



Aqua reports 2020:4

Biologisk recipientkontroll vid Södra Cell Värö

Årsrapport för 2019

Patric Ceder, Karin Thompson-Svanfeldt



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Biologisk recipientkontroll vid Södra Cell Värö

Årsrapport för 2019

Patric Ceder, Karin Thompson-Svanfeldt¹

¹**Sveriges lantbruksuniversitet**, Institutionen för akvatiska resurser,
Kustlaboratoriet, Yttre Skällåkra 6, 432 65 Väröbacka

Mars 2020

Aqua reports 2020:4
ISBN: 978-91-576-9737-0 (elektronisk version)

E-post till ansvarig författare:
patric.ceder@slu.se, karin.svanfeldt@slu.se

Rapportens innehåll har granskats av:
Andreas Bryhn, **Sveriges lantbruksuniversitet**, Institutionen för akvatiska resurser
Håkan Wickström, **Sveriges lantbruksuniversitet**, Institutionen för akvatiska resurser

Vid citering uppge: Ceder, P., & Thompson-Svanfeldt, K. (2020). Biologisk recipientkontroll vid Södra Cell Värö, Årsrapport för 2019. Aqua reports 2020:4. **Sveriges lantbruksuniversitet**, Institutionen för akvatiska resurser, Öregrund Drottningholm Lysekil. 37s.

Nyckelord: Provfiske, pappersmassafabrik, ål, miljöövervakning.

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

Chefredaktör:
Noél Holmgren, prefekt, Institutionen för akvatiska resurser, **Sveriges lantbruksuniversitet**, Lysekil.

Uppdragsgivare & finansier:
Södra skogsägarna Ekonomisk förening, Södra Cell Värö.

Framsida: Provfiske Värö. Foto: Staffan Persson.
Baksida: Slätvar. Foto: Staffan Persson.

Sammanfattning

Södra Cell Värö är ett massabruk med produktion sedan 1971. Sammansättningen av ämnen i brukets processvatten har förändrats genom åren och i denna rapport har effekter och miljöpåverkan av brukets verksamhet undersökts, med fokus främst på livet i den marina omgivningen. Undersökningarna startade 1983, utförs årligen och omfattar analyser av vilka effekter Södra Cell Värös dammanläggning har för uppvandringen av ålyngel, statusen för fisk- och evertebratsamhället i recipientområdet över tid, och inverkan på botten i området kring brukets utsläppstub.

Uppvandringen av ålyngel undersöks genom insamling i ålyngelledare från april–september. Fisk- och evertebratsamhället undersöks genom trålningar i september både i recipientområdet, Värö, och i referensområdet, Ustö. Från trålningarna analyseras antalet fiskar och arter, diversitet, och den genomsnittliga trofiska nivån i fisksamhället och jämförelser har gjorts mellan områdena över tid.

Effekten av Södra Cell Värös utsläppstub på den lokala botten undersöks med filmning och visuell analys görs av bottenområdet kring tuben. År 2019 visades ökade negativa effekter av utsläppet på organismer och närmiljö vid tuben, i form av förlust fastsittande arter på och runt tuben.

Fångsten av uppvandrande ålyngel har totalt sett minskat över tid från undersökningarnas början, men har ökat under den senaste femårsperioden. Fångsten av ålyngel kan inte kopplas till Södra Cell Värös verksamhet, utan beror snarare på storskaliga förändringar i trender i ålrekryteringen.

Den totala fångsten av fisk i trålundersökningarna har inte förändrats över tid vid Värö eller vid referensområdet Ustö. Fångsten av ryggradslösa djur i provfisket över tid skiljer sig inte mellan Värö och referensområdet, och det totala antalet ryggradslösa djur har ökat i båda områdena. Vid både Värö och Ustö har en ökning av evertebratarter skett. Utvecklingen av antalet evertebratarter över tid skiljer sig åt mellan de två områdena, även om artantalet i fångsten har ökat på båda platserna. I provfiskefångsten har simkrabba, strandkrabba och krabbtaska ökat över tid i Värö. I Ustö har endast simkrabba och krabbtaska ökat över tid.

År 2019 var Shannon–Wieners diversitetsindex något högre vid Värö än vid Ustö.

Inga signifikanta trender i trofisk nivå över tid kan påvisas och det fanns ingen skillnad i trofisk nivå mellan Värö och referensområdet. Den trofiska nivån bestämdes främst av sand-skädda som var den dominerande arten. Fångsten av vitling har fluktuerat över tid, och var åter på låga värden efter rekordhög fångst av arten 2016. Rödspätta har minskat i Ustö och områdena utvecklas olika över tid, där Ustö har större fångst av rödspätta i provfiskeperiodens början, medan förhållandet är det omvända i slutet av provfiskeperioden. Individerna i fångsten var generellt små. Torsk har minskat i båda Värö och i referensområdet, och fångsten bestod av små, sannolikt unga individer.

Sjukdomskontroll utfördes på samtliga fångade fiskar. Mycket få individer uppvisade yttre, synliga skador eller sjukdomssymptom.

Summary

Södra Cell Värö is a pulp mill with an ongoing production since 1971. The composition of substances in the process water has changed over the years and in this report the effects and the environmental impact of the mill's daily operations have been investigated, with the foremost focus on the surrounding marine life in the recipient area of Värö and the reference area, Ustö. The monitoring of the mills' environmental impact began in 1983, and has been conducted on an annual basis. The monitoring includes analysis of the potential impacts of the mill's damming in the river Viskan on the upstream migration of juvenile eel, the status of the fish and invertebrate community in the recipient over time, and the potential impacts of the emission from the mill's outlet pipe on the surrounding seafloor.

The migration of juvenile eel has been monitored by collecting juvenile eel from an eel conductor during April to September, while the fish and invertebrate community has been monitored by bottom trawling in September, both in the recipient area, Värö, and in the reference area Ustö. The number of fish caught during trawling, species abundance, diversity, and mean trophic level, were analysed and compared between Värö and the reference area over time.

The effects of the emission from the outlet tube of Södra Cell Värö on the surrounding seabed has been monitored by underwater filming, followed by visual analyses. There was an increased visual negative effect on the organisms and the close environment of the tube 2019 compared to previous years, in form of a loss of sessile species growing on the tube.

The catch of migrating juvenile eel has decreased over time since the monitoring started, but has increased in the last five years. However, the abundance of juvenile eel over time is more likely due to large scale trends in eel recruitment, rather than by operations by Södra Cell.

The fish and invertebrate community around Värö is monitored through yearly trawl fishing, both in the waters outside Värö, and in a reference area, outside the island Ustö. The total catch of fish has not changed over time in the recipient area Värö, or in the reference area Ustö. No significant difference in catch over time can be seen when comparing the two areas.

The total catch of invertebrates has not changed between the two areas over time, and the total number of invertebrate species caught has increased in both areas. In Värö, an increase in both swimming crabs, edible crabs and shore crabs could be seen over time. In Ustö, only shore crabs and edible crabs have increased over time.

Year 2019, the Shannon–Wiener diversity index was slightly higher in Värö than in the reference area Ustö. No significant trends in changes in the trophic level was observed in or between the areas; with trophic level influenced by the dominant species, dab. The catch of dab consisted of small individuals. The catch of whiting has fluctuated over time, and 2019 it was once again at a low level, following a record high catch in 2016. Plaice has decreased around Ustö and the two areas have developed differently, with more plaice in Ustö in the

beginning of the time series, and the opposite relation in the later previous years. The individuals of plaice in the catch 2019 were small. Cod has decreased in both areas, and the individuals caught were small and potentially juvenile.

All caught fish were inspected for external symptoms of disease and deformity, very few were found with either.

Innehållsförteckning

1	Inledning	7
2	Material och metoder	10
2.1	Uppvandring av ålyngel i Viskan	10
2.2	Provfiske med bottentrål	11
2.3	Statistiska analyser	14
2.4	Dokumentation av utsläppstub och omgivande bottnar	14
3	Resultat	15
3.1	Ålyngeluppvandring i Viskan	15
3.2	Provfiske med bottentrål	17
3.2.1	Totalfångst	17
3.2.2	Diversitet	21
3.2.3	Trofisk nivå	22
3.2.4	De vanligaste fiskarterna i trålfisket	23
3.2.5	Övriga fiskarter i trålfisket	25
3.2.6	Ryggradslösa djur	26
3.2.7	Sjukdomar och skador	27
3.3	Dokumentation av utsläppstub och omgivande bottnar	28
4	Diskussion	31
4.1	Ålyngeluppvandring i Viskan	31
4.2	Provfiske med bottentrål	31
4.3	Dokumentation av utsläppstub och omgivande bottnar	33
4.4	Effekter av Södra Cell Värö på närområdet	33
4.5	Referenslista	35

1 Inledning

För att avgöra effekten av Södra Cell Värös sulfatmassabruk på närmiljön utförs årligt fortlöpande recipientkontroller. Från och med 1:a januari 1991 sammanställs dessa kontroller enligt direktiv från Länsstyrelsen i Halland. Delar av recipientkontrollen ansvaras för och genomförs av Institutionen för akvatiska resurser vid Sveriges lantbruksuniversitet (SLU Aqua). Syftet är att bedöma effekter av massabrukets drift på det marina samhället och miljön vid recipientområdet för brukets utsläppsvatten med fokus på fisk, skaldjur och andra marina evertebrater (rygggradslösa djur) samt påverkan från Södra Cells dammanläggning på uppvandrande nypigmenterade ålyngel (stadiet efter glasål) i Viskan.

Södra Cell Värö använder i genomsnitt cirka 80 000 m³ (2019) sötvatten dagligen. Detta vatten pumpas upp från ån Viskan, och släpps efter användning ut i havet (Figur 1). För att säkra intaget av sötvatten reglerar Södra Cell Värö vattennivån i Viskans mynning med hjälp av en dammanläggning. Utsläppet av processvattnet sker i havet via en fem kilometer lång utsläppstub (Figur 1). Av den totala vattenvolymen som släpps ut via tuben är 50 000 m³ kylvatten och övrigt processavlopp, som värmts upp till 30–40 °C som har ett pH-värde på 8. Till massafabrikens blekeri används 16 000 m³, resterande 14 000 m³ evaporerar i samband med totala verksamhetsprocessen (Marie Gunnarsson, 2020). Från blekeriet går vattnet vidare i en biologisk reningsprocess där totalt organiskt kol (TOC) reduceras med cirka 70 procent och klorat reduceras med över 90 procent. Även kväve, fosfor och AOX (klorerade organiska substanser) binds innan det släpps ut tillsammans med övrigt processvatten i stora sedimentationsbassänger. Under sedimenteringen fångas träfibrer upp, som sedan går vidare till slamhantering. Efter sedimentationsbassängerna når utsläppet slutligen havet via utsläppstuben. De sista 750 meterna av utsläppstuben är försedda med diffusordysor för att minska den rumsliga koncentrationen av utsläppta ämnen och därmed fördela utsläppet i vattenmassan. Utsläppet sker på botten vid ett vattendjup mellan 15 och 18 meter i öppet hav väster om massafabriken. De komponenter som mäts i havsområdet utanför Värö och följs upp av tillsynsmyndighet

(Länsstyrelsen) är kväve och fosfor. Dessa närsalter anses kunna bidra till bland annat övergödning och i övrigt försämrade miljöförhållanden.

Typiska effekter av för hög näringsbelastning innefattar minskat siktdjup på grund av ökad tillväxt av planktoniska alger, ökad förekomst av toxiska algbloomningar, och skiften i artsammansättningen av både bentiska evertebrater och kustnära fiskar (Smith, 2003). Ökad grumlighet i vattenmassan kan också påverka fisktätheten och artsammansättningen (Neuman, 1988; Snickars m.fl., 2004; Sohel, 2015). Syrefattiga eller syrefria bottenområden kan också uppstå till följd av näringsbelastning och sedimentering av löst organiskt material (Møller m.fl., 1985; Nordberg m.fl., 2017). Detta skulle kunna leda till minskad förekomst av marina organismer, särskilt bottenlevande arter, både primärt till följd av syrebrist, men också sekundärt till följd av födobrist, om förekomsten av bytesdjur minskat på grund av den låga syrehalten (Rosenberg och Loo, 1988; Pihl m.fl., 1991; Pihl, 1994; Nordberg m.fl., 2017).

Sammansättningen av ämnen i processvattnet har förändrats genom åren. Fram till 1993 använde Södra Cell Värö klorblekning i framställandet av sina produkter, vilket bidrog till skadliga dioxin- och dioxinlika ämnen i utsläppsvattnet. Dessa ämnen kan bland annat bidra till missbildningar hos fisk, och minskade fiskbestånd (Thulin m.fl., 1988; Förlin m.fl., 1995). Från 1993–2016 använde Södra Cell Värö endast TCF (Totally Chlorine Free) blekning, där det huvudsakliga blekämnet är väteperoxid. År 2016 expanderade Södra Cell Värös produktion med över den dubbla tidigare produktionen, och i samband med expansionen började en för Värö ny metod användas i kombination med TCF-blekningen. Den för Värö nya metoden, ECF (Elemental Chlorine Free) blekning, bleker med det huvudsakliga blekämnet klordioxid. Studier från andra pappersbruk har visat att utsläpp från ECF-blekning (även vid låga koncentrationer eller vid störning under kortare perioder) kan vara hormonstörande för fiskar (Scott et al., 2011, Costigan et al., 2012, Chiang et al., 2015).

Förutom möjliga effekter av utsläppsvattnet, tillför dammanläggningen vid Viskan mynning en ytterligare riskfaktor då känsliga arter, framför allt ålyngel, kan påverkas. Varje år vandrar nypigmenterade ålyngel (stadiet efter glasål) från havet upp i Viskan som en del i sin livscykel. Det är möjligt att den fysiska närvaron av anläggningen försvårar ålens uppvandring. Dammanläggningen är försedd med luckor, som i regel står öppna, genom vilka uppvandrande fisk skall ha möjlighet att passera. I tillägg har dammanläggningen fyra ålyngelledare som skall underlätta ålens uppvandring.



Figur 1. Översiktskarta med fiske- och provtagningslokaler. Kartan visar utsläpps/recipientområdet Värö (södra provfiskeområdet) och referensområdet Ustö (norra provfiskeområdet) samt ålyngelledarnas placering vid Viskans mynning. Den röda linjen visar den ungefärliga sträckan och positionen av Södra Cell Värös utsläppstub, de svarta linjerna visar den ungefärliga sträckan och positionen av de fem utförda tråldragen och den gula markeringen visar positionen för undervattensfilmingen av bottenförhållandet vid utsläppstuben.

2 Material och metoder

2.1 Uppvandring av ålyngel i Viskan

Uppvandring av ålyngel i Viskan kontrolleras med hjälp av fyra ålyngelledare i Södra Cell Värös dammanläggning i Viskans mynning. Ledarna är belägna utmed strandkanterna, på vardera sidan utmed Viskans två mynningsarmar. Varje ledare består av en sju till åtta meter lång ränna genom dammvallen. Rännans ena ände mynnar ut i havet cirka en decimeter under lägsta vattennivån och den andra änden är belägen innanför vallen cirka 1,5 meter över vattenytan. Ålarna slingrar sig längs rännan med stöd av upprättstående kvastar och faller vid dess slut ner i en behållare (Neuman, 1977). Behållarna (ålyngelsamlarna) töms minst två gånger i veckan och de insamlade ålynglens totalvikt och antal registreras. Vid tillfällen då stora mängder yngel samlats in registreras enbart totalvikten, och medelvikten per yngel räknas ut från ett stickprov på ett 20-tal yngel. I tidigare kontroller, fram till 2003, användes 0,3 gram som genomsnittlig vikt för ett ålyngel. Från 2003 till 2015 modifierades standardvikten per yngel genom en beräknad standardvikt per månad utifrån yngel insamlade under 2003. Enligt dessa mätningar beräknades standardvikten per ålyngel till 0,30 gram för maj, 0,46 gram för juni, 0,50 gram för juli, 0,70 gram för augusti och 1,00 gram för september och oktober. Från och med 2015 räknas medelvikten av yngel ut varje vecka.

För att främja ålarnas uppvandring finns föreningen Viskans ålplan, bestående av kraftverken i Viskan, i samarbete med Varbergs- och Borås kommuner samt Havs- och vattenmyndigheten och Länsstyrelserna i Hallands och Västra Götalands län. Varje kraftverk lyder under vattendomar, som innefattar bestämmelser om skyldigheter att anordna vandringsvägar för ål, så att dessa kan vandra upp i Viskans vattensystem. I enlighet med Viskans ålplan har SLU, under perioder då större mängder ål samlats in (>3 kg/vecka), placerat ut infångade ålar i de större sjöarna inom Viskans tillrinningsområde. Eftersom ålyngel samlats in vid Södra Cell Värös dammanläggning och transporterats förbi vandringshindren i vattensystemet behöver inte

industriernas skyldighet att bygga vandringsvägar för ål uppfyllas. Om ålplanen skulle upplösas träder vattendomarna i kraft och industrierna måste fullfölja sina skyldigheter med fria vandringsvägar.



Insamlade ålyngel från ålledarna vid Södra Cells dammanläggning. Foto: Staffan Persson.

2.2 Provfiske med bottentrål

För att få en uppfattning om fisksamhällets tillstånd i recipienten initierades 1983 årliga undersökningar med bottentrål (Thoresson, 1992). Tre år senare fastställdes ett program som omfattade trålningar i september med standardiserad bottentrål i Södra Cell Värös recipient, det vill säga det område där vattnet från cellulosaindustrin släpps ut, härfter kallad Värö, samt i ett referensområde, härfter kallad Ustö. Recipienten är lokaliserad vid avloppstubens mynningsområde (57° 11' 59" N, 12° 05' 19" E) och referensområdet är beläget cirka 15 kilometer norrut, väster om Ustö, härfter kallat Ustö (57° 18' 00" N, 12° 05' 00" E, figur 1). Trålningen genomförs på ett djupintervall mellan 18 och 24 meter vid Värö och mellan 24 och 28 meter vid Ustö. Generellt har området kring Ustö ett bottenförhållande med något mjukare sediment än området kring Värö. Inom varje område görs fem parallella tråldrag med ett avstånd på minst 50 meter mellan varje drag. Trålen som används är en

modifierad kräfttrål med en öppning på fem meter och en uppfångningsstrut på fyra meter (Figur 2).

Varje enskilt tråldrag är 1 200 meter långt och utförs i en följd vid varje undersökningstillfälle. Den effektiva tråltiden, det vill säga den tid trålen släpas över havsbotten, uppgår till cirka 20 minuter, med en fart av två knop. Liksom tidigare år upprepades trålningen 2019 under fem dagar med en dag mellan varje trålningstillfälle i vardera området. Totalt trålades 25 drag per område. Varje tråldrag om cirka 20 minuter räknas som en ansträngning.



Tråldrag med bottenrål. Foto: Staffan Persson.

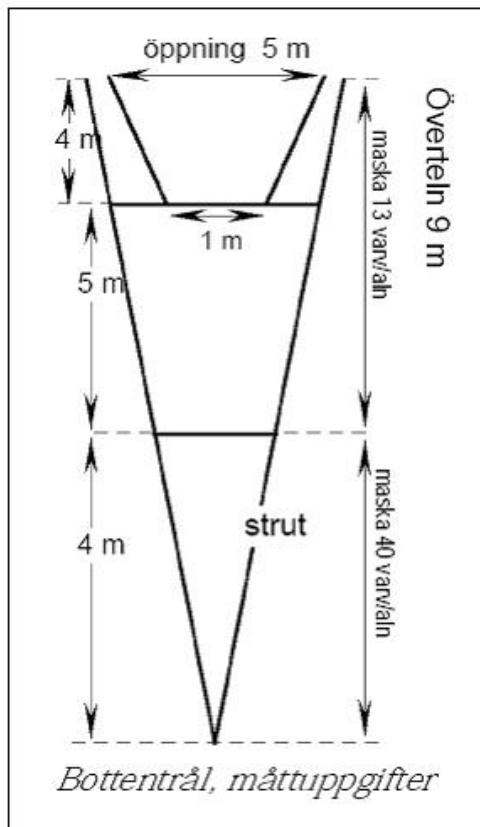
Efter varje tråldrag registreras fisk, kräftdjur och bläckfisk med individuell längd per centimeterklass och sammanlagd vikt per art. Yttre synliga sjukdomssymtom kontrolleras och registreras (Thulin m.fl., 1989). I början, från år 1983, registrerades endast fångsten av fisk från trålningförsöken. År 1990 började även kräftdjur registreras, med undantag från eremitkräftor som först började registreras år 2002. För att kunna beskriva och jämföra diversiteten av fisk används här Shannon–Wieners index, som beskriver diversiteten i fisksamhället baserat på antalet fiskarter och hur mängden fisk fördelar sig mellan olika arter, enligt formeln:

$$H = -\text{SUM}[(p_i) \times \ln(p_i)]$$

Där H är index, SUM är summa, p_i är antalet individer per art dividerat med det totala antalet individer, och \ln är den naturliga logaritmen (Shannon, 1949). Indexet är alltså högt i artrika områden och områden där flera arter finns i betydande mängd. I områden med ett fåtal arter eller med en stark dominans av enstaka arter är indexet lågt. Trofisk medelnivå (Mean Trophic Level, MTL), är ett index som speglar förhållandet mellan fiskar med olika födoval i fisksamhället (Pauly m.fl., 1998). Varje fiskart har tilldelats ett värde som speglar dess nivå i näringsväven (Froese och Pauly, 2004). De enskilda arternas trofiska värden samt andelar i fångsten sammanvägs till ett trofiskt index för hela fångsten, enligt formeln:

$$MTL = \frac{\sum TL_j Y_j}{\sum Y_j}$$

Där TL är trofiskt index, Y är fångst, i är antalet arter och j är enskilda arter. Ett högt värde på trofisk medelnivå innebär en stor andel fiskätande fisk, ett medelhögt värde innebär dominans av djurplankton- eller bottendjursätande fisk, medan ett lågt värde innebär en stor andel växtätande fisk.



Figur 2. Schematisk bild över den modifierade kräfttrålen som används i provfisket vid recipientområdet vid Södra Cell Värö, och vid referensområdet Ustö.

2.3 Statistiska analyser

Alla beräkningar från trålfångsten har utförts i Microsoft Office Excel 2013 och 2016 och IBM SPSS Statistics 22 för Windows. Linjära regressioner och övriga analyser har gjorts på data (transformerade med den naturliga logaritmen (ln) för att fastställa om en statistiskt signifikant förändring har skett över tid. Fångstdata för arter som har mer än 20 procent nollförekomst i tidsserien har inte analyserats.

För att avgöra om fiskens längdfördelning skiljer sig åt mellan fångsterna i recipienten och referensområdet under 2019 har en Anova-analys eller icke-parametriskt Mann–Whitney U-test använts. För att jämföra om fångstens utveckling över tid är olika i de två områdena har en kovariansanalys (Ancova) använts (fångst per ansträngning som beroende variabel, område som faktor och år som kovariat). Om utvecklingen över tid inte skilde sig åt i kovariansanalysen har en variansanalys (Anova) använts för att avgöra om mängden fångad fisk skilde sig mellan områdena.

Statistik för signifikanta samband presenteras i en fotnot, alternativt i Tabell 1 och 2.

2.4 Dokumentation av utsläppstub och omgivande bottnar

Utsläppstuben från Södra Cell Värö och havsbotten i tubens närhet filmas årligen för att kontrollera synbara effekter av utsläppet (Thoresson, 1992). Tuben filmas vanligtvis under september månad, men 2019 gjorde tekniska problem med utrustningen att filmningen istället utfördes i november.

3 Resultat

3.1 Ålyngeluppvandring i Viskan

Provtagningsperioden 2019 pågick från början av maj till början av september och totalt samlades 57,6 kg uppvandrande ålyngel in (figur 3). Jämfört med föregående år var den totala fångstvikten marginellt större (52,9 kg, 2018). Sedan provtagningen påbörjades 1971 ses en kraftigt minskande trend i antalet insamlade ålyngel¹.

Under 2019 skedde den största ålyngeluppvandringen i början av säsongen, cirka 66 procent av den totala ålyngelbiomassan fångades in mellan början av maj till och med slutet på juni (Figur 4), vilket är avvikande från den genomsnittliga ålyngelbiomassan från 1980–2017 som generellt ökade gradvis över hela insamlingsperioden (maj–september).

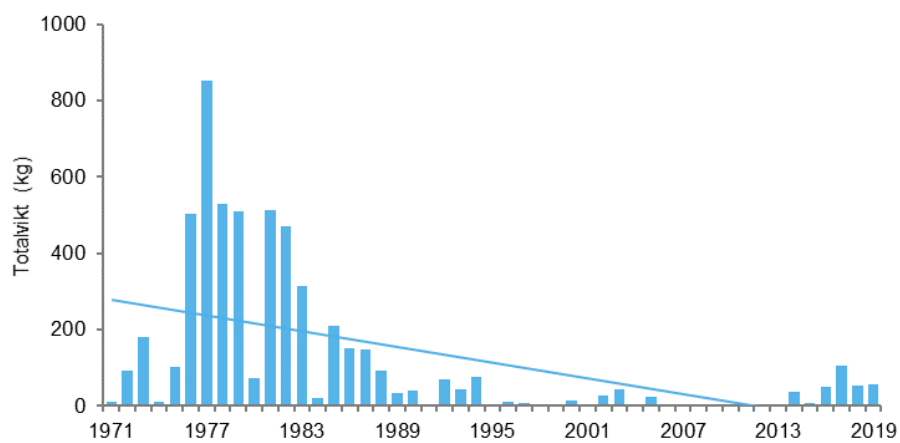
I 2019 års ålyngelfångst uppstod det vid ett antal tillfällen höga fångster med dålig vattenomsättning i en av ålyngelfångarna, vilket ledde till att stora delar av fångsten i denna fångare vid dessa tillfällen dog. Totalt dog ca två procent (omkring 34 000 individer) av den totala ålyngelfångsten på grund av detta. Fångaren kommer att ersättas till kommande års provtagning.

¹ Regressionsanalys_{1971–2019}: $p < 0,001$, $R^2 = 0,27$

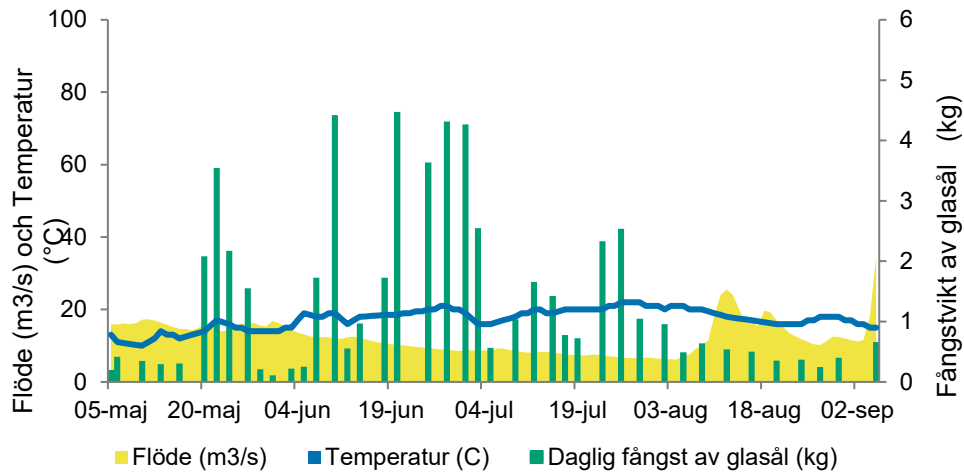


Ålyngel som räknats och vägts släpps ut uppströms i Viskan enligt Viskans ålplan. Foto: Staffan Persson.

Ålyngeluppvandringen 2019 tog fart under mitten av maj (Figur 4). Enligt bestämmelser ur Viskans ålplan har infångade ålyngel vid större fångster (> 3kg/vecka) flyttats uppströms i Viskan för att främja fiske och tillväxt i hela vattendraget.



Figur 3. Totalvikt (kg) per år av ålyngel insamlade i Viskans mynning 1971–2019. Helledragen linje anger signifikant linjär trend över tid.



Figur 4. Vikten (kg) av ålyngelfångsten per vittjningsstillfälle i relation till temperatur (°C) och vattenflöde (m³/s) vid Åsbro i Viskan från maj till september 2019.

3.2 Provfiske med bottenrål

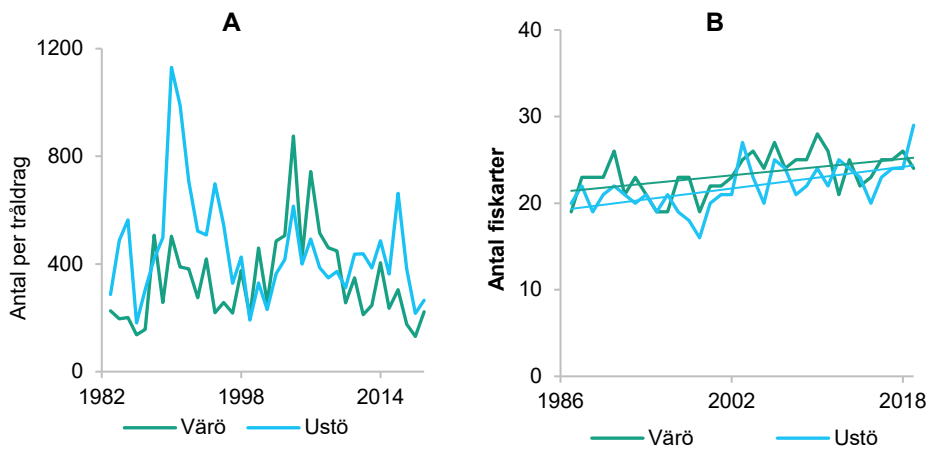
3.2.1 Totalfångst

Under 2019 genomfördes 25 tråldrag (ansträngningar) vardera inom recipientområdet Värö respektive referensområdet Ustö. Antalet fångade fiskar per tråldrag uppgick till 265 individer i Ustö och 222 individer i Värö (Figur 5a). Fångsten har inte förändrats över tid i Värö eller Ustö, vare sig under hela tidsserien (1983–2019) eller senaste tioårsperioden (Tabell 1). Det var ingen statistisk skillnad i antalet fångade fiskar per tråldrag över tid vid en jämförelse mellan de två områdena (Figur 5a; Tabell 1).

Totalt fångades 29 olika fiskarter och nio olika arter/taxon av ryggradslösa djur (evertebrater) i de båda områdena. I recipientområdet och i referensområdet fångades 24 respektive 29 olika fiskarter (Tabell 1). Under 2019 påträffades två arter i recipientområdet men som inte påträffades i referensområdet, randig sjökock och småtungna. I referensområdet påträffades sju arter som inte påträffades i recipientområdet, sill, glyskolja, långa, sandstubb, pigghaj, fläckig sjökock och fenknot. Antalet fiskarter som fångats varje år visade en ökning över tid i både Värö och Ustö sedan trålfisket började utföras med totalt 50 ansträngningar 1987 (Figur 5b)². Under 2019 fångades fler arter i Ustö men över tid har det fångats fler arter i Värö än i Ustö³. Inga nya fiskarter fångades under trålfisket 2019.

2. Regressionsanalys Värö 1987–2019: $p < 0,001$, $R^2 = 0,40$, Ustö 1987–2019: $p < 0,001$, $R^2 = 0,40$

3. Mann–Whitney U-test 1983–2019: $p = 0,014$



Figur 5. a) Medelantalet fiskar per ansträngning år 1983–2019 och b) antalet observerade fiskarter år 1987–2019, från trålfisket i recipientområdet Värö (blå markering) och referensområdet Ustö (grön markering). Råta linjer visar signifikanta trender över tid.

Antalet fångade ryggradslösa djur per tråldrag uppgick till 160 individer i Värö samt 284 individer i Ustö (Tabell 2). Fångsttäteten, abundansen, av ryggradslösa djur visar en ökande trend i båda områdena från 1990 till 2019, samt i Ustö under senaste tioårsperioden (Tabell 2). Områdena skiljer sig inte åt vad gäller fångsten av totalt antal fångade ryggradslösa djur över tid.

Totalt fångades nio olika arter/taxon av evertebrater under fisket 2019, varav en ny art/taxon (tångräka obestämd) fångades i Ustö. Vid Värö fångades sju olika evertebratarter/taxon och vid Ustö fångades nio olika evertebratarter/taxon. Vid både Värö och Ustö har en ökning av antalet arter skett över tid (Tabell 2). Utvecklingen av antal evertebratarter över tid skiljer sig åt mellan de två områdena⁴ med fler arter i Värö.

5. Kovariansanalys Ancova 1990–2019: $p = 0,006$, $R^2 = 0,535$

Tabell 1. Fångst (antal individer) i genomsnitt per tråldrag om 20 minuter under 2019 och i medeltal för hela undersökningsperioden (från 1983 till 2019) och för de senaste tio åren (2010–2019), i recipientområdet Värö och i referensområdet Ustö. Arterna är sorterade efter hur vanligt förekommande de varit under hela tidsperioden. Linjär regression beräknad med ln-transformerade värden. + anger ökande trend, - anger minskande trend med signifikansnivåer * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$, ns anger att ingen signifikant förändring observerats över tiden. Fångst vid störda ansträngningar ingår inte. Arterna är sorterade efter fallande längtidsmedelvärde i recipienten.

Art	VÄRÖ (recipient)					USTÖ (referens)				
	Medel 2019	Medel 1983– 2019	Trend	Medel 2010– 2019	Trend	Medel 2019	Medel 1983– 2019	Trend	Medel 2010– 2019	Trend
Sandskädda	156,72	226,46	ns	171,16	ns	167,24	315,54	ns	272,08	ns
Vitling	13,72	47,37	ns	18,84	ns	55,04	75,15	ns	78,27	ns
Rödspätta	8,56	20,64	ns	15,65	-*	1,48	18,08	-***	6,88	-*
Kolja	7,48	11,79	+	11,02	ns	0,08	7,71	-**	0,10	-*
Fjärsing	7,40	6,63	+***	11,29	ns	2,12	1,80	ns	3,82	ns
Torsk	1,80	5,22	-*	1,00	ns	2,40	4,71	-***	0,74	ns
Knot	11,24	5,16	+**	6,34	ns	5,80	3,85	+	3,17	ns
Rötsimpa	2,60	3,88	+	5,40	ns	0,12	4,08	-***	3,14	ns
Taggmakrill	0,40	2,61	ns	0,54	ns	0,36	0,79	ns	0,49	ns
Randig sjökock	2,88	2,44	ns	1,75	ns	0,44	ns	ns	0,11	ns
Lerskädda	0,68	1,70	ns	0,63	ns	3,40	6,60	ns	6,22	ns
Tungevar	4,32	1,54	ns	3,58	ns	3,24	0,79	ns	2,23	ns
Slätvar	0,76	0,83	+**	1,39	ns	1,76	0,50	+**	1,10	ns
Piggvar	0,08	0,82	-***	0,38	-**	0,04	0,06	ns	0,06	ns
Skäggsimpa	0,28	0,75	+	1,34	ns	0,04	0,03	ns	<0,01	ns
Skarpsill	0,12	0,59	ns	0,86	ns	10,24	4,52	ns	8,00	ns
Skrubbskädda	0,20	0,45	ns	0,54	ns	0,16	0,43	ns	0,34	-*
Bergskädda	0,20	0,44	-*	0,22	ns	0,04	0,56	ns	0,02	ns
Smävar		0,42		<0,01			0,20			
Kummel	0,64	0,38	ns	0,13	ns	1,48	1,51	ns	1,26	ns
Svart smörbult	2,08	0,35	ns	0,40	ns	5,80	2,10	ns	4,03	ns
Sill		0,33		0,24	ns	3,72	1,13	+	1,44	+*
Äkta tunga	0,12	0,19	+	0,27	ns	0,04	0,05	ns	0,06	ns
Skärsnultra		0,13		0,01			0,03		0,02	
Mulle		0,09		0,18			0,01		0,03	
Fenknot		0,04		0,06		0,04	<0,01		<0,01	
Fläckig sjökock		0,04		<0,01		0,44	0,04		0,16	ns
Smätunga	0,08	0,03	ns	0,10	ns		<0,01		<0,01	
Sjorygg		0,03								
Spetsstjärtad smörbult	0,08	0,02	ns	0,09	ns	0,12	0,04	ns	0,16	ns
Femtömmad skärlånga		0,02								
Ansjovis		0,02		0,04			<0,01		<0,01	
Bergvar		0,02		<0,01			<0,01			
Pigghaj		<0,01		0,03		0,08	0,05	ns	0,19	ns
Sandstubb		<0,01		0,04		0,04	0,02	ns	0,06	ns
Berggylta		<0,01					<0,01			
Grässnultra		<0,01								
Havskatt		<0,01					<0,01		<0,01	
Lyrorsk		<0,01								
Långa		<0,01				0,04	<0,01		<0,01	
Marulk		<0,01					<0,01			
Småfläckig rödhaj		<0,01								
Stensnultra		<0,01								
Tobis (kust-/havs-)		<0,01								
Tånglake		<0,01								
Glyskolja		<0,01		<0,01		0,04	<0,01		<0,01	
Gråsej		<0,01		<0,01			<0,01		0,02	
Oxsimpa		<0,01		<0,01						
Paddtorsk		<0,01		<0,01						
Makrill	0,04	<0,01	ns	<0,01	ns	0,04	<0,01	ns	0,02	ns
Gulål		<0,01					<0,01			
Klarbult		<0,01					<0,01		0,03	
Knaggrocka		<0,01					<0,01		<0,01	
Lerstubb		<0,01					<0,01			
Sjustrålig smörbult							0,03		0,11	
Spetsstjärtad längebarn							<0,01			
Totalt antal fiskar	222,48	341,51	ns	253,57	ns	265,44	450,93	ns	394,38	ns
Antal fiskarter	24	22,00	+**	22,60	ns	29	20,97	+***	23,80	ns

Tabell 2. Antal evertebratindivider i genomsnitt per tråldrag om 20 minuter under 2019 och i medeltal för hela undersökningsperioden (från 1990 till 2019, med undantag för eremitkräfta som registrerats först från 2002) och för de senaste tio åren (2010–2019), i recipientområdet Värö och i referensområdet Ustö. Arterna är sorterade efter hur vanligt förekommande de varit under hela tidsperioden. Linjär regression beräknad med ln-transformerade värden. + anger ökande trend, - anger minskande trend med signifikansnivåer * = $p < 0,05$, ** = $p < 0,01$, *** = $p < 0,001$, ns anger att ingen signifikant förändring observerats över tiden. Fångst vid störda ansträngningar ingår inte. Arterna är sorterade efter fallande långtidsmedelvärde i recipienten.

Art	Värö (recipient)					Ustö (referens)				
	Medel 1990–		Trend	Medel 2010–		Medel 1990–		Trend	Medel 2010–	
	2019	2019		2019	Trend	2019	2019		2019	Trend
Simkrabba obestämd	138,88	32,77	***	84,47	ns	271,28	43,80	***	91,79	***
Strandkrabba	5,88	6,24	***	13,14	ns	4,8	1,46		3,42	ns
Eremitkräfta	4,48	3,05		5,34	ns	1,8	7,90	**	4,59	**
Krabba	10,40	2,32	***	6,95	***	3,52	1,02	***	2,26	+
Maskeringskrabba	0,12	0,35		0,18	ns	0,08	0,49	ns	0,48	ns
Bläckfisk obestämd	0,32	0,14		0,32		2,52	0,49		0,99	
Havskräfta		0,03				0,08	0,11		0,13	ns
<i>Allotheuthis subulata</i>		0,03		0,05			0,02		0,06	
<i>Loligo vulgaris</i>		0,03		0,10			0,03		0,10	
Europeisk hummer	0,16	0,02		0,05		0,32	0,03		0,08	
Tångräka obestämd						0,04	<0,01		<0,01	
Hästräka		<0,01		<0,01						
Nordisk Kalmar		<0,01		0,016			<0,01			
Spindelkrabba		<0,01		<0,01						
Sandräka							<0,01			
Totalt antal evertebrater	160,24	54,56	***	110,62	ns	284,44	52,21	***	103,91	***
Antal evertebratarter	7	6,10	***	7,10	ns	9	5,90	***	7,70	ns



Trålfångst. Foto: Staffan Persson

3.2.2 Diversitet

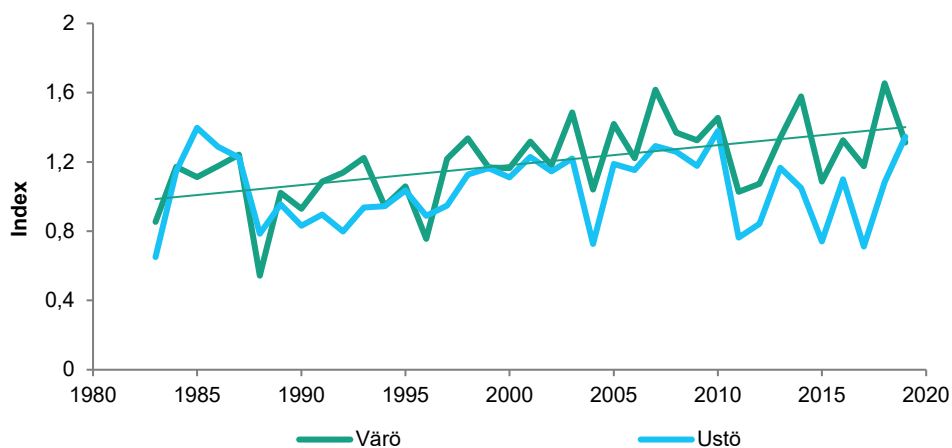
Artdiversiteten (Shannon-Wieners index) hos fisk i fångsterna har ökat över tid under perioden 1983-2019 i recipientområdet Värö⁵ (Figur 6). Motsvarande ökning har inte skett i referensområdet Ustö. Artdiversiteten skiljer sig statistiskt mellan de båda områdena⁶ under perioden 1983-2019 med högre diversitetindex i Värö. 2019 var dock index lägre vid Värö än vid Ustö (1,31 i Värö och 1,34 i Ustö; figur 6).

5. Regressionsanalys Värö 1983-2019: $p = 0,001$, $R^2 = 0,28$

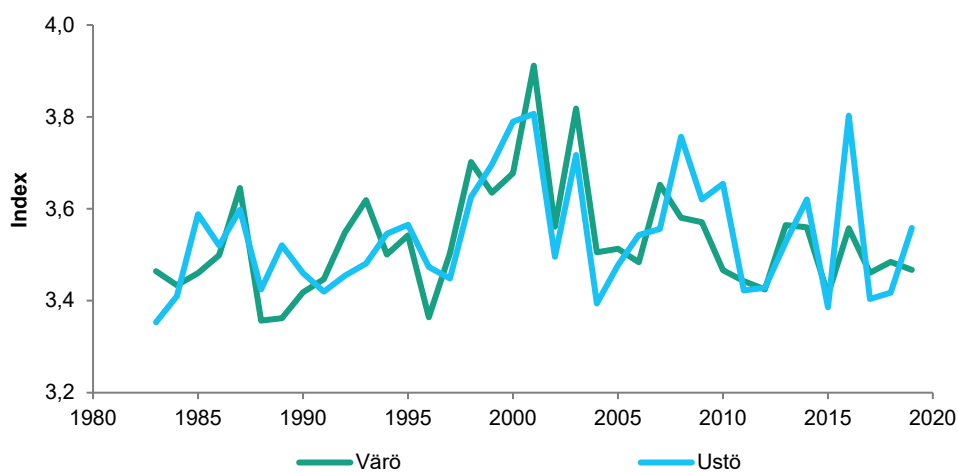
6. Kovariansanalys Ancova 1983-2019: $p = 0,05$, $R^2 = 0,188$

3.2.3 Trofisk nivå

Likt föregående år kan inga trender påvisas för index för den trofiska medelnivån av fisk i vare sig Värö eller Ustö (Figur 7). Sett till hela tidsserien har båda platserna ett trofiskt medelindex på 3,5. Vid både Värö och Ustö dominerades fångsten starkt av sandskädda, en art med trofiskt index 3,3. Det var ingen skillnad i trofisk nivå mellan de två områdena över tid.



Figur 6. Artdiversiteten hos provfiskefångsten av fisk 1983–2019 i recipientområdet Värö (grön markering) och Ustö (blå markering). Diversiteten är beräknad som Shannon–Wiener index. Den rätta linjen visar signifikant ökning i trend över tid.



Figur 7. Trofisk medelnivå provfiskefångsten av fisk 1983–2019 i recipientområdet Värö (grön markering) och Ustö (blå markering). Höga värden indikerar hög förekomst av rovfisk, och låga värden indikerar hög förekomst av växtätare.

3.2.4 De vanligaste fiskarterna i trålfisket

Liksom tidigare år utgjordes majoriteten av den sammanlagda fångsten av sand-skädda (Värö: 70 procent, Ustö: 63 procent). Vitling, den därefter vanligaste arten, stod för totalt sex, respektive 21 procent av fiskarna i fångsten i Värö samt Ustö (Tabell 1).

Vitling

Under hela provtagningsserien (1983–2019) har fångstantalet av vitling fluktuerat tämligen kraftigt (Figur 8a). De stigande fångsterna 2013 och 2014, efter en bottennotering 2012, följdes av mycket låga fångster 2015. År 2016 fångades 297 vitlingar per tråldrag vid referensområdet Ustö, vilket var den högsta fångstsiffran som noterats sedan provfiskets start 1983. År 2019 var fångsten av vitling förhållandevis låg med endast 55 vitlingar per tråldrag i Ustö, samt 13 vitlingar per tråldrag i Värö. Utvecklingen av fångsterna skilde sig inte över tid, men totalt sett har mer vitling fångats i Ustö⁷ än i Värö. Längdfördelningen mellan individerna i fångsten av vitling 2019 skilde sig inte mellan områdena. Medellängden för vitling 2019 var 14,8 (SD ±5,98) cm i Värö och 13,9 (SD ±5,91) cm i Ustö (Figur 8b).

Sandskädda

Sedan undersökningarna påbörjades 1983 har sandskädda varit den vanligaste förekommande fiskarten (Tabell 1). 2019 fångades 158 sandskäddor per tråldrag i Värö och 167 stycken i Ustö. Utvecklingen i recipientområdet Värö och i referensområdet Ustö skiljer sig inte över tiden (Figur 8a). I fisket representerades sandskäddan nästan uteslutande av förhållandevis små och därmed sannolikt unga individer. Medellängden för fångade sandskäddor 2019 var 13,9 (SD ±5,97) cm i Värö och 17,6 (SD ±5,89) cm i Ustö (Figur 8b). Medellängden skilde sig inte mellan de två områdena.

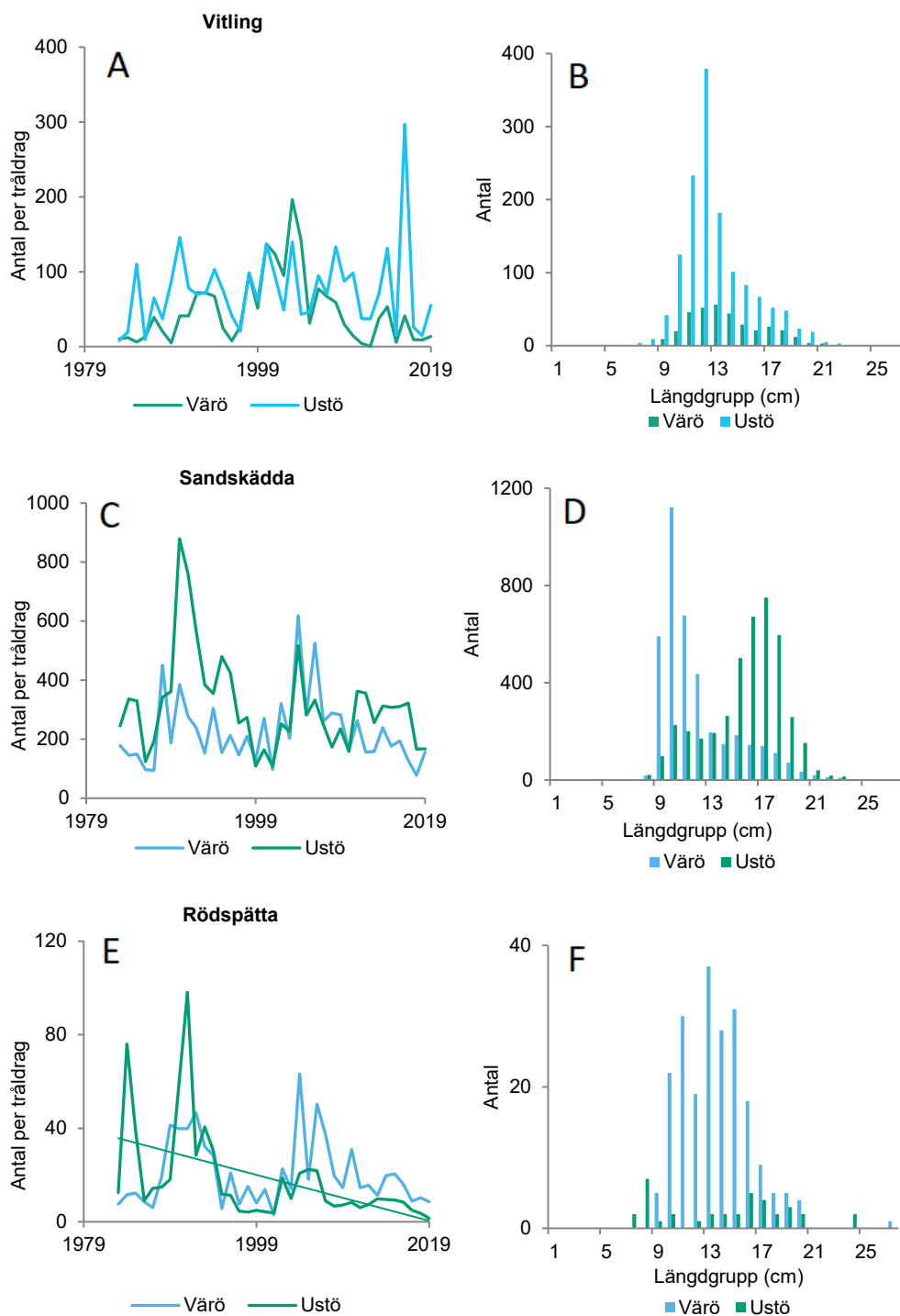
Rödspätta

Fångsten av rödspätta har uppvisat periodvisa fluktuationer både i recipientområdet Värö och i referensområdet Ustö under perioden, 1983–2019 (Figur 8a). I de två områdena har fångstens utveckling skiljt sig över tiden⁸. Rödspättan har minskat över tid under den senaste tioårsperioden i Värö, samt över hela tidsperioden i Ustö (Figur 8a, Tabell 1). 2019 fångades 8,5 rödspättor per tråldrag i Värö och endast 1,4 rödspättor i Ustö. Det var skillnad i storlek på rödspätta mellan Värö och Ustö⁹, med medellängd på 13,5 (SD ±5,98) cm i Värö och 14,2 (SD ±5,91) cm i Ustö (Figur 8b). Fångsten dominerades av små, sannolikt unga individer.

7. Variansanalys Anova 1983–2019: $p = 0,003$, $R^2 = 0,115$

8. Kovariansanalys Ancova 1983–2019: $p = 0,002$, $R^2 = 0,263$

9. Variansanalys Anova 1983–2019: $p < 0,01$, $R^2 = 0,454$



Figur 8. Den totala fångsten åren 1983–2019 och längdfördelningen i fångsten 2019 av vitling (a och b), sandskädda (c och d) och rödspätta (e och f) per tråldrag om 20 minuter i recipientområdet Värö (blå markering) och referensområdet Ustö (grön markering). Helledragen linje visar trend över tid. Notera olika skalor på Y-axlarna.

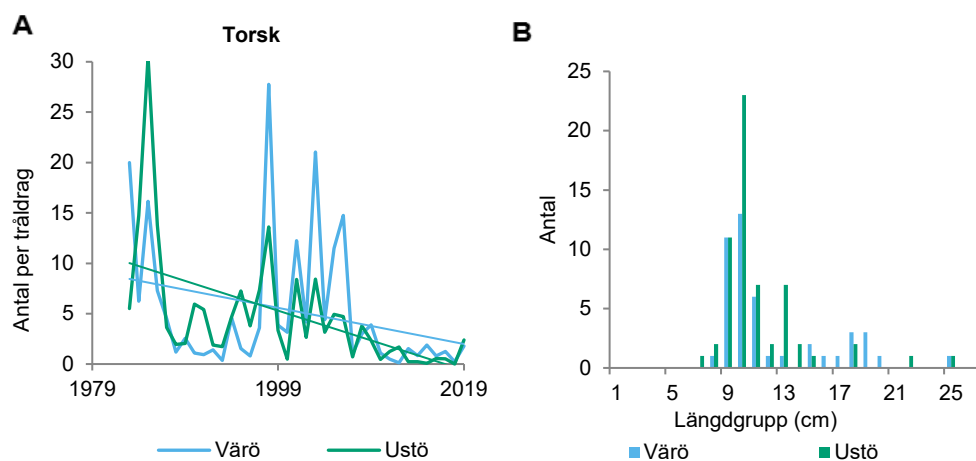
3.2.5 Övriga fiskarter i trålfisket

Sedan provfisket började 1983 och fram till och med 2019 har förekomsten av flertalet fiskarter förändrats i både recipientområdet Värö och i referensområdet Ustö. I Värö har sju fiskarter ökat i antal, medan tre arter har ökat i Ustö (Tabell 1). Gemensamt för båda områdena är ökat antal av knot och slätvar (1983-2019). Negativa trender under hela tidsserien (1983-2019) kunde ses för tre arter i Värö (torsk, piggvär och bergskädda) och för fyra arter i Ustö (rödspätta, kolja, torsk och rötsimpa). Under den senaste tioårsperioden påvisades en positiv trend för sill i Ustö, i övrigt kunde inga positiva trender ses i båda områdena. Gemensamt för Värö och Ustö var en negativ trend för rödspätta under denna tidsperiod.

Fram till och med 2006 var torsk bland de vanligaste förekommande arterna i fångsten i båda områdena, men har därefter blivit mindre vanlig i fångsten. Torsken redovisas här på grund av sitt kommersiella och ekologiska värde.

Torsk

Sett till hela undersökningsperioden, 1983–2019, har fångsten av torsk minskat i både recipientområdet Värö och i referensområdet Ustö (Figur 9). 2018 fångades endast 6 torskar i Värö och inga alls i Ustö. 2019 var fångsten 45 torskar i Värö samt 60 torskar i Ustö. Den totala fångsten skiljer sig inte mellan områdena. Sedan slutet av 1990-talet har det förekommit stora mellanårsvariationer i torskfångsterna, samtidigt som fångsterna under de senaste tio åren varit förhållandevis små (Figur 9a, Tabell 1). Likt föregående år utgjordes torskfångsten av små, sannolikt unga individer (Figur 9b).



Figur 9. a) Den totala fångsten av torsk per tråldrag om 20 minuter åren 1983–2019 i recipientområdet Värö (blå markering) och referensområdet Ustö (grön markering). Heldragen linje visar trend över tid. b) Storleksfördelningen, antal per cm klass, hos den totala fångsten i recipientområdet Värö (blå markering) och referensområdet Ustö (grön markering) under 2019.



Eremitkräfta i fångsten. Foto: Staffan Persson.

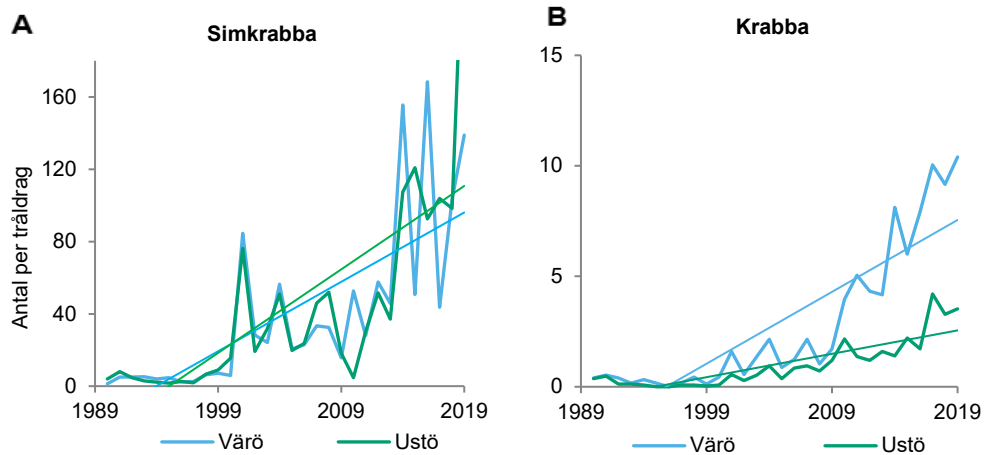
3.2.6 Rygggradslösa djur

Liksom föregående år var den vanligast förekommande arten simkrabba i båda områdena. Totalt har antalet evertebratararter ökat över tid (1990–2019) i både Värö och Ustö (Tabell 2). Det kan dock vara så att ökningen till viss del beror på ökad artkännedom, då tidigare års inventeringar av evertebrater skulle kunna vara missvisande i brist på differentiering av olika arter.

Simkrabba

Fångsten av simkrabba har ökat över tid under hela trålningsperioden, 1990–2019, i både recipientområdet Värö och i referensområdet Ustö (Figur 10a, Tabell 2). Vid Värö har fångsten fluktuerat en del genom åren, med två fångsttoppar år 2014, 2016 och nu senast 2019. Som mest var medelfångsten av simkrabba 168 individer per tråldrag i Värö (2016). 2019 var medelfångstena av simkrabba 138 individer per

tråldrag i Värö. Fångsten av simkrabba i Ustö har i stort speglat den i Värö, dock med något lägre fångsttoppar. År 2019 avvek denna trend och fångsten uppgick till 271 simkrabbor per tråldrag, vilket är högsta noterade medelfångst för både Värö och Ustö under hela tidsserien (1990-2019) och senaste tioårsperioden. Den totala fångsten skiljer sig inte mellan områdena.



Figur 10. Fångst av a) simkrabba och b) krabba, under tidsperioden 1990–2019 i recipientområdet Värö (blå markering) och referensområdet Ustö (grön markering). Rät linje anger signifikant trend över tid. Notera olika skalor på Y-axlarna.

Krabba

Fångsten av krabba (krabtaska) har en ökande trend både i recipientområdet Värö och i referensområdet Ustö (Figur 10b, Tabell 2). Fångstens utveckling över tid skiljer sig mellan de båda områdena¹⁰, då fler krabbor har fångats vid Värö ännu vid Ringhals. Sedan mitten av 2000-talet har fångstantalet av krabba stigit kraftigt, framför allt i Värö. Fångsten av krabba 2017 var den högsta sedan ryggradslösa djur började registreras (1990), med tio krabbor per tråldrag i Värö och fyra krabbor per tråldrag i Ustö. 2019 var fångsten tio respektive tre krabbor per tråldrag.

3.2.7 Sjukdomar och skador

Yttre sjukdomstecken på fisk har registrerats i all fångst sedan 1994. Under fisket 2019 observerades yttre sjukdomssymptom på fem individer i Värö och nio i Ustö, vilket motsvarar 0,09 respektive 0,14 procent av den totala fångsten. Flest sjukdomssymptom hittades hos sandskädda (två i Värö och nio i Ustö). De övriga fiskarna med sjukdomssymptom var enstaka individer av arterna lerskädda, piggvar och rödspätta. Sjukdomssymptomen var hudsår, mekaniskt oläkt skada, ögonskada och fenröta. Den procentuella andelen av sjuk fisk skilde sig inte mellan Värö och

¹⁰ Mann-Whitney U-test 1990-2019: p = 0,030

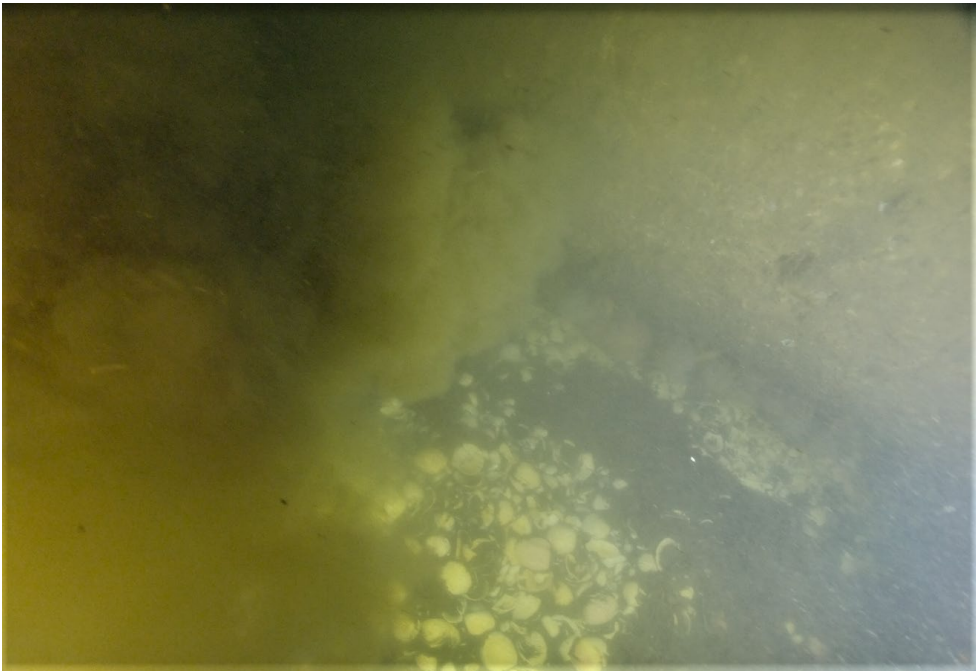
Ustö över tid, och har inte förändrats signifikant över tid sen mätningarnas början år 1994. Störst andel fiskar med sjukdomssymtom observerades år 2002, 2005 och 2006 (0,34, 0,29 och 0,38 procent respektive år).

3.3 Dokumentation av utsläppstub och omgivande botten

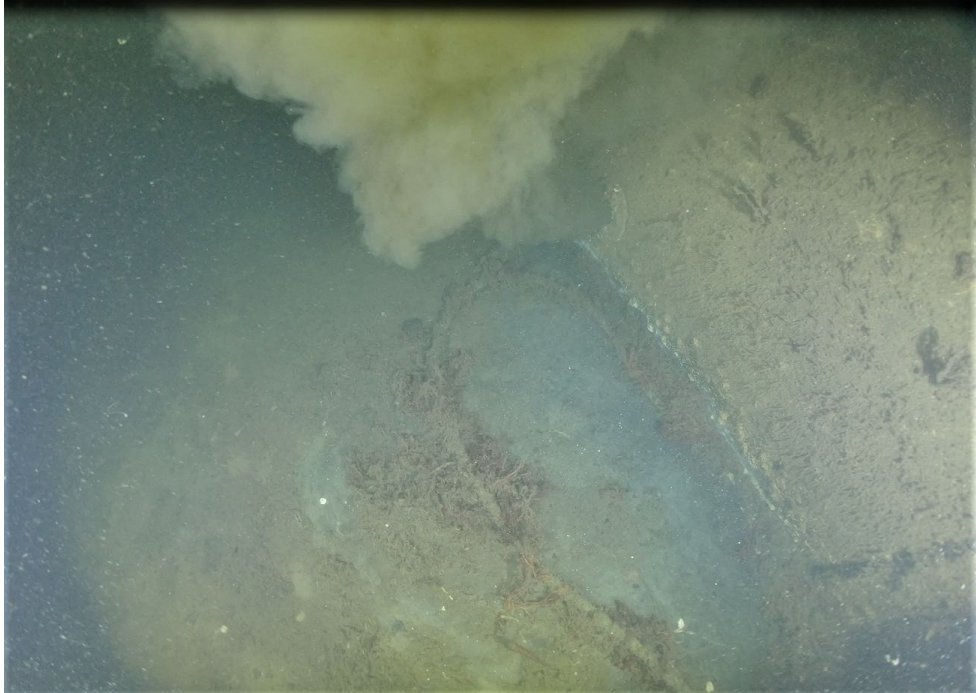
Filmningen av bottenområdet kring Södra Cell Värös utsläppstub 2019 följde tuben på nordsidan, runt öppningen, och sedan sydsidan. På båda sidor av tuben filmades även botten på ett område ut från tuben. Jämfört med tidigare års dokumentationer av utsläppstub (som skedde för kontrollprogrammet via SLU senast 2017) kunde det ses en markant förändring. Så när som på ett alglager och löst organiskt material var tuben 2019 nästan fri från marina organismer (Figur 11). Vid tidigare dokumentationer (senast 2017) var tubens alla sidor fulla av fastsittande marina organismer, bland annat havsnejlikor (*Metridium senile*) och havstulpaner (*Cirripedia sp.*). Enstaka havsnejlikor (*Metridium senile*), sjöstjärnor (*Asterias rubens*) och strandkrabba (*Carcinus maenas*) påträffades (figur 12). Den främsta skillnaden mellan undervattensdokumentationen 2019 från tidigare års dokumentation, förutom avsaknaden av fastsittande arter, var mängden av utsläppt material från tubens mynning och sidodysor (Figur 13). Tidigare år har utsläppet kunnat ses som mörka moln ifrån röret som snabbt spätts ut i vattenmassan. Under filmningen 2019 gjorde mängden och densiteten på det mörka utsläppsvattnet det svårt att urskilja tuben ovanifrån. Istället fick filmningen längs med tuben ske mestadels längs sidan i höjd med botten. Istället för att spridas i vattenmassan, ansamlades utsläppet som ett tjockt täcke över tuben och ett par meter upp i vattenmassan. Botten ut från tubens sidor är en transportbotten, där material i normala fall inte ansamlas under längre perioder. Vid filmningen 2019 täckte trots allt ett lager av löst organiskt material botten minst 100 m ut från tubens sidor. Hur mycket av den marina miljön längs tuben som påverkas av det ökade utsläppet är utan vidare undersökningar svårt att säga.



Figur 11, Tubens mynning. Enstaka sjöstjärnor (*Asterias rubens*) kan ses i anslutning till tuben, men annars var mobila arter på och kring tuben fåtaliga.



Figur 12, Utsläpp från sidodysa vid tubens norrsida. Havsnejlikor kan ses växande på undersidan av tuben nära bottnen, annars är tuben i stort sett bar från fastsittande marina organismer.



Figur 13, Sidodiffusionsdysa på tubens sydsida. Filmningen 2019 utfördes under en driftstörning i Södra Cells sedenteringsbasänger och visar mycket höga mängder av visuellt utsläpp.

4 Diskussion

4.1 Ålyngeluppvandring i Viskan

Mängden av uppvandrande ålyngel i ån Viskan har förändrats över tid. Totalt sedan provtagningarna startade har en negativ trend i uppvandningsantal påvisats. Sen början av 1970-talet har antalet yngel drastiskt minskat, och nästan inga ålyngel fångades från 1990-talet till första decenniet på 2000-talet. Sedan 2013 har en markant vändning i trenden av uppvandrande ålyngel observerats i provtagningarna. Under 2016 och 2017 har fångstvikten av ålyngel nära dubblerats från år till år, dock minskade fångstvikten under 2018 till ungefär samma som under 2016, och 2019 var fångstvikten bara marginellt större än föregående år.

Den totala fångstvikten 2017 var den högsta sedan 1986 och insamlingen av ålyngel var det året den högsta som registrerats på 31 år.

Den största andelen fångade ålyngel i Viskan under 2019 fångades in under slutet av maj till början av juli.

Utvecklingen i Viskan speglar den generella rekryteringsnedgång för ål, som observerats i hela Europa, där rekryteringen av glasål ökat sedan 2011 (ICES, 2019 och Dekker m.fl., 2018).

Att en del ålyngel i fångsten 2019 dog på grund av dålig vattentillförsel i ålyngelfångarna var mycket olyckligt. För att detta inte ska upprepas bör fällorna ses över med eventuellt uppdaterad design inför kommande år.

4.2 Provfiske med bottentrål

I slutet av 1980-talet och under 1990-talet var mängden fisk som fångades markant högre i Ustö än i recipientområdet Värö. Denna skillnad i fiskmängd var troligen en effekt av perioden då klorblekning användes av Södra Cell Värö. Det har visats att områden vid massabruk där klorblekning tillämpas har reducerade fisksamhällen

(Neuman och Karås, 1988). Dessutom har studier visat att det tar åtskilliga år för fisksamhällen i påverkade områden att återgå till referensvärden efter att klorblekning upphört (Sandström och Neuman, 2003), vilket stämmer överens med observationerna från provfisket vid Värö och Ustö över tid. Södra Cell Värö slutade använda klorblekning 1993 och fram till 1993 har resultaten från provfisket visat att Ustö haft ett betydligt högre fångstantal per ansträngning jämfört med Värö. I slutet av 1990-talet var fångsterna från de två områdena lika i antal fisk per ansträngning, vilket troligen var en effekt av avslutad användning av klorblekning. Sedan början av 2000-talet och fram till och med 2019 kan man se årliga fluktuationer i fångsten, dock visar årsvariationen samstämmighet mellan områdena, vilket troligen speglar generell rekryteringsvariation och fisktillgång i Kattegatt. I kommande års undersökningar kan det vara aktuellt att jämföra fångstvärden i recipientområdet Värö mot referensområdet Ustö och även mot hela Kattegatt.

Likt förgående år visade resultaten av trålfisket 2019 att antalet arter av både fisk och evertebrater har ökat över tid i recipientområdet Värö och i referensområdet Ustö. Sett till recipientområdet Värö och referensområdet Ustö över tid och under trålningsperioden 1983–2019, syns ingen direkt skillnad på abundansen av arter som skulle kunna härledas till effekter av brukets processer. Den trofiska medelnivån i fisksamhället skiljer sig inte mellan recipient- och referensområdet, och inga trender över tid kan skönjas. Till skillnad från Ustö har artdiversiteten över tid ökat och är högre i Värö under trålningsperioden 1983–2019, dock var den totala artdiversiteten något lägre i Värö jämfört med Ustö under 2019. Detta skulle kunna bero på den starka dominansen av sandskädda som drar ner diversitetsindex och påverkar den trofiska medelnivån i referensområdet. Botten vid referensområdet Ustö är täckt av ett fint sandlager, vilket gynnar bottenlevande fiskarter så som sandskädda (Frimodt, 1995). Å andra sidan, är botten vid Värö också täckt av sand, men med mindre jämnhet och mer sten i förhållande till Ustö. Det är möjligt att den höga abundansen och de gynnsamma förhållandena för sandskädda i Ustö hindrar etableringen av andra arter, medan den förhållandevis mer mångsidiga botten vid Värö tillåter mer variation i artsammansättningen. Ökad diversitet i Värö skulle även kunna bero på effekterna av avslutad klorblekning och att fisksamhället återhämtat sig i området.

Ett flertal fiskarter har både ökat och minskat i antal över trålningsperioden (1983–2019) i både Värö och i Ustö. Fler än dubbelt antal arter har ökat över tid i Värö (sju arter) än i Ustö (tre arter), medan fyra arter har minskat i respektive område under samma period (inkluderat senaste tioårsperiod). Individantalet av den dominerande arten sandskädda ligger på en oförändrad nivå och skiljer sig inte över tid och/eller mellan områdena.

Antalet evertebrater har också, från att de började registreras 1990 och fram till 2019, ökat över tid i båda områdena. Framför allt har abundansen för simkrabba,

strandkrabba och krabba ökat. En orsak till ökningen av dessa arter skulle kunna vara den låga förekomsten av större rovfisk som torsk, lyrtorsk och gråsej, vars diet till stor del består av dekapoder (Tiofotade kräftdjur (Decapoda) som är en ordning inom kräftdjuren som tillhör klassen storkräftor; Du Buit, 1995). De svaga bestånden av bland annat torsk i Nordsjön är troligen kopplade till höga fisketryck i Nordsjön (Cardinale och Svedäng, 2004).

4.3 Dokumentation av utsläppstub och omgivande bottenar

Dagarna innan filmningen av tuben 2019 uppstod en störning vid slutsedimentbasängerna vid Södra Cell Värö, vilket förklarar den ökade utsläppskoncentrationen från tuben (Gunnarsson, 2019). Vid störningen lyfte sedimenterat slam från slutsedimentbasängerna och följde sedan med vattnet ut i recipienten. Det ökade utsläppet som till följde störningen bestod till största del av suspenderat material och TOC. Avsaknaden av fastsittande arter tyder på lokal miljöstörning.

Tidigare år har det största potentiella tecknet på miljöpåverkan i den visuella utvärderingen av bottenförhållandet vid Södra Cell Värös utsläppstub varit förekomsten av syrefria fläckar i området kring utsläppstuben (se Lingman, 2015; Lingman och Sundqvist, 2016). Som noterat i tidigare års rapporter kan syrebrist uppstå i sedimentet när partikulärt organiskt material bryts ned varvid syre förbrukas (Møller m.fl., 1985; Nordberg m.fl., 2017). Denna process kan öka om ytterligare organiskt material tillförs, eller i områden med låg vattenomsättning.

Även om en ökning av den negativa påverkan av utsläppstuben kan ses visuellt på tuben och dess direkta omgivning, är det svårt att säga hur mycket av omgivningen som påverkas och i vilken utsträckning. För en bättre förståelse av tubens inverkan, skulle de visuella analyserna av det marina bottenmiljöområdet kunna kompletteras med sedimentprov och bottenfaunaprovtagning för att undersöka syrehalt och förekomst av bottenlevande organismer.

4.4 Effekter av Södra Cell på närområdet

Även om den totala mängden uppvandrande ålyngel i Viskan kraftigt har minskat över tid (1971–2019), lovar förhoppningsvis de senaste årens ökning i antal ålyngel i provtagningen en ljusare framtid för nyrekryteringen av ål. Det är troligare att både den totala minskningen av antalet uppvandrande ålyngel över provtagningsperioden, och de senaste årens positiva trend i fångstantal av ålyngel är kopplat till globala minskningar i ålbestånd över tid (ICES, 2019; Dekker m.fl. 2018). Eventuellt är de senare årens ökning snarare ett resultat av bevarandeplaner för ål

(Nordwall 2008; Moriarty och Dekker, 1997; Anderson, 2008), än att fångstantalet skulle vara relaterat till Södra Cell Värös lokala dammanläggning.

Inga synliga negativa effekter av Södra Cell Värös aktiviteter kan heller ses på fisksamhället i recipienten sedan klorblekningen upphörde 1993. Fångstantalet av fisk, diversiteten av fiskarter, och sjukdomsförekomst i recipientområdet visar inga märkbara negativa effekter i förhållande till referensområdet. Tidigare studier på miljöeffekterna av pappersmassabruk har dock visat att TCF och ECF-blekning kan ha negativ inverkan på fisken i påverkade områden (Sandström och Neuman, 2003; Milestone m.fl., 2012). Framförallt har det visats att utsläppen från dessa typer av bruk är hormonstörande för fisk (Scott et al., 2011, Costigan et al., 2012, Simmons et al., 2012). Observerade defekter på fisk, såsom fördröjd sexuell mognad, underutvecklade gonader och snabb somatisk tillväxt är några av de effekter som påvisats på fiskarter i områden där ECF-blekning brukas (Neuman och Karås, 1988). Närmare studier har visat att det framför allt är fiskars steroidreglerande system som störs av restprodukterna av ECF, vilket reducerar koncentrationen av könshormoner, framför allt hos vissa arter (Karels m.fl., 1999). Det har också visats att steroler från det partikulära organiska materialet kan ha negativ inverkan på marina organismers ontogenetiska utveckling (Lehtinen m.fl., 1999). Huruvida liknande effekter påverkat fisksamhället vid Södra Cell Värö kan inte fastställas med dagens undersökningsmetodik.

Det är likaså svårt att uppskatta effekten av Södra Cell Värös utsläppstub på den lokala omgivningen. För en bättre förståelse av tubens inverkan, skulle de visuella analyserna av det marina bottenmiljösystemet kunna kompletteras med sedimentprov och bottenfaunaprovtagning för att undersöka syrehalt och förekomst av bottenlevande organismer.

4.5 Referenslista

- Amilhat, Elsa, et al. (2019). *Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL)*. ICES report **50**, 1.
- Anderson, M. (2008). *Ålfiskeförbudet: en undersökning av olika aktörer och olika aktörers åsikter på förvaltning, kommunikation och framtiden inom svenskt ålfiske*: Inst. för stad och land, Sveriges lantbruksuniversitet.
- Canli, M. & Atli, G. (2003). *The relationships between heavy metal (Cd, Cr, Cu, Fe, Pb, Zn) levels and the size of six Mediterranean fish species*. Environmental pollution **121**, 129–136.
- Cardinale, M. & Svedäng, H. (2004). *Modelling recruitment and abundance of Atlantic cod, *Gadus morhua*, in the eastern Skagerrak–Kattegat (North Sea): evidence of severe depletion due to a prolonged period of high fishing pressure*. Fisheries Research **69**, 263–282.
- Chiang, Gustavo, et al. "Estrogenicity and intersex in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to Pine/Eucalyptus pulp and paper production effluent in Chile." *Aquatic Toxicology* 164 (2015): 126-134.
- Costigan, Shannon L., et al. "Expression profiling and gene ontology analysis in fathead minnow (*Pimephales promelas*) liver following exposure to pulp and paper mill effluents." *Aquatic toxicology* 122 (2012): 44-55.
- Dekker, W., Bryhn, A., Magnusson, K., Sjöberg, N., Wickström, H. (2018). *Assessment of the eel stock in Sweden, spring 2018. Third post-evaluation of the Swedish Eel Management Plan* Swedish University of Agricultural Sciences, Drottningholm Lysekil Öregrund. 113 pp.
- Du Buit, M. H. (1995). *Food and feeding of cod (*Gadus morhua* L.) in the Celtic Sea*. Fisheries Research **22**, 227–241.
- Forlin, L., Andersson, T., Balk, L. & Larsson, A. (1995). *Biochemical and physiological effects in fish exposed to bleached kraft mill effluents*. Ecotoxicology and environmental safety **30**, 164–170.
- Freire, C. S., Silvestre, A. J. & Neto, C. P. (2003). *Carbohydrate-derived chlorinated compounds in ECF bleaching of hardwood pulps: Formation, degradation, and contribution to AOX in a bleached kraft pulp mill*. Environmental science & technology **37**, 811–814.
- Frimodt, C. (1995). *Multilingual illustrated guide to the world's commercial coldwater fish*: Fishing News Books Ltd. ICES. 2018. *Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL)*, 5–12 September 2018, Gdansk, Poland. ICES CM 2018/ACOM:15. 150 pp
- Karels, A., Soimasuo, M. & Oikari, A. (1999). *Effects of pulp and paper mill effluents on reproduction, bile conjugates and liver MFO (mixed function oxygenase) activity in fish at Southern Lake Saimaa, Finland*. Water Science and Technology **40**, 109–114.
- Lehtinen, K.-J., Mattsson, K., Tana, J., Engström, C., Lerche, O. & Hemming, J. (1999). *Effects of wood-related sterols on the reproduction, egg survival, and offspring of brown trout (*Salmo trutta lacustris*L.)*. Ecotoxicology and environmental safety **42**, 40–49.
- Lindesjö, E. & Thulin, J. (1990). *Fin erosion of perch *Perca fluviatilis* and ruffe *Gymnocephalus cernua* in a pulp mill effluent area*. Diseases of Aquatic Organisms **8**, 119–126.
- Lingman, A. & Sundqvist, F. (2016). *Biologisk recipientkontroll vid Södra cell Värö. Årsrapport för 2015*. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund. 33 s.
- Lingman, A. (2015). *Biologisk recipientkontroll vid Södra Cell Värö. Årsrapport för 2014. Aqua reports 2015:3*. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund. 35 s.
- Mellanen, P., Soimasuo, M., Holmbom, B., Oikari, A. & Santti, R. (1999). *Expression of the vitellogenin gene in the liver of juvenile whitefish (*Coregonus lavaretus* L. sl) exposed to effluents from pulp and paper mills*. Ecotoxicology and environmental safety **43**, 133–137.

- Milestone, C. B., Orrego, R., Scott, P. D., Waye, A., Kohli, J., O'Connor, B. I., Smith, B., Engelhardt, H., Servos, M. R. & MacLatchy, D. L. (2012). *Evaluating the potential of effluents and wood feedstocks from pulp and paper mills in Brazil, Canada, and New Zealand to affect fish reproduction: chemical profiling and in vitro assessments*. *Environmental science & technology* **46**, 1849–1858.
- Moriarty, C. & Dekker, W. (1997). *Management of the European eel*. Marine Institute. No 15 Irish fisheries bulletin.
- Møller, M. M., Nielsen, L. P. & Jørgensen, B. B. (1985). *Oxygen responses and mat formation by *Beggiatoa* spp.* *Applied and Environmental Microbiology* **50**, 373–382.
- Neuman, E. (1977). *Fiskeriundersökningar vid Väröhalvön*. Statens Naturvårdsverk. Arbetsrapport.
- Neuman, E. (1988). *Effekter av Ringhalsverkets kylvattenutsläpp på det strandnära fisksamhället*. Naturvårdsverket.
- Neuman, E. & Karås, P. (1988). *Effects of pulp mill effluent on a Baltic coastal fish community*. *Water Science and Technology* **20**, 95–106.
- Nordberg, K., Asteman, I. P., Gallagher, T. M. & Robijn, A. (2017). *Recent oxygen depletion and benthic faunal change in shallow areas of Sannäs Fjord, Swedish west coast*. *Journal of Sea Research* **127**, 46–62.
- Nordwall, F. *Förvaltningsplan för ål*. (2008), Fiskeriverket.
- Nowack, B. & VanBriesen, J. M. (2005). *Chelating agents in the environment*. ACS Publications.
- Oviedo, C. & Rodríguez, J. (2003). *EDTA: the chelating agent under environmental scrutiny*. *Química Nova* **26**, 901–905.
- Pauly, D., Christensen, V., Dalsgaard, J., Froese, R. & Torres, F. (1998). *Fishing down marine food webs*. *Science* **279**, 860–863.
- Pihl, L. (1994). *Changes in the diet of demersal fish due to eutrophication-induced hypoxia in the Kattegat, Sweden*. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **51**, 321–336.
- Pihl, L., Baden, S. & Diaz, R. (1991). *Effects of periodic hypoxia on distribution of demersal fish and crustaceans*. *Marine Biology* **108**, 349–360.
- Remberger, M. (2001). *EDTAs öde i miljön: interaktion med partikulärt material och sedimenten*.
- Rosenberg, R. & Loo, L.-O. (1988). *Marine eutrophication induced oxygen deficiency: effects on soft bottom fauna, western Sweden*. *Ophelia* **29**, 213–225.
- Sandström, O. & Neuman, E. (2003). *Long-term development in a Baltic fish community exposed to bleached pulp mill effluent*. *Aquatic ecology* **37**, 267–276.
- Scott, Philip D., et al. "Isolation and identification of ligands for the goldfish testis androgen receptor in chemical recovery condensates from a Canadian bleached kraft pulp and paper mill." *Environmental science & technology* 45.23 (2011): 10226-10234.
- Shannon, C. E. (1949). *Communication theory of secrecy systems*. Bell Labs Technical Journal 28, 656–715.
- Smith, V. H. (2003). *Eutrophication of freshwater and coastal marine ecosystems a global problem*. *Environmental Science and Pollution Research* **10**, 126–139.
- Snickars, M., Sandström, A. & Mattila, J. (2004). *Antipredator behaviour of 0+ year *Perca fluviatilis*: effect of vegetation density and turbidity*. *Journal of Fish Biology* **65**, 1604–1613.
- Sohel, S. (2015). *Effects of algal turbidity on foraging and antipredator behaviour of the three-spined stickleback (*Gasterosteus aculeatus*)*.
- Thoresson, G. (1992). *Handbok för kustundersökningar. Recipientkontroll. Kustrapport 4*, 88.
- Thulin, J., Höglund, J. & Lindesjö, E. (1988). *Diseases and parasites of fish in a bleached kraft mill effluent*. *Water Science and Technology* **20**, 179–180.
- Thulin, J., Höglund, J. & Lindesjö, E. (1989). *Fish Diseases in Coastal Waters (Fisksjukdomar I Kustvatten)*. Naturvårdsverket (Natural Agency), Almqvist & Wiksell, Solna (126 pp.).

Gunnarsson, M. (2019). *Månadsrapport miljö- November 2019*. Södra Cell Värö processteknik.

