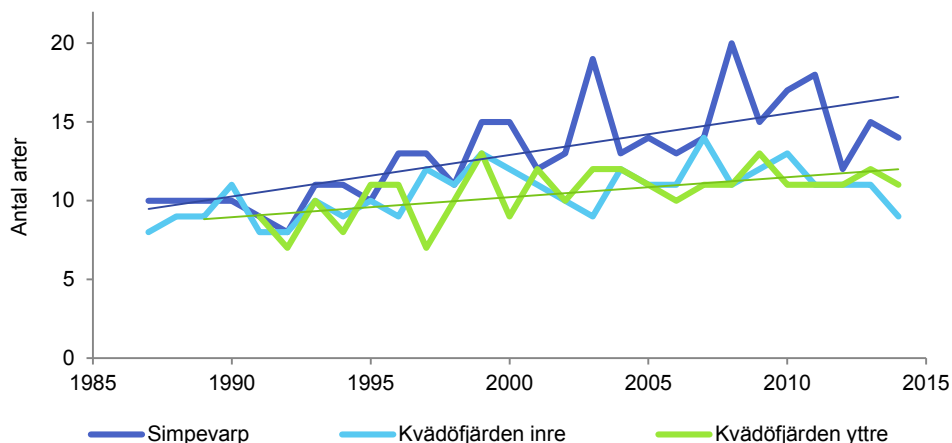


Näten vittjas vid Ekö. Foto: Anna Lingman

4.5.2 Resultat

Artsammansättning

Totalt har 26 fiskarter fångats vid Simpevarp sedan övervakningen påbörjades 1987. Tre av dessa arter; ål, torsk och vimma, återfinns på Artdatabankens rödlista. I Kvädöfjärden har 20 respektive 22 arter fångats på den inre och den yttre lokalen. Även i Kvädöfjärden har tre rödlistade arter fångats; torsk (inre lokalen), lake (yttre lokalen) och vimma (båda lokalerna) (tabell 5). Antalet fiskarter i fångsten har ökat på alla tre lokaler sett över hela undersökningsperioden¹⁹ (figur 22). Under denna period finns en signifikant skillnad i utveckling över tid mellan Simpevarp och den inre lokalen i Kvädöfjärden till följd av en större ökning och större variation i Simpevarp (bilaga 2). Under femårsperioden 2010–2014 har det skett en minskning i artantal på den inre lokalen i Kvädöfjärden²⁰. Lokalen i Simpevarp har varit artrikare än den yttre lokalen i Kvädöfjärden (bilaga 2).



Figur 22. Antal arter i fångsten vid provfiske med nätlänkar i Simpevarp och Kvädöfjärden inre 1987–2014 samt Kvädöfjärden yttre 1989–2014. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.

De fem vanligaste arterna abborre, mört, björkna, sarv och gers svarade för 95–98 procent av den totala abundansen under hela undersökningsperioden (figur 23). Bland de dominerande arterna noteras en positiv utveckling sedan provfiskets start för fångsterna av abborre i Simpevarp och av björkna i den yttre lokalen i Kvädöfjärden, (figur 24, tabell 5). Fångsterna av abborre och björkna var större i

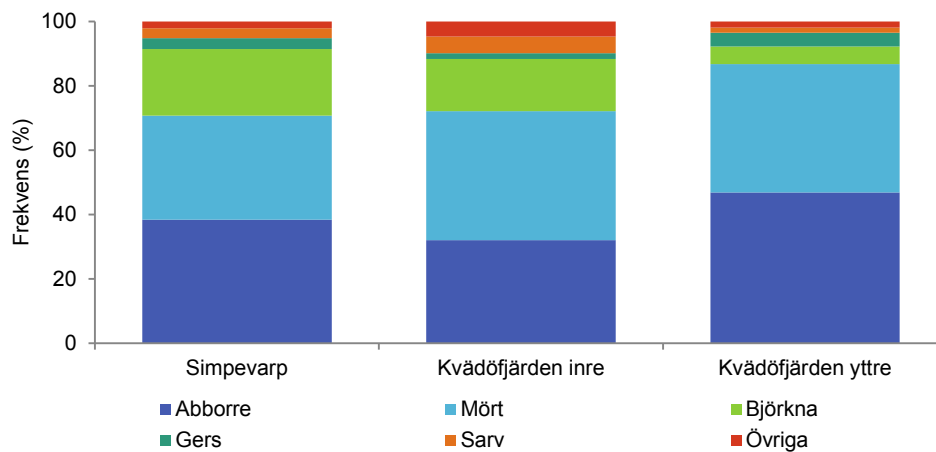
19. Linjär regression: Simpevarp 1987-2014 $p < 0,001$, $R^2 = 0,52$; Kvädöfjärden inre 1987-2014 $p < 0,01$, $R^2 = 0,28$; Kvädöfjärden yttre 1989-2014 $p < 0,01$, $R^2 = 0,34$

20. Linjär regression 2010-2014: $p < 0,05$, $R^2 = 0,80$

Simpevarp jämfört med den inre respektive den yttre lokalen i Kvädöfjärden (bilaga 2).

I Simpevarp har fångsten av sarv ökat på lång sikt, samtidigt som den har minskat i Kvädöfjärdens inre lokal på lång sikt (figur 24, tabell 5). Under den senaste femårsperioden uteblev sarven nästan helt från fångsten i den senare lokalen. Dessa motsatta trender medför att lokalen i Simpevarp och den inre lokalen i Kvädöfjärden skiljer sig signifikant vad gäller utvecklingen över tid för fångsten av sarv (bilaga 2). Även den yttre lokalen i Kvädöfjärden skiljer sig från Simpevarp i detta avseende (bilaga 2).

På den inre lokalen i Kvädöfjärden har fångsten av mört minskat (figur 24, tabell 5) och fångsten av gers har utvecklats på ett sätt som skiljer sig från utvecklingen i Simpevarp (bilaga 2). Tidstrender för övriga arter finns i tabell 5.

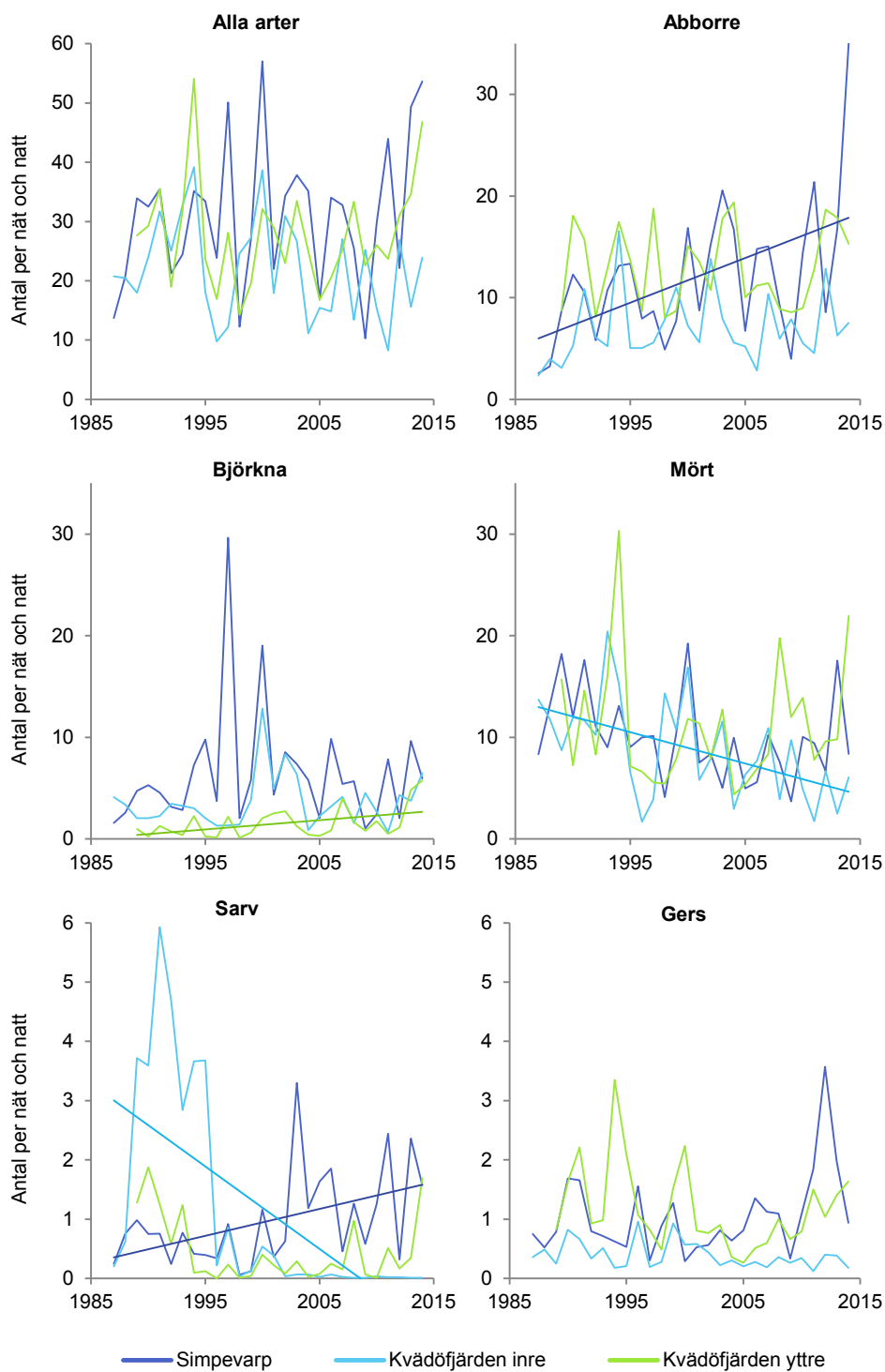


Figur 23. Artsammansättning i fångsten vid provfiske med nätlänkar i Simpevarp och Kvädöfjärden inre 1987–2014 samt Kvädöfjärden yttre 1989–2014.

Sett över hela undersökningsperioden har den totala individrikedomen i fångsten inte förändrats i något av områdena (figur 24). I Simpevarp var totalfångsten större än på den inre lokalen i Kvädöfjärden (bilaga 2). Under åren 2010–2014 skedde en ökning i den yttre lokalen i Kvädöfjärden (tabell 5).

Tabell 5. Trender och medelvärden för fångst (antal) per nät och natt av alla förekommande arter 1987-2014 (Kväddöfjärden yttre 1989-2014) samt 2010-2014, vid provfiske med nätlänkar i ett område söder om Simpevarp och i två delområden i Kväddöfjärden. Fiskeansträngningen på lokalen i Simpevarp är dubbelt så stor som på respektive lokal i Kväddöfjärden. Regression har beräknats med logaritmerade värden. Analys har inte utförts för de arter där fångstunderlaget är för litet. Detta markeras i tabellen med grå ruta. + anger ökande trend, - anger minskande trend med signifikansnivåer $*=p<0,05$, $**=p<0,01$, $***=p<0,001$, ns anger att ingen signifikant förändring observerats över tiden.

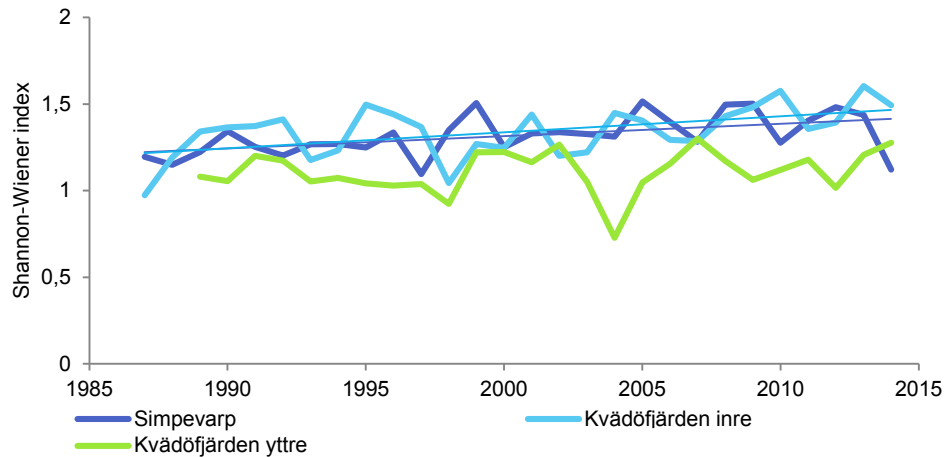
	Simpevarp				Kväddöfjärden inre				Kväddöfjärden yttre			
	Medel 1987-2014	Trend 1987-2014	Medel 2010-2014	Trend 2010-2014	Medel 1987-2014	Trend 1987-2014	Medel 2010-2014	Trend 2010-2014	Medel 1989-2014	Trend 1989-2014	Medel 2010-2014	Trend 2010-2014
Abborre	11,93	***	19,27	ns	7,04	ns	7,35	ns	13,0	ns	14,72	ns
Mört	10,01	ns	10,41	ns	8,80	**	4,38	ns	11,1	ns	12,60	ns
Björkna	6,43	ns	5,58	ns	3,58	ns	3,58	ns	1,5	+	2,79	ns
Gers	1,04	ns	1,88	ns	0,39	ns	0,29	ns	1,2	ns	1,28	ns
Sarv	0,97	+	1,59	ns	1,12	***	0,01		0,5	ns	0,55	ns
Gädda	0,17	ns	0,03	ns	0,16	*	0,03	*	0,1	ns	0,07	***
Skrubbskädda	0,16	***	0,41	ns	0,02	ns	0,04	ns	0,2	+	0,21	ns
Strömming	0,15	+	0,39	ns	0,22	ns	0,48	ns	0,1	ns	0,07	ns
Vimma	0,06	ns	0,10	ns	0,01		0,01		< 0,01		0,01	
Id	0,05	ns	0,03	ns	0,01		0,01		0,1	ns	0,03	ns
Sik	0,01		0,01		< 0,01				< 0,01			
Skarpsill	0,01		0,01		0,01		0,01					
Löja	0,01		0,02						< 0,01		< 0,01	
Braxen	0,01		0,02		0,27	***	0,61	ns				
Gulål	< 0,01		< 0,01		< 0,01				< 0,01			
Mindre havsnål	< 0,01		< 0,01									
Nors	< 0,01				0,01		0,03		< 0,01			
Piggvar	< 0,01											
Ruda	< 0,01		< 0,01		< 0,01		< 0,01		< 0,01		0,03	
Storspigg	< 0,01		< 0,01						< 0,01			
Sutare	< 0,01		0,01		0,01		0,01		0,11	***	0,06	ns
Svart smörbult	< 0,01											
Tobiskung	< 0,01								< 0,01		< 0,01	
Torsk	< 0,01				< 0,01							
Tångräka obestämd	< 0,01											
Tångsnälla	< 0,01		< 0,01		< 0,01		< 0,01					
Gös					0,30	***	1,15	**	< 0,01		0,01	
Lake									< 0,01			
Regnbåge									< 0,01			
Rötsimpa									< 0,01		0,02	
Totalt	31,01	ns	39,77	ns	21,96	ns	18,00	ns	27,8	ns	32,44	+



Figur 24. Utveckling över tid för totalfångst och dominerande arter i provfiske med nätlänkar i Simpevarp och Kvädöfjärden inre 1987–2014 samt Kvädöfjärden yttre 1989–2014. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.

Diversitet

Den biologiska mångfalden i fångsten, uttryckt som Shannon-Wieners diversitetsindex, har ökat signifikant över tid i Simpevarp och på den inre lokalen i Kvädöfjärden sedan provfiskets start 1987²¹ (figur 25). Diversiteten var högre i Simpevarp jämfört med den yttre lokalen i Kvädöfjärden (bilaga 2).



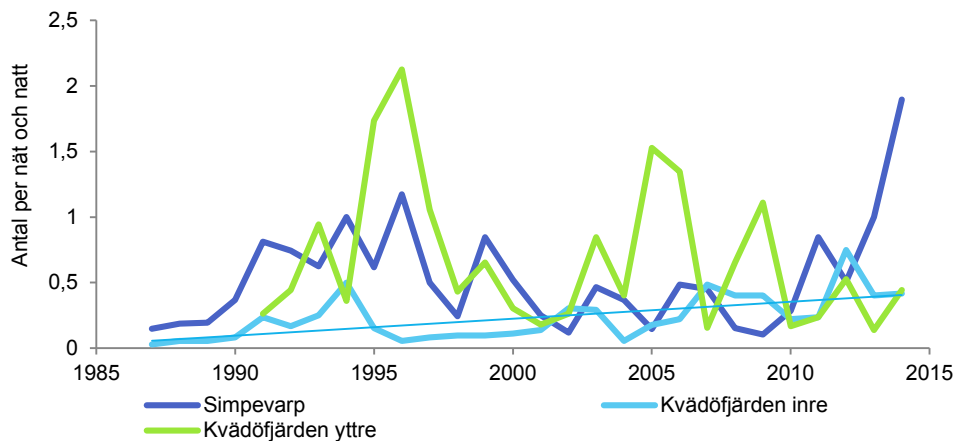
Figur 25. Diversitet i fångsten vid provfiske med nätlänkar i Simpevarp och Kvädöfjärden inre 1987–2014 samt Kvädöfjärden yttre 1989–2014. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.

Stor fisk

Fångsten av abborre större än 25 centimeter har ökat på den inre lokalen i Kvädöfjärden sett över hela undersökningsperioden²² (figur 26). Denna lokal har haft en utveckling över tid som skiljer sig från den i Simpevarp, där ingen långsiktig ökning har skett (bilaga 2). I Simpevarp har förekomsten av stor abborre i fångsten inte förändrats signifikant under åren 2010–2014 ($p=0,052$), även om en toppnotering inträffade år 2014.

21. Linjär regression 1987-2014: Simpevarp $p<0,01$, $R^2=0,25$; Kvädöfjärden inre $p<0,01$, $R^2=0,27$

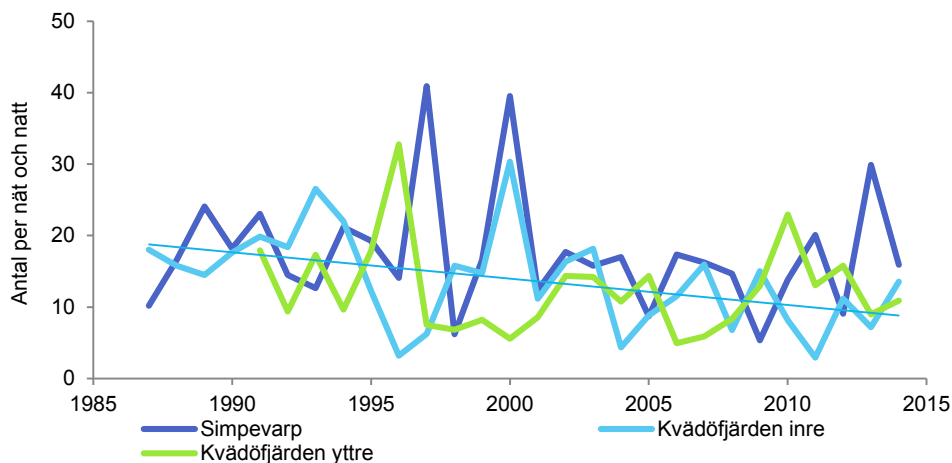
22. Linjär regression 1987-2014: $p<0,001$, $R^2=0,44$



Figur 26. Förekomst av stor abborre (> 25 centimeter) i fångsten vid provfiske med nätlänkar i Simpevarp och Kvädöfjärden inre 1987–2014 samt Kvädöfjärden yttre 1989–2014. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.

Karpfisk

Fångsten av karpfisk i Simpevarp och Kvädöfjärden utgjordes framförallt av mört, björkna och sarv. Andra karpfiskar som förekom i mindre omfattning var vimma, id, löja, braxen, sutare, ruda. På den inre lokalen i Kvädöfjärden har förekomsten av karpfisk i fångsten minskat under undersökningsperioden²³ (figur 27). Fångsten av karpfisk var större i Simpevarp jämfört med båda lokalerna i Kvädöfjärden (bilaga 2).

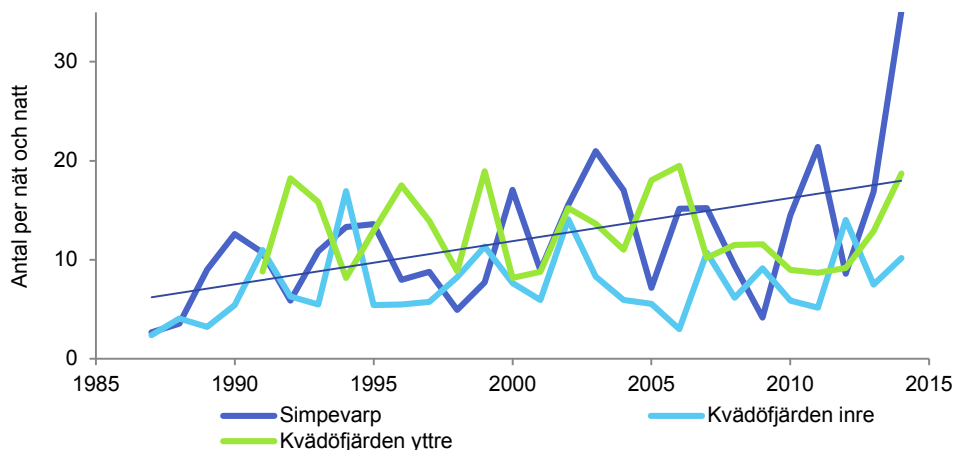


Figur 27. Förekomst av karpfisk i fångsten vid provfiske med nätlänkar i Simpevarp och Kvädöfjärden inre 1987–2014 samt Kvädöfjärden yttre 1989–2014. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.

23. Linjär regression 1987-2014: $p < 0,05$, $R^2 = 0,18$

Rovfisk

Fångsten av rovfisk i Simpevarp och Kvädöfjärden utgjordes framförallt av abborre. Gädda och gös, förekom också, den senare endast i Kvädöfjärden. Rovfiskarterna torsk, lake och piggvar har representerats av enstaka individer i ett eller flera av delområdena. I Simpevarp har förekomsten av rovfisk i fångsten ökat sedan provfiskets start 1987²⁴ (figur 28) och på denna lokal var fångsten av rovfisk större än på den inre lokalen i Kvädöfjärden (bilaga 2).



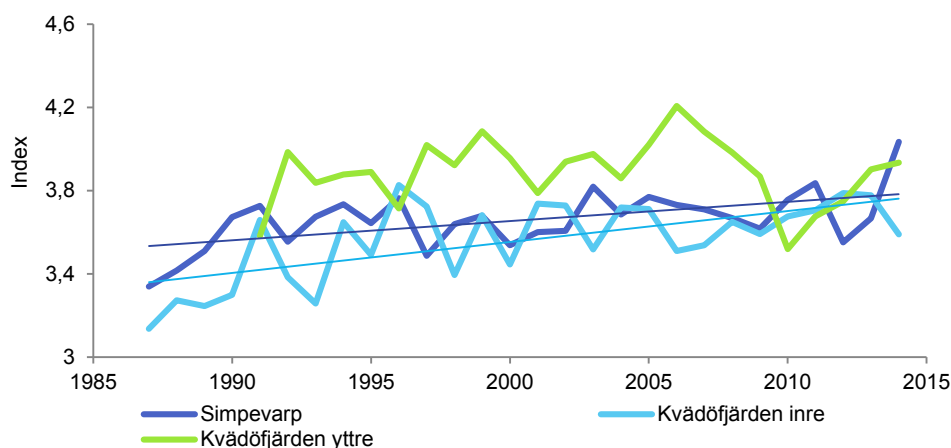
Figur 28. Förekomst av rovfisk i fångsten vid provfiske med nätlänkar i Simpevarp och Kvädöfjärden inre 1987–2014 samt Kvädöfjärden yttre 1989–2014. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.

Trofisk nivå

Den trofiska medelnivån har ökat i både Simpevarp och på den inre lokalen i Kvädöfjärden sett över hela undersökningsperioden²⁵ (figur 29). I Simpevarp var den trofiska medelnivån lägre än i den yttre lokalen i Kvädöfjärden (bilaga 2).

24. Linjär regression 1987-2014: $p < 0,01$, $R^2 = 0,26$

25. Linjär regression 1987-2014: Simpevarp $p < 0,01$, $R^2 = 0,31$; Kvädöfjärden inre $p < 0,001$, $R^2 = 41$



Figur 29. Trofisk medelnivå i fångsten vid provfiske med nätlänkar i Simpevarp och Kvädöfjärden inre 1987–2014 samt Kvädöfjärden yttre 1989–2014. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.

4.6 Provfiske med kustöversiktsnät

4.6.1 Metodik

Provfisket görs i området utanför Hamnefjärdens mynning, där det uppvärmda kylvattnet möter och blandas med havsvattnet. Det utförs med så kallade kustöversiktsnät och riktar sig i första hand mot kallvattenarter.

Ett kustöversiktsnät är 35 meter långt och uppbyggt av fem lika långa paneler med olika maskstorlekar (17–50 mm). Det nu aktuella provfisket utförs vid sex tillfällen under våren, fördelade över perioden april–maj. Den ursprungliga avsikten med upplägget var att representera hela vattenmassan, från yta till botten, inom det fiskade området. Fram till och med 2010 omfattade fisket med bottensatta nät tre olika stationer. År 2011 gjordes en förändring i metodiken vilken innebar att fisket med ytsatta nät upphörde och ytterligare fem stationer med bottennät tillfördes inom samma område som de övriga tre (figur 1). Varje station omfattar två sammanlänkade kustöversiktsnät. Vid bearbetningen till denna rapport tas ingen vidare hänsyn till omläggningen 2011 och endast resultaten från bottensatta nät berörs.

Sedan år 2003 har störningar på fisket varit vanligare än tidigare, beroende på drivande alger, fågelskador och framförallt säl. Störningarna orsakade av säl bestod både i att redskapen skadades och att fångsten avlägsnades från redskapen. För att åtgärda detta placerades en sälskrämma ut i området år 2006, innan fiskerna började. Skrämmen placerades i anslutning till stationerna 3 och 6 strax söder om Hamnehålets mynning i havet. Skrämmor användes även under 2007 och 2008.

Skrämman avger ett högfrekvent ljud med hög styrka under vattnet och har visats bidra till reducerade fångststörningar till följd av gråsäl (Fjälling m.fl. 2006).

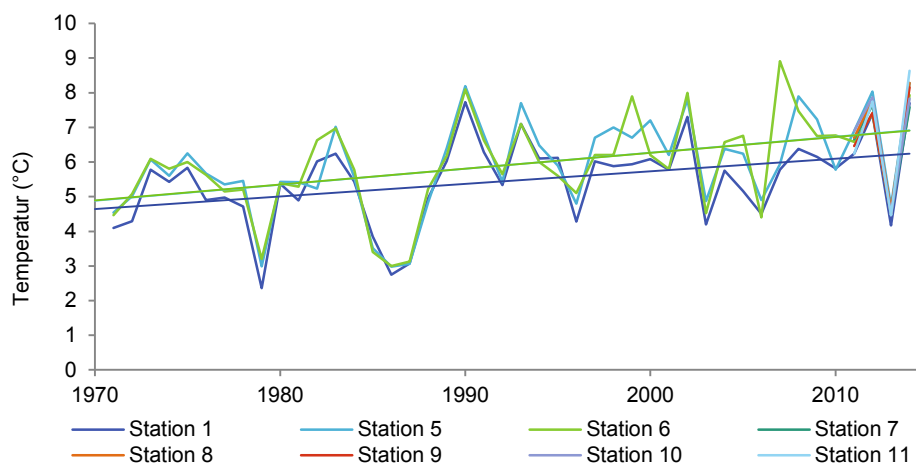
Sälskrämmorna bedömdes till en början ge förväntad effekt. Efterhand påverkades dock fisket återigen allt mer av säl och mellan 30 och 40 procent av fiskeansträngningarna var störda åren 2006–2010. Efter omläggningen till åtta stationer var andelen störningar som mest 60 procent åren 2011 och 2012, men antalet ostörda ansträngningar var trots detta större än före omläggningen. Störda fiskeansträngningar har uteslutits vid alla bearbetningar av resultaten.

4.6.2 Resultat

Vattentemperatur och siktdjup vid redskapen

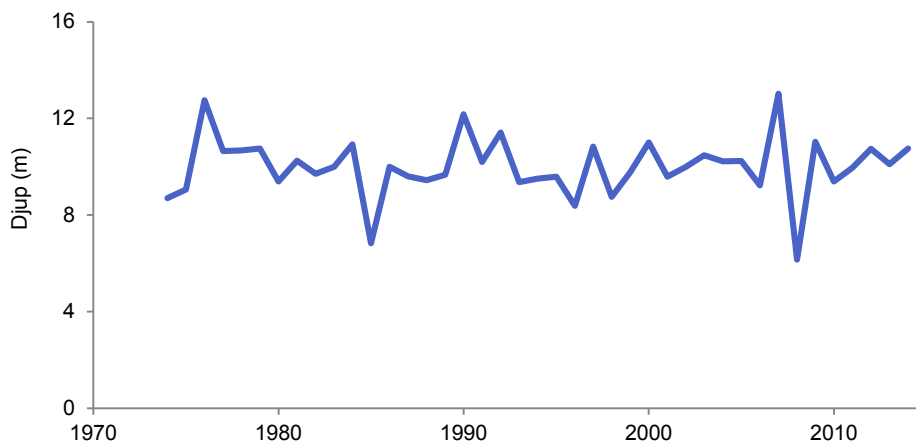
Vattnets medeltemperatur i samband med fisket har ökat signifikant över tid²⁶ (figur 30). För station 1 som är belägen längst från land ökade temperaturen i genomsnitt från strax under 4,8 °C till nästan 6,3 °C enligt den linjära ekvationen för ökningen. För stationerna 5 och 6 nära land ökade temperaturen från 4,9 °C till 6,8 °C från 1971 till och med 2014.

Det genomsnittliga siktdjupet vid fisketillfällena förändrades inte över tid, även om relativt stora mellanårsvariationer förekom runt en medelnivå nära 10 meter (figur 31).



Figur 30. Havsvattnets medeltemperatur vid redskapen i samband med provfiske med bottenfasta kustöversiktsnät vid Simpevarp 1971–2014. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.

26. Linjär regression 1971–2014: station 1, $p < 0,01$, $R^2 = 0,15$; station 5, $p < 0,01$, $R^2 = 0,20$; station 6, $p < 0,01$, $R^2 = 0,19$

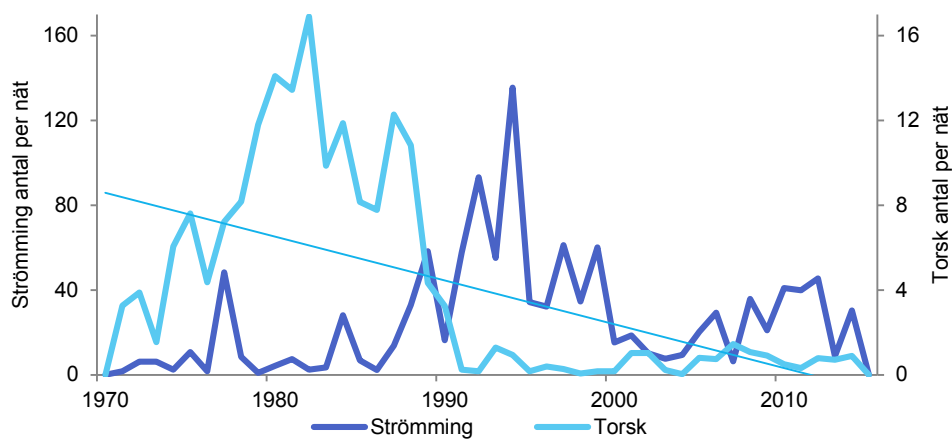


Figur 31. Siktdjup i samband med provfiske med kustöversiktsnät vid Simpevarp åren 1971–2014.

Artsammansättning

Sedan 1971 har 28 fiskarter registrerats vid provfisket med kustöversiktsnät under april och maj (tabell 8). Bland dessa återfinns de rödlistade arterna lake, sjurygg, torsk, ål och vimma. Strömningen har dock dominerat stort och svarade över alla år för två tredjedelar av antalet fångade individer. Även torsk, tånglake, rötsimpa, abborre, mört och skrubbskädda har tillhört de vanligaste arterna över åren. Förekomsten av torsk minskade kraftigt under 1980-talet (tabell 6) och ingen återhämtning har dokumenterats därefter. En annan art som har gått tillbaka är mörten (tabell 8). Arter som har blivit vanligare sedan 1970-talet är skrubbskädda, sik, gers, oxsimpa, piggvar och nors (tabell 6). Inga signifikanta förändringar skedde under den senaste femårsperioden.

Fångsten av strömning, uttryckt som antal per nät och fisketillfälle, var relativt liten fram till mitten av 1980-talet (figur 32). En period med särskilt små fångster sammanföll med en riklig förekomst av torsk. När torsken börjar minska kraftigt i slutet av 1980-talet följde en betydande ökning av abundansen av strömning. Den relativt stora förekomsten av strömning bestod sedan fram till början av 2000-talet, då några år med låga tätheter följde. Strömningen återhämtade sig därefter något från 2005 och framåt, även om fångsten var särskilt liten 2013, vilket sammanföll med ovanligt låga vattentemperaturer (se figur 30).



Figur 32. Fångst av strömning (vänster y-axel) och torsk (höger y-axel) med bottensatta kustöversiktsnät i Simpevarp 1971–2014. Heldragen linje anger signifikant trend över tid. Observera att det är olika skalor på y-axlarna

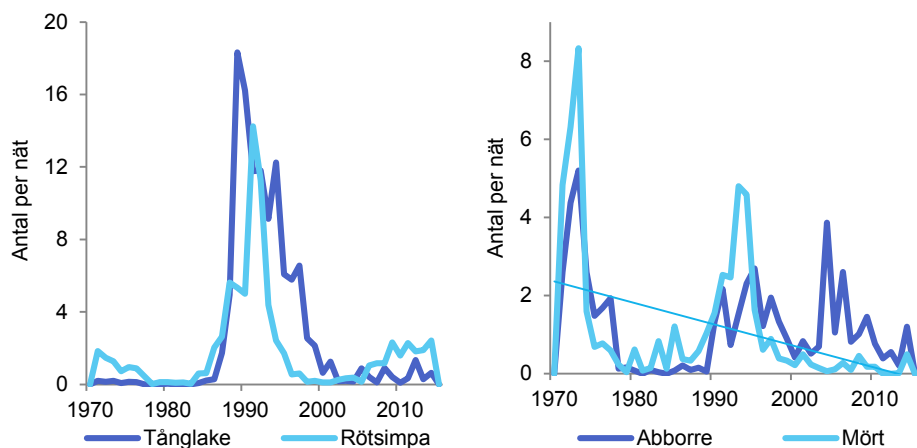


Provfiske med kustöversiktsnät. Foto: SLU Aqua Kustlaboratoriet

Tabell 6. Fångst (antal) per nät och natt vid provfiske med bottensatta kustöversiktsnät i Simpevarp åren 1971–2014. Trender har beräknats på logariterade värden för arter med en medelfångst av 0,1 eller mer. + anger ökande trend, - anger minskande trend med signifikansnivåer *= $p<0,05$, **= $p<0,01$, ***= $p<0,001$, ns anger att ingen signifikant förändring observerats över tiden.

	Medel 1987-2014	Trend 1987-2014	Medel 2010-2014	Trend 2010-2014
Strömring	22,62	ns	20,5	ns
Torsk	3,99	-***	0,66	ns
Tånglake	2,78	+*	0,73	ns
Rötsimpa	1,93	ns	2	ns
Abborre	1,29	ns	0,65	ns
Mört	1,24	-***	0,17	ns
Skrubbskädda	1,16	+***	1,5	ns
Sik	0,38	+**	0,29	ns
Gers	0,37	+**	0,53	ns
Oxsimpa	0,36	+*	0,33	ns
Piggvar	0,14	+***	0,31	ns
Nors	0,13	+**	0,29	ns
Vimma	0,12	ns	0,1	
Björkna	0,12	-*	<0,1	
Sjurygg	0,1	ns		
Lake	0,1	-**		
Tobiskung	<0,1		0,1	
Öring	<0,1			
Gädda	<0,1			
Id	<0,1			
Storspigg	<0,1		<0,1	
Skarpsill	<0,1			
Gulål	<0,1			
Gös	<0,1			
Ringbuk	<0,1			
Mindre havsnål	<0,1		<0,1	
Sutare	<0,1		<0,1	
Lax	<0,1			
Totalt	37,32	ns	28,47	ns

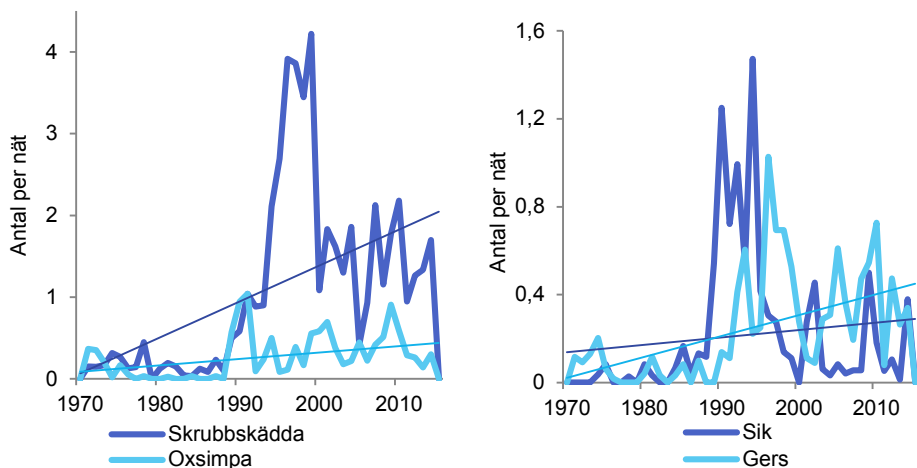
Förekomsten av rötsimpa och tånglake har utvecklats på ett likartat sätt över åren sedan 1971 (figur 33). Förekomsten av båda arterna ökade starkt i slutet av 1980-talet, efter att de helt eller nästan helt saknats i fångsterna under åren med höga tätheter av torsk. Fångsterna minskade sedan under 1990-talet, mot återigen mycket låga nivåer från millennieskiftet och framåt. Hos rötsimpan ses en svag tendens till återhämtning under den senaste tioårsperioden.



Figur 33. Fångst per ansträngning av rötsimpa, tånglake, abborre och mört med bottensatta kustöver-siktnät i Simpevarp 1971–2014.

Även abborre och mört förekom sparsamt i fångsterna från slutet av 1970-talet och fram till dess att torskfångsterna föll tillbaka mot slutet av 1980-talet (figur 33). Mörtens följde därefter samma mönster som rötsimpa och tånglake, med några år med större fångster från 1990 och framåt, följda av mycket små fångster under resten av perioden. Någon motsvarande nedgång kan inte ses hos abborren från 1990, även om mellanårsvariationerna varit ganska stora.

Oxsimpa och skrubbskädda har båda haft en positiv utveckling sett över hela undersökningsperioden (tabell 8, figur 35). Båda arterna förekom sparsamt fram till slutet av 1980-talet, för att sedan öka och ligga kvar på högre nivåer. Skrubbskädda förekom särskilt rikligt under den senare halvan av 1990-talet.

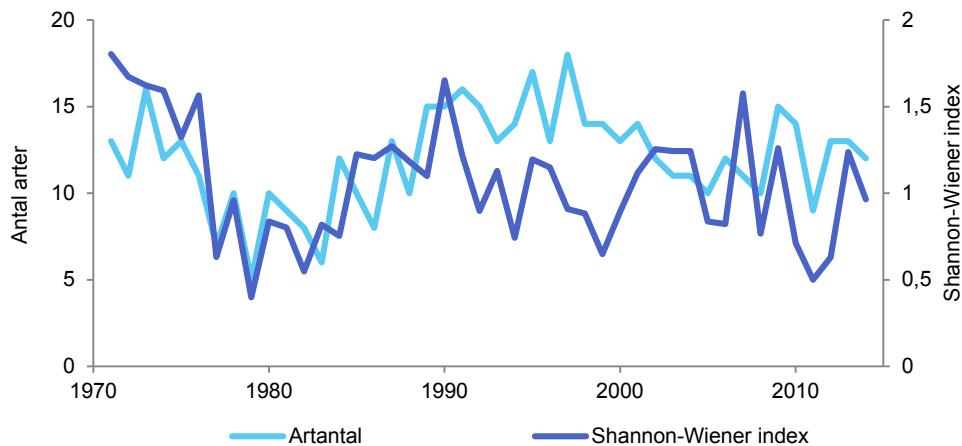


Figur 34. Fångst per ansträngning av oxsimpa, skrubbskädda, gers och sik med bottensatta kustöver-siktnät i Simpevarp 1971–2014. Heldragen linje anger signifikant trend över tid.

Även gers och sik förekom mycket sparsamt fram till slutet av 1980-talet (figur 34). Siken följer sedan samma mönster som strömming, rötsimpa, tånglake och mört, med större fångster under framförallt första halvan av 1990-talet. Därefter har fångsterna återigen varit små under de flesta åren. Utvecklingen hos gers liknar mera den hos abborre, med förhållandevis oförändrad abundans efter uppgången från och med 1990.

Diversitet

Antalet arter i fångsten och fångstens sammansättning (diversitet) uttryckt genom Shannon-Wieners diversitetsindex har inte förändrats i någon speciell riktning på lång sikt (figur 35). Från slutet av 1970-talet och några år in på 1980-talet ses dock en tydlig nedgång för både artantal och diversitet, men båda dessa indikatorer hade återgått till tidigare nivåer i början av 1990-talet. Från mitten av 1990-talet finns sedan en svag vikande trend för artantalet²⁷.



Figur 35. Antalet fiskarter i fångsten och diversitet enligt Shannon-Wiener index vid provfiske med kustöversiktsnät vid Simpevarp 1971–2014.

4.7 Rekrytering och tillväxt

4.7.1 Gonadskador

Under 1990-talet konstaterades skador på könsorganen hos flera fiskarter i kylvat-tenrecipienterna för kraftverken i såväl Oskarshamn som Forsmark. Ett stort antal prover samlades in och analyserades histologiskt av forskare i Vilnius, Litauen, där erfarenhet finns av liknande skador från bland annat recipienten för Ignalinaverket. Ett vanligt symptom hos abborre var så kallad stenrom i äggsäcken, vilket är rester

27. Linjär regression 1995-2014: $p < 0,05$, $R^2 = 0,24$

av döda ägg som är under nedbrytning. Även andra störningar, till exempel tecken på påbörjad celldöd, kunde man se om man skar upp romsäckerna och studerade dess färg och struktur.

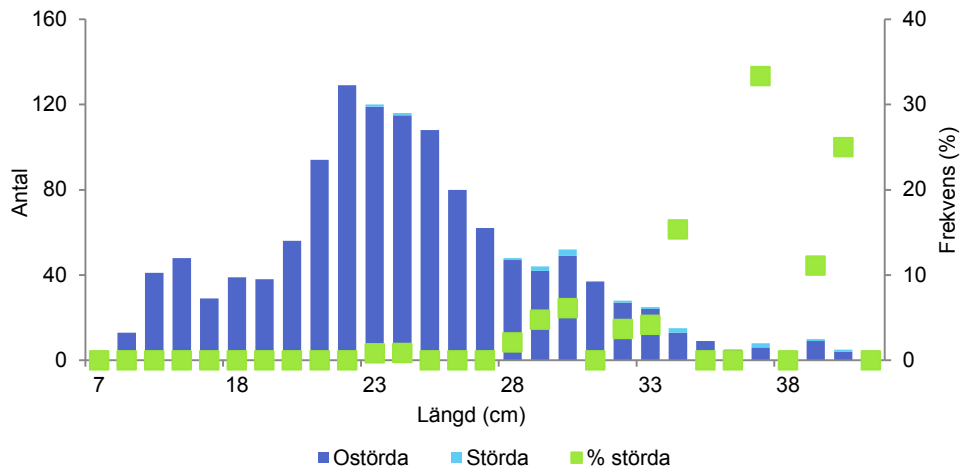
Skadebilden hos mört visade att en stor del av honorna bar på ägg som dött under utvecklingen och att könsorganens (gonadernas) funktion blivit arytmisk och inte längre var kopplad till årstiderna (Luksiené och Sandström 1994). Senare studier tyder på att även andra arter drabbats. Uppenbara skador, som exempelvis döda ägg och vätskefyllda eller ofullständigt utvecklade romsäckar, har konstaterats hos abborre och gädda. I Hamnefjärden och Forsmark var påverkan tydlig nog för att kunna observeras med blotta ögat, framförallt hos äldre fisk. En hög andel av de abborrar och mörtar som var större än 30 centimeter har haft så grava skador att de sannolikt inte längre kunnat fortplanta sig.

Metodik

Observationerna av fortplantningsstörningar föranledde uppföljande undersökningar av mört och abborre i Hamnefjärden, med Kvädöfjärden som referensområde. Undersökningarna utfördes på de individer som samlats in för åldersanalys i Hamnefjärden sedan 1993 och under ett provfiske i oktober i Kvädöfjärden sedan 1997. Materialet omfattade fiskar i de storleksklasser som normalt förekommer i provfisket – för abborre mellan cirka 15 och 45 centimeters längd och för mört mellan 15 och 30 centimeters längd. Förekomsten av störningar på gonaderna noterades på dissekerad fisk genom okulär besiktning.

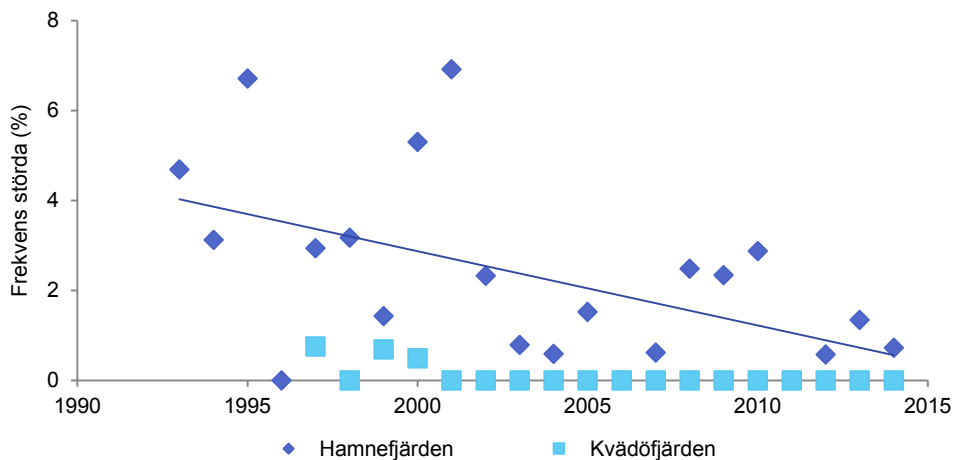
Resultat

Bland de 1250 abborrar från Hamnefjärden som analyserades under perioden 2009–2014 hade cirka 1 procent för ögat synliga gonadstörningar. Frekvensen var som tidigare högst bland större fiskar (figur 36). Inom gruppen fiskar större än 30 centimeter registrerades gonadstörningar hos 6 procent av individerna under denna period.



Figur 36. Förekomst av gonadskador hos abborrar av olika längd från Hamnefjärden under perioden 2009–2014.

För att undvika en påverkan av varierande storlekssammansättning i fångsten har frekvensen beräknats för abborrar inom storleksintervallet 20–35 centimeter. Frekvensen av gonadskador minskade signifikant inom detta storleksintervall under perioden 1993–2014²⁸ (figur 37). Även när frekvensen beräknades för individer större än 30 centimeter upptäcktes en minskande trend under samma period som ovan²⁹.

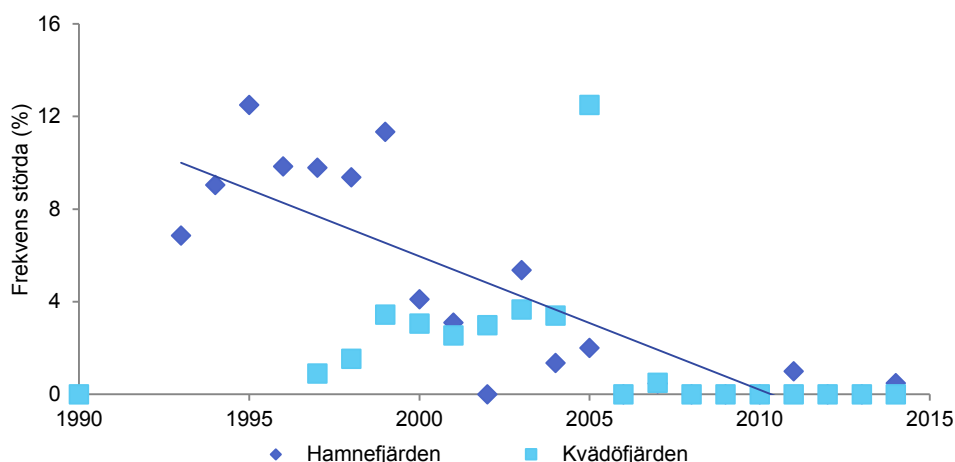


Figur 37. Frekvens av gonadskador hos abborre (20–35 centimeter) från Hamnefjärden under 1993–2014 och hos abborre (alla storlekar) från Kvädöfjärden 1997–2014. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.

28. Linjär regression 1993-2014: $p < 0,05$, $R^2 = 0,27$

29. Linjär regression 1993-2014: $p < 0,001$, $R^2 = 0,55$

På grund av indikationer vid tidigare analyser har frekvensen inom storleksintervall 20–35 centimeter sedan relaterats till vattentemperaturen under vintern, uttryckt som medeltemperaturen i kylvattenintaget för O2 under februari och mars. Sett över hela perioden med tillgängliga data, från 1994 till och med 2014, finns inget samband mellan vattnets temperatur under vintern och förekomst av störda gonader. Gonadstörningarna i Hamnefjärden har även jämförts med bakgrundstemperaturen under vintern ute i öppna havet på station BY31 (Landsortsdjupet) och BY32 (Norrköpingsdjupet). Inte heller vid dessa jämförelser upptäcktes några samband mellan temperatur och förekomst av gonadskador.



Figur 38. Frekvens av gonadskador hos mört (alla storlekar) från Hamnefjärden under 1993–2014 och hos mört (alla storlekar) från Kvädöfjärden 1990 samt 1997–2014. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.

Under åren 1997–2014 analyserades 3 329 abborrar från Kvädöfjärden med avseende på förekomst av gonadskador. Totalt sett hade endast tre individer för ögat synliga tecken på gonadskador (figur 37).

Frekvensen av gonadskador hos mört i Hamnefjärden var 0,3 procent hos de 1 019 individer som analyserades under åren 2009–2014. Frekvensen motsvarar tre honor som hade storleken 23–28 centimeter. Dessa individer fångades åren 2011 och 2014. Resterande år var frekvensen av gonadskador hos mört i Hamnefjärden noll. Andelen gonadskador minskade signifikant i Hamnefjärden under perioden 1993–2014³⁰ (figur 38). Några samband med vattentemperaturen under vintern kunde inte påvisas. I Kvädöfjärden fångades inga mörtar med gonadskador under åren 2009–2010 samt 2013–2014 (figur 38). (Åren 2011–2012 utfördes ingen provtagning på grund av liten fångst av mört i Kvädöfjärden under dessa år.) Inga

30. Linjär regression 1993-2014: $p < 0,001$, $R^2 = 0,71$

trender över tid kunde påvisas i Kvädöfjärden. Den höga frekvensen av gonadska-
dor år 2005 baseras där på ett prov med endast åtta fiskar.

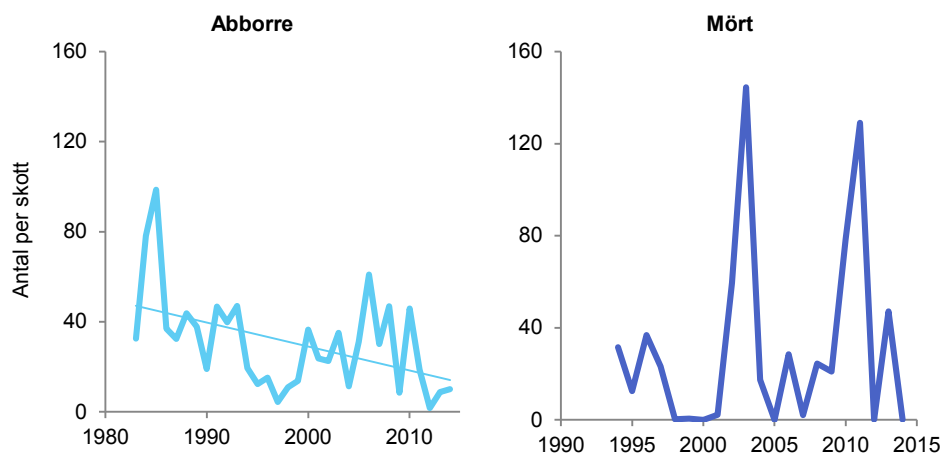
4.7.2 Täthet och tillväxt hos yngel

Metodik

Årsynglens täthet och tillväxt i Hamnefjärden registreras varje höst med hjälp av små undervattensdetonationer. Ett referensmaterial för att uppskatta tillväxt samlas samtidigt in i den närbelägna, men av kylvatten opåverkade Getbergsfjärden (figur 1). Sprängningar genomförs på tio fasta stationer och upprepas vid två till tre tillfällena.

Resultat

Förekomsten av abborryngel i Hamnefjärden har minskat signifikant över tid sedan 1983³¹ (figur 39). Medeltätheten var 31 yngel per skott under hela perioden. För yngel av mört finns kvantitativa data sedan 1994. Mörtens täthet i Hamnefjärden har inte förändrats under perioden. Mellanårsvariationerna tenderar att vara större för mörtungel och de har saknats helt under vissa år.



Figur 39. Antal årsungar av abborre och mört per skott vid sprängningar i Hamnefjärden åren 1983–2014. Medel för alla omgångar.

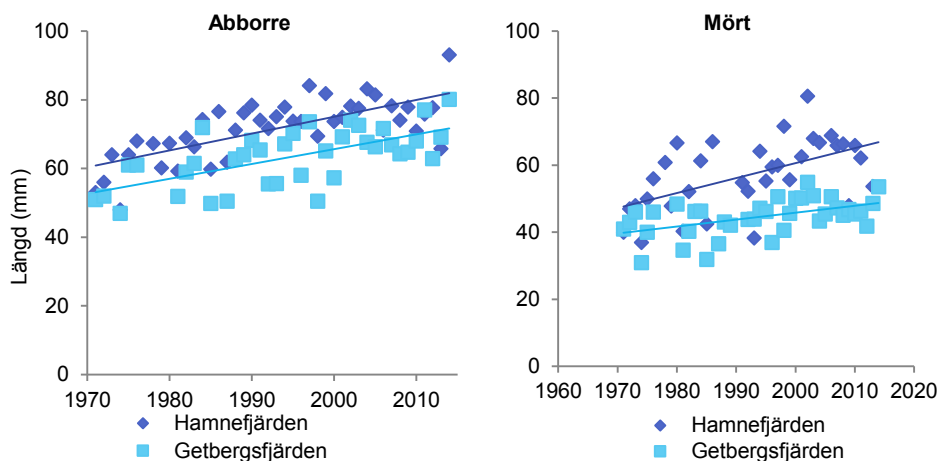
Abborrynglens medellängd har ökat signifikant i Hamnefjärden såväl som i referensområdet i Getbergsfjärden (figur 40)³². Ett abborryngel var i storleksordningen 50–60 mm långt i början av 1970-talet och skillnaden mellan områdena var liten.

31. Linjär regression 1983-2014: $p < 0,01$, $R^2 = 0,22$

32 . Linjär regression 1971-2014: Hamnefjärden $p < 0,001$, $R^2 = 0,50$; Getbergsfjärden, $p < 0,001$, $R^2 = 0,41$

Från mitten av 1970-talet och fram till 2010 år har medellängden hos abborrynglen i Hamnefjärden varierat mellan 65 och 85 mm och i genomsnitt varit cirka 10 mm längre än i Getbergsfjärden. Under den senaste femårsperioden har dock medellängden inte skilt sig signifikant åt mellan de två områdena. 2011 och 2013 är istället de enda åren under perioden sedan 1970 då abborrynglen i Getbergsfjärden har noterats för en högre medellängd än abborrynglen i Hamnefjärden. Från slutet av 1980-talet, då kontinuerlig registrering av vattentemperatur gjordes i Hamnefjärden, och fram till och med 2013, finns ett signifikant positivt samband mellan yngeltäthet och vattnets medeltemperatur³³. Sambandet faller dock om det höga värdet för 2014 tas med i analysen. Ett positivt samband finns också för hela perioden 1988–2014 för yngelstorlek i Getbergsfjärden och vattentemperaturen i den närbelägna Borholmsfjärden³⁴.

Även mörtynglens medellängd har ökat signifikant i båda områdena och ökningen har varit tydligast i Hamnefjärden (figur 40)³⁵.



Figur 40. Medellängd hos årsyngel av abborre och mört i Hamnefjärden och Getbergsfjärden 1971–2014. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.

4.7.3 Årsklasstyrka hos abborre

Metodik

Årsklassernas storlek är ett mått på i vilken grad fortplantningen varit framgångsrik. Den kan därför användas som ett mått på eventuell påverkan på föräldragenerationen eller på tidiga livsstadier. Relativ årsklasstyrka beräknas på basen av information från ålderfördelningar av vuxen fisk. Från Simpevarp och Kvädöfjärden

33 Linjär regression 1988–2013: $p < 0,05$, $R^2 = 0,22$

34 Linjär regression 1988–2014: $p < 0,001$, $R^2 = 0,40$

35 Linjär regression 1970–2014: Hamnefjärden $p < 0,001$, $R = 0,30$; Getbergsfjärden $p < 0,01$, $R^2 = 0,25$

genomförs årligen åldersanalyser av cirka 300 honor per område. Ytterligare 200 åldersbestäms årligen från fångsten i sommarens nätfisken i Hamnefjärden. Den årliga rekryteringsframgången mäts även i Hamnefjärden genom täthetsuppskattningar av årsyngel under hösten. Sådan information saknas från de andra områdena.

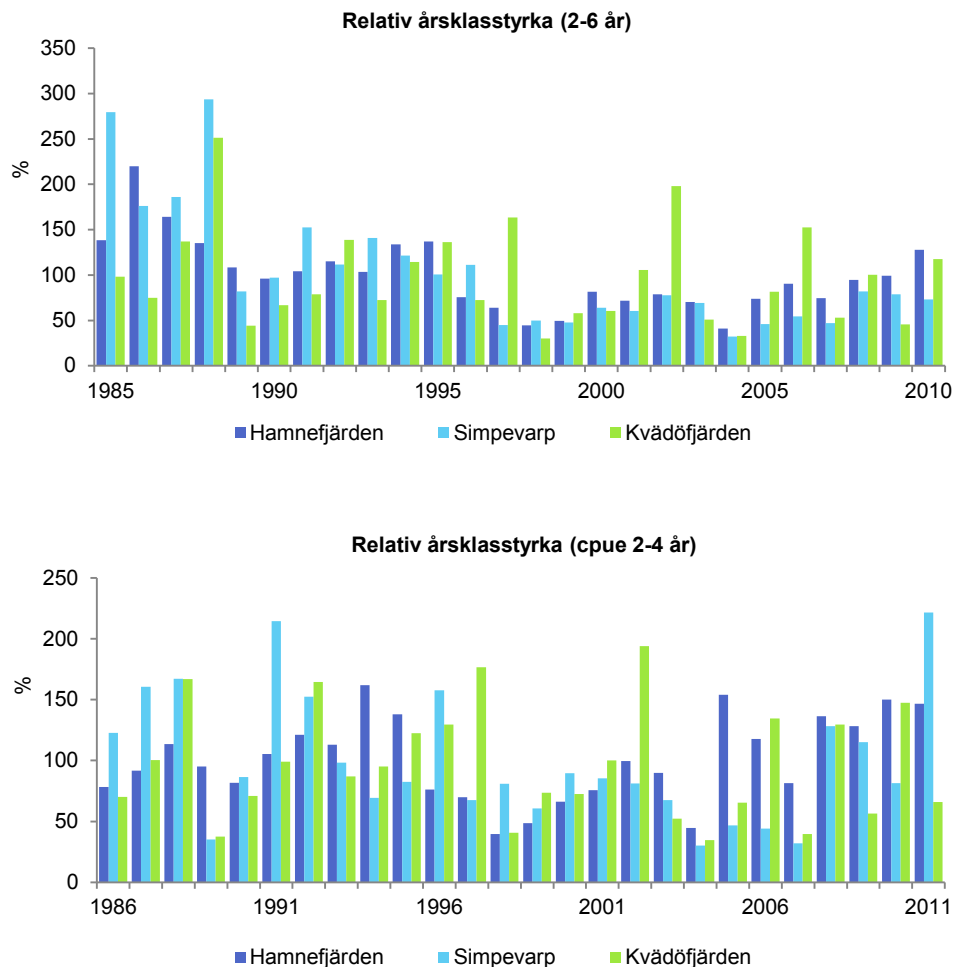
Abborrens årsklasstyrka anger hur starkt rekryteringen från ett visst år bidrar till det totala beståndets storlek. Detta mått beräknas genom att andelen av en viss årsklass i fångsten ett enskilt år relateras till den genomsnittliga andelen i fångsten av motsvarande åldersgrupp under en följd av år (Thoresson 1996a). Värden över 100 för ett visst år anger att det årets rekrytering bidragit mer än genomsnittet till det totala beståndets storlek. En brist med metoden är att den inte är jämförbar mellan tidsperioder, till exempel så riskerar man att överskatta årsklasstyrkan om rekryteringen varit svag en längre period och vice versa. En alternativ metod är att tillämpa samma princip som vid beräkningen av relativ årsklasstyrka, men att i stället relatera fångst per fiskeansträngning för respektive åldersgrupp ett givet fångstår till den genomsnittliga fångsten av motsvarande åldersgrupp under den tidsperiod som studeras. På detta sätt kan fångsten av en given årsklass under en följd av år normeras mot långtidsmedelvärdet för de åldrar fisken förekommer i representativa kvantiteter i fångsten. Ingen av metoderna tar dock hänsyn till årsvisa variationer i fiskens fångstbarhet, som kan påverkas av till exempel skillnader i vattentemperatur.

Årsklasstyrkan i Hamnefjärden, den omgivande skärgården vid Simpevarp och i referensområdet Kvädöfjärden beräknas här genom att årlig representation (procent) av åldrarna 2–6 normeras mot den genomsnittliga representationen för åldersgruppen under den period som studeras. När denna metod har använts har årsklasser som varit representerade i fångsten mindre än tre år uteslutits vid beräkning av årsklasstyrka. En alternativ metod har varit att årlig fångst per fiskeansträngning av åldersgrupperna 2 till 4 år normeras mot genomsnittlig fångst per fiskeansträngning under hela perioden för respektive åldersgrupp. Med denna metod har gränsen för beräkning av årsklasstyrka satts till att årsklassen skall ha representerats av minst två åldersgrupper.

Resultat

I referensområdet Kvädöfjärden producerades efter millennieskiftet årsklasser nära eller över långtidsmedelvärdet åren 2001, 2002, 2006, 2008 och 2010. Båda beräkningsmetoderna ger här likartade resultat (figur 41). Den metod som baserar sig på årlig andel i provet av enskilda åldersgrupper antyder att så gott som alla årsklasser i Hamnefjärden och Simpevarp har varit mindre än långtidsmedelvärdet sedan mitten av 1990-talet, med Hamnefjärden åren 2009 och 2010 som enda undantag (figur 41). Metoden som bygger på fångst per fiskeansträngning av åldersgrupper-

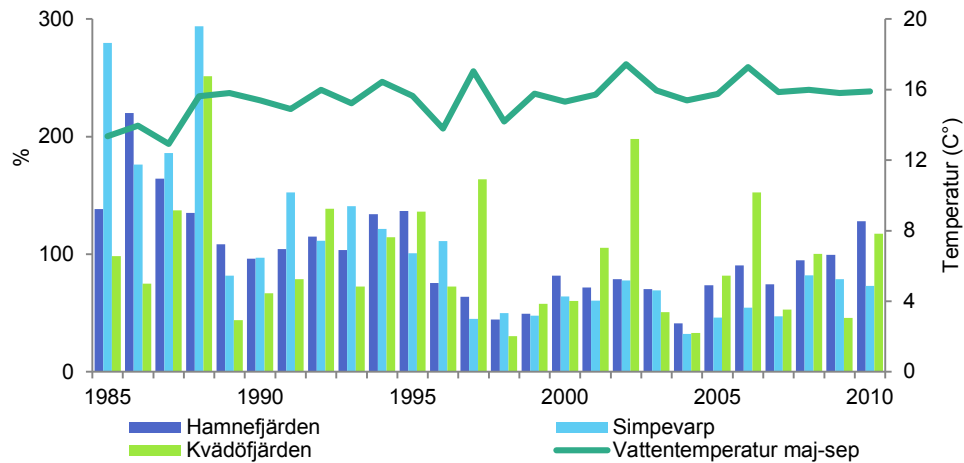
na 2 till 4 ger en annorlunda bild, med flera goda årsklasser i främst Hamnefjärden från 2005 och framåt. Till exempel sammanfaller goda årsklasser i Hamnefjärden och Kvädöfjärden åren 2006, 2008 och 2010.



Figur 41. Abborrens årsklasstyrka i Hamnefjärden, i skärgården vid Simpevarp och i Kvädöfjärden, beräknad på ålderssammansättningen i fångsten åren 1989–2014 enligt Thoresson (1996a) (över) och enligt fångst per fiskeansträngning (under).

Årsklasstyrkan baserad på åldersgruppernas årliga andelar i fångsten för åldrarna 2 till 6 år jämförs i figur 42 med ytvattnets medeltemperatur under sommaren (maj–september) i Kvädöfjärden. Av figuren framgår tydligt ett positivt samband mellan vattentemperatur och årsklasstyrka i Kvädöfjärden efter 1988 ($p < 0,01$, $r^2 = 0,40$ vid linjär regression med logaritmerad årsklasstyrka). I övrigt har inga statistiskt säkerställda samband påvisats mellan vattentemperatur och årsklas-

styrka, med undantag av ett negativt samband för hela perioden mellan temperaturer i Kvädöfjärden och årsklasstyrkan i Simpevarp ($p < 0,01$, $R^2 = 0,25$).



Figur 42. Årsklasstyrkan hos abborre i Hamnefjärden, Kvädöfjärden och Simpevarp och ytvattnets medeltemperatur under sommaren (maj–september).

Fångsten per fiskeansträngning av tvååriga abborrar uppvisar en tydlig ökning i Hamnefjärden³⁶ sedan 1989, samtidigt som förekomsten av treåringar trots fluktuationer saknar trend på lång sikt (figur 43). Den sammanlagda fångsten av fyra till sex år gamla abborrar minskar dock drastiskt under åren runt millennieskiftet³⁷, samtidigt med en tydlig ökning för tvååringarna. En motsvarande tillbakagång för fyra- till sexåringar inträffade i skärgården söder om Simpevarp³⁸. Där ses också en svag ökning för tvååringar³⁹, men fångsten av treåringar saknar trend (figur 43). Den äldre gruppen har legat kvar på en låg nivå efter nedgången runt år 2000 i båda områdena.

36 Linjär regression 1989–2014: $p < 0,001$, $R^2 = 0,39$

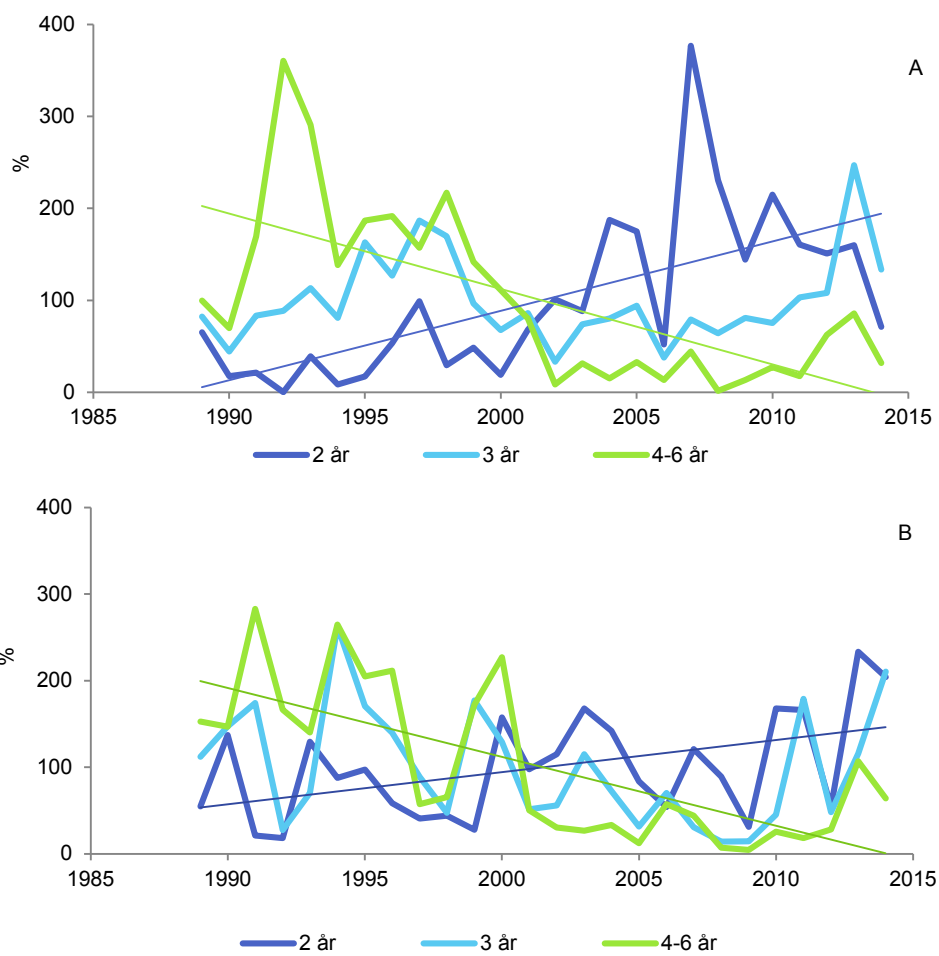
37 Linjär regression 1989–2014: $p < 0,00$, $R^2 = 0,31$

38 Linjär regression 1989–2014: $p < 0,001$, $R^2 = 0,47$

39 Linjär regression 1989–2014: $p < 0,05$, $R^2 = 0,19$



Gällock från abborre med tydliga tillväxtzoner. Foto: David Andersson



Figur 43. Fångst av olika åldersgrupper (andel av långtidsmedelvärde) i Hamnefjärden (A) och i skärgården söder om Simpevarp (B). Trendlinje anger signifikant förändring över tid.

4.7.4 Tillväxt hos abborre

Metodik

Tillväxten hos abborre analyseras med hjälp av de årsringar som anläggs i fiskarnas gällock under varje tillväxtssäsong. För varje provtagning erhålls en uppskattning av fiskens längd efter varje tillväxtssäsong genom så kallad tillbakaräkning (Agnedal 1968). Åldersprover från abborre har insamlats från provfiskena i Simpevarp och Kvädöfjärden sedan undersökningarna inleddes i början av 1960-talet. Under åren 1971–1987 fanns en övre storleksgräns för insamlingen i Simpevarp vid en längd av 25 centimeter (Thoresson 1992, 1996b). Denna begränsning fanns även i Kvädöfjärden, där den behölls till och med 1990. Före 1978 ingick båda könen i provtagningen, därefter endast honor. Inledningsvis samlades alla åldersprover in under maj och juni. Under en övergångsperiod runt mitten av 1980-talet övergick provtagningen från försommaren till att enbart omfatta ett årligt prov från augusti månad.

Statistik

Insamlade data för medellängd och årlig längdökning hos abborre har analyserats med statistiska analyser. Utvecklingen över tid av abborrens medellängd (log-transformerade värden) har undersökt med linjär regression. Sedan har utvecklingen över tid för medellängd jämförts mellan områden med hjälp av Ancova. Skillnader mellan områden vad gäller årlig längdökning (log-transformerade värden) har analyserats med Anova (variationsanalys, engelska: analysis of variance). Signifikanta Anova-analyser har följts upp med *post hoc*-testet LSD (least significant difference) för att undersöka specifikt vilka områden som skiljer sig åt. I de fall då dataunderlaget, trots transformeringen, inte har uppfyllt kraven för normalfördelning och lika varianser har parvisa icke-parametriska Mann-Whitney U-test använts istället för Anova.

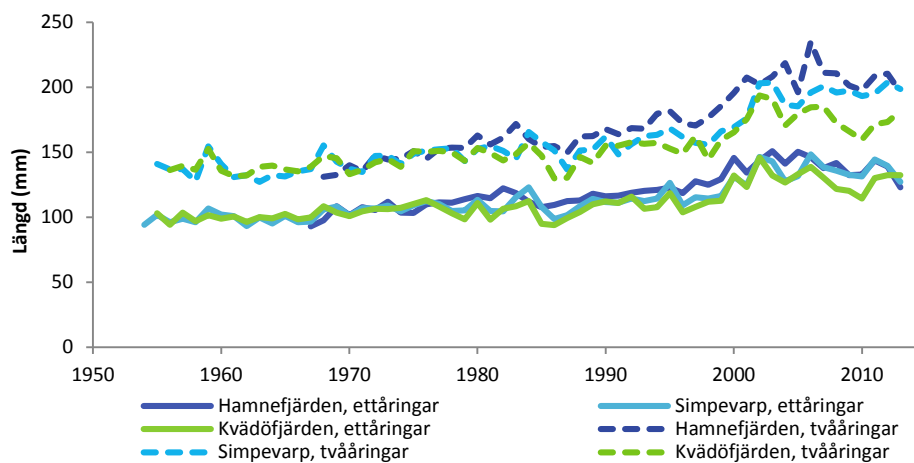
Resultat

Tillväxtens förändring över tid hos abborrar i Hamnefjärden, i skärgården runt Simpevarp samt i referensområdet Kvädöfjärden illustreras i figur 44 i form av medellängden efter två respektive tre tillväxtår. För båda åldrarna och i alla tre områdena ses en tydlig och starkt signifikant ökning⁴⁰. Treåringar i Hamnefjärden hade till exempel som mest en medellängd av 23,5 centimeter 2006, vilket kan jämföras med nivåer runt 15 centimeter eller lägre under 1960- och 1970-talen. Denna längdskillnad motsvarar en skillnad i vikt på i storleksordningen 100 gram, från cirka 40 till drygt 140 gram.

40. Linjär regression 1954/68–2013: $p < 0,001$, $R^2 = 0,65$ i samtliga fall (olika startår)

Medellängden hos tvååringar har förändrats snabbare i positiv riktning i Hamnefjärden än i Kvädöfjärden⁴¹, men i övrigt skiljer sig inte utvecklingen mellan områdena hos denna grupp. Utvecklingen hos treåriga abborrar skiljer dock vid alla jämförelser mellan områdena, med snabbast ökning i Hamnefjärden och långsammast i Kvädöfjärden⁴².

Fram till mitten av 1970-talet finns ingen skillnad mellan de tre områdena med avseende på årlig längdökning hos abborre under de tre första levnadsåren (figur 45). Under perioden med två reaktorer i drift (1971–1984) växte abborrarna något snabbare i Hamnefjärden under sitt första tillväxtår än i Kvädöfjärden, medan områdena inte skilde sig signifikant för andra och tredje tillväxtåret⁴³



Figur 44. Medellängd hos ettåriga och tvååriga abborrar åren 1953-2013 i Hamnefjärden, Simpevarp och Kvädöfjärden.

Från och med 1985, då den tredje reaktorn togs i drift var tillväxten snabbare i Hamnefjärden än i de andra områdena under både andra och tredje tillväxtåret och under det tredje tillväxtåret växte även abborrarna i Simpevarp snabbare än de i Kvädöfjärden⁴⁴. Figur 45 visar att även förstaårstillväxten var snabbast i Hamnefjärden fram till ett par år in på 2000-talet, men att en utjämning mellan områdena därefter inträffar som innebär att skillnaden inte är signifikant för hela perioden sedan 1985.

41. Kovariansanalys Ancova (år*område) 1967–2013: $p < 0,05$, $R^2 = 0,71$

42. Kovariansanalys Ancova (år*område): Hamnefjärden-Simpevarp 1967–2013: $p = 0,01$, $R^2 = 0,84$; Hamnefjärden-Kvädöfjärden 1967–2013: $p < 0,001$, $R^2 = 0,82$; Simpevarp-Kvädöfjärden 1967–2013: $p < 0,05$, $R^2 = 0,72$

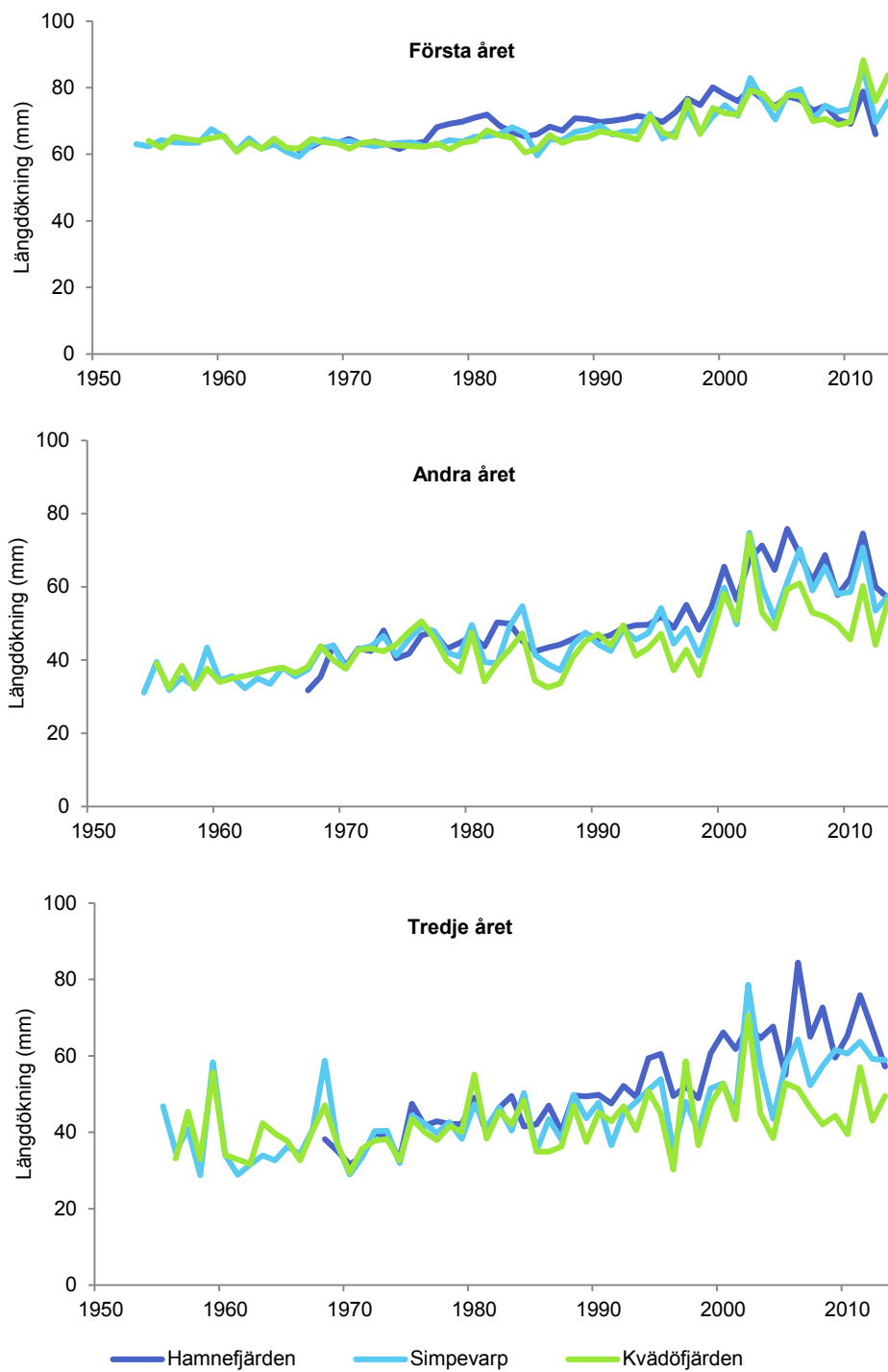
43. Mann-Whitney U-test 1971-1984: $p < 0,05$

44. Variansanalys Anova 1985-2013; Hamnefjärden-Simpevarp år 2, $p < 0,05$; Hamnefjärden-Kvädöfjärden år 2, $p < 0,001$; Hamnefjärden-Simpevarp år 3, $p < 0,01$; Hamnefjärden-Kvädöfjärden, $p < 0,001$; Simpevarp-Kvädöfjärden, $p < 0,05$

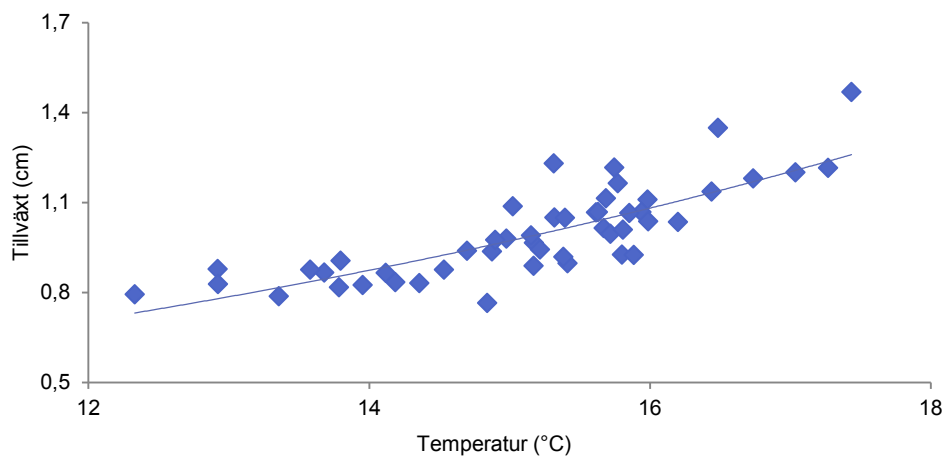
Vattentemperaturens betydelse för abborrens tillväxt illustreras av sambandet mellan normerad årlig längdökning och genomsnittlig vattentemperatur i Kvädöfjärden under perioden maj–september varje år (figur 46). Den årliga längdökningen har här som ett första steg dividerats med långtidsmedelvärdet och därefter har ett årsmedelvärde beräknats från de fyra första tillväxtåren. Sambandet med vattentemperaturen är starkt signifikant och förklarar 67 procent av mellanårsvariationen under perioden 1965–2013⁴⁵. Motsvarande temperaturdata från Hamnefjärden och Simpevarp finns bara tillgängliga för perioden från 1988 och framåt. Två år saknas dock i serien från Hamnefjärden och fyra år saknas från Simpevarp. Signifikanta samband mellan vattentemperatur och tillväxt saknas helt för de 23–24 åren med data från Hamnefjärden, medan tillväxten under första och andra året var positivt korrelerad med temperaturen i skärgården söder om Simpevarp⁴⁶ (n=22).

45. Exponentiell regression 1965–2013: $p < 0,001$, $R^2 = 0,67$

46. Linjär regression 1989–2013: Simpevarp; år 1: $p < 0,01$, $R^2 = 0,38$; år 2: $p < 0,05$, $R^2 = 0,26$; år 3: $p = 0,01$, $R^2 = 0,30$



Figur 45. Abborrens genomsnittliga längdökning under sitt första till tredje levnadsår i Hamnefjärden, Simpevarp och Kvädöfjärden under tillväxtåren 1954-2013. Analysmetoden och fiskeperiod innebär att serier inleds tid olika tillväxtår.



Figur 46. Abborrens genomsnittliga längdökning under sitt första till fjärde levnadsår i Kvädöfjärden under tillväxtåren 1954–2013 avsatt mot ytvattnets medeltemperatur i Kvädöfjärden under maj–september motsvarande år. Längdökningen har normerats genom att årliga värden divideras med långtidsmedelvärdet. Heldragen linje anger signifikant exponentiell trend. $R^2=0,67$.

4.8 Fisksjukdomar

4.8.1 Metodik

Förekomsten av yttre sjukdomstecken hos den provfiskade fisken observeras visuellt i samband med registrering av fångsten. Samtliga fiskar kontrolleras som regel, men vid stora fångster av t ex strömming under vårfisket ställs något lägre krav.

Följande symptom på sjukdom redovisas:

1. Hudsår
2. Skelettdefekter
3. Tumörer
4. Fenröta, en bakterieframkallad sjukdom med mycket snabbt förlopp som kan drabba de flesta fiskarter. Sjukdomen yttrar sig som en fransning av de yttre delarna av fenan och i ett senare stadium av lossade fenstrålar.
5. *Lymfocystis*, en virussjukdom som orsakar druvliknande hudtumörer hos främst flundra.
6. ”Övriga”

Statistik

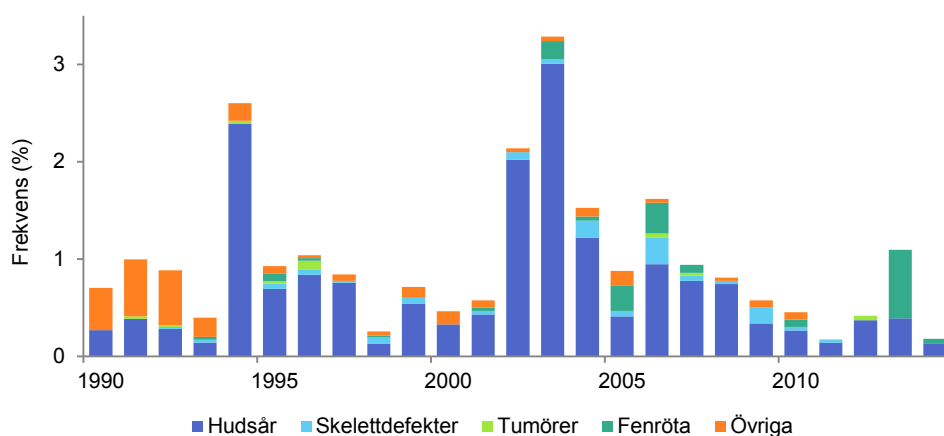
Linjär regression har utförts för att undersöka tidstrender för förekomst av sjukdomssymptom samt för att undersöka eventuella samband mellan förekomst och temperatur.

4.8.2 Hamnefjärden

Fiske med biologiska länkar

I Hamnefjärdens nätfiske utgjorde de sex arterna abborre, björkna, gers, gädda, mört och sarv i genomsnitt 95 procent av fångsten under perioden 1990–2014. Förekomsten av fisksjukdomar varierade hos denna artgrupp från som minst knappt 0,2 procent 2011 och 2014 till som högst 3,3 procent 2003 (figur 47) och den genomsnittliga frekvensen var 1,0 procent.

Hudsår var det vanligaste sjukdomssymptomet sett över hela undersökningsperioden (figur 47). Mellanårvariationer hos förekomsten av hudsår har dock varit stora och några trender över tid kan inte beläggas. Kategorin ”övriga symptom” var relativt vanlig under tidigt 1990-tal (figur 47), till följd av en hög andel mekaniska skador hos flera arter och så kallad godartade epitelnybildningar hos mört, främst under lektiden på våren. Sedan 1993 har prevalensen av kategorin övriga sjukdomssymptom legat under 0,2 procent och har under senare tid främst utgjorts av individer med förkortade gällock. Förekomsten av övriga symptom har minskat signifikant under undersökningsperioden, sammantaget inom den ovan angivna artgruppen⁴⁷. Symptomet fenröta har utgjort en stor andel av den totala sjukdomsförekomsten under vissa år (figur 47), men inga trender över tid kan noteras för detta symptom.



Figur 47. Frekvens (procent) av yttre sjukdomssymptom hos artgruppen abborre, mört, björkna, gers, gädda och sarv, fiskade med nät i Hamnefjärden under vår och sensommar 1990–2014.

Procentuellt var gäddan den mest sjukdomsdrabbade arten med en genomsnittlig sjukdomsfrekvens av cirka 8 procent, men bilden blir osäker eftersom fångsten av gäddor har varit relativt liten. Av de vanligare förekommande arterna var mört och

47. Linjär regression 1990-2014: $p < 0,001$, $R^2 = 0,49$

björkna de mest sjukdomsdrabbade, med genomsnittliga prevalenser av 1,6–1,7 procent under perioden 1990–2014. Dessa båda arter har varit relativt hårt drabbade av hudsår, främst under vårperioden.

Hos de mindre vanligt förekommande arterna (de fem procent av fångsten som inte ingått i tidigare analys) var sjukdomsfrekvensen något högre med ett medelvärde på 2,0 procent under perioden 1994–2014. Precis som för gäddan blir denna siffra osäker då beräkningarna för denna artgrupp baseras på en relativt liten fångst. Den vanligaste sjukdomen var hudsår som drabbade främst id, skrubb-skädda och sutare.

Ryssjefiske

Den totala sjukdomsfrekvensen hos de vanligaste arterna (abborre, björkna, gers, gulål, mört och sarv) varierade under åren 1990–2014 mellan 0,0 och 2,9 procent per år, med de högsta värdena noterade år 1990 och 1997 och det lägsta värdet noterat år 2014. Den genomsnittliga frekvensen var 1,0 procent. Under undersökningsperioden skedde en signifikant minskning av den totala sjukdomsfrekvensen samt frekvensen av hudsår hos denna artgrupp⁴⁸. Hos gulål var hudsår det vanligaste symptomet. Frekvensen av hudsår hos gulål var som högst 4,2 procent år 1991, men har sedan minskat signifikant⁴⁹. Åren 2011 och 2014 fångades inga gulålar med hudsår. De näst vanligaste symptomen hos gulål var kategorin ”övriga symptom” och tumörer. De tumörer som drabbade arten utgjordes främst av den artspecifika blomkålssjukan. Sjukdomen yttrar sig som en godartad svulst som oftast sitter vid ålens käkregion. Tumören kan växa sig så stor att fisken har svårt att äta. I medeltal påträffades tumörer hos 0,5 procent av ålarna i Hamnefjärden.

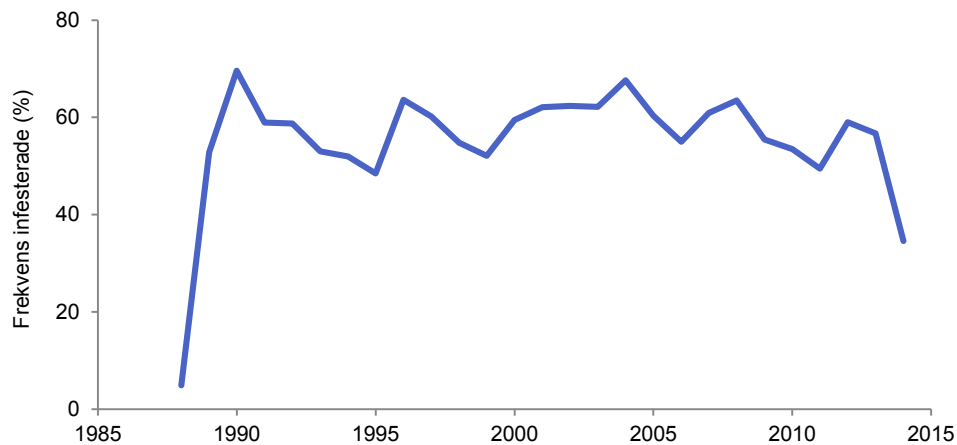
Hos de mindre vanligt förekommande arterna (som inte ingått i analyserna ovan) var sjukdomsfrekvensen i medeltal 1,8 procent under perioden 1994–2014, men eftersom fångsten av dessa arter är relativt liten blir denna siffra osäker. De sjuka fiskarna i denna artgrupp utgjordes främst av blankål och sutare och hudsår var det vanligaste symptomet.

Infestering med nematoder av släktet *Anguillicoloides* hos gulål observerades för första gången år 1988 i Hamnefjärden och har sedan dess stått under särskild observation. Den upp till 5 centimeter långa parasiten uppträder i ålens simblåsa, där den livnär sig av värddjurets blod. Parasiten har införts till Europa från Sydostasien och är numera etablerad i Hamnefjärden. Under våarna genomförs kontroll av 200 gulålar från Hamnefjärden. Sedan 1990 har frekvensen infesterade ålar varit runt 60 procent (figur 48). År 2014 var dock frekvensen endast 35 procent (av 130 kontrollerade ålar). De senaste femton åren har antalet parasiter i simblåsan

48. Linjär regression 1990-2014: total sjukdomsfrekvens $p < 0,01$, $R^2 = 0,31$; hudsår $p < 0,01$, $R^2 = 0,33$

49. Linjär regression 1990-2014: $p < 0,05$, $R^2 = 0,22$

räknats. Den största andelen av ålarna var lindrigt infesterade. Av de parasiterade ålarna hade majoriteten (70 procent) fem parasiter eller färre. Som mest observerades 116 parasiter i en ål. Under alla de år som antalet parasiter har räknats har medelantalet hos de infesterade ålarna varit runt fem parasiter. En tidigare jämförelse med kontroller av gulål från yrkesfisket i Kvädöfjärden och Marsö visade att frekvensen av infesterade gulålar i dessa områden låg på ungefär samma nivå som i Hamnefjärden under åren 1997–2008 (Andersson m.fl. 2011).

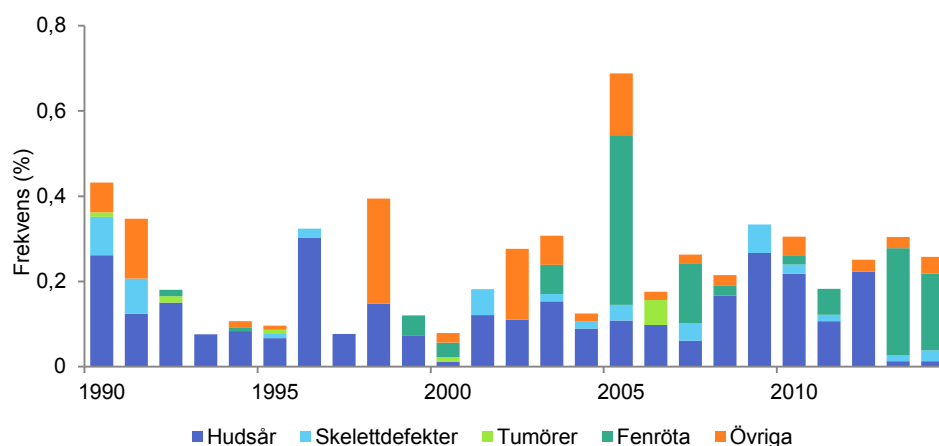


Figur 48. Frekvens (procent) av simblåseparasiten nematoden *Anguillicoloides crassus* hos gulål i Hamnefjärden 1988–2014.

4.8.3 Skärgårdens nätfiske

Simpevarps skärgård

Under perioden 1990–2014 utgjorde arterna abborre, björkna, mört, gädda, gers och sarv 94 procent eller mer av det antal fiskar som fångades varje år i skärgården söder om kärnkraftverket (figur 1, sektion 1 och 6). Inom denna grupp av arter hade som mest 0,7 procent av individerna yttre symptom på sjukdomar (år 2005) (figur 49). Den genomsnittliga sjukdomsfrekvensen var 0,2 procent sett över hela undersökningsperioden. De sjuka fiskarna utgjordes till stor del av abborrar med fenröta, vilka förklarar den förhållandevis höga nivån 2005. Detta år hade 1,6 procent av abborrarna symptom på fenröta.



Figur 49. Frekvens (procent) av yttre sjukdomssymptom hos abborre, mört, björkna, gers och gädda fiskade med nät i skärgården söder om kärnkraftverket 1990–2014.

Hudsår var det vanligaste symptomet, mest förekommande hos björkna och mört. Gersen i området har inte haft några hudsår sedan 1992 och sarv inte sedan 1997, vilket medför att frekvensen av hudsår avtog signifikant under perioden 1990–2014 hos dessa arter⁵⁰. Hos sarv minskade även den totala sjukdomsfrekvensen under samma period⁵¹. Den signifikanta minskning av förekomst av hudsår som visades för hela artgruppen under perioden 1990–2008 (Andersson m.fl. 2011) kan inte ses för den aktuella undersökningsperioden. Detta beror framförallt på höga frekvenser av hudsår hos gädda under åren 2010 och 2013 (14 respektive 20 procent) baserad på små totala fångster av gädda dessa år (sju respektive fem individer). Det näst vanligaste symptomet var fenröta, som ökade signifikant under perioden 1990–2014⁵².

Liksom i Hamnefjärden var gäddan den mest sjukdomsdrabbade arten. Sjukdomssymptom noterades hos 3,0 procent av gäddorna, varav 2,9 procent utgjordes av hudsår. Sjukdomsfrekvensen hos abborre, sarv och björkna var i genomsnitt cirka 0,3 procent per år under undersökningsperioden, medan gers och mört var något lindrigare drabbade.

Hos de mindre vanligt förekommande arterna (de sex procent av fångsten som inte ingått i tidigare analys) var den genomsnittliga sjukdomsfrekvensen 1,8 procent under perioden 1994–2014. Den mest sjukdomsdrabbade arten inom denna grupp var skrubbskädda och hudsår var det vanligaste symptomet följt av kategorin ”övriga symptom”. Sjukdomsfrekvensen för denna artgrupp baseras på ett fåtal sjuka individer och relativt små fångster varför beräkningen blir osäker.

50. Linjär regression 1990-2014: gers $p < 0,01$, $R^2 = 0,27$; sarv $p < 0,05$, $R^2 = 0,21$

51. Linjär regression 1990-2014: $p < 0,01$, $R^2 = 0,28$

52. Linjär regression 1990-2014: $p < 0,05$, $R^2 = 0,18$

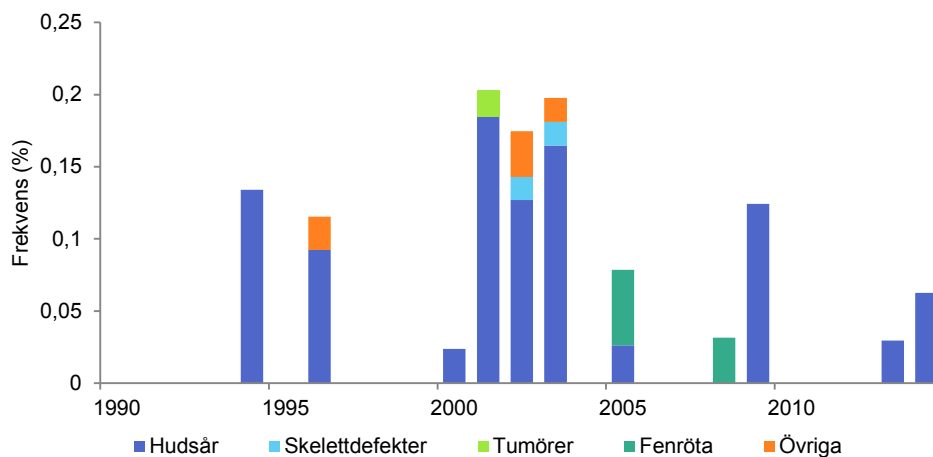
Kvädöfjärden

I det inre och det yttre fångstområdet i referensområdet Kvädöfjärden (figur 1, sektion 5 och 6) utgjorde arterna abborre, björkna, gers, gädda, mört och sarv 93 procent eller mer av fångsten varje år, under perioden 1992–2014. Den genomsnittliga totala sjukdomsfrekvensen inom ovan nämnda artgrupp var 0,05 procent. De högsta sjukdomsfrekvenserna noterades för åren 2001–2003 då cirka 0,2 procent av fiskarna uppvisade symptom. Under ett flertal av de undersökta åren fångades inga sjuka fiskar (figur 50).

Det vanligast förekommande symptomet var hudsår som drabbade i genomsnitt 0,04 procent av fiskarna inom den undersökta artgruppen. Åren 2005 och 2008 var dock fenröta det vanligaste symptomet (figur 50). Inga trender över tid kunde skönjas för vare sig den totala sjukdomsförekomsten, sjukdomsförekomsten hos enskilda arter eller förekomsten av enskilda symptom.

Den art som uppvisade de högsta sjukdomsfrekvenserna var gädda. Åren 1994, 1996 och 2001 var sjukdomsfrekvensen hos gädda 1,5–2,1 procent. Dessa frekvenser baserades dock på endast en sjuk individ varje år, som satts i relation till en relativt liten fångst. Under de övriga åren fångades inga sjuka gäddor och den genomsnittliga frekvensen hos gädda över alla år var 0,25 procent.

De arter som drabbades av sjukdomar under flest antal år var abborre och mört, med fångst av sjuka individer under 7 respektive 8 av de totalt 23 undersökta åren. De genomsnittliga sjukdomsfrekvenserna över alla år hos abborre och mört var 0,05 respektive 0,06 procent. Under åren 1992–2014 innehöll fångsten av de mindre vanligt förekommande arterna (de sju procent av fångsten som inte ingått i tidigare analys) endast fem fiskar med yttre sjukdomssymptom.

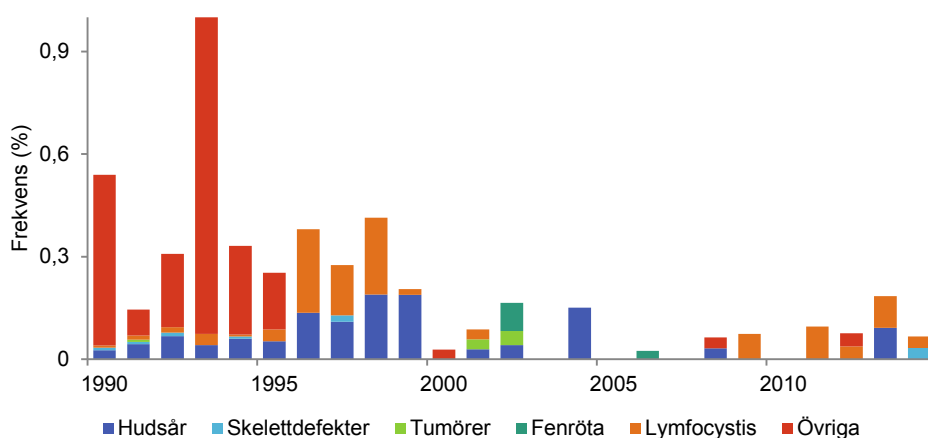


Figur 50. Frekvens (procent) av yttre sjukdomssymptom hos abborre, mört, björkna, gers och gädda fiskade med nät i inre och yttre fångstområdet i Kvädöfjärden 1992–2014.

4.8.4 Provfiske med kustöversiktsnät

Under perioden 1990–2014 dominerades fångsten i fisket med kustöversiktsnät utanför Hamnefjärdens mynning av strömming, som utgjorde nästan 90 procent av det totala antalet fångade fiskar. Strömming, tånglake, skrubbäckda, rötsimpa, abborre och mört utgjorde tillsammans i genomsnitt 97 procent av fångsten. Förekomsten av för ögat synliga sjukdomssymptom hos denna artgrupp var mycket låg för hela perioden (<1 procent) och den genomsnittliga sjukdomsfrekvensen var 0,2 procent. Den totala förekomsten av sjukdomssymptom minskade signifikant över tid under perioden 1990–2014⁵³. Den låga totala sjukdomsfrekvensen hos artgruppen kan förklaras av att strömmingen var lindrigt drabbad. För strömmingens del har både den totala sjukdomsfrekvensen och frekvensen av hudsår minskat under undersökningsperioden⁵⁴.

De vanligaste enskilda symptomen var hudsår och *Lymfocystis* (figur 51), med en genomsnittlig frekvens av 0,05 respektive 0,04 procent i hela fångsten. Hudsår var vanligast hos flundra och mört. *Lymfocystis* är en virussjukdom som orsakar druvliknande tumörer på fiskens hud och fenor, i första hand hos flundra. Frekvensen av hudsår och *Lymfocystis* var högst under 1990-talet, då upp till 10–12 procent av flundorna bar på endera av symptomen (figur 52). Båda symptomen var därefter sällsynta under 2000-talet och hudsår, *Lymfocystis* samt den totala sjukdomsförekomsten minskade signifikant hos flundra under perioden 1990–2014⁵⁵.

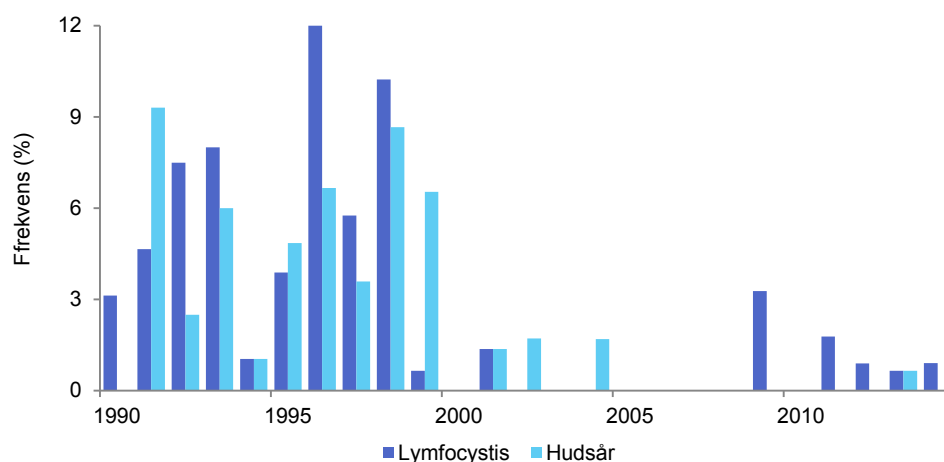


Figur 51. Frekvens (procent) av yttre sjukdomssymptom hos abborre, mört, rötsimpa, skrubbäckda, strömming och tånglake i provfiske med kustöversiktsnät utanför Hamnefjärdens mynning 1990–2014.

53. Linjär regression 1990-2014: $p < 0,001$, $R^2 = 0,40$

54. Linjär regression 1990-2014: total sjukdomsförekomst $p < 0,05$, $R^2 = 0,21$; hudsår $p < 0,05$, $R^2 = 0,26$

55. Linjär regression 1990-2014: hudsår $p < 0,01$, $R^2 = 0,38$; *Lymfocystis* $p < 0,01$, $R^2 = 0,32$; total sjukdomsförekomst $p < 0,001$, $R^2 = 0,42$



Figur 52. Frekvens (procent) av hudsår och *Lymfocystis* hos skrubbskädda i provfiske med kustöversiktsnät utanför Hamnefjärdens mynning 1990–2014.

Frekvensen av hudsår hos mört var mindre än 1 procent, med undantag för åren 2004 och 2008 då 7,4 respektive 1,2 procent av mörtarna hade sår. Efter 2008 har inga mörtar med hudsår fångats i djupnätsfisket. I början av 1990-talet drabbades rötsimpa av en parasiterande trematod (*Diplostomum sp.*) som orsakade starkt grumlade ögonlinser. Infestationen kulminerade 1993 och har därefter avtagit och har inte registrerats sedan 1995. Dessförinnan orsakade parasiten att kategorin ”övriga symptom” var den mest förekommande i fisket (figur 51). Sett över hela undersökningsperioden har en minskning skett för kategorin ”övriga symptom”⁵⁶. Några yttre sjukdomssymptom hos rötsimpa har inte noterats sedan 1997 och den totala sjukdomsfrekvensen hos denna art har minskat signifikant under perioden 1990–2014⁵⁷.

Hos de mindre vanligt förekommande arterna (de tre procent av fångsten som inte ingått i tidigare analys) var den genomsnittliga sjukdomsfrekvensen 0,9 procent under perioden 1995–2014. Eftersom denna frekvens baseras på relativt små fångster blir den dock osäker. De sjuka fiskarna inom denna grupp utgjordes främst av torsk och de vanligaste symptomen var skelettdefekter och hudsår.

4.9 Yrkesfiskets fångster av ål

4.9.1 Metodik

Journalföring av yrkesfiskets fångster påbörjades redan 1962 med syftet att belysa situationen för kommersiellt värdefulla fiskarter i påverkansområdet och i refe-

56. Linjär regression 1990-2014: $p < 0,05$, $R^2 = 0,29$

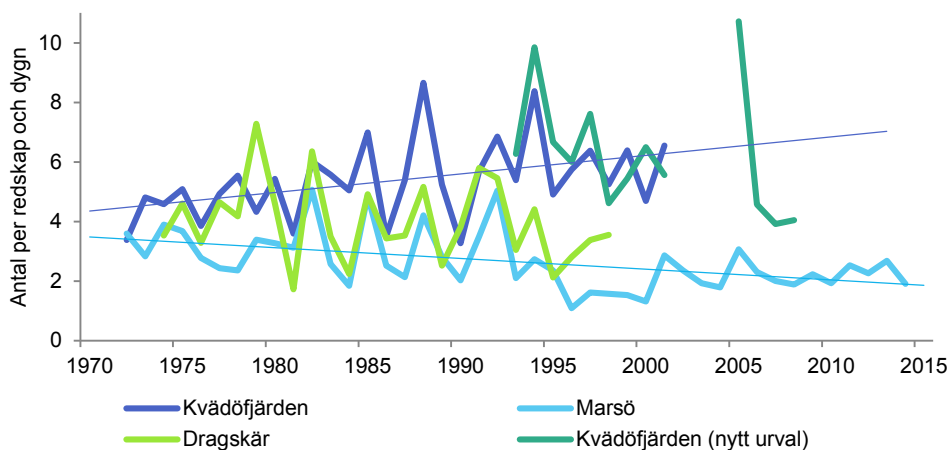
57. Linjär regression 1990-2014: $p < 0,05$, $R^2 = 0,17$

rensområdet i Kvädöfjärden, samt att studera en eventuell påverkan av kraftverkets drift. I denna rapport behandlas fångster av blankål från fisket med ålflytgarn i Dragskär och Marsö nära Simpevarp och i Kvädöfjärden. Journalföringen av fångster med ålflytgarn upphörde efter 1998 i Dragskär och efter 2001 i Kvädöfjärden. I Kvädöfjärden återupptogs dock år 2004 en del av det gamla blankålsfisket av en annan fiskare. Journaler från detta fiske inkom till och med 2008, men statistiken bör användas med en viss försiktighet, då fiskelokaler och redskap inte är helt identiska med dem som redovisades fram till och med år 2001 (figur 53 ”nytt urval”). Fisket vid Marsö bedrivs fortfarande 2014, numera av en yrkesfiskare.

Journalföringen går till så att fiskaren bokför all landad fångst från varje enskilt redskap vid varje vittningstillfälle. För blankål bokförs både antalet landade fiskar och deras sammanlagda vikt.

4.9.2 Resultat

Fångsten av blankål per fiskeansträngning uppvisar en på lång sikt negativ trend i fisket vid Marsö norr om kraftverket, medan fångsterna i Kvädöfjärden hade en ökande trend fram till dess att det aktuella fisket upphörde efter 2001 (figur 53). Fångsterna vid Dragskär saknade trend under den här redovisade perioden. En närmare analys av fångsterna vid Marsö visar att fångstnivån stabiliserades och har varit tämligen konstant efter en svag period under senare delen av 1990-talet.



Figur 53. Fångst av blankål med ålflytgarn i delområdena Dragskär och Marsö nära Simpevarp och i referensområdet Kvädöfjärden.

5 Bottenfauna

Bottenfaunasamhällets utveckling i Simpevarp och i referensområdet Kvädöfjärden har följts sedan 1962. I Simpevarp tas prover vid två stationer (figur 1). Den ena stationen i Simpevarp ligger på 22–24 meters djup cirka en kilometer söder om mynningen, nära kylvattenintaget till O3 (Simpevarp djup). Den andra stationen ligger på omkring 18 meters djup cirka 1,5 kilometer nordost om mynningen (Simpevarp grund). Bottensedimentet i området söder om Hamnefjärden består av finkornig sand med inslag av organiskt material, medan bottensedimentet i det grundare området längre norrut ut är mer heterogent, bestående av fin sand med inslag av organiskt material, grus och sten. Eftersom vattenströmmarna mestadels går sydligt, berörs den djupare stationen söder om Hamnefjärdens mynning oftare av kylvattenplymens vatten. Det är dock framför allt ytvattnet som kan tänkas påverkas av en temperaturförhöjning, och inte vattenmassorna närmast botten. En eventuell påverkan på bottenfauna kan därför förväntas i första hand som en indirekt påverkan, till exempel genom att de förändrade vattenströmmarna påverkar vilka arter av bottenfauna som sprids till området, eller tillgången på föda för bottenfaunan. I referensområdet, Kvädöfjärden, tas prover vid två stationer (figur 1) av likartad karaktär som de vid Simpevarp. Den ena stationen ligger på cirka 24 meters djup (Kvädöfjärden djup) och den andra på 18–22 meters djup (Kvädöfjärden grund). Bottensedimentet på den djupare stationen domineras av gytta och på den grundare stationen av lera med fin sand, grus och sten

5.1 Metodik

Proverna tas med en bottenhuggare av typen van Veen. På varje station tas fem prover, vart och ett med en huggyta på 0,1 kvadratmeter och en volym på minst 5 och högst 20 liter sediment. Sedimentet sällas genom ett såll med 1 millimeter maskvidd. De djur som återfinns i sållet artbestäms senare i laboratoriet och räknas till antal. Från och med 1984 mäts dessutom de olika arternas biomassa som alkoholkonserverad våtvikt.

Provtagningen inleddes på våren 1962 vid Simpevarp och på hösten samma år i Kvädöfjärden. Prover togs både vår och höst fram till och med år 1990, och därefter endast på våren. Vid provtagningarna åren 1962–1975 noterades endast före-

komsten av dominerande arter, men från och med år 1976 noterades samtliga förekommande arter. I tillägg undersöktes området inom Hamnefjärden på hösten under perioden 1972–1986. Resultaten av dessa studier har sammanfattats av Mo (1990).

Taxa som artbestämts till olika detaljeringsgrad under olika år inom denna tidsperiod analyserades som en sammanslagen grupp på den taxonomiska nivå som var mest relevant för att få jämförbarhet mellan år, framför allt grupperna fjädermygglarver (*Chironomidae*), glattmaskar (*Oligochaeta*), tusensnäckor (*Hydrobiidae*) och märlor (*Gammaridae*).

5.1.1 Statistik

Utvecklingen över tid av artantal, abundans och biomassa har undersökts genom linjär regression med log-transformerade värden. Ancova har sedan använts för parvisa jämförelser mellan motsvarande stationer i de två områdena av utvecklingen över tid för artantal, total abundans och total biomassa. I de fall då ingen skillnad i utveckling över tid kunde upptäckas har istället ett två-sidigt t-test eller ett icke-parametriskt Mann-Whitney U-test använts för att jämföra medelvärden för ovan nämnda variabler mellan områden.

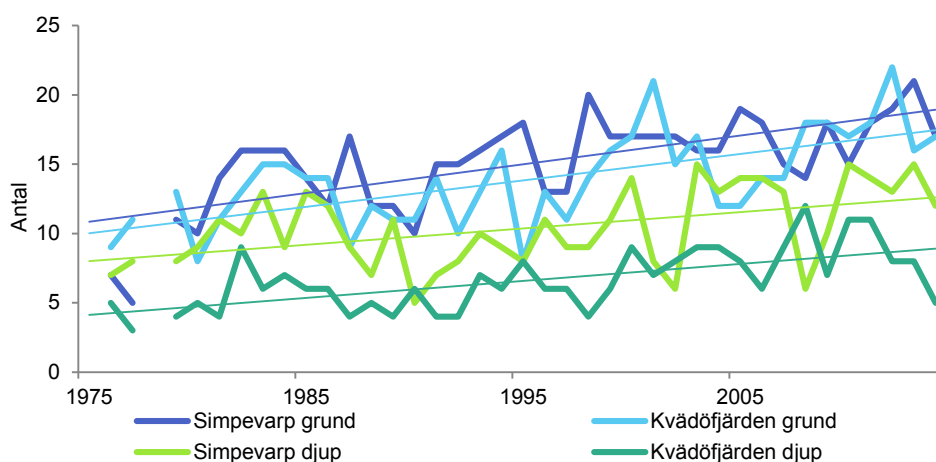


Vinschning av huggaren som används vid bottenfaunaprovtagning. Foto: Susanne Tärlund

5.2 Resultat

5.2.1 Antal arter

Under perioden 1976–2014 ökade antalet arter per kvadratmeter signifikant över tid på samtliga stationer (figur 54, tabell 7)⁵⁸. Vid parvisa jämförelser mellan områden, med stationer på samma djup, visade det sig att medelvärdet för artantal åren 1976–2014 var högre på den djupa stationen i Simpevarp än på motsvarande station i referensområdet (bilaga 3).



Figur 54. Antal observerade arter av bottenfauna under perioden 1976–2014 på två stationer i Simpevarp och två i referensområdet i Kvädöfjärden. För varje år och station visas det totala antalet arter sammantaget för fem bottenhugg. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.

5.2.2 Dominerande arter

Bottenfaunasamhället var starkt dominerat av enstaka arter. Sett till vikt utgjorde östersjömussla (*Macoma balthica*) cirka 60 procent av den totala biomassan (sett över alla år) på de grunda stationerna och cirka 90 procent på de djupa stationerna. Blåmussla (*Mytilus edulis*) utgjorde cirka 30 procent av den totala biomassan på de grunda stationerna. Båda dessa musselarter har en stor biomassa på grund av att deras skal väger mycket. Sett till antalet utgjorde både östersjömussla och blåmussla cirka 30 procent av den totala abundansen på de grunda stationerna. På de djupa stationerna svarade östersjömussla för cirka 30 procent av den totala abundansen. Vitmärta (*Monoporeia affinis*) utgjorde 37 procent av den totala abundansen (sett över alla år) på den djupa stationen i Simpevarp och 53 procent på mot-

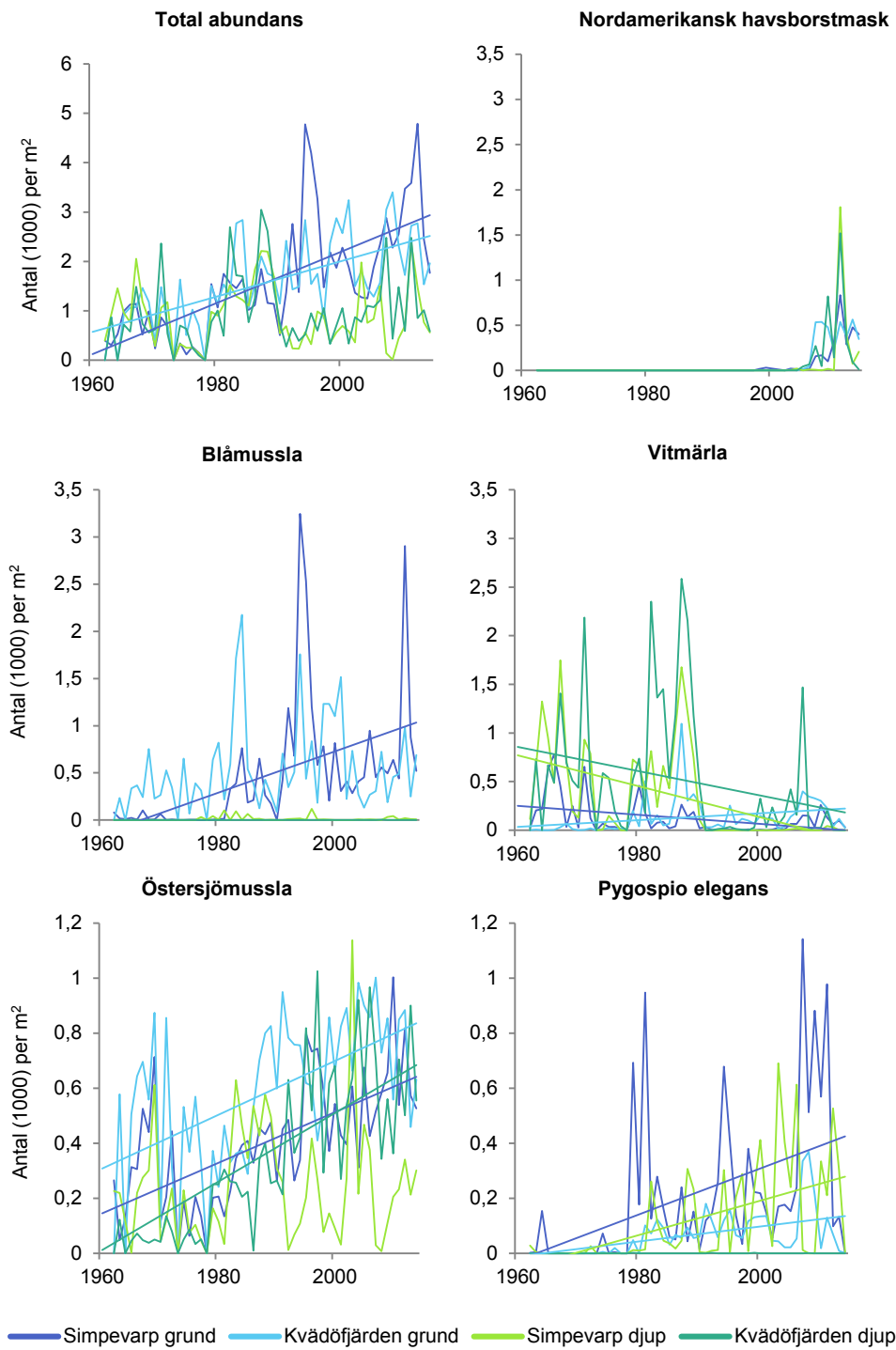
58. Linjär regression 1976-2014: Simpevarp grund $p < 0,001$, $R^2 = 0,46$; Simpevarp djup $p < 0,01$, $R^2 = 0,21$; Kvädöfjärden grund $p < 0,001$, $R^2 = 0,41$; Kvädöfjärden djup $p < 0,001$, $R^2 = 0,38$

svarande station i Kvädöfjärden. Detta trots att arten har förekommit sparsamt under det senaste decenniet. På de grunda stationerna utgjorde vitmärkla åtta procent av den totala abundansen. En annan relativt vanligt förekommande art var havsborstmasken *Pygospio elegans*, som utgjorde 13 procent av den totala abundansen på båda stationerna i Simpevarp och 8 respektive 0,02 procent på den grunda och den djupa stationen i Kvädöfjärden.

Utvecklingen över tid för de dominerande arterna studerades genom regression (tidsperiod för regressionsanalyserna finns i tabell 7 och 8). Biomassan av östersjömussla har minskat på den djupa stationen i Simpevarp, samtidigt som den har ökat på motsvarande station i Kvädöfjärden (tabell 8). Abundansen av östersjömussla har istället ökat på alla stationer förutom den djupa stationen i Simpevarp (figur 55, tabell 7). Både biomassan och abundansen av östersjömussla var högre på båda djupen i Kvädöfjärden jämfört med motsvarande stationer i Simpevarp (bilaga 3). Blåmussla har ökat i antal på den grunda stationen i Simpevarp (figur 55, tabell 7)



Sedimentet spolats och sällas för att få fram bottenfaunan. Foto: Susanne Tärnlund



Figur 55. Utveckling över tid för individtäthet (antal per kvadratmeter) av bottenfauna i Simpevarp och Kvädöfjärden 1962–2014. Total abundans, östersjömussla *Macoma balthica*, nordamerikansk havsborstmask *Marenzelleria spp.*, vitmärta *Monoporeia affinis*, blåmussla *Mytilus edulis*, ringmask-arten *Pygospio elegans*. Trendlinje anger signifikant förändring över tid.

Biomassan av vitmärla har minskat på den djupa stationen i Simpevarp (tabell 8) och abundansen av vitmärla har minskat på alla stationer förutom den grunda stationen i Kvädöfjärden där den istället har ökat (figur 55, tabell 7)

Ringmaskarten *P. elegans* har ökat i antal på alla stationer förutom den djupa i Kvädöfjärden, där abundansen var mycket låg (figur 55, tabell 7). Den invandrade nordamerikanska havsborstmasken (*Marenzelleria sp.*) påträffades för första gången på den grunda stationen i Simpevarp år 1995, och har förekommit på samtliga undersökta stationer sedan 2004. Biomassan av nordamerikansk havsborstmask har sedan etableringen ökat på den djupa stationen i Simpevarp och den grunda i Kvädöfjärden samtidigt som abundansen har ökat på alla stationer förutom den djupa i Kvädöfjärden (tabell 7 och 8). På den senare stationen har kurvan för antal vänt nedåt under de senaste åren (figur 55), vilket förklarar den uteblivna ökningen i abundans. I tabell 7 och 8 listas fler av de mest vanligt förekommande arterna samt utvecklingen över tid och medelvärden för arterna.

Den totala biomassan har minskat sedan 1984 på den djupa stationen i Simpevarp, samtidigt som den har ökat på motsvarande station i Kvädöfjärden (tabell 8). Vid parvisa jämförelser mellan områdena visade det sig att biomassan (medelvärde för 1984–2014) var högre på båda djupen i Kvädöfjärden, jämfört med motsvarande stationer i Simpevarp (bilaga 3). Den totala abundansen har ökat på de grunda stationerna i Simpevarp och i referensområdet sedan 1962 respektive 1965 (figur 55, tabell 7). Totalabundansens utveckling över tid skiljer sig dock signifikant åt mellan dessa två stationer (bilaga 3), troligtvis på grund av att stationen i Simpevarp visar några höga toppar som saknas för referensområdet (figur 55).

Tabell 7. Trender och medelvärden för antal individer per kvadratmeter av de vanligast förekommande arterna av bottenfauna i Simpevarp 1962–2014, Kvädöfjärden grund 1965–2014 och Kvädöfjärden djup 1976–2014. (¹Antal arter, Summa övriga arter 1976–2014, ²Antal arter, Corophium volutator, Hediste diversicolor, Mytilus edulis, Summa övriga arter 1976–2014, ³ Marenzelleria sp. 2000–2014, ⁴Antal arter, Corophium volutator, Summa övriga arter 1976–2014, ⁵Bylgides sarsi, Halicryptus spinulosus, Macoma balthica, Monoporeia affinis, Oligochaeta, Total abundans 1965–2014, ⁶ Marenzelleria sp. 2004–2014) Regression har beräknats med logaritmerade värden. + anger ökande trend, – anger minskande trend med signifikansnivåer *=p<0,05, **=p<0,01, ***=p<0,001, ns anger att ingen signifikant förändring observerats över tiden.

Antal per m ²	Simpevarp grund		Kvädöfjärden grund		Simpevarp djup		Kvädöfjärden djup	
	Medel 1962- 2014 ^{1,3}	Trend 1962- 2014 ^{1,3}	Medel 1965- 2014 ^{4,6}	Trend 1965- 2014 ^{4,6}	Medel 1962- 2014 ^{2,3}	Trend 1962- 2014 ^{2,3}	Medel 1976- 2014 ^{5,6}	Trend 1976- 2014 ^{5,6}
<i>Macoma balthica</i>	418,6	***	630,8	***	252,5	ns	372,6	***
<i>Mytilus edulis</i>	483,9	***	584,4	ns	18	ns	0,5	ns
<i>Pygospio elegans</i>	216,6	***	71,7	***	121,2	***	0,2	ns
<i>Marenzelleria sp.</i>	189,5	**	331,8	+	169,8	**	303	ns
<i>Monoporeia affinis</i>	125,5	-*	145,7	***	336,5	***	544,7	***
<i>Oligochaeta</i>	116,6	***	45,3	***	30,2	***	0,6	+
<i>Saduria entomon</i>	23,6	**	28	***	14,4	**	1,4	ns
<i>Corophium volutator</i>	23	***	6,1	***	4,1	***	0,3	ns
<i>Gammarus sp.</i>	18,7	ns	9,1	ns	12,3	ns	0,1	ns
<i>Hediste diversicolor</i>	16,5	***	2,8	ns	3,8	+	0,3	+
<i>Bylgides sarsi</i>	12	ns	13,2	ns	2,6	ns	10,8	***
<i>Halicryptus spinulosus</i>	6,7	***	30,9	+	7,5	ns	6,6	**
Summa övriga arter	243,6	***	196,5	***	151,8	+	111,3	***
Antal arter	15,1	***	13,9	***	10,4	+	6,6	***
Total abundans	1 643,8	***	1 730,3	***	917,4	ns	1 029,5	ns

Tabell 8. *Trender och medelvärden för vikt (mg) per kvadratmeter av de vanligast förekommande arterna av bottenfauna i Simpevarp 1984–2014 och Kvädöfjärden 1985–2014 (1 Marenzelleria sp. Simpevarp 2000–2014, 2 Marenzelleria sp. Kvädöfjärden 2004–2014) Regression har beräknats med logaritmerade värden. + anger ökande trend, – anger minskande trend med signifikansnivåer *= $p<0,05$, **= $p<0,01$, ***= $p<0,001$. ns anger att ingen signifikant förändring observerats över tiden.*

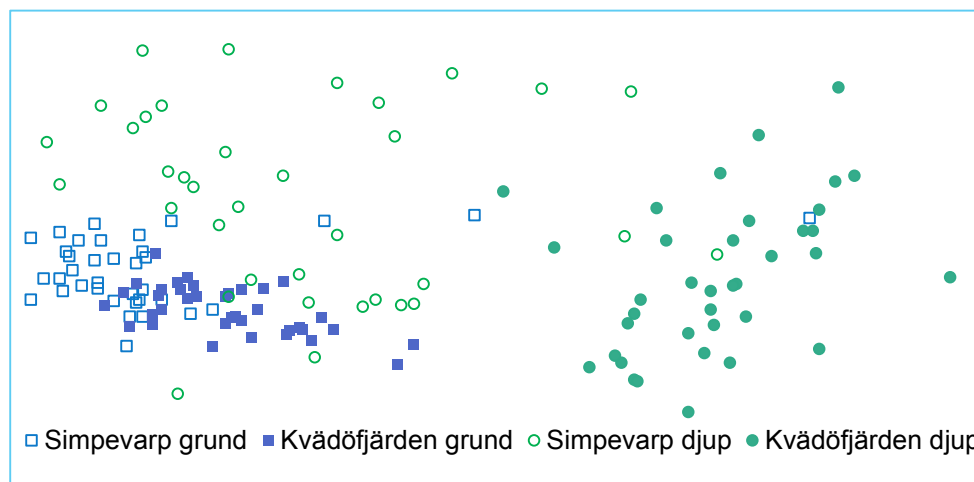
Vikt (mg) per m ²	Simpevarp grund		Kvädöfjärden grund		Simpevarp djup		Kvädöfjärden djup	
	Medel	Trend	Medel	Trend	Medel	Trend	Medel	Trend
	1984-2014 ¹	1984-2014 ¹	1985-2014 ²	1985-2014 ²	1984-2014 ¹	1984-2014 ¹	1985-2014 ²	1985-2014 ²
<i>Macoma balthica</i>	74 738,6	ns	97 103,3	ns	38 660,4	.*	5 1051	+***
<i>Mytilus edulis</i>	38 516,1	ns	57 682,4	ns	1 608,6	ns	24,9	ns
<i>Saduria entomon</i>	2 651,8	ns	3 508,3	+**	2 010,4	ns	576	ns
<i>Marenzelleria sp.</i>	1 859,3	ns	2 939,6	+*	400,3	+*	1 232,1	ns
<i>Monoporeia affinis</i>	317,7	ns	966,7	ns	2119	.*	3 116,3	ns
<i>Halicryptus spinulosus</i>	477,7	ns	931,4	ns	560,8	ns	294,7	+*
<i>Hediste diversicolor</i>	2008,9	ns	325,4	+***	283,6	ns	18,6	ns
<i>Bylgides sarsi</i>	221,4	ns	231,5	ns	12,5	ns	142,8	.*
<i>Gammarus sp.</i>	332,8	ns	178,6	ns	195,8	ns	8,5	ns
<i>Pygospio elegans</i>	249,2	ns	81,5	ns	180,2	ns	3,3	ns
<i>Corophium volutator</i>	193,3	ns	44,5	+**	42,2	+***	11	ns
<i>Oligochaeta</i>	95,1	ns	43,4	ns	34,3	ns	4,9	ns
Summa övriga arter	1 248,6	ns	659,1	ns	587,4	ns	137,7	+*
Total biomassa	12 0347,9	ns	16 2493,2	ns	44 112,4	.*	55 061,6	+***

5.2.3 Skillnader i artsammansättning mellan områden

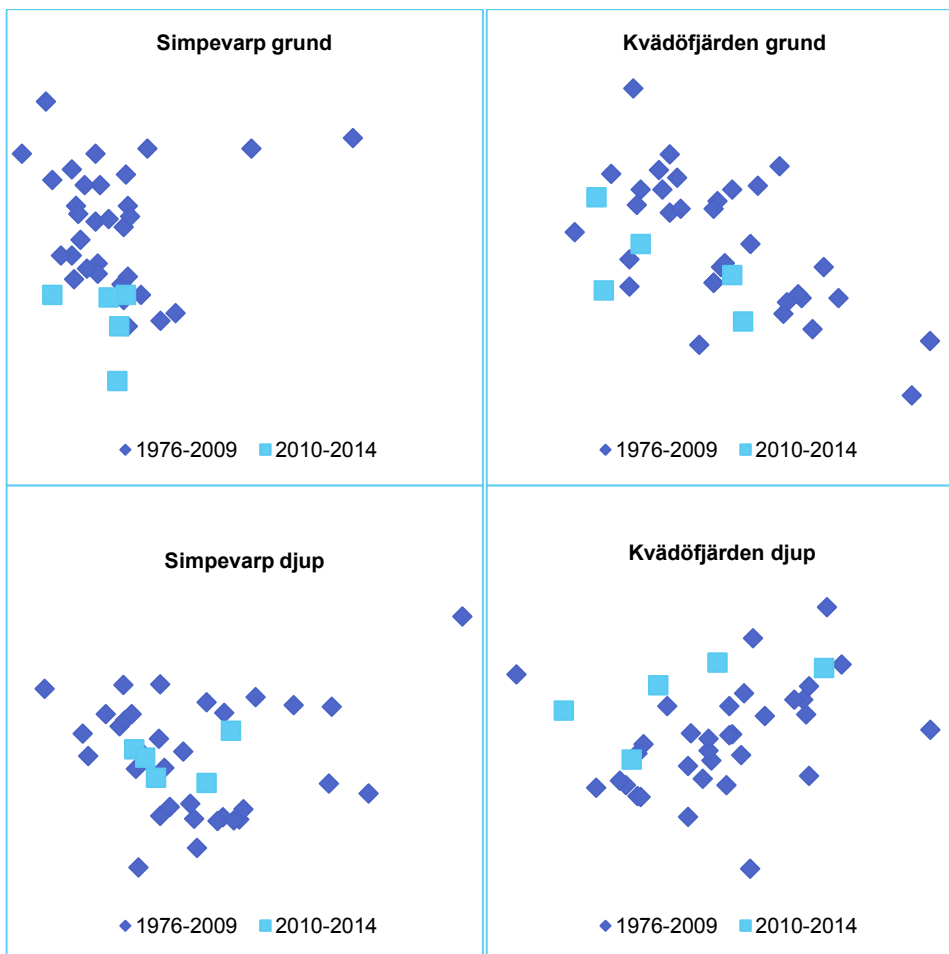
Förändringar över tid på samhällsnivå analyserades i mjukvaran Primer genom att jämföra likheten i artsammansättning mellan olika stationer och år. Analysen grundas på Bray Curtis likhetsindex, som varierar mellan 1 (två identiska artsammansättningar) och 0 (två fullständigt olika artsammansättningar). Likhetsindex för varje jämförelse i artsammansättning beräknas baserat på log-transformerade värden på fångst per ansträngning, eftersom miljövariabler, exempelvis avseende bottenfauna, som regel är lognormalfördelade. En log-transformering innebär emellertid samtidigt att ovanliga arter ges en mer framträdande roll i analysen än de vanligaste arterna, jämfört med om otransformerade data används. Resultaten illustreras sedan genom så kallad multidimensional scaling (MDS) i en tvådimensionell

graf, så att stationer och år som är lika varandra i artsammansättning lokaliseras nära varandra och sådana som är mer olika lokaliseras längre ifrån varandra. Det så kallade ”stressvärdet” för MDS-analysen, som beräknades i Primer, var 0,14. Stressvärden under gränsvärdet 0,15 (se till exempel Urban m.fl., 2015), vilket alltså erhöles i detta fall, indikerar en tillförlitlig MDS-analys. MDS-analys på o-transformerade värden gav ett stressvärde över 0,15. En jämförelse av alla stationer och år samtidigt visade att den djupare stationen i Kvädöfjärden var mest olik övriga stationer i fråga om artsammansättning (figur 60). De grundare stationerna i Simpevarp och Kvädöfjärden var som helhet mest lika varandra. Skillnaden mellan år var större på de djupare än på de grundare stationerna, vilket visas genom större skillnader i spridning mellan punkter i figur 60. Sett över hela perioden 1976–2014 fanns ingen statistiskt säkerställd skillnad mellan Simpevarp och referensområdet avseende den totala abundansen av alla arter inom respektive djupstratum.

Utvecklingen under de sista fem åren studerades även separat för varje station. Under 2010–2014 tycks inga tydliga förändringar ha inträffat jämfört med tidigare år (figur 61). Två punkter som sticker ut under 2010–2014 avser båda Simpevarps grundare bottenar (figur 61). År 2012 återfanns där en rekordhög andel blåmussla, samtidigt som korvmasken *Halicryptus spinulosus* inte hittades, vilket var något ovanligt för den lokalen. År 2014 registrerades ingen förekomst av ringmaskarten *P. elegans*, vilket inte har skett sedan 1977. Samtidigt noterades ovanligt höga andelar bland bottenfaunan av slammärla (*Corophium volutator*) samt ringmaskarten *Bylgides sarsi*.



Figur 56. Resultat av MDS-analys av bottenfaunans artsammansättning vid Simpevarp (Simpevarp grund och Simpevarp djup) samt Kvädöfjärden (Kvädöfjärden grund och Kvädöfjärden djup) under tidsperioden 1976–2014. Varje punkt i grafen motsvarar medelvärden för en station ett år. Punkter som ligger nära varandra har en mer likartad artsammansättning än punkter som ligger längre från varandra. Analysen är baserad på information om individantal. Som underlag för jämförelsen har använts Bray-Curtis likhetsindex baserat på log-transformerade värden.



Figur 57. Resultat av MDS-analys av bottenfaunans artsammansättning vid Simpevarp (Simpevarp grund och Simpevarp djup) respektive Kvädöfjärden (Kvädöfjärden grund och Kvädöfjärden djup) över tid. Analysen jämför femårsperioden 2010–2014 med tidigare undersökningar 1976–2009 och är baserad på information om individantal angivet som medelvärdet av fem hugg per år. Som underlag för jämförelsen har använts Bray-Curtis likhetsindex baserat på log-transformerade värden.

6 Diskussion

6.1 Långsiktig påverkan på fisksamhället

6.1.1 Varmvattensamhället

Många års provfiske har påvisat betydande förändringar av fisksamhället i såväl varmvattenpåverkade områden som i det referensområde i södra Östergötland som studerats parallellt med undersökningarna i Simpevarp. I de fisken som pågått under längst tid, sedan 1960-talet, ses tydliga ökning av individrikedomen, såväl i den starkt kylvattenpåverkade Hamnefjärden som i de områden som påverkats i mindre grad eller inte alls av uppvärmt kylvatten. En generell och tydlig ökning av ytvattnets medeltemperatur, även registrerad i referensområdet i Kvädöfjärden, ligger med stor sannolikhet bakom den observerade ökningen, eftersom de arter som i första hand bidragit till förändringarna; abborre, mört och björkna, alla kan räknas som varmvattengynnade. En jämförelse mellan skärgården vid Simpevarp och motsvarande fiske i referensområdet visar dock att både totalfångst och fångst av tre av fyra dominerande arter har varit störst i Simpevarp. Detta kan tolkas som en positiv effekt av kylvattenpåverkan på dessa arter.

Under senare hälften av 1980-talet genomfördes en omläggning av provfisket i skärgården söder om Simpevarp till en fokusering mot årets varmaste period under sensommaren och sammansättningen av maskstorlekar justerades till att fånga de arter och storlekar som tidigare varit mest representativa för fisksamhället i det påverkade området. Fångsterna i dessa fisken har förändrats relativt lite, även om mellanårsvariationerna varit relativt stora. En jämförelse med de längre tidsserierna visar också att de största förändringarna inträffade vid övergången mellan 1980- och 1990-talen, då både abborre och mört blev allt vanligare, framförallt i Simpevarp. Till skillnad mot de andra dominerande arterna har abborren fortsatt att utvecklas starkt positivt i Simpevarp och artrikedomen har ökat i både Simpevarp och Kvädöfjärden. Mört och sarv har dock gått tillbaka relativt starkt i referensområdet. Det finns mot bakgrund av dessa observationer ingenting som tyder på att

fisksamhället i omgivande skärgårdar har påverkats negativt av kraftverkets drift. Mera sannolikt så har det varma kylvattnet haft en positiv effekt.

Utvecklingen hos de dominerande arterna i provfiske riktat mot varmvattenarter har även haft en stark inverkan på de övriga indikatorer som redovisas. En positiv utveckling på lång sikt för både dominerande arter och sarv och sutare har sannolikt bidragit till att diversiteten har ökat i Hamnefjärden under våren. Det kan då tyckas motsägelsefullt att detta mått på artrikedom har minskat under sommaren. Möjligen har den observerade igenväxningen bidragit. Den starka utvecklingen för abborre i Simpevarp har haft en avgörande betydelse för att rovfiskindex har utvecklats i samma riktning och att den trofiska nivån i fisksamhället har ökat. Likaså har den positiva utvecklingen av karpfiskindex i Hamnefjärden styrts av utvecklingen för i första hand mört, björkna och sarv. Den negativa utvecklingen för karpfiskindex i Kvädöfjärden är kopplad till att fångsterna av sarv och mört. Att nedgången endast inträffat i den inre delen av skärgården tyder på att bakomliggande orsaker är av lokal karaktär och förklaringsmodell saknas.

Förekomst i Hamnefjärden av stora och snabbväxande abborrar rapporterades redan under 1980-talet (Neuman & Andersson 1990). De stora abborrarna har dock blivit färre efter 1990-talets första hälft. En låg, men relativt stabil förekomst efter millennieskiftet har sannolikt ett samband med de vikande fångsterna av äldre abborrar, vars orsaker diskuteras vidare längre fram i denna diskussion.

6.1.2 Äl i Hamnefjärden

Fångsterna av gulål i provfiskena med ryssjor i Hamnefjärden uppvisar inga trender på längre sikt. En högre nivå under några år på 1990-talet förklaras av de utsättningar av ålyngel som gjordes några år dessförinnan (Andersson m.fl. 1991). Om man bortser från denna period, gjordes de största fångsterna så sent som 2010. Den negativa utveckling som observerats därefter har sannolikt till stor del drivits av vikande vattentemperatur till följd av att produktionen vid kraftverket har varit lägre och under vissa år stannat av helt under provfiskeperioden. Älen klassas som en utpräglad varmvattenart, med ett fysiologiskt optimum vid temperaturer mellan 20 och 25 grader (Sadler 1979). Fiskeoberoende åldata saknas från icke kylvattenpåverkade områden vid den svenska östersjökusten, vilket förhindrar en vetenskaplig jämförelse med utvecklingen utanför Hamnefjärden.

6.1.3 Kallvattenarter

Utvecklingen hos arter som är fysiologiskt anpassade till lägre vattentemperaturer, så kallade kallvattenarter har följts genom provfisken med kustöversiktsnät under våren i havsbandet direkt utanför Hamnefjärdens mynning. Det har tidigare konstaterats att strömming attraherades till kylvattenplymen i det aktuella området under den kalla årstiden (Neuman 1979b, Andersson & Karås 1990). Anlockning av

strömning till det uppvärmda kylvattnet innebär en koncentration av biomassa till en relativt liten yta, vilket teoretiskt skulle kunna medföra sekundära effekter, till exempel genom att andra arter attraheras av strömningen eller dess rom.

Den långsiktiga utvecklingen hos fångsterna i det aktuella fisket karaktäriseras av stora och långsiktiga svängningar hos flera av arterna i fångsten. Under en period från slutet av 1970-talet fångades stora mängder av torsk, vilket sammanfaller med en mer eller mindre explosionsartad utveckling för torsken i stora delar av Östersjön. Under denna period var fångsterna små av i stort sett alla andra arter. Vissa nu vanliga arter, som rötsimpa och tånglake, saknades nästan helt under denna period, som sträckte sig fram mot slutet av 1980-talet, då torsken nästan helt försvann ur fångsterna på bara några år. Det förefaller uppenbart att den historiskt stora förekomsten av torsk hade en betydande påverkan på fiskesamhällets sammansättning i det studerade områdena under den aktuella perioden.

Efter att förekomsten av torsk minskade starkt i slutet av 1980-talet vidtog en period med för tidsserien stora fångster av de flesta övriga arter. Denna utveckling kan tolkas som en reaktion på att en dominerande predator plötsligt försvann från området. Det förefaller sannolikt att den stora förekomsten av strömning under en period från omkring 1990 förde med sig en sekundär anlockning av flera andra arter, till exempel rötsimpa, tånglake och sik. Att strömningen leker i det påverkade området förstärker sannolikt en sådan effekt. Fångsterna av rötsimpa, tånglake och sik började dock öka redan innan fångsterna av torsk föll tillbaka. Reproduktionen hos dessa utpräglade kallvattenarter gynnades troligen under den mycket kalla period som inföll från mitten av 1980-talet.

Några år in på 2000-talet började störningar från gråsäl bli allt vanligare i fisket med kustöversiktsnät. Detta, tillsammans med störningar av strömmar och drivande alger, medförde att fisket fick en ny utformning från och med 2011, genom att ytsatta nät togs bort och att de bottensatta näten kompletterades med nya stationer inom samma område. Man kan inte utesluta att den nya designen har påverkat de indikatorer som tagits fram, men vattentemperaturen har inte skilt sig väsentligt mellan fiskade stationer. Fångsterna av strömning har varit förhållandevis stora under den senast tioårsperioden, om man bortser ifrån störda fiskeansträngningar. Detta speglar sannolikt en positiv utveckling hos strömmingsbeståndet i Östersjön efter millennieskiftet (SLU 2015). I det stora hela har dock fångsterna varit små under senare år jämfört med perioden efter 1990.

En sammanfattande slutsats av undersökningarna är att fiskesamhället i det exponerade havsområdet utanför kärnkraftverket påverkas i första hand genom att strömning anlockas till det uppvärmda kylvattnet och leker där under våren. Anlockningen av strömning leder med stor sannolikhet dessutom till att andra arter attraheras sekundärt för att dra nytta av strömningen eller strömningens rom som energirik föda. Storskaliga och långsiktiga variationer i Östersjön som helhet har

även bidragit starkt till utvecklingen. Kallvattenarter som till exempel torsk och simpor missgynnas sannolikt av stigande havsvattentemperatur. Ökande närings- tillförsel och dess negativa effekter på syresituationen har, tillsammans med minskande salthalt, medfört att förutsättningarna för torskens rekrytering i Östersjön har försämrats och därmed påverkat utvecklingen hos denna Östersjöns kanske viktigaste predator.



Nätfiske vid Berkeskär 2015. Foto: Anna-Li Jonsson

6.2 Kortsiktig påverkan på fisksamhället

En markant tillbakagång för björkna och låga tätheter av mört under våren utgör, tillsammans med vikande ålfångster, de mest tydliga förändringarna i det mest kylvattenpåverkade området i Hamnefjärden under senare år. Förekomsten av björkna har även varit liten i närområdet med mindre direkt kylvattenpåverkan. Någon så tydlig tillbakagång för dessa båda arter har inte observerats i referensområdet. Lägre vattentemperaturer än tidigare har sannolikt bidragit till utvecklingen i Hamnefjärden för både mört, björkna och ål, genom påverkan på anlockning och fångstbarhet. Övervintrande skarvar kan också ha haft en avskräckande effekt på invandring under vårperioden. Förhållandevis små fångster av björkna även utanför Hamnefjärden indikerar dock att mera storskaliga förändringar, utan koppling till kylvattenpåverkan, kan ha bidragit till den negativa utvecklingen. En negativ utveckling hos björkna har även observerats i det närliggande referensområdet Vinö i Misterhults skärgård (Kalmar läns kustvattenkommitté 2015).

Den senaste tidens utveckling av fångsterna i Hamnefjärden har sannolikt påverkats negativt för vissa arter på grund av lägre vattentemperaturer till följd av förändrade driftförhållanden. Omfattande förekomst av övervintrande skarvar under vinter och vår kan också ha bidragit till utvecklingen.



Skarv i Hamnefjärden. Foto: Anna-Li Jonsson

6.3 Rekrytering och tillväxt

6.3.1 Gonadskador

Förekomsten av gonadskador hos honor av abborre och mört har minskat över tid i Hamnefjärden. Eftersom minskningen sker även hos abborre större än 30 centimeter kan den totala minskningen av gonadskador inte enbart förklaras av att mängden stor abborre har minskat i fångsten i Hamnefjärdens sommarfiske. En annan tänkbar förklaring till minskningen av gonadskador hos abborre är att abborren håller till på någon annan plats än Hamnefjärden under vintern. Den långsiktiga minskning som har skett i fångsten av stor abborre i vårfisket skulle kunna tyda på att de stora individerna under senare år inte har övervintrat i Hamnefjärden i samma utsträckning som tidigare. Under de senaste åren har dock trenden vänt och fångsten av stor abborre i vårfisket har ökat utan att frekvensen av gonadskador har ökat under samma period.

6.3.2 Rekrytering

Sprängningar under senhösten har visat att förekomsten av årsyngel av abborre har legat på en låg nivå alla tre åren 2012–2014. Åren närmast dessförinnan fanns ett ganska tydligt samband mellan yngeltätheten och årsklasstyrkan i referensområdet i Kvädöfjärden, främst illustrerat av de goda årsklasserna från 2006, 2008 och 2010. Däremot saknades ett tydligt samband mellan yngelförekomsten i Hamnefjärden och årsklasstyrka i skärgården söder om Simpevarp. Stora fångster av abborre under senare år kan dock tolkas som att rekryteringen i området var god även under 2012 och 2013, men att ynglen av någon anledning inte förekom i Hamnefjärden. Gemensamt för åren 2012–2014 är att sommartemperaturen i Hamnefjärden var betydligt lägre än under perioden före och att den inte avvek från temperaturen i närliggande skärgård. Detta stärker tidigare teorier om att de årsungar som finns i Hamnefjärden på hösten inte är födda där utan har vandrat in från omgivande skärgård under sommaren, sannolikt attraherade av den högre temperaturen där, och att denna attraktion varit svag eller uteblivit under de tre senaste somrarna.

Abborrens årsklasstyrka i det opåverkade referensområdet uppvisar ett tydligt positivt samband med ytvattnets medeltemperatur under sommarmånaderna. Detta är logiskt mot bakgrund av att i synnerhet tidiga yngelstadier behöver temperaturer omkring 23 grader för att tillväxa optimalt (Fiogbé & Kestemont 2003). Att motsvarande samband saknas eller har varit negativt på lång sikt i Simpevarp kan ses som motsägelsefullt. Under året runt millennieskiftet inträffade en snabb minskning av fångsten av äldre abborrar i Hamnefjärden. Ungefär samtidigt inleds en ökning av fångsten av yngre abborrar. En liknande utveckling kan ses i skärgården söder om Simpevarp. Att yngre fiskar blir allt vanligare stämmer väl med att yngeltätheterna ökade i Hamnefjärden efter en svag period under senare hälften av

1990-talet. Att äldre fiskar relativt snabbt försvann ur fångsten sammanfaller med en snabb ökning av tillväxthastigheten generellt i alla områden från slutet av 1990-talet. Stora abborrar kan ha lägre temperaturoptimum än små abborrar (Rowiński m. fl. 2015). Detta, tillsammans med stigande bakgrundstemperaturer, har sannolikt bidragit till att äldre och större abborrar har lämnat Hamnefjärden i större omfattning än tidigare, för att sprida sig till omgivande kuststräckor. Detta har i sin tur bidragit till en underskattning av årsklasstyrkan. Den igenväxning av fjärden som observerats från slutet av 1990-talet kan också ha bidragit till att stora abborrar undvikit området.

6.3.3 Tillväxt

Fiskundersökningarna i Simpevarp och Kvädöfjärden har omfattat studier av abborrens tillväxt sedan tidigt 1960-tal. Den metod som används, tillbakaräkning av årlig längdökning utifrån tillväxtzoner på fiskarnas gällock, innebär att årliga tillväxtdata erhålls från varje enskild individ under hela dess livstid. Dessa data kan sedan relateras till olika påverkansfaktorer som till exempel vattentemperatur och födotillgång. I denna rapport analyseras endast den förstnämnda faktorn. Resultaten avslöjar en anmärkningsvärd utveckling mot en allt snabbare tillväxt i alla studerade områden och att temperaturen är en starkt drivande faktor som förklarar två tredjedelar av observerade mellanårsvariationer i referensområdet Kvädöfjärden. Att en treårig abborre var fyra centimeter längre och mer än dubbelt så tung i referensområdet efter millennieskiftet än under 1960-talet förklaras således till övervägande del med att ytvattnets medeltemperatur under sommaren har ökat med i genomsnitt två grader.

Abborrens tillväxt har ökat ännu snabbare i såväl Hamnefjärden som i den omgivande skärgården vid Simpevarp sedan 1960-talet. Samma jämförelse som för Kvädöfjärden visar att treåriga abborrar var tre gånger så tunga i skärgården vid Simpevarp och fyra gånger så tunga i Hamnefjärden från år 2000 jämfört med under 1960-talet. Lokala temperaturregistreringar motsvarande de i Kvädöfjärden tillkom först i slutet av 1980-talet. Från denna tidpunkt finns inga signifikanta samband mellan tillväxt och temperatur i Hamnefjärden. Med undantag för ett avvikande år fanns dock ett samband mellan årsynglens storlek i Hamnefjärden och temperaturen i fjärden, men motsvarande samband var starkare i det närliggande referensområdet. Avsaknad av eller svaga samband mellan temperatur och tillväxt i Hamnefjärden kan tolkas som en effekt av att abborrarna vuxit delar av sina liv utanför fjärden och att de anlockats dit tillfälligt eller permanent som yngel eller senare i livet.

Data från tillbakaräkning visar att den årliga längdökningen under det första tillväxtåret var betydligt snabbare i Hamnefjärden än i de båda andra områdena under en lång period från 1970-talet fram till strax efter millennieskiftet. Därefter upphör

denna skillnad helt, trots att yngelundersökningarna visar att ynglen i Hamnefjärden i allmänhet varit betydligt större än i den närliggande Getbergsfjärden. Detta ger en stark indikation på att de abborrar som provtagits i större omfattning än tidigare varit invandrare som vuxit upp utanför Hamnefjärden. Tidigare skillnad mellan Hamnefjärden och omgivande skärgård utjämnas också för andra tillväxtåret efter 2005, men skillnaden för tredje tillväxtåret består. Dessa observationer, tillsammans med att det varit en stark dominans av två år gamla abborrar under motsvarande period, tyder på en invandring av abborrar framförallt under deras andra eller tredje sommar, som överskuggar representationen av individer som vandrat in som årsyngel. Den koncentration av skarv i Hamnefjärden under vintern som observerats under senare år har sannolikt bidragit till den högre dödlighet hos unga abborrar som indikeras av observerade tillväxtdata under det senaste decenniet. Lägre övertemperaturer under senare år har sannolikt också bidragit till att tidigare tillväxtskillnader jämnats ut mellan Hamnefjärden och närområdet utanför fjärden.

6.4 Sjukdomar

Förekomsten av yttre sjukdomssymptom ser ut att vara något högre i Hamnefjärden, jämfört med övriga områden, då de genomsnittliga frekvenserna är högst i detta område. Några direkta jämförelser har dock inte kunnat utföras på grund av att olika fiskeredskap har använts. Hamnefjärden är det enda område där provfiske utförs under våren, då fiskarna återhämtar sig efter en lång vinter och då dominerande arter som abborre och mört har sin lekperiod. Dessa förhållanden har sannolikt bidragit till den något högre frekvensen av sjukdomar i Hamnefjärden än i övriga områden. Trots att sjukdomsfrekvensen verkar var högre i Hamnefjärden kan hälsotillståndet hos fisken i detta område ändå klassas som relativt bra.

Frekvensen av gulålar som infesterats med simblåseparasiten *Anguillicoloides* sp. har sedan den första observationen i Hamnefjärden 1988 legat på ganska jämn nivå. År 2014 sjönk dock frekvensen. Fortsatt uppföljning får visa om denna nedgång består eller om den var av tillfällig natur. Tidigare jämförelser mellan Hamnefjärden och Marsö respektive Kvädöfjärden visade att frekvensen av infesterade gulålar var likartad i dessa områden under åren 1997–2008 (Andersson m.fl. 2011).

6.5 Förluster i silstation

Den skada som uppkommer på bestånden på grund av att fisk fastnar i kylvattenintaget, kan sättas i relation till andra källor av dödlighet. Den genomsnittliga årliga förlusten av strömming i kylvattenvägarna vid O1 och O2 skattades till samman-

lagt cirka 26 000 individer under perioden 2003–2011. Detta kan relateras till fiskets årliga uttag av cirka 100 000 ton i centrala Östersjön (SLU 2015). Utslagningen av ål, som skattades till 1500 individer årligen fram till och med 2011, kan på samma sätt jämföras med att det svenska östersjöfisket landade cirka 200–400 ton årligen av denna hotade och för fisket värdefulla art under samma period (SLU 2015). Man kan mot denna bakgrund göra bedömningen att kraftverkets inverkan på bestånden är begränsad i sin totala omfattning, men att man inte kan utesluta en negativ påverkan på det lokala fisket.

År 2012 respektive 2013 övergick O2 och O1 till kylning med djupvatten. Denna förflyttning av intag till större djup ledde till att mängden fisk, framförallt strömming, som fastnade i intaget reducerades kraftigt. De nya intagen ser därmed ut att ha en positiv effekt med minskade fiskförluster. Det är dock för tidigt att uttala sig säkert angående detta. De nya intagen har endast använts under ett fåtal år och under dessa år har kärnkraftreaktorerna dessutom haft en nedsatt drift vilket leder till att beräkningarna blir osäkrare.

6.6 Bottenfauna

Utsläppet av kylvatten förväntas främst påverka bottenfaunan på den djupa stationen söder om Hamnefjärdens mynning eftersom vattenströmmarna mestadels går i sydlig riktning. Denna station skiljer sig från de övriga genom att det endast är här som minskningar har skett i den totala biomassan samt biomassorna av de dominerande arterna östersjömussla och vitmärla. På motsvarande station i referensområdet har den totala biomassan istället ökat. Den djupa stationen i Simpevarp är även den enda station där en ökning i abundansen av östersjömussla inte har skett. Dessutom är den totala biomassan samt biomassan och abundansen av östersjömussla lägre på den djupa stationen i Simpevarp jämfört med motsvarande station i referensområdet. Den totala abundansen skiljer sig däremot inte åt mellan dessa stationer. Detta visar att den djupa stationen i Simpevarp har en annan artsammansättning (vilket även MDS-analysen visar) och till en större del innehåller individer med lägre vikt. Att otransformerade värden inte gav en tillförlitlig MDS-analys, medan log-transformerade värden gav en tillförlitlig analys, tyder på att skillnaden mellan djup och områden främst avser ovanliga arter. En statistisk jämförelse visar dessutom att den djupa stationen i Simpevarp har ett högre artantal jämfört med den djupa stationen i Kvädöfjärden. Sammantaget leder dessa skillnader till att det inte går att utesluta att kylvattenutsläppet från kärnkraftverket har en påverkan på bottenfaunan söder om Hamnefjärdens mynning. Denna effekt antas dock vara indirekt och i form av ändrade vattenströmmar snarare än i form av värmetillskott.

De större förändringar som noterades i samtliga områden, såsom en minskning i vitmärla och tillkomst av nordamerikansk havsborstmask under 2000-talet har

även setts i andra delar av Kalmar sund under motsvarande tidsperioder (Kalmar läns kustvattenkommitté 2015).

Referenser

- Agnedal, P.O. (1968). Studier av abborre och fiskets avkastning i Erken. 120 s. (Stencil) Limnologiska Institutionen, Uppsala Universitet.
- Andersson, J. & Karås, P. (1979). Bentiska alger och fanerogamer i en varmvattenpåverkad Östersjövik. Statens naturvårdsverk, PM 1168. 12 s.
- Andersson, J. & Karås, P. (1990). Effects of cooling-water discharges on spring-spawning Baltic herring (*Clupea harengus* L.). Statens naturvårdsverk, Kustlaboratoriet, Opublicerad 19 s.
- Andersson, J., Mo, K., Sandström, O. & Svedäng, H. (1996). Biologiska kontrollundersökningar vid Oskarshamnsverket. Sammanfattning av resultaten till och med 1995. Fiskeriverket Kustrapport 1996:5.
- Andersson, J. (1998). Biologisk recipientkontroll vid Oskarshamnsverket. Årsrapport för 1997. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet. Opublicerad rapport 17 s.
- Andersson, J., Franzén, F., Lingman, A. & Sandström, O. (2005). Recipientundersökningar vid kärnkraftverket vid Oskarshamn. Sammanställning av resultat från undersökningar av fisksamhällen och mjukbottenfauna 1962–2001. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2005:8.
- Andersson, J., Bergström, L. & Lingman, A. (2011). Biologisk recipientkontroll vid Oskarshamns kärnkraftverk. Sammanställning av undersökningar till och med år 2008. Aqua reports 2011:3. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund. 63 s.
- Fiogbé, E. D. & Kestemont, P. (2003). Optimum daily ration for Eurasian perch *Perca fluviatilis* L. reared at its optimum growing temperature *Aquaculture* 216:243–252.
- Fjälling, A., Wahlberg, M., & Westerberg, H. (2006). Acoustic harassment devices reduce seal interaction in the Baltic salmon-trap, net fishery. *ICES Journal of Marine Science* 63:1751–1758.
- Grimås, U. & Neuman, E. (1979). Biologiska och radioekologiska undersökningar vid Oskarshamns kärnkraftverk, Simpevarp, 1962–1978. Sammanfattning. Statens naturvårdsverk, PM 1173. 20 s
- Havsmiljöinstitutet (2014). HAVET 2013/2014. Årsrapport från miljöövervakningen om kust och hav.

- HELCOM (2015a). Abundance of coastal fish key species. HELCOM core indicator report. <http://helcom.fi/baltic-sea-trends/indicators/abundance-of-key-coastal-fish-species>
- HELCOM (2015b). Updated Fifth Baltic Sea pollution load compilation (PLC-5.5). Baltic Sea Environment Proceedings No.145. HELCOM, Helsingfors.
- Kalmar läns kustvattenkommitté (2015). Sammanfattande rapport av recipientkontrollen i Kalmar läns kustvatten 2014. <http://www2.kalmarlanskustvatten.org/>
- Karås, P. & Neuman, E. (1981). First-year growth of perch (*Perca fluviatilis* L.) and roach (*Rutilus rutilus* (L.)) in a heated Baltic Bay. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 59:48–63.
- Karås, P. (1996). Recruitment of perch (*Perca fluviatilis* L.) from Baltic coastal waters. Arch. Hydrobiol. 138:99–121.
- Lingman, A. & Franzén, F. (2003). Litteratursammanställning avseende resultat från den biologiska recipientkontrollen, samt undersökningar gällande fiskpopulationer, vid Oskarshamnsverket, 1962–2002. Fiskeriverket, Kustlaboratoriet. Arbetsrapport. 37 s.
- Lundqvist, L. (2006). Inledande kulturhistoriska studier i Simpevarpsområdet. Småland, Misterhuts socken, Oskarshamns kommun. SKB Rapport R-06-65.
- Luksienė, D. & Sandström, O. (1994). Reproductive disturbance in a roach (*Rutilus rutilus*) population affected by cooling water discharge. Journal of Fish Biology 45:613–625.
- Luksienė, D., Sandström, O., Lounasheimo, L. & Andersson, J. (2000). The effects of thermal effluent exposure on the gametogenesis of female fish. Journal of Fish Biology 56:37–50.
- Mélard, C., Kestemont, P. & Grignard, J.C. (1996) Intensive culture of juvenile and adult Eurasian perch (*P. fluviatilis*): effect of major biotic and abiotic factors on growth. Journal of Applied Ichthyology. Volume 12, Issue 3–4, pages 175–180.
- Mo, K. 1990. Mjukbottenfaunan i Simpevarpsområdet 1983–1989. Naturvårdsverket Rapport 3786. 31 s.
- Mohrholz, V., Naumann, M., Nausch, G., Krüger, S. & Gräwe, U. (2015). Fresh oxygen for the Baltic Sea — An exceptional saline inflow after a decade of stagnation. Journal of Marine Systems, 148:152–166.
- Neuman, E. (1979a). Mellanårsvariationer i nätfångster av bottenfiskar i några Östersjöskärgårdar åren 1962–1977. Statens naturvårdsverk, PM 1160. 40 s.
- Neuman, E. (1979b). Temperaturens inverkan på fiskfångster utanför ett kylvattenutsläpp i Östersjön. Statens naturvårdsverk, PM 1163. 46 s.

- Neuman, E. (1979c). Fiskeribiologiska undersökningar vid Oskarshamnsverket åren 1962–1978. En sammanfattning. Statens naturvårdsverk, PM 1154. 23 s.
- Neuman, E. (1983). Thermal discharge and fish fauna in Sweden. *Water Science and Technology* 15:67–87.
- Neuman, E. & Andersson, J. (1990). Naturvårdsverkets biologiska undersökningar utanför Oskarshamnsverket under 1980-talet. Naturvårdsverket Rapport 3780. 29 s.
- Norman, P. (1993). Medeltida utskärsfiske. En studie av fornlämningar i kustmiljö. Nordiska museets Handlingar 116. Kristiansstad.
- Renström, S. (1987). Övervattensvegetation vid Hamnefjärden, Oskarshamns kärnkraftverk 1985. Statens naturvårdsverk. Opublicerad 8s.
- Rowiński, P. K., Mateos-Gonzalez, F., Sandblom, E., Jutfelt, F., Ekström, A. & Sundström, L. F. (2015). Warming alters the body shape of European perch *Perca fluviatilis*. *Journal of Fish Biology* 87: 1234–1247.
- Sadler, K. (1979). Effects of temperature on the growth and survival of the European eel *Anguilla anguilla* L. *Journal of Fish Biology* 15:499–507.
- Sandström, O., Abrahamsson, I. Andersson, J. & Vetemaa, M. (1997). Temperature effects on spawning and egg development in Eurasian perch. *Journal of Fish Biology* 51:1015–1024.
- SLU (2015). Fisk- och skaldjursbestånd i hav och sötvatten.
<http://www.slu.se/sv/institutioner/akvatiska-resurser/sok-publikation/fiskbestand-och-miljo-i-hav-och-sotvatten/>
- Smith, S., Andersson, J., Ambjörn, C., Juhlin, B., Wickström, K., Alexandersson, H., Andersson, L., Förlin, L., Adolfsson-Erici M., & Lindesjö, E. (2000). Samordnad kustvattenkontroll i Kalmar län. Årsrapport för 1999. SMHI Norrköping.
- Thoresson, G. 1992. Handbok för kustundersökningar. Recipientkontroll. Fiskeriverket, Kustrapport 1992:4.
- Thoresson, G. 1996a. Metoder för övervakning av kustfiskbestånd. Fiskeriverket, Kustrapport 1996:3.
- Thoresson, G. 1996b. Handbok för kustundersökningar. Referensområden. Fiskeriverket, Kustrapport 1996:3.
- Thulin, J., Höglund, J. & Lindesjö, E. (1989). Fisksjukdomar i kustvatten. Naturvårdsverket Informerar. 126 s.

Urban, P., Truan, G., Pompon, D. (2015). Access channels to the buried active site control substrate specificity in CYP1A P450 enzymes. *Biochimica et Biophysica Acta - General Subjects*, 1850:696–707.

Wickström, K. 1990. Oskarshamnsverket Kylvattenutsläpp i havet. Slutrapport från oceanografiska undersökningar utanför Oskarshamnsverket med tre block i drift. SMHI Oceanografi, 34. 40 pp.

Bilaga 1.

Resultat av statistiska jämförelser av fångst (antal) per nät och natt (år 1966–2014) och indikatorer (år 1973–2014) för provfiske med biologiska länkar vid Berkeskär och i Kvädöfjärden. Om variablerna är normalfördelade och varianserna är lika har skillnad i fångstens utveckling över tid testats med en Ancova. Om interaktionen i Ancovan inte varit signifikant har skillnaden i fångst mellan områdena testats med ett tvåsidigt t-test. När normalfördelning eller lika varianser inte kunnat uppnås, har istället ett icke-parametriskt Mann-Whitney U-test använts. Signifikansnivåer redovisas på följande sätt: *= $p < 0,05$, **= $p < 0,01$, ***= $p < 0,001$, ns=icke-signifikant. Om signifikant skillnad av medelvärde förekommer (p -värde $< 0,05$) listas området med högst värde i kolumnen "Högst värde".

Berkeskär vs Kvädöfjärden					
	Test	Transformerering	p-värde	Skillnad i utveckling	Högst värde
Artantal	Ancova	log	ns	nej	–
	T-test	log	ns	–	–
Total abundans	Mann-Whitney	log	**	–	Berkeskär
Abborre	Mann-Whitney	log	**	–	Berkeskär
Björkna	Ancova	rot	ns	nej	–
	T-test	rot	*	–	Berkeskär
Gers	Ancova	log	ns	nej	–
	T-test	log	*	–	Berkeskär
Mört	Mann-Whitney	log	ns	–	–
Shannon-Wiener index	Mann-Whitney	log	ns	–	–
Karpfisk	Mann-Whitney	log	*	–	Berkeskär
Rovfisk	Mann-Whitney	log	**	–	Berkeskär
Trofisk nivå	Ancova	log	ns	nej	–
	T-test	log	**	–	Berkeskär

Bilaga 2.

Resultat av tester av fångst (antal) per nät och natt och indikatorer åren 1989-2014. Om variablerna är normalfördelade och varianserna är lika har skillnad i fångstens utveckling över tid testats med en Ancova. Om interaktionen i Ancovan inte varit signifikant har skillnaden i fångst mellan områdena testats med ett tvåsidigt T-test. När normalfördelning eller lika varianser inte kunnat uppnås, har istället ett icke-parametriskt Mann-Whitney U-test använts. Skillnaden i abundans har testats mellan Simpevarp och Kvädöfjärden inre samt mellan Simpevarp och Kvädöfjärden yttre. Signifikansnivåer redovisas på följande sätt: $*=p<0,05$, $**=p<0,01$, $***=p<0,001$, ns=icke-signifikant. Om signifikant skillnad av medelvärde förekommer (p -värde $<0,05$) listas området med högst värde i kolumnen "Högst värde".

	Simpevarp vs Kvädöfjärden inre					Simpevarp vs Kvädöfjärden yttre				
	Test	Trans- formering	p- värde	Skillnad i utveckl- ing	Högst värde	Test	Transfor- mering	p- värde	Skillnad i utveckling	Högst värde
Artantal	Ancova	log	*	ja	-	Ancova	log	ns	nej	-
						T-test	log	***	-	Simpevarp
Total abundans	Ancova	log	ns	nej	-	Ancova	log	ns	nej	-
	T-test	log	**	-	Simpevarp	T-test	log	ns	-	-
Abborre	Ancova	log	ns	nej	-	Ancova	log	ns	nej	-
	T-test	log	***	-	Simpevarp	T-test	rot	ns	-	-
Björkna	Ancova	log	ns	nej	-	Mann- Whitney	log	***	-	Simpevarp
	T-test	log	**	-	Simpevarp					
Gers	Ancova	log	*	ja	-	Ancova	log	ns	nej	-
						T-test	log	ns	-	-
Mört	Ancova	log	ns	nej	-	Ancova	log	ns	nej	-
	T-test	rot	ns	-	-	T-test	log	ns	-	-
Sarv	Ancova	rot	***	ja	-	Ancova	rot	*	ja	-
Shannon-Wiener index	Ancova	log	ns	nej	-	Mann- Whitney	log	***	-	Simpevarp
	T-test	log	ns	-	-					
Abborre > 25 cm	Ancova	log	*	ja	-	Ancova	log	ns	nej	-
						T-test	log	ns	-	-
Karpfisk	Ancova	rot	ns	nej	-	Ancova	log	ns	nej	-
	T-test	rot	*	-	Simpevarp	T-test	log	*	-	Simpevarp
Rovfisk	Ancova	log	ns	nej	-	Ancova	log	ns	nej	-
	T-test	log	**	-	Simpevarp	T-test	rot	ns	-	-
Trofisk nivå	Mann- Whitney	log	ns	-	-	Ancova	log	ns	nej	-
						T-test	log	***	-	Kvädöfjärden yttre

Bilaga 3.

Resultat av tester av artantal 1976–2014, total abundans 1965–2014 samt total biomassa 1985–2014. Om variablerna är normalfördelade och varianserna är lika har skillnad i fångstens utveckling över tid testats med en Ancova. Om interaktionen i Ancovan inte varit signifikant har skillnaden i fångst mellan områdena testats med ett tvåsidigt t-test. När normalfördelning eller lika varianser inte kunnat uppnås, har istället ett icke-parametriskt Mann-Whitney U-test använts. Skillnaden utveckling över tid och medelvärden har testats parvis mellan de grunda samt de djupa stationerna i Simpevarp och Kvädöfjärden. Signifikansnivåer redovisas på följande sätt: *= $p < 0,05$, **= $p < 0,01$, ***= $p < 0,001$, ns=icke-signifikant. Om signifikant skillnad av medelvärde förekommer (p -värde $< 0,05$) listas området med högst värde i kolumnen "Högst värde".

	Simpevarp grund vs Kvädöfjärden grund					Simpevarp djup vs Kvädöfjärden djup				
	Test	Trans- formering	p- värde	Skillnad i utveckling	Högst värde	Test	Transfor- mering	p- värde	Skillnad i utveckling	Högst värde
Artantal	Ancova	rot	ns	nej	–	Ancova	rot	ns	nej	–
	T-test	rot	ns	–	–	T-test	rot	***	–	Simpevarp
Total abundans	Ancova	rot	*	ja	–	Mann- Whitney	log	ns	–	–
Total bio- massa	Ancova	log	ns	nej	–	Mann- Whitney	log	*	–	Kvädöfjärden
	T-test	log	***	–	Kvädö- fjärden					

