



Aqua reports 2015:6

Biologisk recipientkontroll vid Ringhals kärnkraftverk

Sammanfattande resultat av undersökningar fram till år 2013

Jan Andersson, Andreas Bryhn, Björn Fagerholm, Maria Jansson, Anna Lingman & Anders Wernbo



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Biologisk recipientkontroll vid Ringhals kärnkraftverk Sammanfattande resultat av undersökningar fram till år 2013

Jan Andersson, Andreas Bryhn, Björn Fagerholm, Maria Jansson, Anna Lingman & Anders Wernbo

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

mars 2015
SLU, Institutionen för akvatiska resurser

Aqua reports 2015:6
ISBN: 978-91-576-9300-6 (elektronisk version)

Vid citering uppge:

Andersson, J., Bryhn, A., Fagerholm, B., Jansson, M., Lingman, A. & Wernbo, A. (2015). Biologisk recipientkontroll vid Ringhals kärnkraftverk. Sammanfattande resultat av undersökningar fram till år 2013. Aqua reports 2015:6. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund. 67 s.

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

E-post
bjorn.fagerholm@slu.se

Rapportens innehåll har granskats av:

Erik Petersson, SLU, Institutionen för akvatiska resurser, Sötvattenslaboratoriet
Sven-Gunnar Lunneryd, SLU, Institutionen för akvatiska resurser, Kustlaboratoriet

Finansiärer:
Ringhals AB

Framsida: Baggens kummel utanför Ringhals. Björn Fagerholm
Baksida: Knubbsäl och skarv. Björn Fagerholm

Sammanfattning

Ringhals kärnkraftverk är idag den största elproducenten i Sverige. Kraftverket har fyra reaktorer som togs i drift mellan åren 1975 och 1983. När kraftverket drivs används havsvatten för att kyla ner ångan i kondensatorerna. Kontrollprogrammet för fisk syftar till att övervaka vilken påverkan den omfattande användningen av kylvatten har på berörda fiskbestånd. Påverkan noteras dels som en ökad dödlighet hos de ägg, larver och juvenil fisk som förs med in i kylvattensystemet, dels som förändringar i fisksamhällets sammansättning i det område som påverkas av övertemperaturer från det utgående kylvattnet. Föreliggande studie är en sammanställning av resultat från kontrollprogrammet för fisk under perioden 1976-2013.

De ägg, larver och juvenila fiskar som följer med in i kraftverket anses ha en hundraprocentig dödlighet, med undantag för glasål som visats ha en relativt hög tolerans. Totalt under åren har över sextio fiskarter identifierats vid provtagningen i kylvattenintaget. Utvecklingen över tid redovisas för unga livsstadier av ål, torsk, sill, plattfiskar, tejstefisk, rötsimpa, klarbult och tobis. Utvecklingen över tid hos torsk och sill återspeglar beståndens generella utveckling i regionen och förekomsten av framför allt torsk var låg under 2000-talet. Förlusten för det allmänna fiskeintresset till följd av utslagningen i Ringhals har beräknats till som mest cirka 4 ton årligen för torsk och till som mest 114 ton årligen för sill under perioden 2008-2013. För ål har utslagningen i Ringhals med mycket konservativa antaganden beräknats medföra att bidraget till lekpopulationen reducerats med cirka 6 ton per år under samma period.

Påverkan på berörda fiskbestånd genom utslagning av unga livsstadier vid kylvattenanvändningen i Ringhals kan sammanfattas vara liten i förhållande till andra källor till dödlighet. Att bestånden av i första hand torsk och ål redan befinner sig i en utsatt situation innebär dock att man inte kan bortse från påverkan av kylvattenanvändningen.

Effekter på fisk av en ökad vattentemperatur i omgivande kustområde övervakas genom ryssjefisken under april respektive augusti månad. I påverkansområdet för varmvatten noteras en förändrad artsammansättning, eftersom vissa arter gynnas av den varmare vattenmassan medan andra arter undviker den. Artrikedom och biologisk mångfald är generellt sett lägre i påverkansområdet vid Ringhals än i referensområdet vid Vendelsö. Detta återspeglas i dominans av ett fåtal arter, främst strandkrabba, men även gulål och skärsnultra, i påverkansområdet, samt lägre förekomst av torsk, tånglake, rötsimpa och stensnultra.

Graden av påverkan på miljön har ökat över tid sedan 1970-talet, eftersom kärnkraftverkets totala produktion har ökat. Högre elproduktion har medfört att uppvärmningen av kylvattnet har ökat något. Under den studerade tidsperioden har vattentemperaturen ökat även i Vendelsö, om än i mindre omfattning. Detta har sannolikt påverkat utvecklingen för fisksamhällena där, vilket indikerar effekter på kustekosystemet av generella förändringar i klimatet. Fiskarter som ökat i både Ringhals och Vendelsö är svart smörbult (höst och vår), större kantnål, tångspigg (vår) och skärsnultra (höst). I augusti ökar även totalfångsten av

fisk. Strandkrabba och tångräka ökar i båda områdena i både april och augusti, vilket ger en signifikant ökning av kräftdjur. Arter som minskat i båda områdena är tånglake (höst), oxsimpa (vår och höst) och berggylta (vår och höst). Sett över den senaste femårsperioden så finns inga signifikant ökande eller minskande trender för någon art. Få arter har utvecklats olika över tid om man jämför de två fiskeområdena. Nyttillkomna arter under den senaste femårsperioden är fjärsing i Vendelsö, samt krabbtaska, tungevar och blågylta vid Norra Horta.

Resultaten av provfiskena kan sammanfattas med att den biologiska mångfalden hos fisksamhället i påverkansområdet har minskat och att denna påverkan ökat över tid. Denna förändring förklaras av att arter som föredrar kallare vatten undviker området och att ett fåtal värmegynnade arter dominerar.

Övervakningen utökades 2011 med inventering främmande invasiva arter i fem områden utanför kraftverkets kylvattenutsläpp. Fram till 2013 har tre främmande arter påvisats varje år och dessa bedöms nu vara etablerade i området. Arterna är japanskt jätteostron (*Crasostrea gigas*), rödalgen rödsvansing (*Dasya baillouviana*) samt en brunalg, sargassosnärja (*Sargassum muticum*). Resultaten ger en indikation på att det kylvattenpåverkade området har en potential att fungera som spridningskälla för främmande invasiva arter.

Summary

At present Ringhals nuclear power plant is the largest producer of electricity in Sweden. Its four reactors were put into operation between 1975 and 1983. When the power plant is operating, seawater is used to cool vapour in the condensers. The purpose of the fish surveillance program is to monitor the effects on fish due to the use of sea water for cooling. Fish is mainly affected by increased mortality of young pelagic life stages as these are passively taken into the cooling water system at the inlet, and by elevated water temperatures in the vicinity of the cooling water outlet. The cooling water temperature is elevated by 10.3 degrees passing through the power plant and is mixed into a relatively open coastal area. The current report summarizes results from the monitoring program concerning mortality of juvenile fish due to use of cooling water, impact on fish communities in surrounding coastal areas and the potential for heated areas to act as habitats for alien invasive species.

Fish eggs, larvae, and juvenile fish are considered to suffer from a high level of mortality in the cooling water system, one exception being the glass eel (*Anguilla anguilla*) with a relatively high tolerance. In total, more than sixty fish species have been identified in the monitoring at the cooling water intake. Trends in abundance have been described for glass eel, cod (*Gadus morhua*), herring (*Clupea harengus*), flatfishes (mainly *Pleuronectes platessa*, *Platichthys flesus* and *Limanda limanda*), and additionally rock gunnel (*Pholis gunellus*), shorthorn sculpin (*Myoxocephalus scorpius*), transparent goby (*Aphia minuta*), sand lances (*Ammodytes sp.*) and three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*). Mortality of early life stages is considered to have had a relatively small effect on the population level for commercial species, although effects cannot be completely ruled out. Larval mortality of the relatively stationary winter spawner shorthorn sculpin may have contributed to the negative trends observed for the local population of this species.

The impact from mortality of early life stages of fish related to the use of sea water for cooling can be considered small in relation to other sources of mortality. The critical situation for the European eel and the regional cod population suggests that the impact of the power plant cannot be totally neglected.

Effects of increased water temperature on the fish communities in the surrounding coastal area are monitored by fishing with fyke nets in April and August. A change in species composition was observed in the recipient area, as some species showed increased abundances in the warmer water, mainly shore crab (*Carcinus maenas*), yellow eel and corkwing wrasse (*Symphodus melops*). A decrease in species abundance in the affected was observed for cod, viviparous eelpout (*Zoarces viviparus*), shorthorn sculpin and *Ctenolabrus rupestris*.

The environmental impact due to emitted cooling water has increased over time since the 1970's, due to increasing production at the power plant. Higher electricity production

caused a slight increase in cooling water heating. During the studied time period, water temperatures have also increased in the reference area, although to a lesser extent. General effects due to climate change are reflected in the composition of the local fish community. The only species showing an increase in abundance during the period 1976-2006 were yellow eel and shore crab. A larger number of species have decreased in abundance. Among those are the cold water adapted species viviparous eelpout and longspined bull-head (*Taurulus bubalis*), which have decreased in all areas during both the spring and the autumn surveys.

The results from the fyke net surveys may be summarized as a decreasing biodiversity over time in the coastal area receiving the heated cooling water. This change is explained by fish species preferring cool water avoiding this area and that a few species benefitting from warmer water were dominating.

The survey was expanded in 2011 to investigate the amount of invasive marine alien species. Five shallow areas were surveyed in a gradient from the cooling water outlet. Three marine alien species have hitherto been found in the survey, although all three have already been established elsewhere along the Swedish west coast. The invasive species were the japanese oyster (*Crassostrea gigas*), one species of red algae (*Dasya baillouvi-ana*) and one brown algae, japanese wireweed (*Sargassum muticum*). The results indicate that the area affected by heated cooling water may act as a source for further spreading of alien invasive species.

Innehållsförteckning

1. Bakgrund	7
1.1 Kontrollprogrammet	7
1.2 Kärnkraftverkets drift och miljöpåverkan	8
1.3 Effekter på fisksamhället	12
1.3.1 Kylvattenintaget	12
1.3.2 Påverkansområdet	13
2 Aktuella undersökningar och metodik	15
2.1 Förluster vid intaget av kylvatten	17
2.1.1 Provtagning av fiskägg och små fisklarver	17
2.1.2 Provtagning av fiskyngel och större fisklarver	18
2.2 Kontroll av förekomst av främmande och invasiva arter	18
2.3 Påverkan på fisk i omgivande kustområde	20
2.3.1 Skadeberäkningar och statistiska metoder	22
2.4 Provtagning i omgivande vatten med ryssjefiske	23
2.4.1 Programvara och transformeringar	25
3 Resultat	26
3.1 Effekter på fiskägg och små fisklarver	26
3.1.1 Ägg och larver av torsk	26
3.1.2 Ägg och larver av plattfisk	29
3.1.3 Tejstefisk och rötsimpa	31
3.2 Effekter på fiskyngel och större fisklarver	31
3.2.1 Trender hos glasål	32
3.2.2 Trender hos sillyngel	34
3.2.3 Trender hos övriga dominanter	35
3.2.4 Skadeberäkning sill och ål	36
3.3 Effekter på fisksamhället i omgivande kustområde	37
3.3.1 Antal observerade arter	37
3.3.2 Biologisk mångfald enligt diversitetsindex	41
3.3.3 Trofisk medelnivå	42
3.3.4 Fisksamhällets sammansättning - skillnader mellan undersökningsperioder och områden	43
3.3.5 Utvecklingen hos den totala fiskfångsten och hos arter av särskilt intresse	45
3.3.6 Nytt område vid Norra Horta.	56

3.3.7	Samvariation mellan fångstvariabler och temperatur och fångstområde	56
3.4	Förekomst av främmande och invasiva arter	58
4	Diskussion	60
4.1	Dödighet genom kylvattenbortledning	60
4.2	Påverkan i recipienten för kylvatten	62
4.3	Utveckling hos kustbunda kallvattenarter	63
4.4	Kontroll av förekomst av främmande och invasiva arter	64
	Referenser	65

1. Bakgrund

1.1 Kontrollprogrammet

Ringhals kärnkraftverk, som ligger på Väröhalvön vid Kattegatt, mellan Kungsbacka och Varberg, togs i drift 1975 och var fullt utbyggt 1983. Kraftverket består av fyra reaktorer som tillsammans producerar cirka 26 TWh per år, vilket motsvarar ungefär 20 procent av Sveriges totala elproduktion (Ringhals 2013).

När kraftverket drivs används havsvatten för att kyla ner vattenånga i verkets kondensorer. Den miljöpåverkan som kärnkraftverkets kylvattenanvändning kan leda till övervakas genom ett kontrollprogram som ursprungligen fastställdes av Västerbygdens vattendomstol 1969. Kontrollprogrammets målsättning är att långsiktigt övervaka fiskbeståndens överlevnad och sammansättning i kraftverkets närområde. Undersökningarna utförs sedan år 1991 av Kustlaboratoriet, som numera tillhör Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser. Åren 1991 till 2011 fanns Kustlaboratoriet inom Fiskeriverkets organisation och dessförinnan vid Naturvårdsverket.

Kylvattnet påverkar fiskesamhället främst i två led, dels genom att organismer skadas när de följer med kylvattnet in genom anläggningen och dels genom att omgivande kustområde påverkas av värme från det utgående vattnet. Effekter på fisk kan därför följas dels som förluster av ägg och yngel i kylvattensystemet, dels som effekter på fiskbeståndens utveckling i närområdet.

Kustområdet vid Ringhals kärnkraftverk har en god vattenomsättning, vilket medför att det utgående kylvattnet snabbt blandas med omgivande, kallare havsvatten. Den snabba blandningen av vattnet, tillsammans med skiftande strömmar, bidrar till att det till ytan sett är relativt små områden som kontinuerligt har förhöjda vattentemperaturer (Liungman m.fl. 2002). Den goda vattenomsättningen gör däremot också att förhållandevis många organismer transporteras in i området, där de riskerar att påverkas, framför allt genom att sugas in i intaget till kylvattensystemet.

Det fortlöpande kontrollprogrammet redovisas i årliga rapporter. Ungefär vart femte år görs dessutom en större utvärdering. I föreliggande rapport sammanfattas resultaten från kontrollprogrammet i ett längre tidsperspektiv. Tidigare utgivna femårsutvärderingar har redovisats av Thörnqvist m.fl. (1998), av Fagerholm och Andersson (2005) samt av Bergström m.fl. (2009). En sammanställning av Grimås m.fl. (1988) omfattar perioden från dess att kraftverket togs i drift till och med 1986.

I det redovisade kontrollprogrammet ingår endast effekter av kylvattenanvändningen. Den del som rör utsläpp av radioaktiva ämnen rapporteras årligen av Ringhals AB till Strålsäkerhetsmyndigheten.

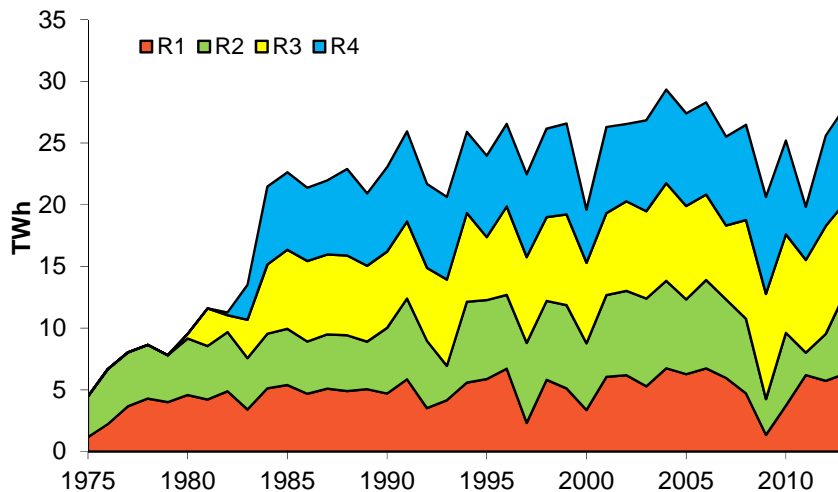


Figur 1. Undersökningsområdet

1.2 Kärnkraftverkets drift och miljöpåverkan

Kärnkraftverket har fyra reaktorer vilka togs i bruk år 1975, 1976, 1981 och 1983. Den totala produktiviteten har därtill varit ökande även under den tid som alla

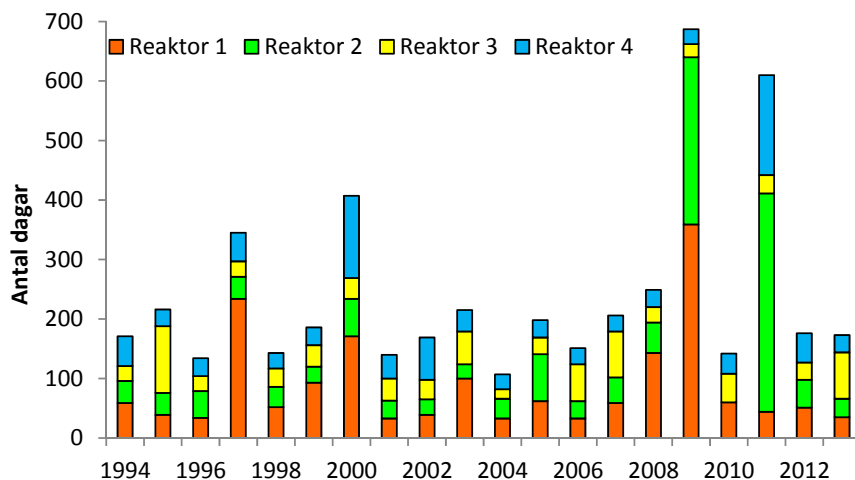
reaktorer har varit i drift (figur 2). Ökningen beror åtminstone delvis på att antalet stopp i driften, till följd av revisioner och störningar, har minskat. År 2004 var det högsta produktionsåret i Ringhals historia med en produktion av 29 TWh (Ringhals 2013). Relativt omfattande driftuppehåll under 2009 och 2011 innebär att produktionsnivån har varit något lägre under den senaste tioårsperioden. Produktionen av el påverkar omgivande havsområde framför allt genom att havsvatten används för att kyla kärnkraftverkets kondensorer.



Figur 2. Den årliga bruttoproduktionen i TWh uppdelat per reaktor under åren 1975-2013.

I Ringhalsverket pumpas kontinuerligt cirka 170 m³/s kylvatten från havet genom anläggningen när alla reaktorerna är i full drift (Ringhals 2013). Det genomsnittliga flödet per reaktor är 44 m³/s i reaktor 1, 35 m³/s i reaktor 2, samt 45 m³/s vardera i reaktor 3 respektive 4. Under passagen genom kraftverket höjs vattnets temperaturer med i genomsnitt 10.3 °C (Ringhals 2003). Efter sin användning leds det uppvärmda kylvattnet tillbaka ut i havet. Kylvattenflödets omfattning kan jämföras med flödet i det närliggande vattendraget Viskan, vars medelflöde är 34 m³/s (SMHI 1994).

Antalet dagar som olika reaktorer är avställda påverkar den totala volymen av kylvatten (figur 3). Uppvärmningen av det genomströmmande vattnet är dock konstant. En planerad avställning av reaktorerna sker under särskilda perioder varje år när en översyn, revision, av anläggningen genomförs. Under revisionen är reaktorerna avstängda ungefär 20–40 dagar, som regel genomförs den för en reaktor i taget under sommarmånaderna. Därtill sker vid behov större reparationer (Ringhals 2013).



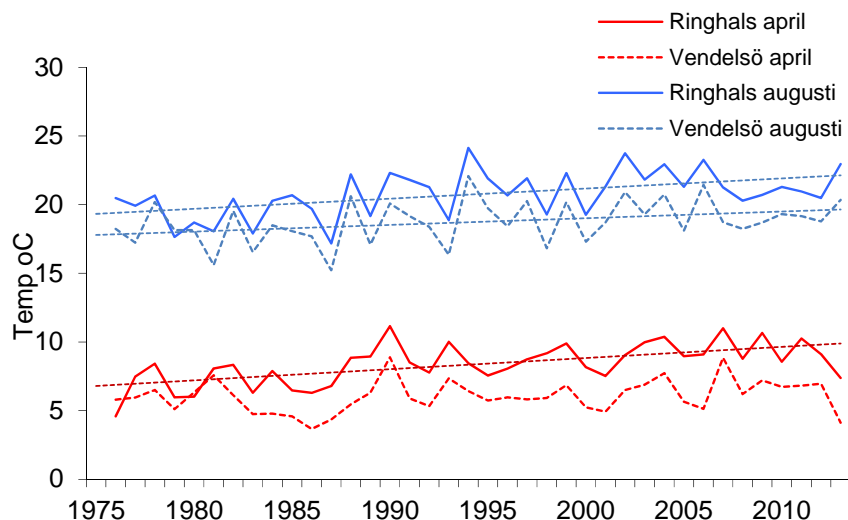
Figur 3. Antalet avställningsdagar per reaktor vid Ringhals 1994-2013.

Vattentemperaturen i det omkringliggande havsområdet påverkas av mängden kylvatten som släpps ut. Temperaturen i kustvattnets ytvatten noteras i samband med provfisken i april och augusti, dels i utsläppsområdet och dels i ett referensområde vid Vendelsö.

Sedan mätningarna påbörjades år 1976 har temperaturen ökat signifikant vid både Ringhals och Vendelsö under augusti månad, och vid Ringhals även under april månad¹ (figur 4). Att temperaturen har ökat även i referensområdet vid Vendelsö överensstämmer med att man har observerat en generell uppvärmning av havsvattnet under denna tidsperiod (Fiskeriverket 2008). Temperaturökningen har dock varit större i kärnkraftverkets påverkansområde.

Temperaturökningen i kustvattnet omkring Ringhals har tilltagit över tid, även under de år som samtliga reaktorer har varit i drift. Vattentemperaturen i påverkansområdet var i storleksordningen 2-3 °C högre under senare år än då mätningarna inleddes i mitten av 1970-talet. Under perioden 1976-2013 har skillnaden i vattentemperatur mellan påverkansområdet vid Ringhals och referensområdet vid Vendelsö ökat signifikant under både augusti och april månad². Detta överensstämmer med att produktionen vid kraftverket har ökat (jfr figur 2).

1. Linjär regression 1976-2013, Ringhals, $P < 0.001$ i april respektive augusti; Vendelsö, $P = 0.17$ i april och $P < 0.05$ i augusti
 2. Linjär regression 1976-2013, april, $P < 0.001$, $R^2 = 0,38$; augusti, $P < 0,05$, $R^2 = 0,15$



Figur 4. Ytvattnets medeltemperaturer har ökat vid Ringhals under den tid som kärnkraftverket har varit i drift. En ökning har även observerats i referensområdet vid Vendelsö, särskilt under augusti månad, men i mindre omfattning. Data är insamlade i samband med provfiske i april och augusti 1976-2013.

Det inkommande kylvattnet leds in till kraftverket via två kanaler, en för reaktor 1 och 2 och en annan för reaktor 3 och 4. Därefter passerar vattnet ett renshus där djur och växter silas bort. Mycket av det bortrensade materialet återförs till havet igen genom en avloppstub. Större delen av det reade kylvattnet används för att kyla ånga i kondensatorerna, medan en mindre del, det så kallade hjälpkylvattnet, används för att kyla ner viktiga säkerhetssystem och andra interna kylsystem. Därefter förs vattnet vidare ut till havet via två 1,8 kilometer långa bergtunnlar. Tidigare har Ringhalsverket använt stora mängder natriumhypoklorit under somrarna för att motverka påväxt på tunnelväggarna. Sedan 1990 i reaktor 1 och 2 och 2002 i reaktor 3 och 4 har man minskat kloreringen genom att enbart klorera hjälpkylvattnet (Ringhals 2006).

De två kanalerna med utgående kylvatten leder till ett grundområde. Kanalerna är riktade åt söder och går nästan parallellt med strandkanten. De börjar på 13 respektive 16 meters djup, men i större delen av området kring kanalerna är vattendjupet 2–4 meter. Vid mynningen är kanalernas bredd omkring 20 meter. Vattnets utsläppshastighet är cirka 1,4 meter per sekund vid maximal användning (Ljungman m.fl. 2002). Utblandningen av kylvattnet drivs främst av vattnets egen rörelseenergi upp till omkring 500-1000 meter från utsläppspunkten, och därefter av den naturliga vattenströmningen i området. Det varma vattnet sprider sig ofta som ett ytskikt men kan tidvis nå ner till cirka 10 meter. Ibland kan strömmar med

opåverkat vatten strömma in under kylvattenplymen, särskilt i påverkansområdets sydliga delar (Grimås m.fl. 1988).

Området som påverkas av kylvattenutsläppen har i tidigare sammanhang indelats i tre zoner. Enligt denna indelning är själva utsläppsområdet ett relativt litet område med en tydlig temperaturförhöjning på mer än 5 °C. Detta följs av blandningszonen, ett större område där temperaturen snabbt sjunker och varierar kraftigt, samt slutligen fjärrzonen med knappt mätbar temperatureffekt. Dessa begrepp har dock senare frångåtts och ersatts av begreppet ”påverkansområde” vilket omfattar här både utsläppsområdet och blandningszonen. Påverkansområdet definieras idag som det område som vid normal drift har en övertemperatur på minst 1 °C (Grimås m.fl. 1988).

1.3 Effekter på fisksamhället

Kylsystemet påverkar fisksamhället genom två huvudsakliga mekanismer. För det första påverkas ägg, larver och vuxen fisk genom att de förs in i kylvattensystemet och där utsätts för en hög dödlighet. För det andra påverkas fisk och andra organismer i omgivande havsvatten runt utsläppet av en ökad lokal vattentemperatur, som orsakas av det uppvärmda kylvatten som släpps ut i kustområdet.

1.3.1 Kylvattenintaget

Vid intaget för kylvatten finns en silstation, som sorterar ut större organismer och andra föremål. Silningen sker i flera steg. Först silas vattnet genom grova galler och i ett sista steg genom en så kallad bandsil med 5 millimeters maskstorlek. I de grövre gallren fastnar till exempel större fisk och maneter. Detta material deponerades tidigare på land. Den totala mängden förlorad fisk under åren 1975-1979 skattades till 22 ton. Därefter finns inge uppgifter om förluster, men sedan 1986 pumpas det material som fastnar i gallren åter till havet för att minimera dödligheten i första hand bland de ekonomiskt viktiga arterna ål och äkta tunga, vilka till viss del förmodas tåla denna behandling (Grimås m.fl. 1988). Med det kylvatten som passerar genom bandsilarna in i kraftverket följer växt- och djurplankton, inklusive fiskägg och fisklarver. Dessa riskerar att skadas av de snabba temperatur- och tryckförändringarna samt av mekanisk påverkan.

Hur starkt olika arter påverkas varierar med artens känslighet och beståndets struktur. Om antalet individer som skadas i kylvattenintaget är stort i förhållande till den totala årliga produktionen av en art, påverkas arten mer negativt. Risken för negativa effekter är även högre hos lokala, kustbundna arter än hos arter som har ett större utbredningsområde. Flertalet marina fiskar leker till havs, och deras ägg och larver transporteras in till uppväxtområden vid kusten med havsströmmarna. Under våren sker larvutveckling av många kommersiellt viktiga arter

såsom torsk, och även av många kustnära arter, vilket ger ett särskilt behov av att övervaka denna period (Thörnqvist m.fl. 1998).

Man har i tidigare sammanhang bedömt risken för dödlighet i kylvattenintaget för de ägg, larver och små fiskyngel som passerar genom kraftverket (Grimås m.fl. 1988). Försöken visade att pelagiska ållarver (cirka 7 centimeter långa så kallade glasålar) ofta överlevde passagen, medan dödligheten hos övriga arter var mycket hög. Under perioder då kylvattnet klorerades ökar dödligheten hos de passerande organismerna. Därtill kan en avsevärd mängd filtrerande djur etableras i kylvattentunnlarna, där de lever av att sila organiska partiklar samt levande organismer från kylvattenströmmen. Detta ökar dödligheten ytterligare bland de ägg och larver som passerar genom systemet. Dessa observationer har medfört att dödligheten hos unga livsstadier av fisk, förutom glasålen, bedöms vara total.

1.3.2 Påverkansområdet

Det utgående kylvattnet påverkar fiskbeståndens sammansättning främst genom den förhöjda temperaturen. En annan trolig möjlighet är att den ökade mängden partiklar och närsalter påverkar tillgången på föda lokalt.

Fiskar kan reagera på temperaturförhöjningen genom att antingen ansamlas till eller undvika det påverkade området. Detta beror på att fiskar är växelvarma och tenderar att söka sig till sådana vattenmassor som har en temperatur där deras tillväxt och reproduktionsförmåga är optimal. Beroende av vilka temperaturer de föredrar kan fiskarter grovt delas in i varmvattenarter respektive kallvattenarter (Neuman 1988)³. Varmvattenarter är framför allt aktiva vid högre vattentemperaturer, exempel på sådana arter är ål och skärnsultra samt även strandkrabba. Exempel på typiska kallvattenarter som förekommer i området är tånglake, rötsimpa, torsk och femtömmad skärlånga. Skillnaden i preferens hos olika arter påverkar det förväntade utfallet av provfisken under olika årstider. Generellt sett kan de flesta arter anlockas till området med kylvattenutsläpp under vinter och tidig vår, medan kallvattenarterna vanligen skyr de uppvärmda områdena under sommaren (Neuman 1988, Thörnqvist m. fl 1998). Även bottenfauna och fastsittande vegetation kan påverkas av det utgående kylvattnet, vilket i sin tur kan leda till en förändrad tillgång på föda och skydd för fisken.

De omfattande utsläppen av uppvärmt kylvatten kan även attrahera och/eller skapa gynnsamma förutsättningar för främmande växt- och djurarter, som kommit till svenska vatten från andra delar av världen med människans hjälp, t.ex. genom att de transporterats med fartygens barlastvatten. Etablering i kylvattenpåverkade

³ Illustrerande exempel: Europeisk ål anses ha en optimal tillväxt vid 22-23 grader (Sadler 1979), ett temperaturområde som ligger nära den letala temperaturen för öring (24,7 grader (utan acklimatisering); Elliott 1994)

områden kan teoretiskt innebära att sådana områden skulle kunna utgöra spridningskällor för dessa oönskade organismer.



Provfiske med ryssjor. Foto Björn Fagerholm

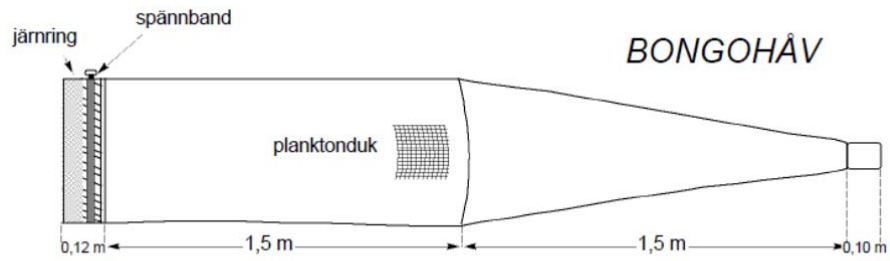
2 Aktuella undersökningar och metodik

Effekter av kärnkraftverkets drift på det omgivande fisksamhället analyseras dels genom att kvantifiera förlusterna av fiskägg, larver och yngel i kylvattenintaget, dels genom att studera fisksamhället i omgivande kustvatten genom provfiske.

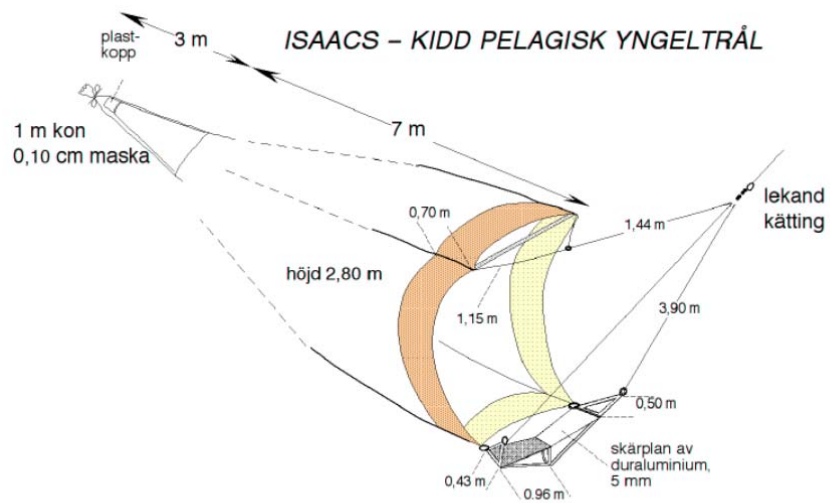
Direkta förluster i kylvattensystemet studeras genom provtagning i intagskanalerna för kylvatten. Undersökningarna utförs med Bongohåv (figur 5) för att skatta mängden ägg och larver samt med Isaacs-Kidd trål (figur 6) för att skatta mängden yngel.

Förekomsten av fisk i påverkansområdet för kylvattenutsläppet övervakas genom provfiske med småryssjor. Resultaten jämförs med motsvarande fisken i ett referensområde vid Vendelsö norr om kraftverket (figur 1). Vendelsöfjorden är inte direkt påverkat av kraftverkets värmeutsläpp eller annan lokal miljöpåverkan. Ett nytt område vid ön Norra Horta tillkom i augusti 2011, med syfte att följa ett område med en enligt simuleringar svag till måttlig påverkan av kylvatten.

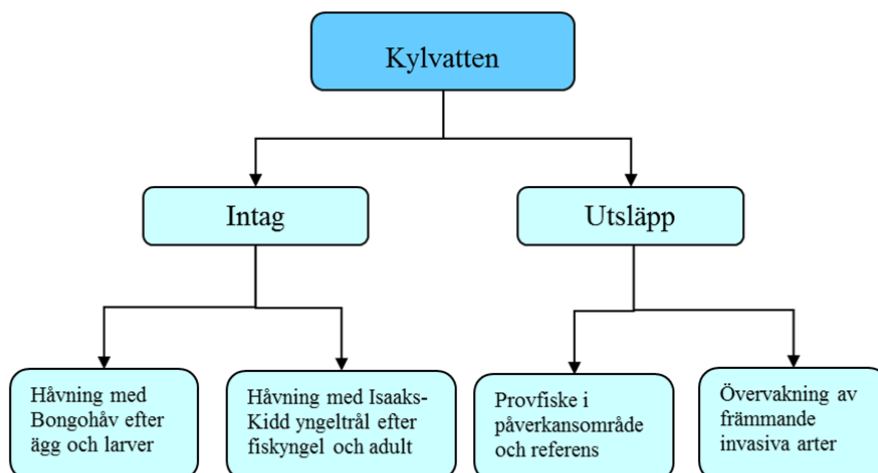
Under 2011 inleddes ett program för övervakning av främmande invasiva arter. Detta program omfattar årliga dykinventeringar av fem olika lokaler inom en gradient för kylvattenpåverkan (figur 1).



Figur 5. Skiss över den Bongohåv som används för provtagning av fiskägg och fisklarver



Figur 6. Skiss över Isaacs-Kidd yngeltrål för provtagning av fiskyngel och småvuxen fisk. Övre järnbom och skärplan används inte vid provtagning i Ringhals. Istället används en vertikal järnbom i varje sida av mynningen.



Figur 7. Översikt över hur kylvattenhanteringen vid kärnkraftverket påverkar fisk och bottensamhällen, samt de undersökningar som utförs för att övervaka påverkan.

2.1 Förluster vid intaget av kylvatten

Årliga kontroller av indriften av ägg, larver och fisk utförs sedan 1979 vid kylvattenintaget till Ringhals reaktor 1 och 2. Under de första åren av kraftverkets drift utfördes mer omfattande undersökningar av förlusterna i kylvattenintaget under samtliga årstider. Senare har kontrollen fokuserats på perioden från januari till april, vilket sammanfaller med den tid när de huvudsakliga förlusterna av såväl ekologiskt som ekonomiskt viktiga arter noteras (Grimås m.fl. 1988). Provtagning enligt den nuvarande utformningen har pågått sedan 1981 (Andersson 1985) och är främst ägnad att övervaka förekomsten av pelagiska ållarver (glasål), ägg och unga larver av torsk och plattfisk samt större larver och yngel av sill. De stationära kustlevande arterna rötsimpa och tejstefisk återfinns också regelbundet i provtagningen, medan sommarlekande arter inte övervakas. En naturlig följd av att begränsa undersökningsperioden till en del av året är att de redovisade resultaten underskattar de totala årsförlusterna, framför allt av de arter som förekommer under andra delar av året.

2.1.1 Provtagning av fiskägg och små fisklarver

Provtagning av mängden mindre larver och fiskägg i kylvattnet utförs genom hävning i den kanal som leder kylvattnet till reaktor 1 och 2. Provtagningen sker strax efter det att vattnet har passerat en fyra meter djup skumbalk, som blandar om vattnet i stort sett totalt ner till cirka tio meter. Håven som används är en

Bongohåv med en maskvidd av 500 µm. I håven fästes en varvräknare, varvid man kan räkna ut vattenflödet under tiden för håvningen. Provtagningen utförs dagtid två gånger per vecka under januari till och med april. Vid varje tillfälle är håven ute 10–15 minuter (Andersson 1985). Ägg och larver artbestäms i möjligaste mån. Som regel kan larver artbestämmas medan artbestämningen av ägg är mer osäker. I viss mån kan äggen artbestämmas på basen av sin storlek och vissa andra karakterer, men när detta inte är möjligt mäts äggen och storleksklassificeras. Vid analysen beräknas tätheten av ägg och larver baserat på information från flödesmätaren, för att motsvara antal individer per 100 m³ vatten.

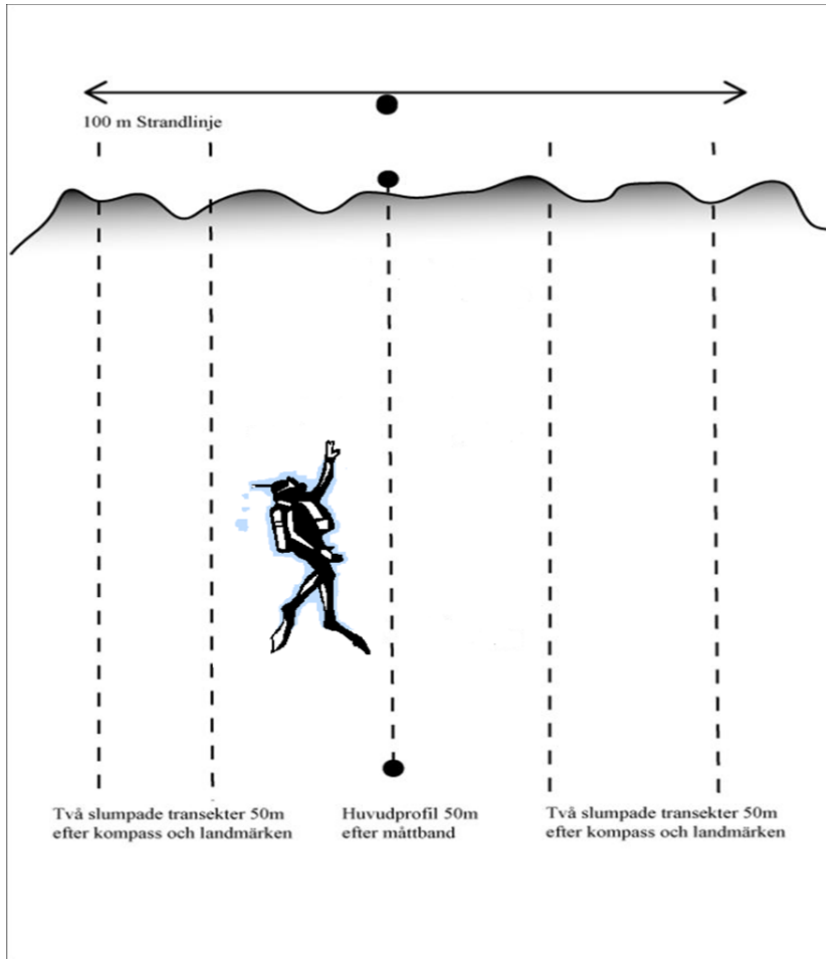
2.1.2 Provtagning av fiskyngel och större fisklarver

Provtagning av större larver och yngel utförs med en modifierad Isaacs-Kidd trål som har en maskvidd på 1,5 millimeter. Trålen sätts på samma plats som vid provtagning av små larver och fiskägg, men provtagningen sker nattetid och under perioden februari till och med april. Vid varje provtagningstillfälle är trålen ute 10–15 timmar, i regel under två nätter varje vecka. Provtagningen har ursprungligen utformats för kontroll av glasål och larver av höstlekande sill, men ett stort antal arter förekommer i fångsterna (Andersson 1980). Alla fångade fiskar artbestäms, mäts och vägs.

Vid redovisning av trender över tid justeras observerade värden under perioder med nedsatt drift genom att observerad förekomst räknas upp direkt proportionellt för att motsvara beräknad fångst vid full drift, eftersom variationer i kraftverkets drift påverkar flödet och därmed fångsten i intagskanalen. Detta görs dock inte vid beräkning av den skada på berörda arter som uppkommer genom användningen av kylvatten från havet. Denna beräkning grundar sig enbart på observerad förekomst.

2.2 Kontroll av förekomst av främmande och invasiva arter

Dykinventeringar av fastsittande flora och fauna utförs på fem lokaler (figur 1). Platserna representerar kuststräckor inom en förväntad påverkansgradient, från cirka tvåhundra meter upp till fem kilometer från utsläppspunkten för kylvatten. En rak strandsträcka på etthundra meter utses vid varje plats som försökssträcka och i mitten markeras en huvudtransekt vinkelrät ut från stranden ut med hjälp av ett måttband. Ytterligare två transekter slumpas ut årligen på var sida om huvudtransekten ur ett urval av jämna femmetersintervall från huvudtransekten (figur 8).



Figur 8. Schematisk bild över hur dyktransekterna är upplagda på en dykplats. En 50-100 meter lång huvudprofil läggs vinkelrät ut från land i mitten av en 100 meter lång strandsträcka, till höger och vänster om huvudprofilen läggs två slumpmässigt utlagda transekter.

Huvudtransekten används som en fast utgångspunkt och där genomförs transektdyket utefter ett måttband som går vinkelrät ut från strandbrynet 50 meter. Längs måttbandet noteras bottensubstrat och samtliga arters täckningsgrad uppskattas inom en korridor av 4-5 meter. Avstånd från land och vattendjup registreras där varje väsentlig förändring i artsammansättning samt bottenstruktur sker eller minst var femte meter. Två dykare simmar i bredd och skriver parallellt protokoll under karteringens samtliga dyk, för att senare jämföra sina värden på land. Den enskilda dykarens bedömning blir alltid till viss del subjektiv och svårigheter uppstår speciellt på platser där förekomsten av arter varierar fläckvis eller där arter påträffas i lager på varandra som påväxt. Det krävs goda artkunskaper samt tiotals dyk tillsammans innan olika dykare börjar uppfatta och skriva jämförbara proto-

koll (Naturvårdsverket 2004). Svårbestämda arter fotograferas i fält eller samlas in i nätpåsar för närmare bestämning under lupp på laboratoriet.

Täckningsgrad av alger uppskattas och klassificeras utifrån en sjugradig skala; 100 procent (heltäckande med endast små luckor); 75 procent (ej heltäckande men klart mer än hälften av botten täckt); 50 procent (cirka hälften av botten täckt); 25 procent (klart mindre än hälften, men klart bältesbildande); 10 procent (mer än enstaka exemplar men inte upp till en fjärdedel); 5 procent (fler än en enstaka individ men knappt täckande ytor); 1+ enstaka individer har observerats (Kautsky 1999).

Ytterligare fyra transekter slumpas ut inom dykområdet parallellt med huvudprofilen och på samma sätt som i huvudprofilen läggs ett måttband ut för avståndsbedömning. Skillnaden vid dessa profiler är att enbart främmande alger samt bältesgränser dokumenteras. Förekomsten av främmande invasiva arter utmed dessa transekter registreras enligt en tregradig skala där (1) motsvarar enstaka förekomst, (2) allmänt förekommande samt (3) dominerande. Sträckan utefter måttbanden indelades i sträckor om 5 meter med separat skattning av täckningsgrad och angivelse av vattendjup.

Varje lokal fotograferas och position, vindriktning, vindstyrka, vattenstånd, transekternas kompassriktning samt avstånd från landmarkering. Fältarbetet utförs under försommaren, med undantag för första året (2011), då inventeringen gjordes i september.

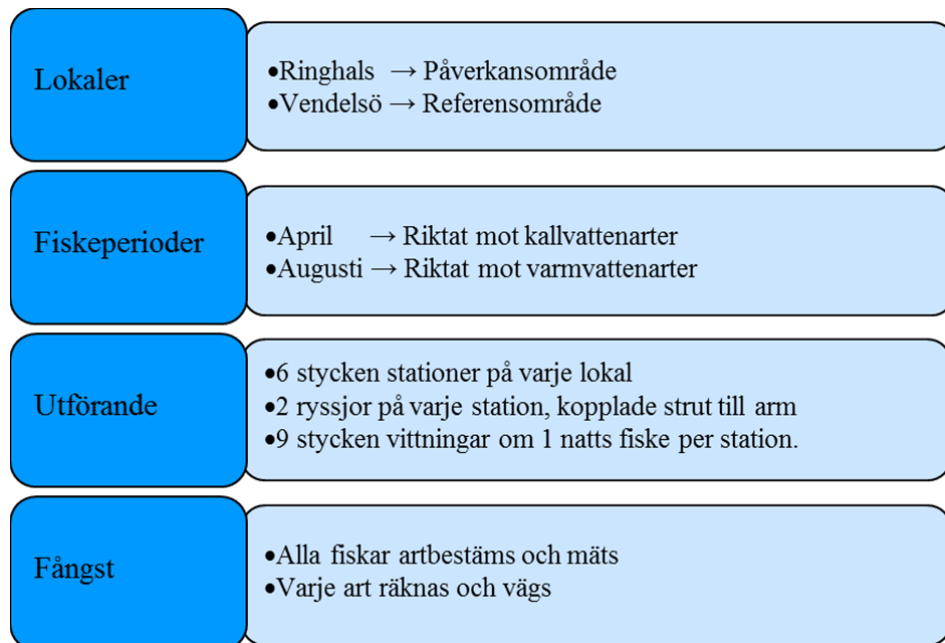
2.3 Påverkan på fisk i omgivande kustområde

Beståndsutvecklingen hos fisk i omgivande kustområde studeras genom provfiske med småryssjor enligt standardiserad metodik. Fisket sker på sex stationer i påverkansområdet vid Ringhals, på sex stationer i det måttligt påverkade området vid Norra Horta och på sex stationer i referensområdet vid Vendelsö. Provfiske med ryssjor i området utanför kraftverket påbörjades 1974 och i referensområdet vid Vendelsö 1976. Fisket utfördes till en början under hela året. Sedan år 1983 har fisket begränsats till en period i april, för att i första hand övervaka utvecklingen hos kallvattenarter, och en period i augusti, för att i första hand övervaka varmvattenarter (Neuman 1988). Uppehåll i provfisket vid Vendelsö gjordes under augusti 1979 och under april och augusti 1980. Fisket vid Norra Horta tillkom i augusti 2011. Området valdes för att representera måttlig påverkan av uppvärmt kylvatten. Till grund för lokaliseringen användes resultat av simuleringar av SMHI inom ramen för förstudier inför en ansökan att utöka produktionen vid kärnkraftverket (Liungman m.fl. 2002).

På varje station och vid varje fisketillfälle sätts två ryssjor kopplade strut till arm. Ryssjorna sätts vinkelrät ut ifrån land, med ledarmen närmast land och med

andra ryssjans fiskhus ytterst. Vid medelvattenstånd är det fiskade djupet i genomsnitt 2 meter vid den inre armen och 5 meter vid den yttersta delen. Vid varje fiske noteras fångstens antal och vikt per art, och sedan år 1988 noteras längden på all fisk. Längden har noterats med 2,5 centimeters intervall under perioden 1988-2001 och med 1 centimeters intervall från år 2002 och framåt. Därtill noteras vattnets temperatur, siktdjup, salthalt och förekomst av yttre sjukdomstecken hos fångsten. En mer utförlig beskrivning av metodiken finns i Thoresson (1992).

Fram till 1997 fiskades varje station under en period om tolv dygn. Den totala fiskeinsatsen var då 144 ryssjedygn per område och provfiskeperiod. Från och med 1998 reducerades fiskeansträngningen till 9 dygn per provfiskeperiod, det vill säga 108 ryssjedygn per område och provfiskeperiod. Utvecklingen av de olika arterna över tid följs genom att beräkna antal per ryssja och natt i medeltal för varje art för respektive provtagningsperiod och område.



Figur 9. Översikt över fisket med ryssjor.

2.3.1 Skadeberäkningar och statistiska metoder

Beräkning av förluster på grund av utslagning av torsklarver

För att beräkna den totala förlusten av fiskägg och larver under en provtagningsperiod har först ett totalt medelvärde för tätheten vid samtliga tillfällen inom perioden beräknats, angivet som antal per 100 m³ vatten. Detta värde räknas sedan upp till total förekomst i det totala flödet i båda intagskanalerna under samma period, det vill säga från januari till april för samtliga fyra reaktorer. Provtagning under dagtid förutsätts vara representativ för förekomsten under hela dygnet och den totala kylvattenvolymen har antagits vara 170 m³ per sekund under hela undersökningsperioden samtliga år. Den naturliga dödligheten och tillväxthastigheten antas vara densamma som rapporterats från undersökningar i nordvästra Atlanten (Fey och Linkowski 2006; Mountain m.fl. 2008). Alla larver som observerats vid provtagningen i Ringhals antas vid beräkningen vara 1 centimeter långa. För beräkning av hur stor biomassa av torsk som maximalt gick förlorad till följd av utslagning av larver i Ringhals används en beräkningsmodell som ursprungligen tagits fram för kummel i Medelhavet (Abella m.fl. 1997, 1998). Denna modell har sedan anpassats till data avseende tillväxt och överlevnad hos torsk i Kattegatt.

Beräkning av förluster på grund av utslagning av sillyngel

Beräkning av den totala förlusten av yngel och större larver under en provtagningsperiod baserar sig på ett antagande att Isaacs-Kiddtrålen effektivt provtar 5 procent av det ingående vattnet till reaktor 1 och 2. Detta antagande grundar sig på strömmätningar och djupprofil enligt Andersson & Jacobsson 1980. Det observerade värdet har räknats upp till en total indrift under varje enskild natt. För att undvika effekter av att antalet provtagningsstillfällen kan variera mellan enskilda veckor bildas först ett medelvärde för varje enskild vecka. I nästa steg beräknas ett medelvärde av dessa veckomedelvärden för hela provtagningsperioden. Det erhållna värdet multipliceras sedan med antalet nätter under hela provtagningsperioden och slutligen multipliceras det erhållna värdet med 2, för att även täcka in den skada som uppkommer i intaget till Ringhals 3 och 4. Observera att denna skadeberäkning endast avser den skada som uppkommer nattetid och under den period provtagning sker (februari – april). Observera att man vid det senaste steget i denna beräkning inte tar hänsyn till eventuella variationer i flödet till Ringhals 3 och 4, utan förutsätter att detta har varit konstant under provtagningsperioden.

Effekter av utslagningen av larver av torsk och höstlekande sill har beräknats utgående från modeller för tillväxthastighet och naturlig dödlighet hos olika livsstadier (Abella et al. 1997, 1998). För sillen har beräkningarna baserats på data från det västliga lekbeståndet i Östersjön. Detta bestånd, den så kallade Rugensillen, leker i södra Östersjön på våren och växer sedan upp i Nordsjön. Beräk-

ningsmodellerna bygger på naturliga dödligheter hos respektive art vid en given ålder, tillväxtekvationer och relationen mellan längd och vikt.

Beräkning av förluster på grund av utslagning av ålyngel

Den totala indriften av ålyngel i kraftverket beräknas på samma sätt som vid beräkningarna av utslagningen av sillyngel. Undersökningar har dock visat att en stor del (>85 %) av ålynglen överlever passagen genom kraftverket (Bryhn m.fl. 2014). För att beräkna skada för det allmänna fiskeintresset och sätta förlusterna i relation till andra källor till dödlighet görs det mycket konservativa antagandet att den andel av ålarna som slås ut skulle ha växt till sig och överlevt till 100 % till en storlek av 200 g. Denna storlek motsvarar en genomsnittlig medelvikt i yrkesfiskets fångster vid västkusten innan detta fiske stängdes 2012.

2.4 Provtagning i omgivande vatten med ryssjefiske

Resultatet från provfisken med ryssjor har kvantifierats som antal per art per ryssja och natt respektive vikt per art per ryssja och natt. Resultaten har analyserats genom beräkningar av

- förändringar i artantal av fisk och kräftdjur
- förändringar i biologisk mångfald
- förändringar i fångstens sammansättning som helhet
- utvecklingen hos de vanligaste arterna samt sådana arter som är av särskilt ekonomiskt eller ekologiskt intresse.

Artantal har kvantifierats som antal arter av fisk och kräftdjur per område, månad och år. Beräkningen inkluderar samtliga fiskarter som förekommit i provtagningen, så att även mer sparsamt förekommande arter ingår.

Biologisk mångfald har beskrivits genom Shannon-Wieners diversitetsindex, som återspeglar dels antalet arter i fångsten, dels hur vanliga de olika arterna är i förhållande till varandra. Ett högre värde på Shannon-Wieners diversitetsindex anger ett högt antal arter och en jämn fördelning mellan olika arter. Ett lägre index indikerar i stället att arterna förekommer ojämnt, så att en art är påtagligt mer dominerande än övriga arter, eller att antalet arter överlag är lågt. Beräkningar av Shannon-Wieners diversitetsindex har gjorts på fångstens artsammansättning per område och år för de vanligaste arterna av både fisk och kräftdjur.

Fisksamhället har även beskrivits genom trofisk medelnivå. Varje art graderades med ett värde mellan noll och fem utifrån sin nivå i näringskedjan. Trofisk medelnivå baserar sig på de olika arternas representation i fångsten och den enskilda artens trofiska nivå. Trofisk medelnivå kan användas som ett mått på ekologisk

funktion. Låga värden på trofisk medelnivå indikerar att samhället främst består av fiskar som livnär sig på plankton och växter. Högt värde på den trofiska medelnivå indikerar att det finns en hög andel fiskätande fisk. Trofisk nivå beräknas på biomassa (WPUE) och innefattar enbart fisk.

Andelen kräftdjur i den totala fångsten vid Ringhals och Vendelsö har beräknats som ett medelvärde för perioden 2007-2013. Andelen har beräknats för antal såväl som vikt i fångsten under april respektive under augusti.

Förändringar i fisksamhällets artsammansättning som helhet studerades genom MDS-analys (*non metric multidimensional scaling*, PRIMER 6.0, Clarke och Warwick 2001). Denna typ av analys gör det möjligt att beakta utvecklingen hos flera arter samtidigt. I analysen relateras olika provtagningspunkter till varandra genom ett likhetsindex. Här användes Bray-Curtis index, som beaktar dels vilka arter som förekommer i fångsten, dels hur vanliga de är. Likheten mellan provtagningspunkter åskådliggörs sedan i en graf, så att provtagningspunkter som är mest lika varandra att ligga nära varandra medan punkter som är mer olika varandra ligger på ett större avstånd från varandra. Representationen av likheter är flerdimensionell, men projiceras på två axlar. För att illustrera hur bra visualiseringen fungerar anges ett s.k. 2D-stressvärde. Generellt anger stressvärden under 0.15 att sambandet mellan punkter kan åskådliggöras tillfredsställande i två dimensioner. Analysen har baserats på information om antal av varje art per ryssja och natt i medeltal per område och år, angivet som $\log(x+1)$ -transformerade värden. Arter som förekommit i mindre än 5 procent av det totala materialet per område och år, och arter som inte varit primära målarter för redskapet har inte ingått. De 26 fiskarter och 2 skaldjursarter som har inkluderats i denna analys är berggylta, blankål, femtömmad skärlånga, gråsej, gulål, lax, oxsimpa, piggvar, randig sjökock, rödspotta, rötsimpa, sill, sjurygg, sjustrålig smörbult, skrubbskädda, skäggsimpa, skärsnultra, slätvar, stensnultra, strandkrabba, svart smörbult, tejustefisk, torsk, tånglake, tångräka, tångspigg, äkta tunga, samt öring. Analysen har i ett första steg utförts dels på hela materialet för att illustrera storskaliga skillnader mellan områden och fisketillfällen. För att närmare studera utvecklingen över tid har därefter separata analyser utförts för varje område och fisketillfälle. En kompletterande BIOENV-analys inom PRIMER 6.0 har använts för att identifiera vilka arter som främst bidrar till de observerade skillnaderna.

Samvariation mellan temperatur och område vid vittjning å ena sidan, och fisk- och skaldjursarters abundans, Shannon-index, medeltrofinivå och CPUE å andra sidan, studerades med linjär regression, multipelregression och GLM (Generalized Linear Modeling) i mjukvaran BRODGAR 2.7.2. Samma fisk- och skaldjursarter utvaldes för denna delstudie som i delstudien av förändringar i fisksamhällets artsammansättning. Fisk- och skaldjur studerades här med avseende på relativ abundans i fisket för vardera tidpunkt och område.

Eventuella förändringar i förekomsten över tid har studerats för samtliga fiskade år under hela perioden 1976-2013. Eftersom effekten höjdes successivt fram till 1985 bör man vara observant på de förändringar som kan ha skett i fiskförekomst de första åren innan varmvattenutsläppen stabiliserades. Förändringar av vikt respektive antal har studerats för arterna gulål, torsk, tånglake, femtömmad skärlånga, rötsimpa, skärsnultra, oxsimpa, stensnultra, äkta tunga, skrubbskädda och strandkrabba.

2.4.1 Programvara och transformeringar

De statistiska analyserna är utförda i MS Excel (Korrelationer, Linjära regressioner, t-test och Mann-Whitney U-test), SPSS (Linjära regressioner, t-test och An-cova), samt i PRIMER (MDS och BIOENV analys).

Resultat som anges är baserade på otransformerade värden, om ingenting annat anges. Beräkningar har utförts parallellt på basen av log- eller rottransformerade värden i de fall när det funnits tecken på skillnader i variansen kring medelvärdet mellan de dataserier som jämförts, eller om data inte varit normalfördelat. Om transformeringen inte påverkat utfallet av analysen redovisas resultaten för otransformerade värden.

Standardiserade dataserier har använts när målsättningen har varit att jämföra förändringar över tid i dataserier som representeras med olika enhet. Normaliseringen har utförts genom att enskilda värden har räknats om till andel i procent av långtidsmedelvärdet för aktuell tidsserie.



Ringhals RI med knubbsälar i förgrunden. Foto Björn Fagerholm

3 Resultat

3.1 Effekter på fiskägg och små fisklarver

De arter som särskilt redovisas här är sådana arter som förekommer i större antal och/eller är av större ekologisk och ekonomisk betydelse. De viktigaste målarterna är torsk och plattfiskar, vilka är både ekonomiskt och ekologiskt viktiga i området. Tejstefisk och rötsimpa är av särskilt intresse eftersom de representerar kustbundna och lokalt förekommande arter.

Ett antal övriga arter förekommer regelbundet i provtagningen, men inte lika rikligt som de ovan nämnda arterna. Förekomsten av dessa arter presenteras översiktligt i tabell 1, men beskrivs inte mer ingående i detta sammanhang. Exempel på arter som fångas ofta är tobis, sill och oxsimpa. Det finns även några arter som genom åren förekommit regelbundet i provtagningen, men som är förhållandevis okända för den stora allmänheten. Exempel på sådana arter är tångsnärta, spetsstjärtat lågebarn och ringbukar.

3.1.1 Ägg och larver av torsk

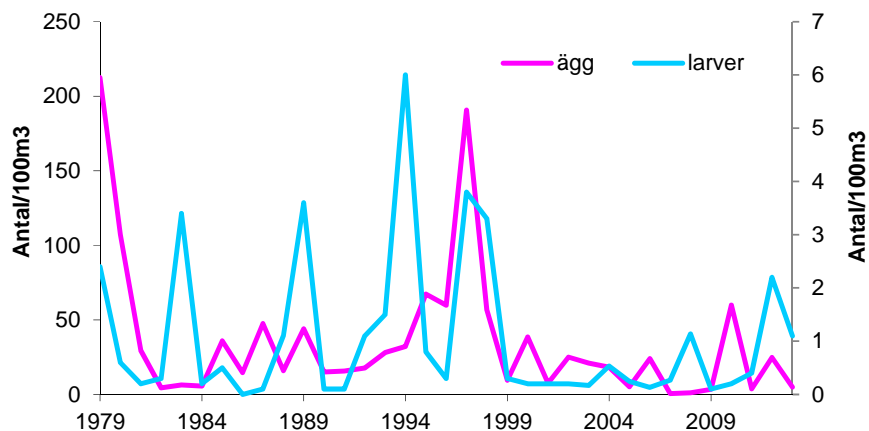
Förekomsten av torskägg och torskklarver i kylvattenintaget visar en stor variation mellan olika år (figur 10). Överlag finns ingen signifikant förändring över hela den studerade tidsperioden. En påtaglig utveckling är dock att starkare årsklasser helt saknas under en längre period från slutet av 1990-talet, och att förekomsten av både larver och ägg under denna tid har varit konstant låg. Under de senaste åren var dock förekomsten något högre under vissa av åren.

Tabell 1. Arter fångade vid provtagning av fisklarver med Bongohäv under åren 1979 till och med 2013. För varje art anges medelvärden (antal per 100m³) för hela perioden och för den senaste tioårsperioden samt om statistiskt säkerställda förändringar har inträffat under respektive period. (*<0,05; **<0,01; ***<0,001; ns - ingen förändring). Tomma celler betyder att arten inte fångats under aktuell period

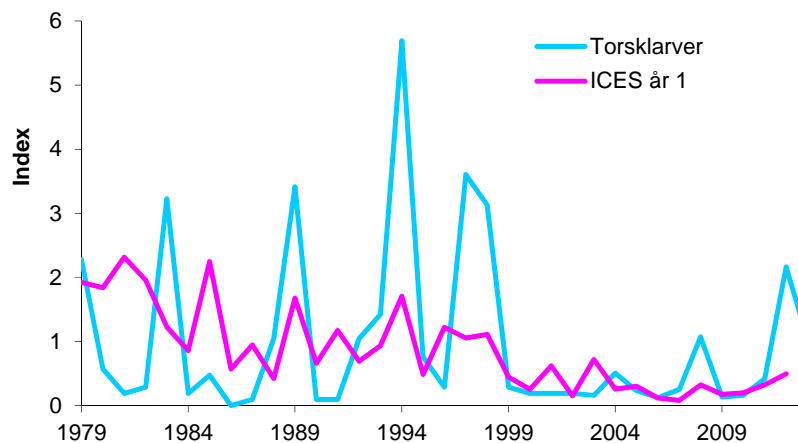
Art/taxon	Vetenskapligt namn	medel 1979-2013	trend	medel 2004-2013	trend
Rötsimpa	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	6,32	ns	9,12	ns
Tejstefisk	<i>Pholis gunellus</i>	2,14	-*	1,05	+*
Skrubbskädda	<i>Platichthys flesus</i>	1,93	ns	1,64	ns
Tobisar	<i>Ammodytes spp.</i>	1,42	ns	1,95	ns
Torsk	<i>Gadus morhua</i>	1,14	ns	0,65	ns
Obestämd plattfisk	<i>Pleuronectidae</i>	1,00	ns	0,03	ns
Sandskädda	<i>Limanda limanda</i>	0,68	ns	0,77	ns
Rödspotta	<i>Pleuronectes platessa</i>	0,44	ns	0,36	ns
Ringbukar	<i>Liparis spp.</i>	0,37	ns	0,32	ns
Sill	<i>Clupea harengus</i>	0,36	+*	0,76	ns
Oxsimpa	<i>Taurulus bubalis</i>	0,22	ns	0,16	ns
Obestämd fiskart		0,18	ns	0,06	ns
Skarpsill	<i>Sprattus sprattus</i>	0,19	ns	0,49	ns
Skäggsimpa	<i>Agonus cataphractus</i>	0,16	ns	0,08	ns
Spetsstjärtat långebarn	<i>Lumpenus lampretaeformis</i>	0,14	ns	0,14	+*
Tängsnärta	<i>Chirolophis ascanii</i>	0,12	ns	0,09	ns
Obestämd sillfisk	<i>Clupeidae</i>	0,11	+**	0,39	+*
Lerskädda	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	0,05	ns	0,04	ns
Obestämd stubb	<i>Gobidae</i>	0,02	+*	0,06	ns
Klarbult	<i>Aphia minuta</i>	0,01	ns	0,02	ns
Havskatt	<i>Anarhichas lupus</i>	<0,01	ns		
Fyrtömmad skärlånga	<i>Onos cimbrius</i>	<0,01	ns		
Femtömmad skärlånga	<i>Ciliata mustela</i>	<0,01	ns		
Bergtunga	<i>Microstomus kitt</i>	<0,01	ns	0,01	ns
Mindre havsnål	<i>Nerophis ophidion</i>	<0,01	ns	<0,01	ns
Tängsnälla	<i>Syngnathus typhle</i>	<0,01	ns	<0,01	ns
Sandstubb	<i>Pomatoschistus minutus</i>	<0,01	ns		
Tretömmad skärlånga	<i>Gaidropsaurus vulgaris</i>	<0,01	ns		
Glasål	<i>Anguilla anguilla</i>	<0,01	ns		
Gråsej	<i>Pollachius virens</i>	<0,01	ns		
Mindre kantnål	<i>Syngnathus rostellatus</i>	<0,01	ns	<0,01	ns
Vitling	<i>Merlangius merlangus</i>	<0,01	ns	<0,01	ns
Större kantnål	<i>Syngnathus acus</i>	<0,01	ns		
Tobiskung	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	<0,01	ns	<0,01	ns
Totalt		17,02	ns	18,21	+*
Antal taxa		13,89	+**	16,00	ns

För att se hur förekomsten av torsklarver i kylvattenintaget har utvecklats i relation till situationen i omgivande vatten kan data jämföras med statistik från Internationella havsforskningsrådet (ICES). Data som har använts är förekomsten av ettårig torsk enligt beståndsuppskattning i Kattegatt (ICES 2014, figur 11). De två

dataserierna är signifikant korrelerade med varandra, i synnerhet under de båda senaste decennierna⁴.



Figur 10. Förekomsten av torskägg (vänster y-axel) och torsklarver (höger y-axel) i kylvattenintaget till reaktor 1 och 2 enligt provtagningen med Bongohäv under åren 1979-2013. Värden är angivna som medelantal per 100m³.



Figur 11. Jämförelse mellan utvecklingen för torsklarver i kylvattenintaget enligt figur 5 och utvecklingen av ettårig torsk i Kattegatt under 1979-2013, enligt data från Internationella Havsforskningsrådet (ICES 2014). Data för 1-åringar är förskjutna ett år tillbaka i tiden.

4. Linjär regression 1979-2013: $P < 0,05$, $R^2 = 0,13$; 1992-2013: $P < 0,001$, $R^2 = 0,60$. Data för ettårig torsk har applicerats med ett års tillbakaförskjutning för att representera födelseår.

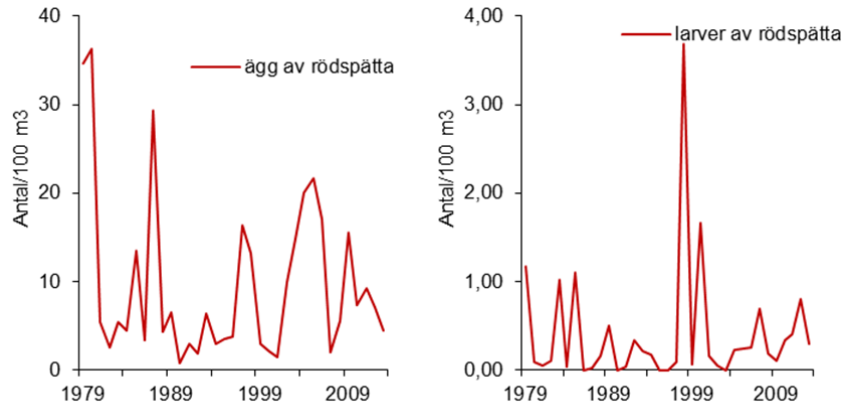
Den totala förlusten av torskägg och torsklarver under provtagningsperioden januari till och med april antas här motsvara den totala årsförlusten, eftersom tidpunkten för provtagning överensstämmer med lekperioden för torsk. Under åren 2008-2013 beräknas förlusten i kylvattenvägarna till 2,5-40,5 miljoner torsklarver per år med ett medelvärde på 15,3 miljoner larver (tabell 2). Baserat på data för överlevnad och tillväxthastighet hos torsklarver i nordvästra Atlanten (Fey och Linkowski 2006; Mountain m.fl. 2008), samt en beräkningmodell (Abella m.fl. 1997, 1998), anpassad för tillväxt och överlevnad hos torsk i Kattegatt, som utgår ifrån en storlek av 44 millimeter (standardlängd), har den genomsnittliga årliga förlusten av vuxen torsk i Kattegatt beräknats till intervallet 0,8-4,1 ton per år under perioden 2008-2013 (tabell 2).

Tabell 2. Beräkning av förlust av vuxen torsk i Kattegatt till följd av utslagning av torsklarver i Ringhals. Larvdödighet och överlevande larver anges som antal $\times 10^6$. Årlig förlust anges som antal ton.

År	Larvdödighet i Ringhals	Överlevande från 10 mm till 44 mm standardlängd vid olika nivåer av larvdödighet enligt Mountain m. fl. 2008				Beräknad maximal årlig förlust av vuxen torsk i Kattegatt (vid 6 års ålder) vid olika nivåer av larvdödighet enligt Mountain m. fl. 2008
		3,9%/dag	6,3%/dag	3,9%/dag	6,3%/dag	
2008	20,1	1,5	0,3	5,3	1,0	
2009	2,5	0,2	0,0	0,7	0,1	
2010	3,2	0,2	0,0	0,8	0,2	
2011	7,9	0,6	0,1	2,1	0,4	
2012	40,4	3,0	0,6	10,6	2,0	
2013	19,4	1,5	0,3	5,1	1,0	
medel	15,6	1,2	0,2	4,1	0,8	
median	13,7	1,0	0,2	3,6	0,7	

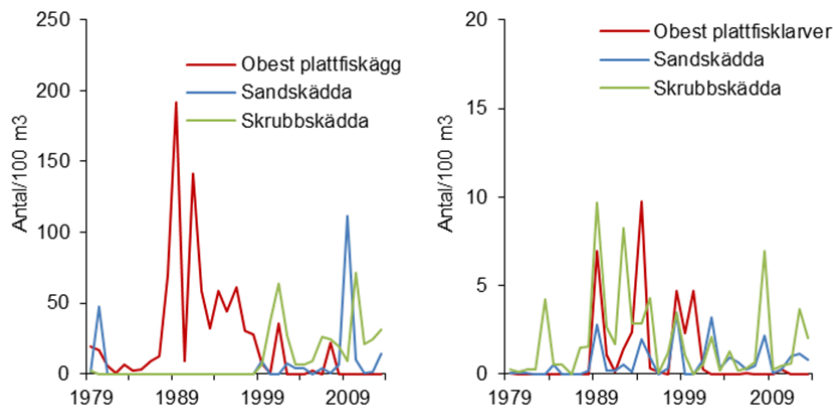
3.1.2 Ägg och larver av plattfisk

Förekomsten av ägg av rödspätta uppvisar stor mellanårsvariationer och äggen var förhållandevis talrika under en stor del av 2000-talet, med en topp år 2005. Antalet larver har under 2000-talet legat på en för hela perioden måttlig nivå med toppar 2007 och 2012. En längre period med genomgående låga tätheter inföll under åren 1986-1997 (figur 12).



Figur 12. Förekomsten av ägg (vänster) och larver (höger) av rödspätta i kylvattenintaget till reaktor 1 och 2 enligt provtagningen med Bongohåv under åren 1979-2013. Värden är angivna som medelantal per 100m³. Observera att det är olika skala på y-axeln i de båda figurerna.

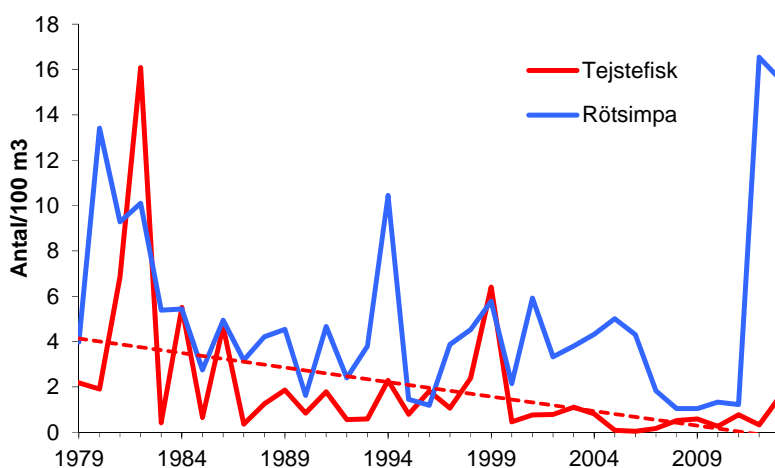
Hos gruppen övriga plattfiskar har förekomsten varierat mycket mellan olika år (figur 13). Under åren 2008-2013 representerades äggen av 47 procent skrubbskädda och 38 procent sandskädda, medan andelen obestämda plattfiskägg var 17 procent (dessa bestod sannolikt också mest av skrubbskädda och sandskädda). Generellt över tid karakteriseras förekomsten av både ägg och larver i denna grupp av relativt höga tätheter under en period från slutet av 1980-talet fram till slutet av 1990-talet. Därefter var tätheterna genomgående lägre, dock inte så låga som under en stor del av 1980-talet.



Figur 13. Artsammansättning hos ägg (vänster) och larver (höger) av skrubbskädda, sandskädda och obestämda plattfiskar i kylvattenintaget under åren 1979-2013 enligt provtagning med Bongohåv. Värden är angivna som medelantal per 100m³. Observera att det är olika skala på y-axeln i de båda figurerna.

3.1.3 Tejstefisk och rötsimpa

Antalet av tejstefisk har minskat signifikant under den studerade tidsperioden⁵. Rötsimpa har även den minskat under större delen av perioden men har ökat kraftigt från 2011, vilket innebär att en långsiktig negativ trend bryts. Den största minskningen ägde rum under de år när kärnkraftverket byggdes ut till sin nuvarande omfattning. Efter 1984 har förekomsten av rötsimpa legat på en konstant lägre nivå fram till 2011. Under de båda senaste åren var dock rötsimpor vanligare än någonsin under perioden sedan 1979. Även tejstefisk var vanligast under de första åren av 1980-talet. Därefter har fångsterna varit betydligt mindre, men arten visade en tillfällig uppgång 1999 (figur 14).



Figur 14. Förekomsten av larver av tejstefisk och rötsimpa i kylvattenintaget till reaktor 1 och 2 under åren 1979-2013 enligt provtagningen med Bongohäv. Värderna angivna som medelantal per 100m³. Streckad linje anger linjär trend över tid.

3.2 Effekter på fiskyngel och större fisklarver

Förekomst och trender över tid av de olika fiskarter som registrerats vid provtagningen med Isaacs-Kidd yngeltrål i kylvattenintaget för Ringhals 1 och 2 (tabell 3). Den fisk som fångas varierar i utvecklingsgrad så att både fiskyngel, större fisklarver och en del vuxna fiskar är representerade. Sedan provtagningen i sitt nuvarande utförande påbörjades år 1981 har sammanlagt 67 olika taxa registrerats. Vissa taxa kan dock omfatta grupper av närbesläktade arter och andra utgörs av fiskar som inte kunnat identifieras till art. För ål registreras livsstadierna glasål och

5. Linjär regression 1979-2013, $P < 0.05$, $R^2 = 0.15$

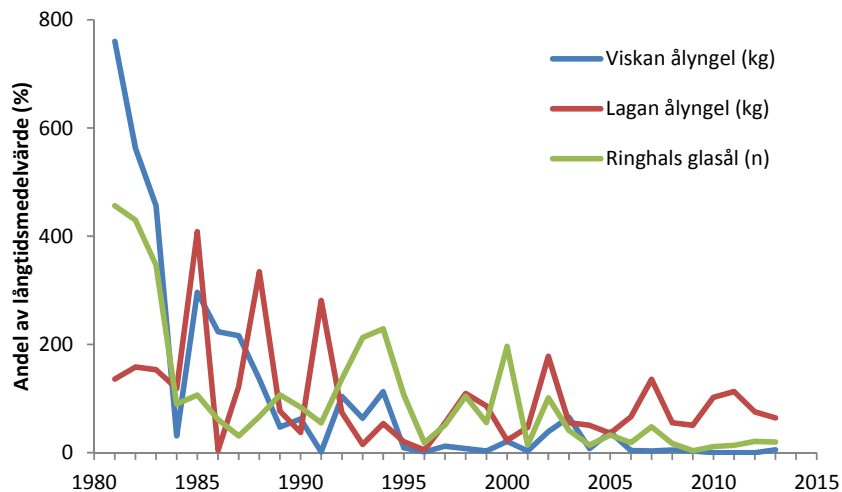
gulål som separata taxa. I genomsnitt har 33 taxa observerats årligen och artrikedomen har ökat över tid (tabell 3).

Sill och klarbult har varit de starkt dominerande arterna på lång sikt, följda av glasål, storspigg, sandstubb och tobis. Arterna kusttobis (*Ammodytes tobianus*) och havstobis (*Ammodytes marinus*) är svåra att identifiera och har slagits samman vid provtagningen. Femton arter uppvisar en signifikant positiv utveckling sedan 1981, medan fem arter har utvecklats negativt (tabell 3). Bland de senare noteras en stark tillbakagång hos glasål och storspigg. Förändringarna har varit få under den senaste tioårsperioden.

Det kan noteras att flera arter med sydlig utbredning har observerats genom åren. Exempel på sådana är tjockläppad mulle och fenknot. Små yngel av tjockläppad mulle har observerats vid enstaka tillfällen under senare år, vilket indikerar att arten kan ha förökats i närområdet.

3.2.1 Trender hos glasål

Förekomsten av glasål i kylvattnet visar en signifikant nedåtgående trend sedan provtagningens början (tabell 3). Under den studerade tidsperioden förekommer ett högt antal glasål framförallt under tre olika perioder. Det högsta antalet glasålar noterades då provtagningen inleddes år 1981 och sedan dess har två mindre toppar förekommit år 1993-1994 och 2000. Efter år 2002 har antalet glasålar legat på en låg nivå (figur 15). Utvecklingen i de två hallandsåarna Viskan och Lagan var likartad under motsvarande period.



Figur 15. Observerad förekomst av glasål vid provtagning med Isaacs-Kidd yngeltrål i intagskanalen till Rindhals 1 och 2 under perioden februari-april 1981-2013 och observerad uppvandring av ålyngel i närliggande vattendrag. Observerade värden har normerats genom att de dividerats med långtidsmedelvärdena.

Tabell 3. Lista över arter som identifierats vid provtagning av yngel med Isaacs-Kidd yngeltrål 1981-2013 i det inkommande kylvattnet till Ringhals 1 och 2. Observerade värden har justerats för variationer hos kylvattenflödet och endast observationer från perioden vecka 9-18 har medräknats. Medelvärden (antal/natt) och eventuell förekomst av signifikanta trender anges för hela perioden och för den senaste tioårsperioden. (*<0,05; **<0,01; ***<0,001; ns - ingen förändring). Tomma celler betyder att arten inte fångats under aktuell period

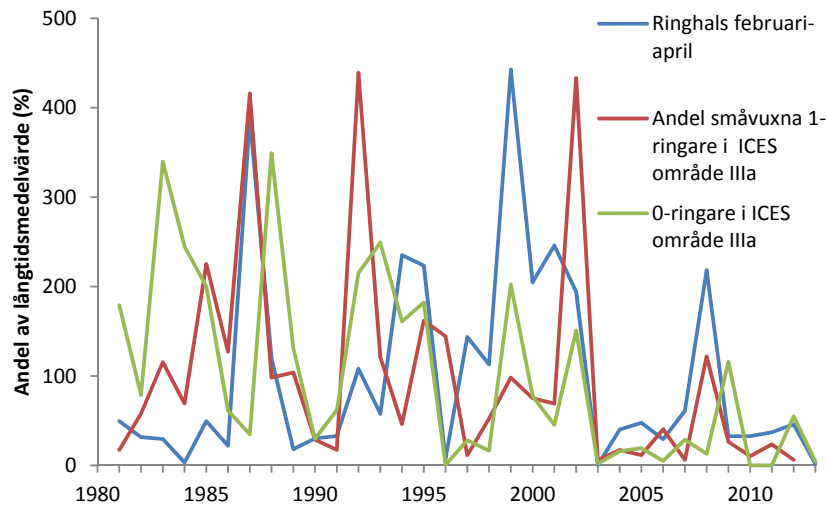
Art/taxon	Vetenskapligt namn	medel	trend	medel	trend
		1981-2013		2003-2013	
Sill	<i>Clupea harengus harengus</i>	3537,36	ns	2087,48	ns
Klarbult	<i>Aphia minuta</i>	1477,41	ns	1141,46	ns
Glasål	<i>Anguilla anguilla</i>	218,11	***	52,18	ns
Storspigg	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	157,10	***	23,61	ns
Sandstubb	<i>Pomatoschistus minutus</i>	112,24	ns	69,97	ns
Obestämd tobis	<i>Ammodytes sp.</i>	102,29	ns	46,12	ns
Rötsimpa	<i>Myoxocephalus scorpius</i>	50,48	+	108,66	ns
Rödspotta	<i>Pleuronectes platessa</i>	41,74	+	134,51	ns
Skarpsill	<i>Sprattus sprattus</i>	10,98	ns	5,12	ns
Mindre kantnål	<i>Syngnathus rostellatus</i>	10,91	+	17,73	ns
Skrubbskädda	<i>Platichthys flesus</i>	5,52	***	7,29	ns
Tänglake	<i>Zoarces viviparus</i>	4,72	-*	2,29	ns
Tejstefisk	<i>Pholis gunellus</i>	3,26	ns	1,91	ns
Havskatt	<i>Anarhichas lupus</i>	3,00	ns	1,73	ns
Torsk	<i>Gadus morhua</i>	2,75	+	7,67	ns
Sjustrålig smörbult	<i>Gobiusculus flavescens</i>	2,21	ns	2,54	ns
Sjurygg	<i>Cyclopterus lumpus</i>	1,80	ns	0,81	ns
Småspigg	<i>Pungitius pungitius</i>	1,57	ns	1,59	ns
Laxsill	<i>Maurollicus mulleri</i>	1,50	ns	0,63	ns
Spetsstjärtat längebarn	<i>Lumpenus lampretaeformis</i>	0,99	ns	3,26	ns
Skäggsimpa	<i>Agonus cataphractus</i>	0,92	***	2,18	ns
Svart smörbult	<i>Gobius niger</i>	0,92	***	1,37	ns
Tängsnälla	<i>Syngnathus typhle</i>	0,92	***	2,43	ns
Gulål	<i>Anguilla anguilla</i>	0,78	ns	0,86	ns
Tängspigg	<i>Spinachia spinachia</i>	0,72	-*	0,46	ns
Stensnultra	<i>Ctenolabrus rupestris</i>	0,67	***	1,02	ns
Större kantnål	<i>Syngnathus acus</i>	0,64	ns	0,50	ns
Sandskädda	<i>Limanda limanda</i>	0,54	ns	0,33	ns
Tängsnärta	<i>Chirolophis ascanii</i>	0,48	ns	1,59	ns
Nors	<i>Osmerus eperlanus</i>	0,30	ns	0,55	ns
Äkta tunga	<i>Solea solea</i>	0,29	ns	0,21	ns
Femtömmad skärlånga	<i>Ciliata mustela</i>	0,23	ns	0,11	-*
Större havsnål	<i>Entelurus aequoreus</i>	0,22	ns	0,62	ns
Skärsnultra	<i>Symphodus melops</i>	0,21	ns	0,23	ns
Tobiskung	<i>Hyperoplus lanceolatus</i>	0,21	ns	0,63	ns
Vitling	<i>Merlangius merlangus</i>	0,19	ns	0,01	ns
Bergtunga	<i>Microstomus kitt</i>	0,18	ns	0,15	ns
Mindre havsnål	<i>Nerophis ophidion</i>	0,11	***	0,35	ns
Flodnejonöga	<i>Lampetra fluviatilis</i>	0,09	***	0,30	ns
Havsnejonöga	<i>Petromyzon marinus</i>	0,07	***	0,01	ns
Randig sjökock	<i>Callionymus lyra</i>	0,06	ns	0,06	ns
Lerskädda	<i>Hippoglossoides platessoides</i>	0,04	ns	0,02	ns
Montagus ringbuk	<i>Liparis montagui</i>	0,04	ns	0,04	ns

Fortsättning nästa sida

Tabell 3 forts.		medel		medel	
Art/taxon	Vetenskapligt namn	1981-2013	trend	2003-2013	trend
Tångkrabba	<i>Carcinus maenas</i>	0,04	ns	0,09	ns
Vanlig ringbuk	<i>Liparis liparis</i>	0,03	+++	0,11	ns
Bergstubb	<i>Pomatoschistus pictus</i>	0,02	+	0,04	ns
Öring	<i>Salmo trutta</i>	0,02	+	0,05	ns
Slätvar	<i>Scophthalmus rhombus</i>	0,02	ns	0,02	ns
Oxsimpa	<i>Taurulus bubalis</i>	0,02	ns		ns
Kummel	<i>Merluccius merluccius</i>	0,01	ns		ns
Tungevar	<i>Arnoglossus laterna</i>	0,01	+	0,04	ns
Lax	<i>Salmo salar</i>	0,01	ns	0,01	ns
Bläckfisk		0,01	ns		ns
Krumnosig havsnål	<i>Nerophis lumbriciformis</i>	0,01	+	0,02	ns
Obestämd gobid	<i>Gobidae</i>	0,01	ns	0,02	ns
Fenknot	<i>Chelidonichthys lucerna</i>	0,01	ns	0,02	ns
Obestämd simkrabba		0,01	ns	0,01	ns
Fjärsing	<i>Trachinus draco</i>	0,01	ns	0,01	ns
Gråsej	<i>Pollachius virens</i>	0,01	ns	0,01	ns
Tjockläppad mulle	<i>Crenimugil labrosus</i>	<0,01	ns	0,01	ns
Småvar	<i>Phrynorhombus norvegicus</i>	<0,01	ns		ns
Obestämd fiskart		<0,01	ns	0,01	ns
Knot	<i>Eurigla gurnardus</i>	<0,01	ns	0,01	ns
Präsfisk	<i>Atherina presbyter</i>	<0,01	ns	0,01	ns
Rödtunga	<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>	<0,01	ns		ns
Silverfisk	<i>Argentina sphyraena</i>	<0,01	ns	0,01	ns
Piggvar	<i>Psetta maxima</i>	<0,01	ns		ns
Totalt		5755,0	ns	3731,1	ns
Antal taxa, medelvärde		33,4	+++	37,0	ns

3.2.2 Trender hos sillyngel

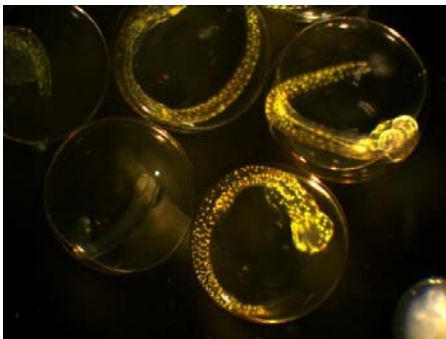
Sillen var den talrikaste arten i provtagningen av yngel med Isaacs-Kidd yngeltrål (tabell 3). Arten representeras till övervägande del av larver av höstlekannde sill, sannolikt med ursprung i lekogränderna i Nordsjön. Förekomsten av sill har varierat mycket mellan olika år, utan någon signifikant trend över den studerade tidsperioden som helhet (figur 16). Förekomsten av sillarver vid Ringhals var relativt liten under provtagningens första år. Den första toppen inträffade år 1987 och därefter minskade förekomsten igen fram till 1990-talet. Med ett par undantag låg sedan förekomsten på en relativt hög nivå under 1990-talet. Sedan 2003 (årsklassen 2002) har förekomsten dock varit liten, med undantag för en större förekomst 2008. Likheter med utvecklingen hos två olika årsklassindex enligt ICES 2013 är uppenbara. Det så kallade ”Downs index” grundar sig på förekomst av en andel småvuxna 1-ringare (under sitt andra levnadsår) i Skagerrak och Kattegatt vid provtrålingar under första kvartalet. Ett andra index baserar sig på förekomst av 0-ringare vid samma tidpunkt på året.



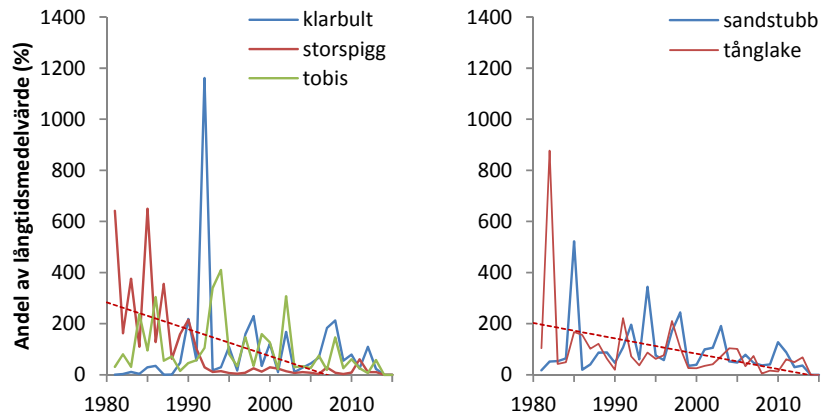
Figur 16. Observerad förekomst av sill yngel vid provtagning med Isaaks-Kidd yngeltrål i intagskanalen till Ringhals 1 och 2 under perioden februari-april 1981-2013 och index för årsklasstyrka för motsvarande årsklasser enligt ICES 2013. Värden från ICES har förskjutits för att motsvara tid för provtagning i Ringhals och observerade värden har normerats genom att de dividerats med långtidsmedelvärdena.

3.2.3 Trender hos övriga dominanter

Fem andra allmänt förekommande grupper i provtagningen var klarbult, storspigg, tobis, sandstubb och tånglake (figur 17). Klarbult var relativt ovanlig under 1980-talet, men har därefter varierat på en stabil nivå. En mycket hög nivå noterades 1992, då närmare 12000 individer förekom i genomsnitt varje natt under hela provtagningsperioden. Utvecklingen hos storspigg är anmärkningsvärd, i och med att arten minskade kraftigt i början av 1990-talet. Den har sedan aldrig återhämtat sig. Både tobis och sandstubb uppvisar relativt stora mellanårsvariationer, men trender saknas för utvecklingen hos dessa arter. Däremot finns en långsiktig negativ trend hos yngel av tånglake.



Rödspättor färdiga att kläckas.
Foto Björn Fagerholm



Figur 17. Observerad förekomst av klarbult, storspigg, tobis och sandstubb vid provtagning med Isaacs-Kidd yngeltrål i intagskanalen till Ringhals 1 och 2 under perioden februari-april 1981-2013. Observerade värden har normerats genom att de dividerats med långtidsmedelvärdena.

3.2.4 Skadeberäkning sill och ål

Den beräkningsmodell som finns tillgänglig utgår ifrån en lägsta ålder av 0,02 år och en medellängd av 1,9 centimeter. En miljon 1,9 centimeter långa yngel skulle som mest generera en stående biomassa motsvarande cirka 5 kg. Medelvikten hos sillyngel i kylvattenintaget till Ringhals har varierat mellan 0,1 och 0,6 g (Fagerholm och Andersson 2005), uppskattningsvis motsvarande längder på 3-5 centimeter. Att utgå från så små individer som 1,9 centimeter innebär en underskattning av effekterna av utslagningen i kylvattenvägarna. En höjning till nästa tillgängliga ingångslängd, 6,6 centimeter vid en ålder av ett halvår, medför att en utslagning av en miljon larver motsvarar en potentiell förlust av som mest 19,5 ton, om sillarna skulle ha fiskats vid 4-5 års ålder. Utslagningen i kylvattenkanalerna har beräknats till mellan 0,1 och 21 miljoner sillarver årligen under åren 2008-2013 (tabell 4). En konservativ beräkning, utgående från en högre medellängd än den verkliga, ger en beräknad årlig förlust för fisket av i medeltal 114 ton höstlekande sill under den aktuella perioden och ett medianvärde av 65 ton.

Utgående ifrån att 13,4 % av glasålarna inte överlever passagen genom kraftverket (Bryhn m.fl. 2014) och att alla dessa ålar skulle ha överlevt till en storlek av 200 g, motsvarande ungefärlig medelvikt i yrkesfiskets fångster före 2012, kan den totala förlusten för fisket beräknas till i genomsnitt 2,2 ton per år (tabell 4). Med tanke på att ålen numera klassas som en starkt hotad art och rödlistad enligt de kriterier som satts upp av Artdatabanken (Gärdenfors 2010) och omfattas av en särskild åtgärdsplan, är det rimligt att redovisa hur stor skada Ringhals orsakar på det svenska bidraget till det totala lekvandrandet av europeisk ål, det vill säga hur stor biomassa av lekvandrande ålar (blankålar) som skulle genererats av de ålar

som slagits ut i Ringhals. Data på blankålar storlek vid norra västkusten är ovanliga, med vid en provtagning hos SLU Aqua under 2013 var medelvikten 0,4 kg hos 61 insamlade blankålar från södra Bohuslän. Blankålar som fiskas i Öresund har under senare år haft en medelvikt av cirka 0,6 kg (data från SLU Aqua). Förlusten av utvandrande blankål till följd av utslagning i Ringhals kan med detta underlag beräknas till i storleksordningen 4-7 ton årligen, om man utgår ifrån att alla utslagna ålar skulle ha överlevt till blankålsstadiet.

Tabell 4. Beräknad förlust av yngel av höstlekande sill och av ålyngel vid intaget av kylvatten till kärnkraftverket i Ringhals och en uppräknning av dessa förluster till skada för det allmänna fiskeintresset

År	Sill - yngelförlust i Ringhals ($n \cdot 10^{-6}$)	Ål - yngelförlust i Ringhals ($n \cdot 10^{-6}$)	Sill - maximal fiskeskada (ton)	Ål - maximal fiskeskada (ton)
2008	20,8	0,013	405	2,6
2009	3,1	0,003	61	0,6
2010	3,1	0,009	61	1,7
2011	3,5	0,011	69	2,1
2012	4,4	0,016	86	3,2
2013	0,1	0,015	3	3,1
medel	5,9	0,011	114,0	2,2
median	3,3	0,012	64,8	2,4

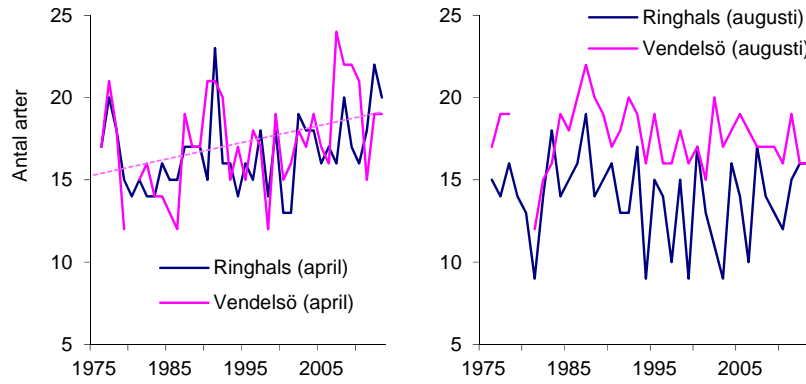
3.3 Effekter på fiskesamhället i omgivande kustområde

Tabellerna 5a och 5b ger en översikt av förekomst och utveckling över tid hos enskilda fisk- och kräftdjursarter i provfiske med ryssjor i påverkansområdet vid kylvattenutsläppet i Ringhals samt i områdena Vendelsö och Norra Horta under de båda provtagningsperioderna april och augusti. Tabellerna anger även den totala individrikedomen och antalet observerade arter i provfisket. Trenderna anges dels för den senaste femårsperioden, dels för hela perioden sedan provfisken inleddes på 1970-talet. Förändringar över tid och förekomst av skillnader mellan områden redovisas vidare nedan.

3.3.1 Antal observerade arter

Under april noterades i medeltal cirka 16 fiskarter årligen i Ringhals respektive vid Vendelsö och totalt över alla år observerades 37 respektive 40 fiskarter i de båda områdena (tabell 5 a och b). Antal arter i fångsten har ökat vid Vendelsö i april och utvecklingen vid Ringhals under samma period har varit likartad, men utan signifikanta förändringar (figur 18, tabell 5 a). Något färre arter observerades under augusti vid Ringhals och under denna period finns inga signifikanta föränd-

ringar över tid. Utvecklingen av antalet arter över tid skiljer sig inte signifikant mellan Vendelsö och Ringhals (Fagerholm m.fl. 2014).



Figur 18. Totalt antal arter fångade per år vid Ringhals och Vendelsö 1976-2013 för april augusti. En rät linje anger signifikant linjär trend över tid.



Blågylta. Foto Björn Fagerholm

Tabell 5a. Samtliga arter som förekommit i fisket under april månad åren 1976-2013. Ett medelvärde av antal individer per ryssja och natt för den senaste femårsperioden samt ett medelvärde för hela den fiskade perioden. Data är sorterat efter Ringhals långtidsmedelvärde i fallande ordning. Trend anger respektive arts utveckling under perioden (+ = ökande trend; - = vikande trend; ns = ingen signifikant förändring; *= $p<0,05$; **= $p>0,01$; ***= $p<0,001$). Tomma celler betyder att arten inte fångats under aktuell period.

Art	Ringhals				Vendelsö				Horta
	Medel 2009- 2013	Trend 2009- 2013	Medel 1976- 2013	Trend 1976- 2013	Medel 2009- 2013	Trend 2009- 2013	Medel 1976- 2013	Trend 1976- 2013	Medel 2012- 2013
FISKAR									
Skärsnultra	0,79	ns	0,85	ns	0,07	ns	0,11	ns	0,34
Skrubbskädda	1,04	ns	0,78	ns	0,87	ns	0,64	****	0,26
Tånglake	0,43	ns	0,63	**	1,05	ns	1,79	**	0,50
Stensnultra	0,33	ns	0,44	ns	0,76	ns	0,75	ns	1,11
Oxsimpa	0,22	ns	0,41	*	0,14	ns	0,20	*	0,19
Femtömmad skärlånga	0,11	ns	0,38	ns	0,03	ns	0,24	ns	0,14
Torsk	0,68	ns	0,35	ns	0,68	ns	0,46	ns	0,88
Rötsimpa	0,18	ns	0,29	***	0,97	ns	1,37	ns	0,70
Gulål	0,27	ns	0,23	ns	0,06	ns	0,09	ns	0,13
Svart smörbult	0,21	ns	0,20	***	0,12	ns	0,18	+	0,15
Rödspotta	0,06	ns	0,03	ns	0,04	ns	0,03	ns	0,01
Äkta tunga	0,02	ns	0,02	ns	0,02	ns	0,03	ns	0,01
Tångspigg	0,06	ns	0,02	****	0,02	ns	0,01	+	0,01
Gråsej	0,01	ns	0,01	ns	0,01	ns	<0,01	ns	0,06
Tejstefisk	<0,01	ns	0,01	ns	<0,01	ns	0,01	ns	0,01
Större kantnål	0,01	ns	0,01	+	0,03	ns	0,01	****	<0,01
Lax			0,01	ns			<0,01	ns	
Berggylta	<0,01	ns	0,01	*			0,01	*	0,01
Öring	<0,01	ns	0,01	ns			<0,01	ns	<0,01
Blankål			<0,01	ns					
Sill	<0,01	ns	<0,01	***	<0,01	ns	<0,01	ns	
Större havsnål	<0,01	ns	<0,01	+	<0,01	ns	<0,01	ns	
Skäggsimpa	<0,01		<0,01	ns	0,01	ns	0,01	ns	0,04
Sandskädda			<0,01	ns			0,01	ns	
Grässnultra			<0,01	ns					0,02
Paddtorsk			<0,01	*			<0,01	ns	0,01
Bergvar			<0,01	ns					
Havsabborre			<0,01	ns					
Nors			<0,01	ns					
Piggvar	0,01	ns	<0,01	ns			<0,01	ns	
Randig sjökock	<0,01		<0,01	ns			<0,01	ns	
Sjurygg	<0,01	ns	<0,01	ns			<0,01	ns	<0,01
Sjustrålig smörbult			<0,01	ns					<0,01
Slätvar			<0,01	ns	<0,01	ns	<0,01	ns	
Tobis (kust-/havs-)			<0,01	ns			<0,01	ns	
Tungevar			<0,01	ns	<0,01	ns	0,00	ns	
Tångsnälla	<0,01	ns	<0,01	ns	<0,01	ns	<0,01	+	
Montagus ringbuk							<0,01	ns	0,01
Lerskädda							<0,01	ns	
Lyrtsk					<0,01	ns	<0,01	ns	
Mindre havsnål							<0,01	ns	<0,01
Mindre kantnål							<0,01	ns	
Skarpsill							<0,01	ns	
Tretömmad skärlånga							<0,01	ns	
Vitling							<0,01	ns	
Totalfångst fisk	4,46	ns	4,67	ns	4,92	ns	5,95	ns	8,40
Medelantal arter	17,60	ns	15,63	ns	18,20	ns	16,30	***	21,50
Totalt antal arter	25		36		23		39		25
KRÄFTDJUR									
Strandkrabba	15,03	ns	9,67	****	6,28	ns	3,40	****	1,88
Tångräka	0,01	ns	<0,01	****	0,04	ns	0,01	***	<0,01
Eremitkräfta							<0,01	ns	0,02
Hummer			<0,01	ns			<0,01	*	
Maskeringskrabba							<0,01	ns	
Sandräka	0,00	ns	<0,01	ns			<0,01	ns	
Totalfångst kräftdjur	15,04	ns	9,67	****	6,32	ns	3,42	****	1,90
Totalt antal kräftdjur	3,00		4		2,00		6		3

Tabell 5b. Samtliga arter som förekommit i fisket under augusti månad åren 1976-2013. Ett medelvärde av antal individer per ryssja och natt för den senaste femårsperioden samt ett medelvärde för hela den fiskade perioden. Data är sorterat efter Ringhals långtidsmedelvärde i fallande ordning. Trend anger respektive arts utveckling under perioden (+ = ökande trend; - = vikande trend; ns = ingen signifikant förändring; *= $p<0,05$; **= $p>0,01$; ***= $p<0,001$). Tomma celler betyder att arten inte fångats under aktuell period.

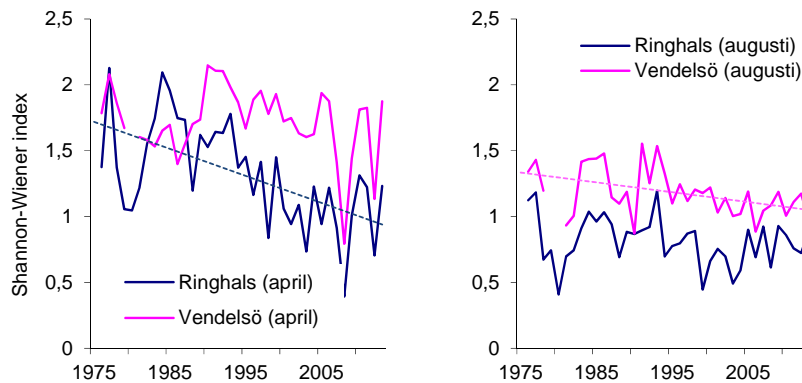
Art	Ringhals				Vendelsö				Horta
	Medel 2009- 2013	Trend 2009- 2013	Medel 1976- 2013	Trend 1976- 2013	Medel 2009- 2013	Trend 2009- 2013	Medel 1976- 2013	Trend 1976- 2013	Medel 2011- 2013
FISKAR									
Skärnsultra	19,51	ns	10,62	***	16,61	ns	14,35	+	39,60
Stensultra	1,30	ns	1,37	ns	1,65	ns	1,99	ns	2,57
Guläl	0,55	ns	1,08	ns	0,57	+	0,60	***	0,51
Skrubbskädda	0,26	ns	0,29	ns	0,21	ns	0,30	ns	0,08
Svart smörbult	0,44	ns	0,25	***	0,20	-	0,15	***	0,18
Oxsimpa	0,04	ns	0,23	***	0,05	ns	0,09	***	0,15
Torsk	0,08	ns	0,10	ns	0,47	ns	0,41	ns	0,58
Äkta tunga	0,02	ns	0,05	***	0,10	***	0,11	ns	0,11
Femtömmad skärlånga	0,01	ns	0,04	ns	0,01	ns	0,05	ns	0,05
Tånglake	<0,01	ns	0,04	***	0,32	ns	0,56	***	0,18
Gräsej	0,19	ns	0,03	ns	0,03	ns	0,03	ns	0,24
Rödspotta	0,03	ns	0,02	ns	0,04	ns	0,04	ns	0,01
Rötsimpa	0,01	ns	0,02	***	0,19	ns	0,31	***	0,10
Blankäl	<0,01	ns	0,01	ns			<0,01	ns	0,01
Berggylta	<0,01	ns	0,01	-	0,02	ns	0,02	ns	0,05
Piggvar	<0,01	ns	<0,01	ns	<0,01	ns	<0,01	ns	
Tångsnälla	0,01	ns	<0,01	+			<0,01	ns	
Slätvar	<0,01	ns	<0,01	ns	<0,01	ns	0,01	***	<0,01
Tångspigg			<0,01	ns	<0,01	ns	<0,01	ns	
Tejstefisk			<0,01	ns	<0,01	ns	<0,01	ns	<0,01
Öring	<0,01	ns	<0,01	ns	0,01	ns	<0,01	+	<0,01
Gulstrimmig mullus			<0,01	ns			<0,01	ns	
Havsabborre			<0,01	ns			<0,01	ns	
Lyrtsk	<0,01	ns	<0,01	ns			<0,01	ns	
Mindre havsnål			<0,01	ns			<0,01	ns	
Mindre kantnål			<0,01	ns			<0,01	ns	
Sandskädda			<0,01	ns					<0,01
Sill			<0,01	ns			<0,01	ns	
Större kantnål			<0,01	ns			<0,01	ns	
Grässultra									0,01
Vitling					0,01	-	0,05	ns	0,02
Bergvar							<0,01	ns	
Blågylta									0,01
Fjärsing					<0,01	ns	<0,01	ns	<0,01
Fyrtömmad skärlånga							<0,01	ns	
Horngädda							<0,01	ns	
Makrill					<0,01	ns	<0,01	ns	0,01
Paddtorsk							<0,01	ns	
Sjustrålig smörbult	<0,01	ns					<0,01	ns	
Större havsnål							<0,01	ns	<0,01
Taggmakrill							<0,01	ns	
Tungevar									<0,01
Totalfångst fisk	22,45	ns	14,17	***	20,50	ns	19,09	+	44,48
Medelantal arter	13,40	ns	12,95	ns	15,80	ns	16,58	ns	19,33
Totalt antal arter	20		28		21		35		25
KRÄFTDJUR									
Strandkrabba	43,43	ns	38,67	+	20,69	ns	17,65	***	20,49
Tångräka	0,08	ns	<0,01	***	0,27	ns	0,06	***	0,01
Eremitkräfta									
Hummer			<0,01	ns			<0,01	***	
Krabba			<0,01	ns			<0,01	ns	0,01
Sandra			0,01	ns			0,02	ns	
Totalfångst kräftdjur	43,51	ns	38,69	+	20,97	ns	17,73	***	20,51
Totalt antal kräftdjur	2		5		2		5		3

3.3.2 Biologisk mångfald enligt diversitetsindex

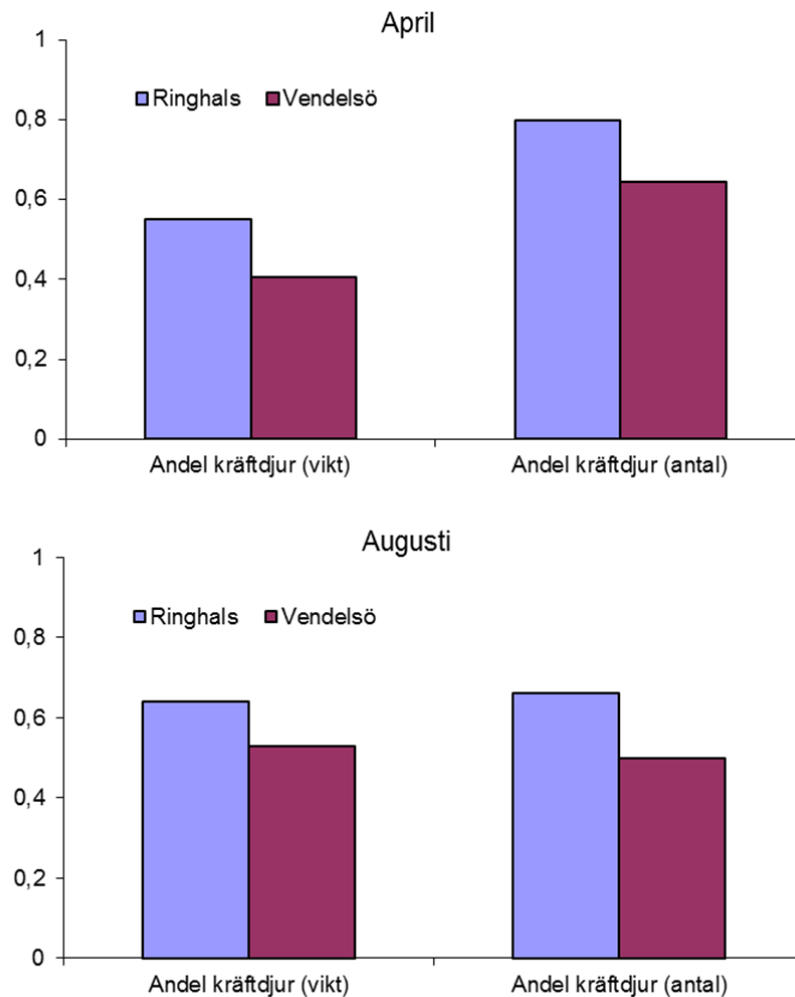
Under april har diversiteten haft en skild utveckling mellan Ringhals och Vendelsö (Fagerholm m.fl. 2014). Den minskade signifikant vid Ringhals under den undersökta tidsperioden, medan diversiteten vid Vendelsö har varit oförändrad (Fagerholm m.fl. 2014). Minskningen av diversiteten vid Ringhals beror framför allt på att dominansen av vissa arter ökat, så att dessa har blivit proportionellt mer vanliga än övriga arter (figur 19). Detta gör att fisksamhället blir mindre komplext. Framför allt har ökad abundans av strandkrabba och minskad abundans av kallvattenarterna oxsimpa, rötsimpa och tånglake bidragit till utvecklingen (tabell 5a).

Under augusti har diversiteten minskat över tid vid Vendelsö men inte vid Ringhals. En ökning av skärsnultra, gullål och strandkrabba, samtidigt som övriga arter varit relativt oförändrade, har troligtvis bidragit till den minskade diversiteten vid Vendelsö (tabell 5b). Diversiteten var lägre vid Ringhals än vid Vendelsö under augusti (Fagerholm m.fl. 2014).

I tabell 5 redovisas samtliga arter som noterats vid ryssjefisken vid Ringhals och/eller Vendelsö under hela tidsperioden 1976-2013 samt under perioden 2009-2013. Bland kräftdjuren var framför allt strandkrabba vanlig. Andelen kräftdjur tenderar att vara högre vid Ringhals jämfört med i omgivande områden, sett till både andel som vikt och andel som antal (figur 20).



Figur 19. Utvecklingen av fisksamhällets artsammansättning i april och augusti 1976-2013 enligt Shannon-Wieners diversitetsindex. En streckad linje anger linjär trend över tid.

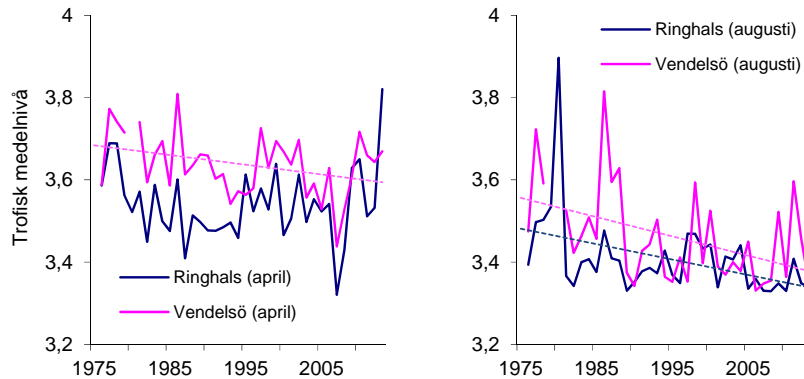


Figur 20. Andelen kräftdjur vid Ringhals och Vendelsö. I kolumnerna anges andelen kräftdjur av den totala fångsten i medeltal per station och år under åren 2007-2013.

3.3.3 Trofisk medelnivå

Den trofiska nivån har minskat svagt under april månad vid Vendelsö men inte vid Ringhals (figur 21). Ökningen av svart smörbult, som har lägre trofinivå, och minskningen av tånglake, med högre trofinivå, har troligtvis bidragit till detta. I augusti fanns däremot en signifikant minskning i båda områdena (Fagerholm m.fl. 2014). Gemensamt för båda områdena under augusti är att skärsnultra, med låg trofinivå, har ökat samtidigt som rötsimpa, med hög trofinivå, har minskat, vilket lett till en minskning av trofisk medelnivå över tid. Utvecklingen av trofisk medelnivå i fisksamhället skiljer sig inte signifikant mellan Ringhals och Vendelsö

för åren 1976-2013, vare sig under april eller under augusti (Fagerholm m.fl. 2014). Däremot har trofivån varit högre i Vendelsö än i Ringhals både under april och under augusti (Fagerholm m.fl. 2014).



Figur 21. Utveckling av trofisk medelnivå i april och augusti 1976-2013. En streckad linje anger signifikant linjär trend över tid.

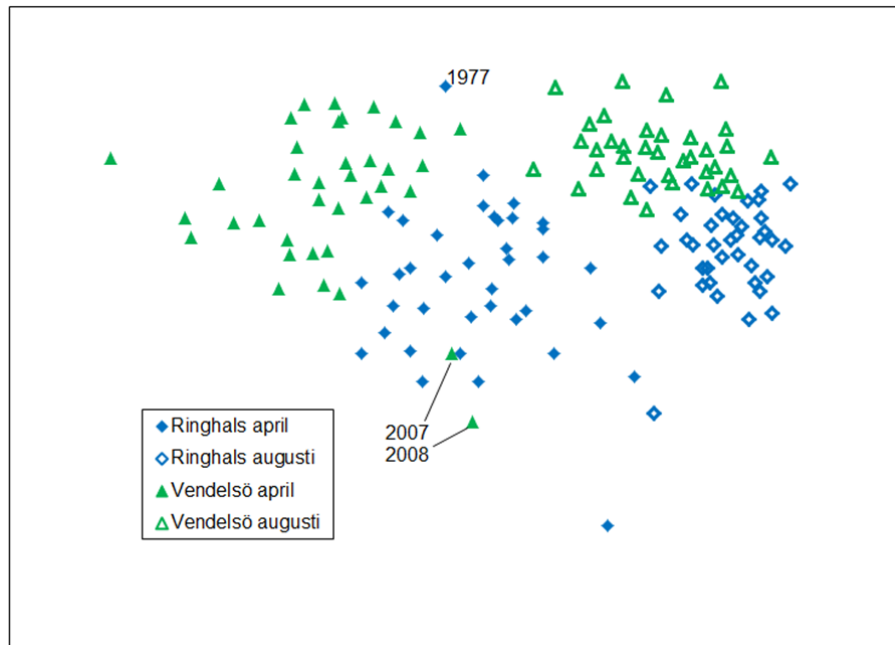
3.3.4 Fisksamhällets sammansättning - skillnader mellan undersökningsperioder och områden

Det finns en tydlig skillnad i artsammansättning mellan fisket i april och i augusti. Detta syns i figur 22, så att de fisken som ägt rum under våren grupperar sig tydligt till vänster medan fisken under sommaren grupperar sig till höger. Skillnaden mellan olika år är större under fisket i april än under fisket i augusti, vilket framgår av att punkter som representerar fisken under våren är mer utspridda än i de fisken som representerar augusti. Inom varje säsong ser man även en tydlig skillnad mellan områden, så att punkter som representerar fisken vid Ringhals ligger längre till höger och lite ovanför punkter som representerar fisken vid Vendelsö. Det s k ”stressvärdet” för figur 22 var 0,1 vilket understeg gränsvärdet 0,15 (se avsnitt 2.3) och angav således en tillfredsställande representation.

Tre årtal utmärker sig i mönsteravvikande punkter i figur 22. I april 1977 var andelen skäggsimpa, torsk och äkta tunga relativt stor i Ringhalsfisket, trots att dessa arter annars har varit vanligare i vårfisket vid Vendelsö. Andelen strandkrabba var samtidigt ovanligt liten i Ringhalsfisket, vilket mer liknade artsammansättningen i Vendelsös aprilfiske. I april 2007 var andelen strandkrabba och öring hög i aprilfisket vid Vendelsö, medan andelen rödspotta, rötsimpa, tejstefisk, torsk och tånglake var ovanligt låg. I april 2008 var andelen strandkrabba hög i Vendelsö, medan rödspotta, rötsimpa, tejstefisk, torsk och tånglake förekom i låga andelar av fisket. Således liknade aprilfiskena vid Vendelsö år 2007 och 2008

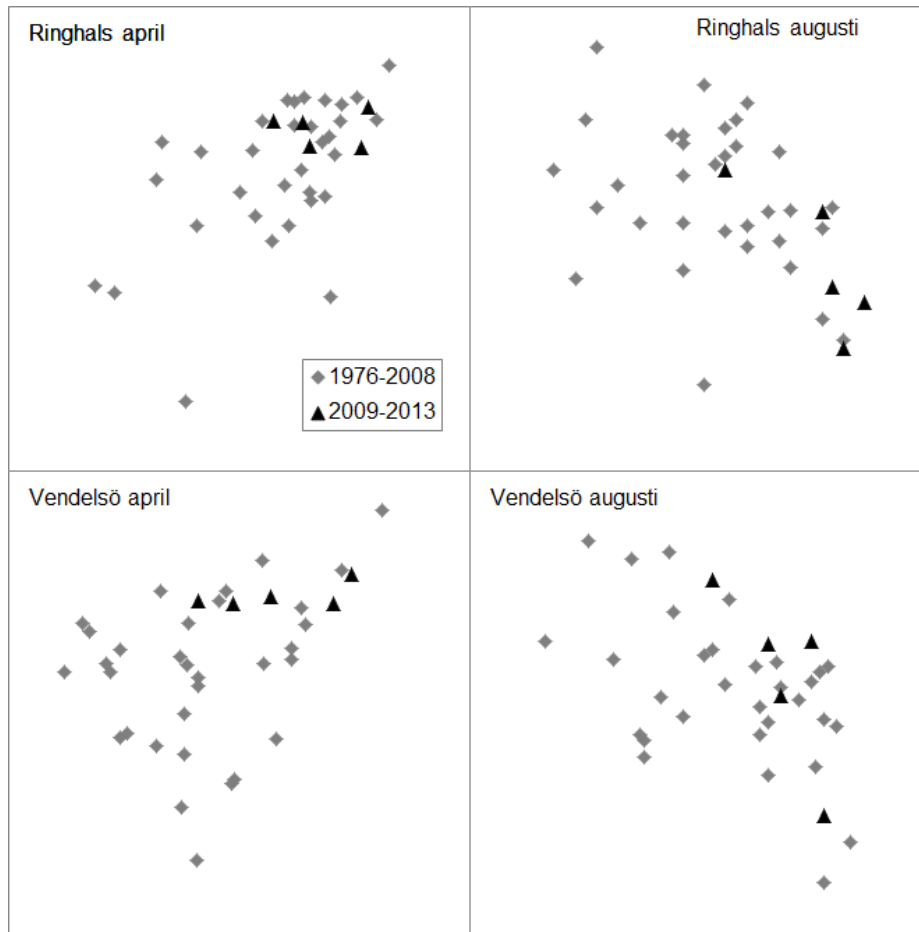
varandra, och liknade typiska aprilfisken vid Ringhals mer än typiska aprilfisken vid Vendelsö.

Ett flertal olika kombinationer av arter gav hög förklaringsgrad till figur 22 i BIOENV-analysen. De bästa förklaringsmodellerna innehöll som regel skärsnultra och strandkrabba, vilka förekom främst i augustifisken. Tånglake, skrubbskädda och torsk fångades främst på våren och ingick också i fyra av modellerna. Dessa fem arter tillsammans kunde förklara 91 procent av variationen i figur 22.



Figur 22. Artsammansättningen i ryssjefisken representerad i MDS-analys med en punkt per år för varje provtagningstillfälle och område. Punkter som är mer lika varandra ligger närmare varandra i grafen. Fisken under våren (fyllda symboler) grupperar sig till vänster och fisken under sommaren (tomma symboler) till höger. Inom varje säsong ser man en skillnad mellan lokaler genom att punkter som representerar fisken vid Ringhals (blå fyrkantssymboler) respektive Vendelsö (gröna trekantssymboler) ligger relativt starkt samlade i egna grupper.

När det gäller skillnader i utvecklingen i artsammansättning över tid kunde inget tydligt mönster urskiljas för den gångna femårsperioden (figur 23). Ringhalsfisken i augusti uppvisade störst antydning till sådant mönster, men även där sammanföll punkterna i figur 23 från de senaste fem åren med området som täcktes in av tidigare års resultat. Resultatet kvarstod oavsett om MDS-data togs från figur 23 eller om data från separata MDS-analys användes. Figur 19 visade att diversitetsindex i Ringhals har minskat över tid, men MDS-analysen kunde inte fördjupa innebörden av det resultatet med någon motsvarande förändring i artsammansättning.



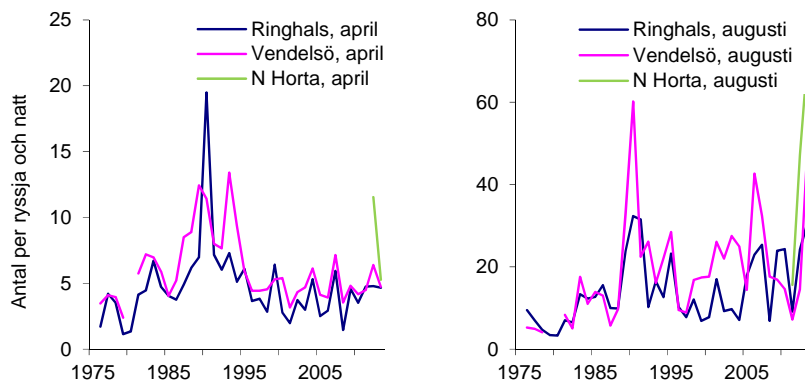
Figur 23. Detaljstudier av senaste femårsperioden bland resultaten i figur 21. Varje punkt representerar ett år. Svarta trekanter markerar den senaste femårsperioden (2009-2013), medan grå fyrkanter visar tidigare mätningar (1976-2008).

3.3.5 Utvecklingen hos den totala fiskfångsten och hos arter av särskilt intresse

Av de arter som redovisas i detta stycke är gulål, skärsnultra, stensnultra, äkta tunga och strandkrabba vanligare under augustifisket, medan rötsimpa, oxsimpa, skrubbskädda, femtömmad skärlånga, torsk och tånglake är vanligare under aprilfisket. Figureerna visar utvecklingen som antal per art och natt, men om inte annat framgår av texten visar utvecklingen enligt vikt per art och natt ett likartat mönster.

Total fiskfångst

Utvecklingen över tid hos den totala fångsten av alla fiskarter skiljer sig inte mellan de båda områdena för någon av de studerade perioderna. Detta gäller både för antal och vikt. Mellanårsvariationerna i abundans var stora, i synnerhet under augusti, men långsiktiga trender saknas helt (figur 24). I augusti fanns ingen signifikant skillnad mellan Vendelsö och Ringhals, men i april var fångst per ansträngning signifikant högre vid Vendelsö (tabell 6). I april hade biomassan i fångsten minskat något i båda områdena⁶, medan inga förändringar förelåg i augusti.



Figur 24. Långsiktig utveckling hos den totala fångsten av alla fiskarter vid provfiske med ryssjor vid Ringhals, Vendelsö och Norra Horta. Observera att det är olika skalor på y-axeln i de båda figurerna.

Varmvattenarter

Här redovisas utvecklingen hos arter som föredrar varmare vatten och som förekommit i högre tätheter under fisket i augusti än i april (tabell 6). Dessa arter (gulål, skärnsultra, stensultra, äkta tunga och strandkrabba) har analyserats mer ingående.

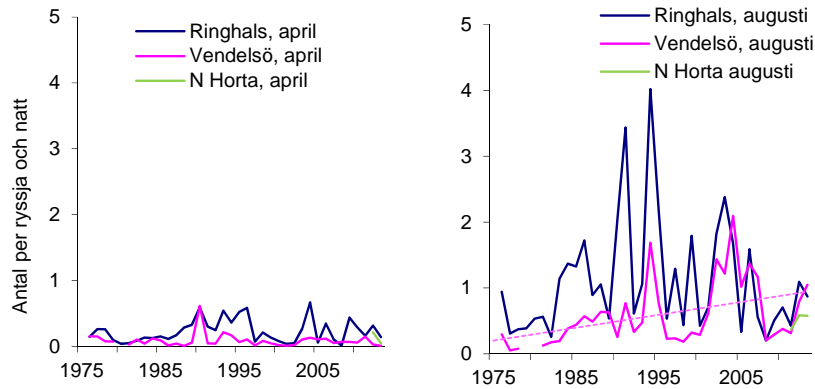
Gulål (*Anguilla anguilla*)

Gulål har förekommit i högre tätheter i Ringhals än vid Vendelsö, både i april och i augusti (tabell 6, figur 25). Fångsten av gulål i april har sedan 1976 fluktuerat mellan åren, men ingen trend kan urskiljas. Fångsten vid Vendelsö har ökat både med avseende på antal⁷ och på biomassa under augusti, men motsvarande utveckling kan inte ses i Ringhals (tabell 5b). Den totala medellängden de senaste tolv

6. Linjär regression: Ringhals WPUE $p < 0,05$, $R^2 = 0,12$; Vendelsö WPUE $p < 0,01$, $R^2 = 0,18$

7. Linjär regression: Vendelsö augusti CPUE $p = 0,01$, $R^2 = 0,19$, WPUE $p < 0,01$, $R^2 = 0,25$

åren var störst i Vendelsö, med 44,7 centimeter, vilket kan jämföras med 42,4 centimeter i Ringhals⁸.



Figur 25. Långsiktig utveckling hos fångsten av gulål vid provfiske med ryssjor vid Ringhals, Vendelsö och Norra Horta. Streckad linje anger linjär trend över tid.

Skärsnultra (*Symphodus melops*)

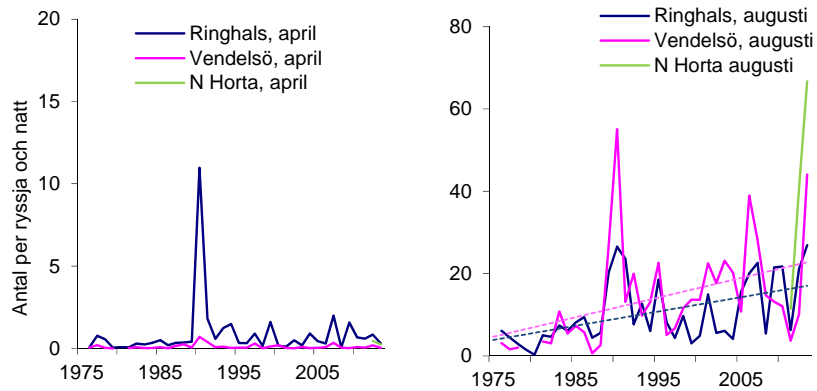
Under april månad har fångsten av skärsnultra i allmänhet varit relativt liten och inte visat några trender, varken i Ringhals eller i Vendelsö, även om fler individer totalt fångats i Ringhals (tabell 6, figur 26). Under augusti månad har det sedan provfiskets början skett en ökning av antalet fångade skärsnultror både i Ringhals och i Vendelsö⁹. Biomassan av skärsnultror under augusti månad visar dock ingen trend. I augusti föreligger inga skillnader mellan Ringhals och Vendelsö avseende mängden fångad fisk eller utveckling över tid. Medellängden hos skärsnultran skiljde sig åt statistiskt mellan områdena även om det bara skiljer en millimeter i medellängd; 11,0 centimeter i Vendelsö och 10,9 centimeter i Ringhals¹⁰.

8. Mann-Whitney U-test $p < 0,01$

9. Linjär regression: Ringhals augusti CPUE $P < 0,01$, $R^2 = 0,24$, WPUE $p < 0,02$ $R^2 = 0,17$

Linjär regression: Vendelsö augusti CPUE $P = 0,01$, $R^2 = 0,18$, WPUE $p = 0,05$ $R^2 = 0,11$

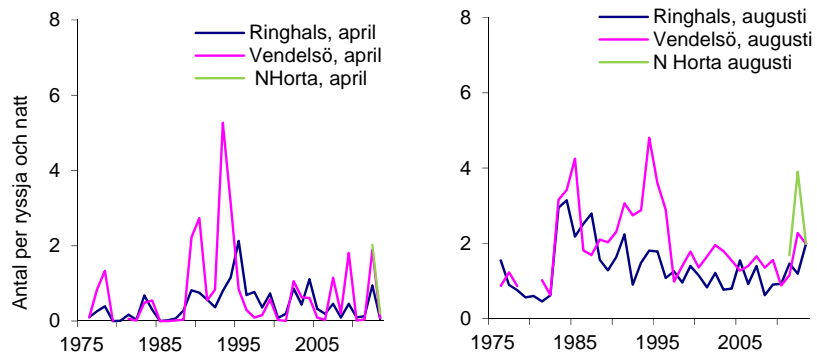
10. Mann-Whitney U-test $p < 0,01$



Figur 26. Långsiktig utveckling hos fångsten av skärsnultra vid provfiske med ryssjor vid Ringhals, Vendelsö och Norra Horta. Streckad linje anger linjär trend över tid. Observera att det är olika skalor på y-axeln i de båda figurena.

Stensnultra (*Ctenolabrus rupestris*)

Fångsten av stensnultra under april månad har fluktuerat i både Ringhals och Vendelsö (figur 27). Under några år i början av 1990-talet fångades fler individer, särskilt i Vendelsö, men sett över hela tidsperioden kan ingen trend urskiljas. Under augusti månad har det förekommit stora fluktuationer i både Ringhals och Vendelsö. Åren med störst fångst inföll i mitten på 80-talet och i mitten på 90-talet. Sedan 1997 har mellan en och två stensnultror fångats per ryssja och natt i båda områdena. I augusti har totalt fler stensnultror fångats vid Vendelsö än vid Ringhals (tabell 6). Medellängden de senaste 12 åren var störst i Vendelsö, med 9,2 centimeter, vilket kan jämföras med 9,0 centimeter i Ringhals¹¹.

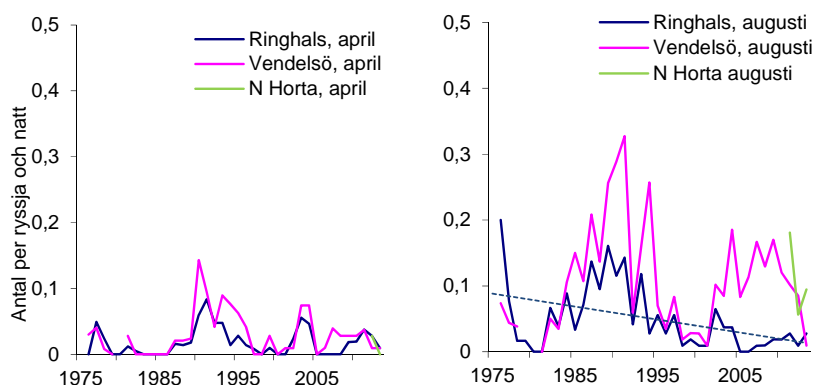


Figur 27. Långsiktig utveckling hos fångsten av stensnultra vid provfiske med ryssjor vid Ringhals, Vendelsö och Norra Horta.

11. Mann-Whitney U-test $p < 0,01$

Äkta tunga (Solea solea)

Förekomsten av äkta tunga har varit relativt liten i april. I augusti är den däremot vanligare och har förekommit i högre tätheter i Vendelsö än i Ringhals (tabell 6, figur 28). Sedan provfisket startade har fångsten av äkta tunga minskat i Ringhals under augusti, sett till både antal och biomassa¹². Fångsten vid Vendelsö har fluktuerat, och visar en minskande trend för den senaste femårsperioden i augusti. Fiskar mellan 12 och 42 centimeter har fångats de senaste fem åren. 34 procent av tungorna fångade i april och 41 procent av tungorna fångade i augusti översteg miniminmättet 24 centimeter.



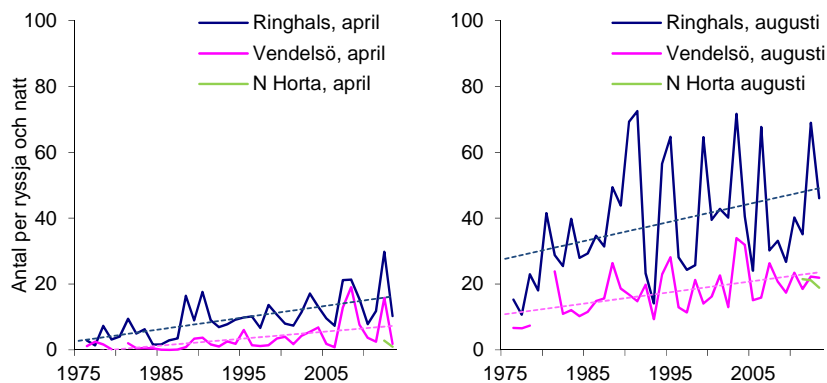
Figur 28. Långsiktig utveckling hos fångsten av äkta tunga vid provfiske med ryssjor vid Ringhals, Vendelsö och Norra Horta. Streckad linje anger linjär trend över tid.

Strandkrabba (Carcinus maenas)

Strandkrabba har varit den art som till antalet dominerat fisket. Fångsten av strandkrabba har fördelat sig enligt temperaturregimen, med högst fångster i Ringhals i augusti och lägst fångster vid Vendelsö i april (tabell 6, figur 29). Fångsten av strandkrabba har ökat både till antal och biomassa under båda fiskeperioderna både i Ringhals och Vendelsö (tabell 5 a och b). I april har fler krabbor fångats i Ringhals (tabell 6). Den totala medellängden de senaste 12 åren var störst i Vendelsö, med 4,5 centimeter, vilket kan jämföras med 4,1 centimeter i Ringhals¹³.

12. Linjär regression: Ringhals augusti CPUE $p=0,01$, $R^2=0,19$, WPUE $p=0,01$, $R^2=0,18$

13. Mann-Whitney U-test $p<0,01$



Figur 29. Långsiktig utveckling hos fångsten av strandkrabba vid provfiske med ryssjor vid Ringhals, Vendelsö och Norra Horta. Streckad linje anger linjär trend över tid.

Tabell 6. Resultat av tester av fångst per ansträngning åren 1976-2013. Om variablerna är normalfördelade och varianserna inte är skilda åt 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 oparametriskt Mann-Whitney U-test använts. Skillnaden i abundans har testats mellan april och augusti samt för mellan recipient och referens under respektive fiskeperiod (april och augusti). Om signifikant skillnad i abundans förekommer (p -värde $<0,05$) listas månaden eller området med högre abundans i kolumnen "Högst abundans".

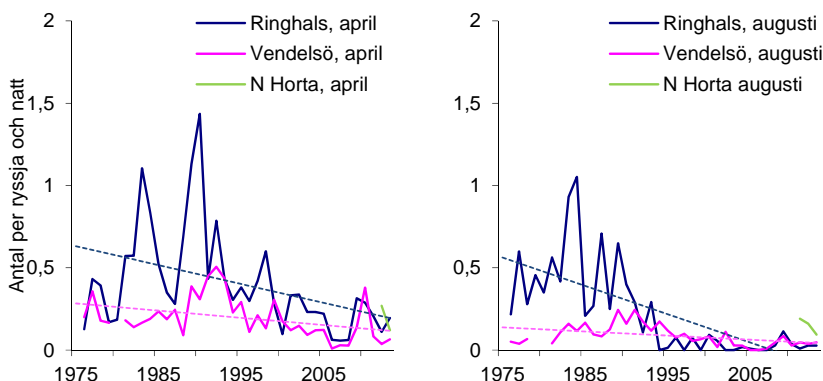
	april vs aug				april : recipient vs referens					aug recipient vs referens				
	test	p-värde	skillnad i utveckling	Högst abundans	test	transformering	p-värde	skillnad i utveckling	Högst abundans	test	transformering	p-värde	skillnad i utveckling	Högst abundans
Gädd	Mann-Whitney	<0,01	ja	augusti	Mann-Whitney		<0,01	ja	recipient	Mann-Whitney		<0,01	ja	recipient
Skärsultra	Mann-Whitney	<0,01	ja	augusti	Mann-Whitney		<0,01	ja	recipient	Ancova	log	0,44	nej	-
Stensultra	Mann-Whitney	<0,01	ja	augusti	Mann-Whitney		1,00	nej	-	Ancova	log	0,99	nej	-
										T-test	rot	<0,01	ja	referens
Äkta tunga	Mann-Whitney	<0,01	ja	augusti	Mann-Whitney		0,15	nej	-	Ancova	rot	0,08	nej	-
										T-test	rot	<0,01	ja	referens
Strandkrabba	Mann-Whitney	<0,01	ja	augusti	Ancova	rot	0,71	nej	-	Mann-Whitney		<0,01	nej	-
					T-test	rot	<0,01	ja	recipient					
Oxsimpa	Mann-Whitney	<0,01	ja	april	Ancova	rot	0,41	nej	-	Mann-Whitney		0,36	nej	-
					T-test	rot	<0,01	ja	recipient					
Rötsimpa	Mann-Whitney	<0,01	ja	april	Mann-Whitney		<0,01	ja	referens	Mann-Whitney		<0,01	ja	referens
Femtömmad skärlånga	Mann-Whitney	<0,01	ja	april	Mann-Whitney		<0,01	ja	recipient	Mann-Whitney		0,94	nej	-
Tånglake	Mann-Whitney	<0,01	ja	april	Ancova	rot	0,32	nej	-	Mann-Whitney		<0,01	ja	referens
					T-test	rot	<0,01	ja	referens					
Skrubbskädda	Mann-Whitney	<0,01	ja	april	Mann-Whitney		0,21	nej	-	Mann-Whitney		0,46	nej	-
Torsk	Mann-Whitney	<0,01	ja	april	Mann-Whitney		0,02	ja	referens	Mann-Whitney		<0,01	ja	referens
Alla fiskarter	Mann-Whitney	<0,01	ja	augusti	Mann-Whitney	log	0,01	ja	referens	Mann-Whitney		0,08	nej	-

Kallvattenarter

Här redovisas arter som trivs bättre i kallare vatten och därför har en högre abundans under fisket i april än i augusti (tabell 6). Dessa arter (oxsimpa, rötsimpa, femtömmad skärlånga, tånglake, skrubbskädda och torsk) har analyserats mer ingående.

Oxsimpa (Taurulus bubalis)

Under både april och augusti har fångsten av oxsimpa minskat till antal och vikt både i Ringhals och i Vendelsö¹⁴ (figur 30). Abundansen av oxsimpa i april har varit högre i Ringhals än i Vendelsö, vilket kan anses vara motsägelsefullt, då oxsimpan föredrar kallare vatten (tabell 6). Utveckling över tid har varit likadan i både Vendelsö och Ringhals i april. Oxsimpan var tidigare relativt vanlig vid Ringhals även i augusti, men under de senaste 15 åren har förekomsten minskat påtagligt (figur 30).

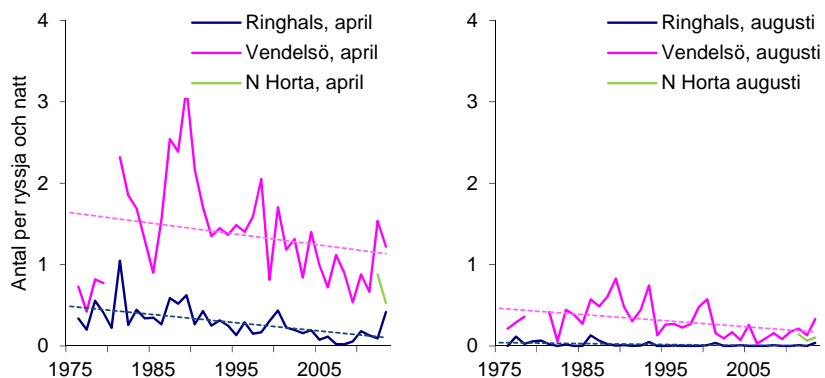


Figur 30. Långsiktig utveckling hos fångsten av oxsimpa vid provfiske med ryssjor vid Ringhals, Vendelsö och Norra Horta. Streckad linje anger linjär trend över tid.

Rötsimpa (Myoxocephalus scorpius)

Abundansen av rötsimpa stämmer väl överens med undvikande av höga temperaturer (tabell 6, figur 31). I Ringhals har fångsten av antalet rötsimpor minskat i både april och augusti sedan provfisket startade¹⁵. I Vendelsö kan ingen trend urskiljas i varken april eller augusti med avseende på antal, men en vikande trend kan ses för biomassa i april. Den totala fångsten av rötsimpa har varit större vid Vendelsö, både i april och i augusti (tabell 6). Det finns ingen statistisk skillnad i medellängd mellan områdena. Medellängden är cirka 16 centimeter.

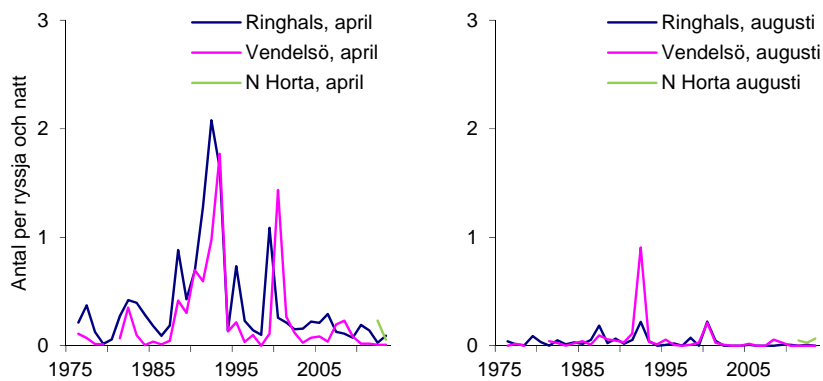
-
14. Ringhals april CPUE $p=0,01$, $R^2=0,17$, WPUE $p=0,01$, $R^2=0,16$
 Vendelsö april CPUE $p=0,02$, $R^2=0,15$, WPUE $p=0,03$, $R^2=0,13$
 Ringhals augusti CPUE $p<0,01$, $R^2=0,48$, WPUE $p<0,01$, $R^2=0,49$
 Vendelsö augusti CPUE $p=0,01$, $R^2=0,19$, WPUE $p<0,01$, $R^2=0,22$
 15. Ringhals april: CPUE $p<0,01$, $R^2=0,32$, WPUE $p<0,01$, $R^2=0,37$
 Ringhals augusti: CPUE $p=0,01$, $R^2=0,17$, WPUE $p<0,01$, $R^2=0,23$



Figur 31. Långsiktig utveckling hos fångsten av rötsimpa vid provfiske med ryssjor vid Ringhals, Vendelsö och Norra Horta. Streckad linje anger linjär trend över tid.

Femtömmad skärlånga (Ciliata mustela)

Fångsterna av femtömmad skärlånga har fluktuerat starkt på båda lokalerna, men ingen trend kan urskiljas, varken i april eller i augusti (figur 32). Den långsiktiga utvecklingen präglas av stora variationer, med relativt hög abundans från början av 1990-talet till början av 2000-talet och lägre och stabilare nivåer sedan 2002. Under den senaste femårsperioden har det i medeltal funnits en femtömmad skärlånga i var tjugonde ryssja. Fler fiskar har i april fångats i Ringhals än i Vendelsö (tabell 6).

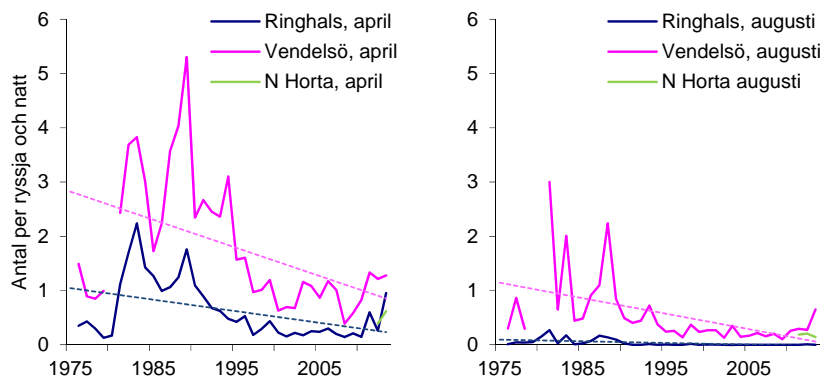


Figur 32. Långsiktig utveckling hos fångsten av femtömmad skärlånga vid provfiske med ryssjor vid Ringhals, Vendelsö och Norra Horta.

Tånglake (Zoarces viviparus)

Tånglaken är betydligt mera ovanlig vid Ringhals än i övriga områden. De totala fångsterna har varit större vid Vendelsö än i Ringhals i både augusti och april (ta-

bell 6). Fångsten av tånglake, både avseende antal och biomassa, har minskat under april och augusti i båda områdena (figur 33)¹⁶. I Ringhals under augusti 2012 fångades tånglake för första gången sedan år 2000. Medellängden de senaste tolv åren var störst i Vendelsö, med 22,4 centimeter, vilket kan jämföras med 21,0 centimeter i Ringhals¹⁷.



Figur 33. Långsiktig utveckling hos fångsten av tånglake vid provfiske med ryssjor vid Ringhals, Vendelsö och Norra Horta. Streckad linje anger linjär trend över tid.

Skrubbskädda (*Platichthys flesus*)

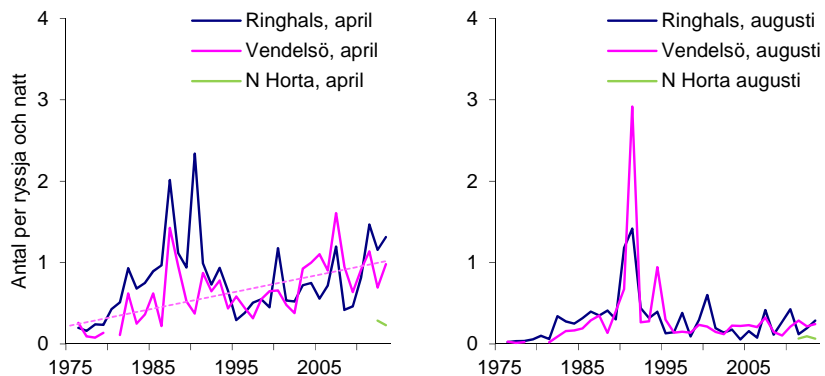
Fångsten av skrubbskädda skiljer sig inte mellan områden (tabell 6). Störst fångster har registrerats från mitten av 1980-talet till mitten av 1990-talet (figur 34). Vid Vendelsö har det skett en ökning av antalet fångade skrubbskäddor i april sedan fisket startade 1976, men ingen ökning av biomassan kan påvisas¹⁸. I augusti kan ingen trend urskiljas för något av fiskeområdena. De senaste fem åren har 34 procent av fångsten i april och 36 procent av fångsten i augusti legat över minimimåttet 20 centimeter. Medellängden de senaste 12 åren var störst i Vendelsö, med 18,8 centimeter vilket kan jämföras med 17,0 centimeter i Ringhals¹⁹.

16. Ringhals april CPUE $p < 0,01$, $R^2 = 0,20$, WPUE $p < 0,01$, $R^2 = 0,30$,
Vendelsö april CPUE $p < 0,01$, $R^2 = 0,23$, WPUE $p < 0,01$, $R^2 = 0,37$,
Ringhals augusti CPUE $p < 0,01$, $R^2 = 0,29$, WPUE $p < 0,01$, $R^2 = 0,29$,
Vendelsö augusti CPUE $p < 0,01$, $R^2 = 0,24$, WPUE $p < 0,01$, $R^2 = 0,31$

17. Mann-Whitney U-test $p < 0,01$

18. Linjär regression: Vendelsö april CPUE $p < 0,01$, $R^2 = 0,39$

19. Mann-Whitney U-test $p < 0,01$



Figur 34. Långsiktig utveckling hos fångsten av skrubbskädda vid provfiske med ryssjor vid Ringhals, Vendelsö och Norra Horta. Streckad linje anger linjär trend över tid.

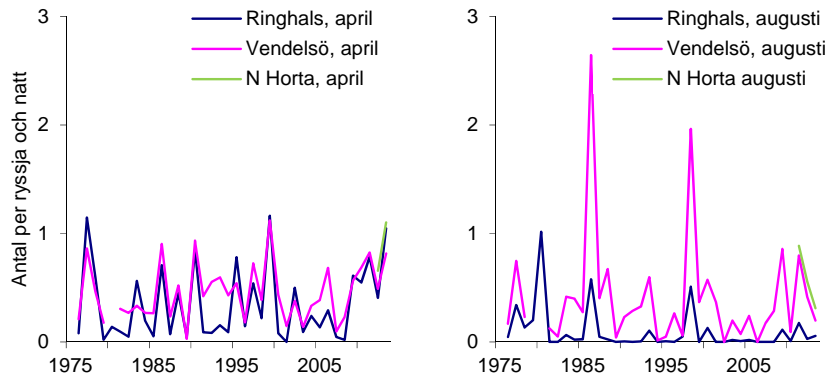
Torsk (*Gadus morhua*)

Fångsten av torsk har fluktuerat mycket under åren (figur 35). I augusti minskar biomassan i Ringhals, medan inga trender uppvisas i övrigt²⁰. Det totala antalet fångade torskar har varit mindre i Ringhals än i Vendelsö både i april och i augusti (tabell 6). Under den senaste femårsperioden har det i medeltal fångats en torsk i varannan ryssja, utom vid Ringhals i augusti där det bara fångats en i var fjortonde ryssja.

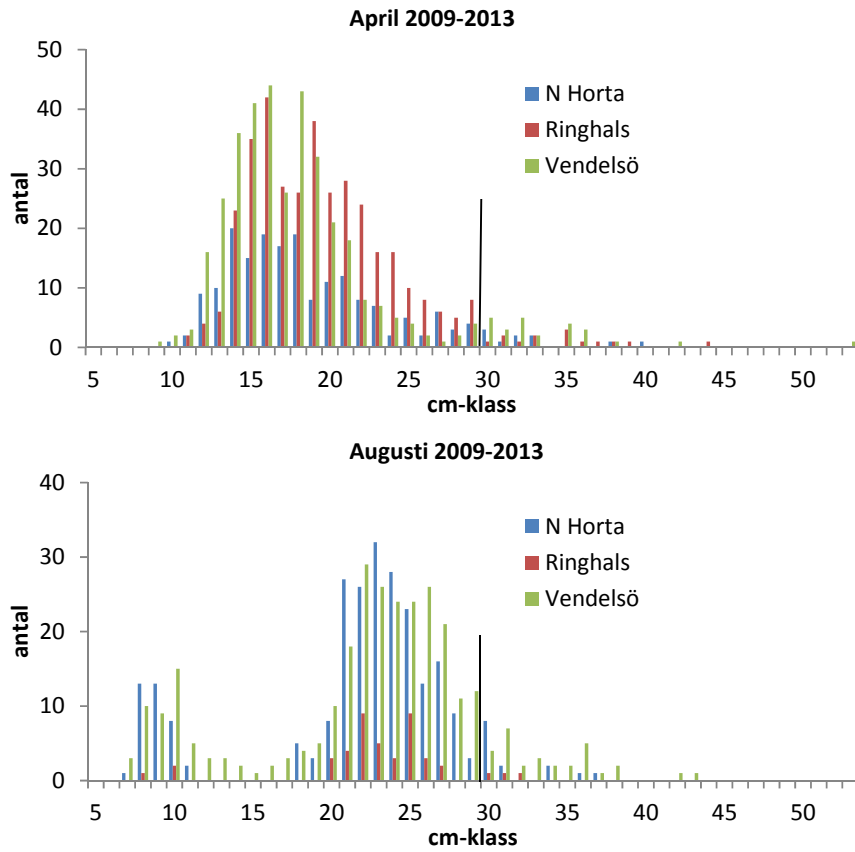
Den största delen (93 procent) av den fångade torsken var under minimimåttet för fiske (30 centimeter) (figur 36). Medellängden de senaste 12 åren var störst i Ringhals, med 20,3 centimeter, vilket kan jämföras med 19,5 centimeter vid Vendelsö²¹.

20. Linjär regression: Ringhals augusti CPUE $p=0,05$, $R^2=0,11$

21. Mann-Whitney U-test $p<0,01$



Figur 35. Långsiktig utveckling hos fångsten av torsk vid provfiske med ryssjor vid Ringhals, Vendelsö och Norra Horta.



Figur 36. Längdfördelning hos torsk vid provfiske med ryssjor vid Ringhals, Vendelsö och Norra Horta 2009-2013. Svart lodrät linje markerar minsta tillåtna längd för att få landa torsk vid västkusten.

3.3.6 Nytt område vid Norra Horta.

Norra Horta är ett tidvis kylvattenpåverkat område som ligger tre kilometer söder om utsläppet. Norra Horta fiskades för första gången under augusti 2011 och under april 2012. Medeltemperaturen under fisket 2012 var 7 °C i april och 19 °C under augustifisket. Medeltemperaturen vid Norra Horta låg mellan recipient och referens under båda perioderna. Då det endast finns data från augusti 2011 till 2013 samt från april 2012 och 2013 från detta område görs inga analyser i avvaktan på mer data.

Kort beskrivet dominerades samhället i april av stensultra, med ungefär samma fångster som vid Vendelsö (tabell 5). Rötsimpa och torsk hörde till de vanligaste arterna i fångsten och torsk fångades i större antal än i både Vendelsö och Ringhals. Antalet strandkrabbor var mycket lägre än i både Vendelsö och Ringhals. Samhället dominerades i augusti till antal av skärsnulta, med fler individer i fångsten än i Ringhals och Vendelsö sammantaget (tabell 5b). Relativt sett var stensultra, torsk, oxsimpa, berggylta och gråsej fler till antalet jämfört med i de andra två områdena. Gulål fångades i augusti i lika stor utsträckning som vid Vendelsö under samma månad och även strandkrabba fångades i liknande utsträckning som vid Vendelsö. Tre arter som inte fångats vid Ringhals eller vid Vendelsö har fångats vid Horta; blågylta, tungevar och krabba.

3.3.7 Samvariation mellan fångstvariabler och temperatur och fångstområde

Regressionsanalys med temperatur och område som förklaringsvariabler visade att många fiskarter och andra variabler samvarierade signifikant med temperatur (tabell 7). Berggylta, femtömmad skärlånga, lax, oxsimpa, randig sjökock, rödspotta, rötsimpa, sjurygg, skrubbskädda, skäggsimpa, svart smörbult, tejestefisk, torsk, tånglake, tångspigg och öring, liksom Shannon-index och medeltrofinivå samvarierade negativt med temperatur. Gulål, skärnsultra, strandkrabba och CPUE samvarierade positivt med temperatur medan övriga variabler i tabell 7 inte samvarierade signifikant med temperatur på 95 procent konfidensnivå.

För berggylta, femtömmad skärlånga, rödspotta, rödsimpa, skäggsimpa, torsk, tånglake, Shannon-index och medeltrofinivå visade multipelregressioner att dessa variabler inte bara minskade med temperatur, utan de ökade även ytterligare med oförklarade faktorer vid Vendelsö, där temperaturen var lägst. På motsvarande sätt ökade gulål, strandkrabba och CPUE inte bara med ökad temperatur, utan även med ytterligare oförklarade faktorer vid Ringhals. Lax och oxsimpa missgynnades vid hög temperatur, men gynnades trots det av oförklarade faktorer vid Ringhals.

Resultat från GLM-analyser gav stöd till multipelregressionerna för lax och oxsimpa, samt för Shannon-index och CPUE, på så sätt att temperatur och område kunde ingå som signifikanta X-variabler i GLM-modeller och med samma tecken (+ eller -) som i respektive multipelregression. I övriga fall var resultatet i GLM-

analysen antingen inte signifikant, eller så hade det inget stöd från resultaten i tabell 7.

Tabell 7. Regressionsmodeller med temperatur (Temp) och område (Ringhals: 1, Vendelsö: 2) som X-variabler. Y-variabler med fiskarter avser relativ abundans i fisket. Tecken avser linjens lutningskoefficient i linjär regression. ns = ej signifikant. *= $p<0,05$; **= $p<0,01$; ***= $p<0,001$.

Y-variabel	Linjär regression med temperatur		Multipelregression		
	p	R ²	Tecken	Signifikanta förklaringsvariabler	R ²
Berggylta	*	0,03	-	Temp (-), Område (+)	0,04
Blankål	ns				
Femtömmad skärlånga	***	0,21	-	Temp (-), Område (+)	0,22
Gråsej	ns				
Gulål	**	0,05	+	Temp (+), Område (-)	0,09
Lax	*	0,04	-	Temp (-), Område (-)	0,10
Oxsimpa	***	0,38	-	Temp (-), Område (-)	0,44
Piggvar	ns				
Randig sjökock	*	0,04	-	Ej signifikant	
Rödspotta	***	0,30	-	Temp (-), Område (+)	0,32
Rötsimpa	***	0,47	-	Temp (-), Område (+)	0,61
Sill	ns	0,01			
Sjurygg	***	0,08	-	Ej signifikant	
Sjustrålig smörbult	ns				
Skrubbskädda	***	0,51	-	Ej signifikant	
Skäggsimpa	***	0,12	-	Temp (-), Område (+)	0,14
Skärsnultra	***	0,54	+	Temp (+), Område (+)	0,61
Slätvar	ns				
Stensnultra	ns				
Strandkrabba	***	0,22	+	Temp (+), Område (-)	0,51
Svart smörbult	***	0,09	-	Ej signifikant	
Tejstefisk	***	0,25	-	Ej signifikant	
Torsk	***	0,32	-	Temp (-), Område (+)	0,36
Tånglake	***	0,45	-	Temp (-), Område (+)	0,54
Tångräka	ns				
Tångspigg	***	0,08	-	Ej signifikant	
Äkta tunga	ns				
Öring	*	0,04	-	Ej signifikant	
Shannon-index	***	0,50	-	Temp (-), Område (+)	0,61
Medeltrofnivå	***	0,46	-	Temp (-), Område (+)	0,49
CPUE	***	0,64	+	Temp (+), Område (-)	0,64

3.4 Förekomst av främmande och invasiva arter

Fem lokaler inventerades med avseende på fastsittande fauna och flora under september 2011 och under juni 2012-2013. Gemensamt för samtliga tre år var att två främmande arter av alger, rödsvansing (*Dasya baillouviana*) och sargassosnärlja (*Sargassum muticum*) samt en främmande art från djurriket, japanskt jätteostron (*Crassostrea gigas*), återfunnits under samtliga tre år (tabell 8). Dessa tre arter är kända och numera etablerade på svenska västkusten sedan flera år.

Vid Ringhals kylvattenutsläpp fanns sargassosnärlja och rödsvansing på alla transekter under alla tre åren 2011-2013. De senaste två åren påträffades sargassosnärlja i samtliga fem transekter vid norra Båtafjorden, medan rödsvansing förekom i mindre omfattning där. Även på lokalen i södra Båtafjorden var sargassosnärlja relativt vanlig under 2012 och 2013, däremot observerades ingen rödsvansing under senare år, trots att den förekom där 2011. På lokalerna vid Norra Horta och Vendelsö observerades rödsvansing i september 2011, men inte vid de senare besöken. Sargassosnärlja saknades vid N Horta, men påträffades vid ett tillfälle vid Vendelsö. Japanskt jätteostron påträffades enbart vid Ringhals kylvattenutsläpp och de två närmast liggande lokalerna i Båtafjorden.



Rödalgen gaffelnervblad. Foto Björn Fagerholm

Tabell 8. Förekomst av främmande arter vid linjetaxering inom samtliga fem transekter. Transekt "C" i tabellen motsvarar huvudtransekten. Förekomst anges i en tregradig skala 1 (enstaka), 2 (vanlig), 3 (dominerande).

Område	Art	Brunalg			Rödalg			Fauna		
		Sargassosnärlja			Rödsvansing			Japanskt jätteostron		
	transekt	2011 sept	2012	2013	2011sep	2012	2013	2011sept	2012	2013
Ringhals	A	2	2	3	2	2	1			
	B	2	2	3	2	2	1	1		
	C	2	2	3	1	2	2	1		1
	D	2	2	3	1	2	1	1		
	E	2	2	3	2	2	1	2		
Båtafjorden norra	A		2	2	2			1		
	B		2	2	2		1			
	C		2	2	1	2	1	1		
	D		2	2	2	1				
	E		2	2	2	1				1
Båtafjorden södra	A		2	1	2			1	1	
	B		2	2	2				1	
	C	1	2	2	1					1
	D		2		2					
	E		2	2	2				1	
Norra Horta	A				1					
	B									
	C				1					
	D									
	E									
Vendelsö	A				2					
	B									
	C			1	1					
	D									
	E									
C = huvudtransekt										

4 Diskussion

Ringhals kärnkraftverk påverkar omgivande vatten och organismer genom användningen av kylvatten. Graden av påverkan på miljön har ökat över tid sedan 1970-talet eftersom kärnkraftverkets totala produktion har ökat. Högre elproduktion har medfört att uppvärmningen av kylvattnet har ökat något. Fisksamhället påverkas dels genom en direkt dödlighet hos de arter som dras in i kylvattensystemet, dels genom att det uppvärmda kylvattnet förändrar livsbetingelserna i påverkansområdet.

4.1 Dödlighet genom kylvattenbortledning

Den direkta påverkan är högst vid kylvattenintaget, som slår ut en stor mängd ägg och larver av olika arter. Dödligheten hos arter som hamnar i kylvattnet har skattats vara 100 procent hos ägg och larver. Märkningar och överlevnadsförsök har dock visat att mer än 85 procent av de glasålar som passerar genom kraftverket överlever passagen (Ehlin m.fl. 2009, Bryhn m.fl. 2014).

Utslagning av unga livsstadier hos fisk övervakas under vinter och vår när flera kommersiellt betydelsefulla arter leker, såsom torsk, rödspotta, sandskädda, skrubbskädda, sill och ål. Dessa arter har som regel stora utbredningsområden och kan härstamma från lekområden på relativt stora avstånd från kärnkraftverket, så att effekterna av kylvattenintaget sannolikt påverkar ett större område än den omedelbara närmiljön.

Utslagningen vid kylvattenintaget under vinter och vår drabbar i stor utsträckning tidiga livsstadier som ägg och larver som i de flesta fall endast är några millimeter långa. Beräkning av hur stor skada denna utslagning medför för det allmänna fiskeintresset kräver kunskap om tillväxthastighet och naturlig dödlighet hos både mycket unga fiskar och hos äldre stadier av berörda fiskarter. Dödligheten hos de tidigaste stadierna är normalt mycket hög och exakta siffror saknas i allmänhet. I denna utredning har en beräkningsmodell som ursprungligen tagits fram för kummel i Medelhavet använts för beräkning av fiskeskada orsakad av

utslagningen av larver av höstlekande sill och av torsklarver (Abella et al. 1997, 1998). Tillväxt och överlevnad hos en sillpopulation som leker i Östersjön och hos torsk i Kattegatt har sedan satts in i modellen för beräkning av teoretisk produktion till en viss ålder. Då data saknas från de tidigaste stadierna av i första hand torsk har tillgängliga data från nordvästra Atlanten använts för beräkning av överlevnad fram till en storlek då data kan matas in i beräkningsmodellen. På detta vis har utslagningen av unga stadier i Ringhals under perioden 2008-2013 beräknat till som mest 114 ton för höstlekande sill och till som mest 4,1 ton för torsk i Kattegatt. Dessa värden kan ställas i relation till att lekbeståndets storlek hos höstlekande sill i Nordsjön, Skagerrak och Kattegatt varierat mellan 1 och 2 miljoner ton under en stor del av 2000-talet och till att yrkesfisket landat mellan 200000 och 700000 ton höstlekande sill årligen under samma period (Havs och vattenmyndigheten 2012). Torskbeståndet i Kattegatt har haft en starkt negativ utveckling och befinner sig på en historiskt låg nivå. Trots detta tilldelades fisket ett visst uttag och som exempel kan nämnas att fisket landade 196 ton 2009, varav 62 ton var svenska landningar (Havs och vattenmyndigheten 2012).

Den europeiska ålen klassas som en starkt hotad art över hela utbredningsområdet. Med mycket konservativa antaganden har utslagningen i Ringhals beräknats motsvara i storleksordningen 4-6 ton lekmogen ål, färdig att inleda sin långa vandring för att slutligen leka i Sargassohavet. Eftersom allt fiske efter ål är förbjudet vid den svenska västkusten sedan 2012, är det rimligt att ställa denna fiskeskada i relation till de produktionsvärden Sverige har angett i den ålförvaltningsplan som gäller sedan 2009. I denna ges att det totala bidraget till lekbeståndet från den svenska västkusten uppgår till 1154 ton då inget fiske förekommer (Anon. 2008).

Beräkningarna av fiskeskada har endast kunnat göras för sill, torsk och ål, eftersom data saknas för motsvarande beräkningar avseende andra förekommande arter. De beräkningar som gjorts bör ses som förhållandevis grova uppskattningar. Provtagningarna i intagskanalerna täcker endast delar av året och beräkningarna gör inga anspråk på att täcka tider utan provtagning. Provtagningen bedöms dock ha haft en god täckning under de perioder den utförts. Felkällor uppkommer dock vid uppräknig från det enskilda provet till den skada som orsakas av den totala kylvattenanvändningen. Målsättningen har dock varit att tillämpa konservativa antaganden vid alla beräkningar. Beräkningarna för sill och ål gäller dock enbart den skada som inträffat under den period då varna fiskar från sen eftermiddag till morgon. Tidiga undersökningar i Ringhals visade att glasål i stort sett uteslutande förekommer i kylvattnet nattetid. Vertikala dygnsvandringar förekommer hos sill-yngel, med koncentrationer till ytvattnet under dagtid (Munk m.fl. 1989, Heath m.fl. 1991). Provtagningen i Ringhals görs under både dag och natt, men täcker inte hela dygnet, vilket indikerar en underskattning i skadeberäkningarna för sill. Den beräkningsmodell som använts grundar sig dock på en storlek hos ynglen (6,6

centimeter), som vida överstiger storleken hos de yngel som förekommit i Ringhals, vilket i sin tur leder till att skadan för fisket överskattas. En motsvarande överskattning görs vid beräkning av skada för torsk, då antagandet görs att alla torsklarver är 1 centimeter långa då de följer med kylvattnet in i Ringhals. Det mest konservativa antagandet görs dock avseende skadan på ål, genom antagandet att alla glasålar som dött vid passagen genom Ringhals skulle ha överlevt till vuxen ålder. Ett mera rimligt antagande skulle ha varit att i storleksordningen 15 procent av ålarna dör av naturliga orsaker varje år.

4.2 Påverkan i recipienten för kylvatten

Prov fisket med ryssjor visar att fisksamhällets sammansättning är tydligt olika i påverkansområdet och vid Vendelsö. En skillnad i sammansättning kan även urskiljas mellan provtagningsperioderna, april och augusti. Generellt sett observeras ett högre antal arter i april än i augusti. Variationen mellan år är större i april. Inom varje årstid påträffas dock ett lägre antal arter i påverkansområdet för kylvattenutsläpp än vid referensområdet vid Vendelsö.

Även den biologiska mångfalden är lägre och minskande i påverkansområdet. Detta beror sannolikt på att några varmvattenarter, såsom gulål, skärsnultra och strandkrabba, har en tydlig dominans över andra arter. Samtidigt är andra arter, såsom torsk, tånglake, rötsimpa och stensnultra mer ovanliga i påverkansområdet än i Vendelsö. Den multivariata analysen visar att fisksamhället har haft en mer föränderlig utveckling över tid i Vendelsö, medan påverkansområdet har haft en mer likartad sammansättning. Sammansättningen har varit likartad sedan 1980-talet, då kraftverket var utbyggt till sin nuvarande omfattning. Mönstret återspeglar en minskande biologisk mångfald och mer begränsad artsammansättning i området påverkat av förhöjd vattentemperatur. MDS-analysen visade å andra sidan inga tydliga förändringar över tid utan tydde istället på att artsammansättningen i ryssjefisket tycks ha varit relativt stabil sedan mätningarnas början (Figur 20) och i synnerhet under den senaste femårsperioden (Figur 21). MDS-analysen visade även att det fanns en tydlig skillnad i artsammansättning mellan årstider och mellan Ringhals och Vendelsö (Figur 20) och att denna inte visade någon tydlig trend. Att Shannon-Wieners diversitetsindex visade fallande trender (Figur 17) som inte stöddes av MDS-analysen indikerar att dessa resultat ska tolkas med försiktighet.

Även observerade samband mellan fångstvariabler och temperatur skall tolkas med försiktighet; anledningen till förändringar i en variabel över tid behöver inte nödvändigtvis bero på förändrad temperatur trots samvariation, utan kan ha andra orsaker som samvarierar med temperatur, exempelvis ett föränderligt fisketryck eller ökad predation från exempelvis skarv eller säl. Nedgångar i recipienten hos

flera utpräglade kallvattenarter bör dock betraktas som förväntade effekter av långvarig påverkan av förhöjda temperaturer.

Två av de arter som omnämns som gynnade i påverkansområdet, gulål och strandkrabba, har dock ökat signifikant även i referensområdet över tid. Det kan noteras att artrikedomen under augusti månad har minskat både i påverkansområdet och i referensområdet. Förändringen återspeglar framför allt en tydlig tillbakagång hos arter som anses gynnade av ett kallare klimat, såsom rötsimpa, tånglake och eventuellt även oxsimpa. Denna utveckling kan ses som en indikation på ett generellt varmare klimat och förändringar i ekosystemet som helhet i Kattegatt under de två senaste decennierna, en förklaring som även stöds av multipelregressioner mellan temperatur, område och fångster (tabell 7).

Den förhöjda vattentemperaturen i påverkansområdet gör att vissa fiskarter lockas till området medan andra fiskarter undviker området. Man kan även tänka sig att förekomsten av närsalter är högre i påverkansområdet på grund av det ökade flödet och att det ger upphov till en förbättrad tillgång på föda för vissa arter. Det kan inte heller uteslutas att en förändring av habitatet i påverkansområdet till följd av påverkan på vegetation och etablering av främmande arter har bidragit till observerade förändringar hos fiskar och kräftdjur. Kärnkraftverkets totala produktion har ökat. Högre elproduktion har medfört att uppvärmningen av kylvattnet har ökat något. Samtidigt har det även skett en generell temperaturökning i både referensområdet vid Vendelsö och påverkansområdet vid Ringhals, vilket återspeglar en generell temperaturökning i havet under de senaste decennierna.

4.3 Utveckling hos kustbunda kallvattenarter

Utslagning i kylvattenvägarna har en potentiellt negativ effekt på de kustbundna, lokala arter som leker och förekommer i kraftverkets närområde. Rötsimpa och tejestefisk är de vanligaste representanterna för denna grupp vid provtagningen av larver i kylvattensystemet. Båda arterna visar en minskande utveckling över tid, och en negativ lokal effekt av kärnkraftverket kan inte uteslutas. Rötsimpan visade länge en generell nedåtgående trend inom ryssjefisket och det kunde inte uteslutas att utslagningen av larver hade bidragit till den utvecklingen (Bergström m.fl. 2009). En snabb och tydlig återhämtning för rötsimpan i ryssjefisket efter några relativt kalla vintrar under senare år talar dock för att den observerade nedgången hade naturliga orsaker. Tejestefisk förekommer i mer begränsad omfattning inom ryssjefisket och har inte analyserats närmare där. Även oxsimpa, som är relativt vanlig i ryssjefisket, har gått starkt tillbaka. Oxsimpa har tidigare varit relativt vanlig vid området kring Ringhals, men har minskat påtagligt, särskilt sedan början på 1990-talet. Oxsimpan visar inte samma återhämtning som rötsimpan under

senare år, varför en påverkan genom utslagning i kylvattenvägarna ännu inte kan avfärdas.

4.4 Kontroll av förekomst av främmande och invasiva arter

Alg- och faunainventeringen utfördes genom en linjetaxering med dykare. Fokus var att upptäcka nya invasiva främmande arter samt följa utveckling av de främmande arter som redan fanns på plats. Tre främmande arter fanns i området på lokalerna närmast utsläppet av varmt kylvatten, men var fåtaliga eller saknades på lokaler med svagare påverkan. De tre arterna är samtliga väletablerade på västkusten. Sargassosnärla hittades första gången vid Bua 1992-93 och utvecklade vid Ringhals ett av landets kraftigaste bestånd 1996 (Karlson 1997). Rödsvansing upptäcktes 1952 i Sverige och är nu spridd från norska gränsen till mellersta Halland (Gustavsson 1999). Japanskt jätteostron är en art som först upptäcktes sommaren 2007 på västkusten och som nu finns etablerad från Strömstad ner till Halland (www.frammandearter.se). Den observerade koncentrationen till kylvattenpåverkat område är dock en stark indikation på att de observerade arterna drar nytta av denna påverkan och att spridning därför är möjlig då förutsättningarna för etablering i omgivande vattenområden så tillåter.

Resultaten från 2012 och 2013 representerade juni månad, till skillnad från 2011, då undersökningen genomfördes under september. Det syns en skillnad på förekomst av vissa algar, exempelvis hur sargassosnärla växer till under vårsommaren jämfört med senare på hösten.

Båtafjorden är ett intressant grundområde alldeles sydost om Ringhals men en svag påverkan från varmt kylvatten. Länsstyrelsen i Hallands län har speciellt angett detta vattenområde som en plats där främmande arter potentiellt skulle kunna samlas och etableras. Resultaten hittills bekräftar detta antagande. Samtliga tre främmande arter registrerades där mellan 2011- 2013.

På Norra Horta och Vendelsö, två lokaler långt ifrån Ringhals återfanns enstaka exemplar av två främmande algar, sargassosnärla och rödsvansing under olika år. Vid Ringhals däremot återfanns japanskt jätteostron årligen vilket tyder på en mer permanent etablering vid Ringhals och Båtafjorden.

Referenser

- Abella A., Caddy J.F. & Serena F. 1997. Do natural mortality and availability decline with age? An alternative yield paradigm for juvenile fisheries, illustrated by the hake *Merluccius merluccius* fishery in the Mediterranean. IFREMER Aquatic Living Resources. 10: 257-269.
- Abella A., Caddy J.F. & Serena F. 1998. Estimation of the parameters of the Caddy reciprocal M-at-age model for the construction of natural mortality vectors. DYNPOP. Genova 2-5.10.96 Cahiers Options Médit 35:191-200
- Andersson, J. 1980. Fiskägg och fiskyngel i kylvattenintaget vid Ringhalsverket 1979–1980. Naturvårdsverket Meddelande 1346, 1–37.
- Andersson, J. & Jacobsson, A. 1980. Studier av glasål (*Anguilla anguilla*) i Väröområdet. Naturvårdsverket SNV PM 1347.
- Andersson, J. 1985. Fiskägg och fisklarver i kylvattenintaget för Ringhalsverket. Naturvårdsverket Rapport 3071.
- Anonymous 2008. Förvaltningsplan för ål. Bilaga till regeringsbeslut 2008-12-11 Nr 21 2008-12-09 Jo2008/3901 Jordbruksdepartementet. 62 pp.
- Bergström, L., Jansson, M., Sundqvist, F. & Andersson, J. 2009. Biologiska undersökningar vid Ringhals kärnkraftverk 1979–2007. Fiskeriverket informerar, FINFO 2009:2.
- Bryhn, A. C., Andersson J. & Petersson E. (2014) Mortality of European glass eel (*Anguilla anguilla* juveniles) at a nuclear power plant. International Review of Hydrobiology. Volume 99, Issue 4, pages 312–316, August 2014.
- Clarke, K.R. & Warwick, R.M. 2001. Change in marine communities: an approach to statistical analyses and interpretation. 2nd edition. PRIMER-E, Plymouth, England.
- Elliott, J. M. (1994). Quantitative Ecology and the Brown Trout. Oxford Series in Ecology and Evolution. Oxford: Oxford University Press

- Fagerholm, B & Andersson, J. 2005. Biologiska undersökningar vid Ringhals kärnkraftverk 1997-2001. Fiskeriverket Informerar, FINFO 2005:6. 23 s.
- Fagerholm, B., Ljungberg P. & Wernbo A. 2014. Biologisk recipientkontroll vid Ringhals kärnkraftverk. Sveriges lantbruksuniversitet, Aqua reports 2014: 2.
- Fey, D.P. & Linkowski, T.B. 2006). Predicting juvenile Baltic cod (*Gadus morhua*) age from body and otolith size measurements. ICES Journal of Marine Science, 63: 1045-1052.
- Grimås, U., Jacobsson, A. & Neuman, E. 1988. Biologiska och radioekologiska undersökningar vid Ringhals kärnkraftverk 1968–1987. Naturvårdsverket rapport 3463, 1–26.
- Gustavsson, B. 1999. Undersökning och jämförelse av hårbottensamhällen mellan tre olika vatten-temperaturzoner utanför Ringhals kylvattenutsläpp. Göteborgs universitet, Inst.f.marin ekologi.
- Gärdenfors, U. (ed.) 2010. Rödlistade arter i Sverige 2010 – The 2010 Red List of Swedish Species. ArtDatabanken, SLU, Uppsala.
- Havs och vattenmyndigheten 2012. Fiskbestånd och miljö i hav och vatten. Resurs och miljööversikt 2012.
- Heath, M., Brander, K., Munk, P. & Rankine, P. 1991. Vertical distributions of autumn spawned larval herring (*Clupea harengus* L.) in the North Sea. Continental Shelf Research, Volume 11, Issue 12, Pages 1425-1452.
- <http://www.frammandearter.se>
- ICES 2013. Report of the Herring Assessment Working Group for the Area South of 62 N (HAWG), 12-21 March 2013, ICES Headquarters, Copenhagen. ICES CM 2013/ACOM:06.
- ICES 2014. Report of the Baltic Fisheries Assessment Working Group (WGBFAS), 3-10 April 2014, ICES HQ, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2014/ACOM:10. 919 pp.
- Karlson, J. 1997. Utbredningen av Sargassosnärlja – *Sargassum muticum* – vid svenska västkusten 1996. Slutrapport till Världsnaturfonden, WWF, 10 s.
- Kautsky, H. 1999. Miljöövervakning av de vegetationsklädda bottnarna kring Sveriges kuster. Mimeogr.version 20040513. Institutionen för Systemekologi, Stockholms Universitet. 33 s.
- Liungman, O., Karlsson, A. & Lindahl, S. 2002. Simuleringar av kylvattenplymer från Ringhals kärnkraftverk. SMHI rapport 43.
- Mountain, D., Green, J., Sibunka, J. & Johnson, D. 2008. Growth and mortality of Atlantic cod *Gadus morhua* and haddock *Melanogrammus aeglefinus* eggs and larvae on Georges Bank, 1995 to 1999. Mar Ecol Prog Ser Vol. 353: 225–242, 2008

- Munk, P., Kiorboe, T. & Christensen, V. 1989. Vertical migrations of herring, *Clupea harengus*, larvae in relation to light and prey distribution. *Environmental Biology of Fishes* 26: 87-96, 1989.
- Naturvårdsverket 2004. Handledning för miljöövervakning. Undersökningstyp, vegetationsklädda bottenar, ostkust, Version 1. 2004-04-27.
- Neuman, E. 1988. Effekter av Ringhalsverkets kylvattenutsläpp på det strandnära fisksamhället. Naturvårdsverket Rapport 3462, 1–25.
- Quinn, G.P. & Keough, M.J. 2002. *Experimental Design and data analysis for biologists*. Cambridge University Press, Cambridge. 538 s.
- Ringhals 2003. Miljökonsekvensbeskrivning för Ringhals kärnkraftverk.
- Ringhals 2006. Ringhals årsredovisning 2013
- Sadler, K. (1979). Effects of temperature on the growth and survival of the European eel, *Anguilla anguilla* L. *J. Fish Biol.* , 15: 499-507.
- SMHI 1994. SMHI Hydrologi rapport 43.
- Thoresson, G. 1992. Handbok för kustundersökningar, recipientkontroll. Kustrapport 1992:4, 1–87.
- Thoresson, G. 1996. Metoder för övervakning av kustfiskebestånd. Kustrapport 1996:3.
- Thörnqvist, S., Neuman, E. & Sandström, O. 1998. Biologiska undersökningar vid Ringhals kraftverk 1988–1996. Fiskeriverket rapport 1998:1, 57–76.
- Västerbygdens vattendomstol 1969. Dom A 10/1969.

