

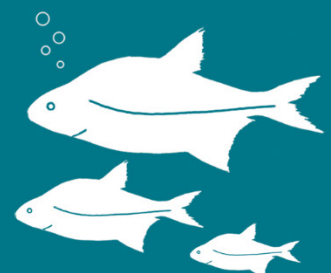
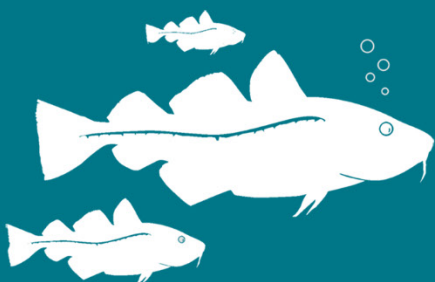


Aqua notes 2022:4

Utvärdering av ålyngelutsättningar – Svenska väst- och sydkustområden

Elin Myrenås

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för akvatiska resurser



Utvärdering av ålyngelutsättningar – Svenska väst- och sydkustområden

Evaluation of eel restocking – West- and south coastal areas in Sweden

Elin Myrenås, <https://orcid.org/0000-0003-3894-4501>

Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Rapportens innehåll har granskats av:

Per Holliland, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Yvette Heimbrand, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Finansiär: Havs- och vattenmyndigheten, Dnr 02292-2022 (SLU-ID: SLU.aqua.2022.5.1-271)

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

Publikationsansvarig:	Noél Holmgren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Redaktör:	Stefan Larsson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Utgivare:	Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser
Utgivningsår:	2022
Utgivningsort:	Uppsala
Illustration framsida:	Torsk (t.v.): Fredrik Saarkoppel; Braxen (t.h.): SLU
Serietitel:	Aqua notes
Delnummer i serien:	2022:4
ISBN (elektronisk version):	978-91-8046-798-8
DOI:	https://doi.org/10.54612/a.11hagsqss7
Nyckelord:	<i>Anguilla anguilla</i> , rekryter, utsättning, strontium, provfiske, ål
Rekommenderad citering:	Myrenås, E. (2022). Utvärdering av ålyngelutsättningar - Svenska väst- och sydkustområden. Aqua notes 2022:4. Uppsala: Institutionen för akvatiska resurser. https://doi.org/10.54612/a.11hagsqss7

Sammanfattning

Sverige har sedan 2009 tillämpat en ålförvaltningsplan där en av förvaltningsåtgärderna är stödutsättningar av glasålar i svenska vatten. Dessa ålar importerar från länder där det anses finnas ett överskott av ankommande glasål. Sedan ålförvaltningens början har alla utsatta ålar märkts med strontium och vi kan därför idag skilja på naturligt rekryterade ålar och stödutsatta ålar genom en strontiumanalys av deras otoliter. På väst- och sydkusten finns det två provfiskeprogram där ål har samlats in och strontiumanalyserats. Dessa program inbegriper fiske med ryssja vid en lokal utanför Stenungsund och med elfiske vid 24 olika lokaler vid grunda kustområden eller i mindre vattendrag (fallfälla och nettingfälla i ett fåtal fall).

Av de totalt 1118 ålar som analyserats var 9 % av utsatt härkomst och de påvisades endast vid fyra lokaler. Dessa ligger alla i närheten av Orust och Tjörn där det har pågått utsättningar sedan 2010. Ålar som sattes ut de första åren efter att utsättningarna påbörjades i detta område har fångats kontinuerligt i provfisket sedan dess vilket kan vara ett tecken på att utsatta ålar stannar kvar i området de sätts ut i. Senare utsättningar har däremot inte påträffats i samma utsträckning. Det finns tidigare studier som visar att en hög densitet av ål i ett område kan leda till högre mortalitet. Det finns däremot inget som tyder på någon skillnad i kondition eller tillväxt mellan naturligt rekryterade och utsatta ålar bland de som analyserats i denna studie. Det finns därför inte några tecken idag på varför ål som satts ut senare inte fångas i provfisket eller varför andelen utsatt ål är låg jämfört med naturliga rekryter trots stora utsättningar i detta område.

På majoriteten av de fiskade lokalerna har inga märkta ålar påträffats trots att hundratusentals ålar har satts ut i vattendrag som mynnar ut på den svenska väst- och sydkusten. En anledning kan vara att många av dessa utsättningar har skett i sjöar en bit inåt land och att dessa ålar inte har haft någon anledning att byta uppväxtmiljö och ännu inte har blivit gamla nog att söka sig ut mot havet för att leka.

Summary

Since 2009, Sweden has adopted an eel management plan. One management measure within this plan is to restock glass eels. These eels are imported from countries where there is thought to be an excess of recruiting eels. Since the eel management plan was adopted, all eels restocked in Sweden have been marked with strontium. Therefore, it is possible to distinguish naturally recruited eels from restocked eels by analysing their otoliths. On the west- and south coasts of Sweden, eels have been collected within two monitoring programs, and they have been analysed for strontium markings. The eels are caught using fyke nets at a locale close to Stenungsund and by electro fishing at 24 locales by the coast or up smaller watercourses (a portable drop trap or a pot trap have been used in a few cases).

Out of 1118 collected and analysed eels, 9 % were marked restocked eels. All marked eels were found close to the islands of Orust and Tjörn, an area where a restocking program has been conducted since 2010. Eels that were restocked during the first two years have been caught regularly in fish monitoring. This could indicate that restocked eels are sedentary and tend to stay in the area where they were released. Eels restocked after the two first years of the program, however, are not re-caught to the same extent. Previous, studies have shown that waters with high eel density can lead to higher mortality rates. Our study however shows no differences between restocked eels and natural recruits when it comes to body condition and growth. Hence, there is no indication as to why

eels restocked later than the first two restocking years do not appear in the monitoring as often, or why restocked eels are few compared to natural recruits.

Despite hundreds of thousands of eels restocked in watercourses that flow into the west- and south coasts of Sweden, restocked eels were only caught in the monitoring close to the islands of Orust and Tjörn. One explanation can be that the majority of restocking has been in lakes. The lakes might be preferred by young eels since there is yet no sign of dispersal behaviour. Also, the eels restocked are still young and have most likely not reached their maturity yet and therefore have not started to leave the systems to migrate towards the spawning ground in the Sargasso Sea.

Innehållsförteckning

1. Inledning	10
2. Metod	12
2.1. Inlagring av Strontium.....	12
2.2. Åldersanalyser.....	12
2.3. Provfiske och analyser av strontium.....	13
2.3.1. Ryssjefiske.....	13
2.3.2. Övriga fiskemetoder.....	14
2.4. Statistiska analyser och beräkningar.....	15
3. Resultat	16
3.1. Fångad utsatt ål.....	16
3.1.1. Ryssjefiske.....	16
3.1.2. Övriga fiskemetoder.....	17
3.2. Ålder.....	19
3.2.1. Årskullar.....	20
3.3. Kondition.....	21
3.4. Tillväxt.....	22
3.5. Avståndsexempel - utsättningar och provfisken.....	23
4. Diskussion	25
Tack	28
Referenser	29
Bilagor	32

1. Inledning

Den europeiska ålen (*Anguilla anguilla*) är spridd över Europas länder samt över de norra delarna av Afrika och anses bestå av en och samma population (Enbody et al. 2021; ICES 2021). Populationens bestånd har troligtvis minskat sedan mitten på 1900-talet och en drastisk minskning av rekryterade ålyngel uppmärksammades på 1980-talet (Dekker 2003). På det internationella havsforskningsrådets (ICES) inrådan antog därför EU en ålförordning år 2007 för att verka för ålens återhämtning (Rådets förordning (EG) nr 1100/2007). Det gemensamt satta målet på EU-nivå är att minska den antropogena mortaliteten, så att minst 40 % av den beräknade ursprungliga biomassan av vuxen lekmogen ål ska kunna ta sig ut till havet för att sedan ha möjlighet att ta sig vidare till deras lekplats i Sargassohavet. Den beräknade ursprungliga biomassan baseras på ett uppskattat naturligt bestånd av arten utan antropogen påverkan såsom fiske, turbindödlighet vid vattenkraftverk och förlorade habitat (Dekker 2009). För att uppnå detta mål är omplacering av ålyngel, så kallade stödutsättningar av ål (på engelska restocking), en av de rekommenderade åtgärderna i ålförordningen (Rådets förordning (EG) nr 1100/2007). Tanken bakom utsättning av ål var att det i vissa kustområden inom Europa ansågs finnas ett överskott av unga glasålar som ankommer från lekplatsen i Sargassohavet, medan det i andra områden ansågs vara ett underskott (ICES 2006). Genom att omplacera sådana glasålar var/är förhoppningen att förutsättningarna optimeras så att så många av dessa ålar som möjligt överlever till lekmogen ålder (Moriarty & Dekker 1997). Ålförordningen omfattar de europeiska medlemsländer som har naturliga habitat för ålen och majoriteten av dessa länder har implementerat stödutsättningar som en åtgärd i sin nationella förvaltningsplan (MacNab et al. 2020).

Sedan 2009 har även Sverige en nationell ålförvaltningsplan som inbegriper stödutsättningar av ålyngel (Förvaltningsplan för ål, Jo2008/3901). I enlighet med denna skall det sättas ut 2,5 miljoner importerade glasålar per år vilket i huvudsak ska ske i Västerhavets vattendistrikt för att optimera möjligheten till ökad mängd lekande blankål i framtiden. Dessutom bör vatten väljas som har en god vattenstatus och som inte har några vandringshinder eller hög fiskeridödlighet (Förvaltningsplan för ål, Jo2008/3901). I Sverige har totalt ca 28 miljoner ålyngel satts ut i både kustnära havsområden och i sötvatten sedan 2010 (data från SLU Aqua). Enligt data från Havs- och vattenmyndigheten har utsättningar av ca 17 950 000 ålyngel

finansierats med statliga medel och har skett årligen med undantag för 2021. Men även privata aktörer och kraftbolag har finansierat utsättningar. Ca 13 460 000 av alla utsatta ålar från 2010 och framåt har satts ut i vatten som ligger nedströms vattenhinder eller på kusten (data från SLU Aqua). Det har även gjorts utsättningar av inköpta glasålar till Sverige tidigare än 2009, men då i huvudsak för att förbättra fisket snarare än som en skyddsåtgärd (EIFAC 1984). Även förflyttningar av ål inom landet har gjorts så långt tillbaka som till början på 1900-talet (Trybom & Schneider 1908) och när utbyggnaden av vattenkraftverk försämrade ålfisket blev utsättningar reglerat i kraftbolagens vattendomar.

Syftet med denna rapport var att på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten göra en utvärdering av utsättningarna av ål i främst västra delen av Sverige. En sammanställning av förhållandet mellan utsatta och naturligt rekryterade ålar, deras åldersfördelning samt en utvärdering av andelen utsatt ål i förhållandet mellan utsättnings- och fångstplats har gjorts. Även eventuella skillnader i kondition och tillväxt mellan naturliga rekryter och utsatta ålar har analyserats.

2. Metod

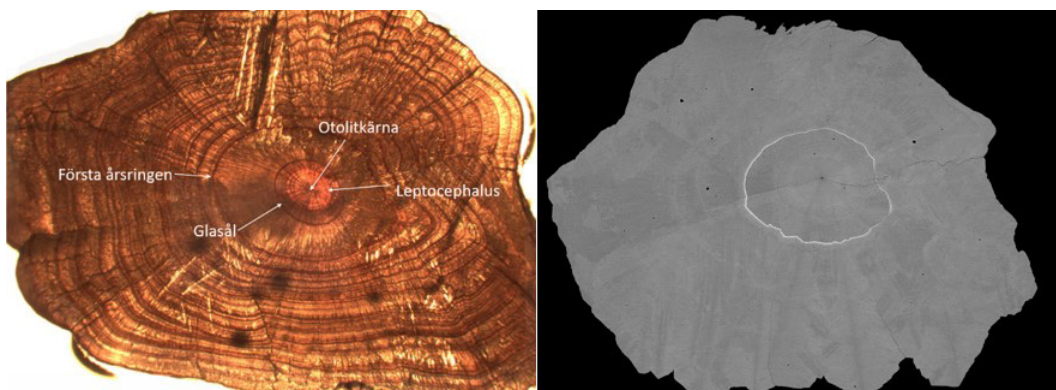
2.1. Inlagring av Strontium

Idag (2022) importeras ålyngel till Sverige ifrån franska Biscayabukten men tidigare har de i huvudsak importerats från engelska Severn (import av ålyngel från England är inte möjligt efter Brexit-avtalet). Innan ålynglen sätts ut i svenska vatten hålls alla ålar sedan 2006 i karantän under en tid, och sedan 2009 genomgår de även en kemisk märkning med strontium (Sr) (ICES 2010). Sr-märkningen görs för att kunna identifiera och särskilja utsatt ål från naturligt rekryterad ål (Wickström & Sjöberg 2014). Sr lagras naturligt in i ålens otoliter (hörselstenar), men i olika hög grad beroende på hur mycket strontium som finns i deras omgivning (Tzeng et al. 1997). Genom att låta ålyngel gå ett dygn i vattenbad med strontiumklorid (SrCl_2) bildas därmed en permanent ring av extra mycket inlagrat Sr i ålens otoliter (Figur 1) (ICES 2010). Denna Sr-märkning kan sedan avläsas i otoliterna med hjälp av kemiska analyser för att avgöra om fångade ålar är av naturligt ursprung eller kompensationsutsatta.

2.2. Åldersanalyser

I ålens otoliter lagras även kalk och proteiner in i varierande mängd beroende på bland annat årstider) i form av tillväxtzoner under hela fiskens liv (Morales-Nin 1992; Pannella 1971; Popper et al. 2005). Skillnaden mellan dessa säsongsmässiga inlagringar resulterar i så kallade årsringar vilka kan avläsas som ljusare partier som motsvarar snabb tillväxt under sommarperioden och mörkare ringar som motsvarar långsam tillväxt under vinterperioden efter en infärgning av ett tvärsnitt av otoliten (ICES 2011). Åldersbestämningen börjar med den första mörka ringen utanför en cirkulär otolitikärna omsluten av en mörkare ring som motsvarar glasålsstadiet (Figur 1). Troligtvis är ålynglen redan tre år när de anländer till den europeiska kontinenten, men då perioden i havet inte går att avläsa på otoliterna åldersbestäms de till att vara ett år vid den första mörka ringen (ICES 2011). Viss felmarginal

finns i åldersläsningen av ålars otoliter då det ibland uppstår falska ringar under ett år vilket försvårar avläsningen (Deelder 1976; ICES 2011).



Figur 1. Tvärsnitt av otolitkärna som visar säsongsmässiga tillväxtperioder (t.v.) och strontiummärkning som resulterat i en ljus ring (t.h.). Foto: SLU Aqua ålderslab.

2.3. Provfiske och analyser av strontium

Längs med västkusten och ner till sydkusten i Skåne finns det två datainsamlingsserier av ål (i SLU Aquas regi) där det har ingått strontiumanalyser av ålars otoliter; ett provfiske av vuxen ål i närheten av Stenungsund, och provfisken av rekryter på 24 olika lokaler.

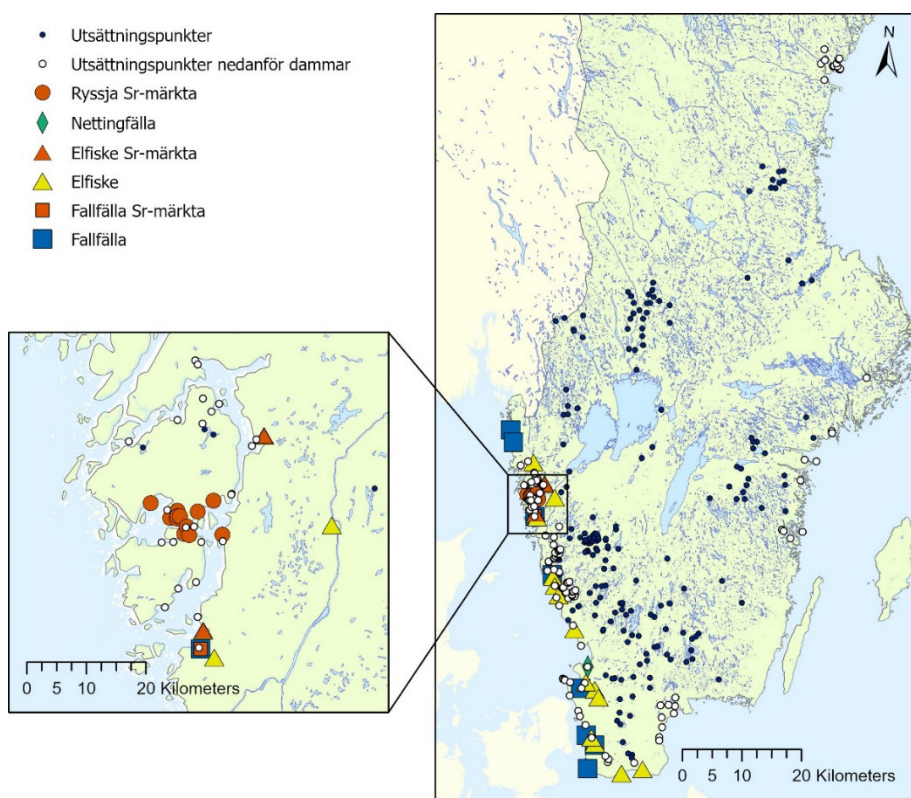
2.3.1. Ryssjefiske

I närheten av Stenungsund, i fjordarna mellan Orust och Tjörn, sker årligen ett fiskerioberoende provfiske av vuxen ål med ryssjor som utförs av SLU Aqua inom ramen för nationell och regional övervakning (Figur 2).

Sr-analyser har gjorts på ett urval av ål från provfisket i Stenungsund med start 2013. Urvalet av ål för Sr-analys gjordes slumpmässigt efter åldersbestämning. Eftersom Sr-märkningen påbörjades 2009 är det endast från det år som utsatt ål kan skiljas från naturligt rekryterad ål. Ytterligare en faktor för urvalet var att få så stor spridning som möjligt inom det aktuella åldersintervallet för varje år. Dock har karantäntiden och Sr-inlagringen hos utsatta ålar ibland resulterat i en mörkare ring på otoliterna vilket kan medföra en feltolkning i åldersanalysen. För att ta hänsyn till denna eventuella felkälla har även en del ålar tagits med i strontiumanalyserna som ålderläst till att ha ett beräknat utsättningsår ett eller i vissa fall två år före utsättningsårens början (Håkan Wickström, pers. komm.).

2.3.2. Övriga fiskemetoder

Den andra datainsamlingsserien är provtagning av rekryter från 24 mindre vattendrag som mynnar ut på kusten eller från grunda kustområden. Dessa är fördelade längs hela den svenska västkusten ner till och med Skånes sydkust (Figur 2). I huvudsak har fisket i denna datainsamlingsserie skett med elfiske men initialt även med nettingfällor och fallfällor. Elfisket (år 2011 till 2020) har utförts av konsulter enligt standardiserad metod (Bergquist et al. 2014). Fiske med nettingfällor (år 2012) och fallfällor (åren 2011-2013) har skett i SLU Aquas regi enligt tidigare framtagna metoder (Pihl & Rosenberg 1982; Melin 2008). Fiskelokalerna har i dessa fall valts ut utifrån olika habitatparametrar för att öka sannolikheten att det ska finnas ål där (Strömquist under tryckning). Vilka år och antalet år som fiske har utförts har varierat mellan lokaler (Bilaga 1). Sr-analyser har gjorts på ål ifrån dessa lokaler sedan tidigast år 2011. I vissa fall har antalet Sr-analyser varit få på grund av få fångade ålar, och då har alla ålar som provtagits Sr-analyserats. I andra fall då fångsten av ål har varit riklig har det även här gjorts ett urval av ål för Sr-analys. Detta urval har gått till på samma sätt som för ålarna från Stenungsund (se ovan).



Figur 2. Karta över utsättningar av ålyngel samt fiskelokaler där ålar samlats in för strontiumanalyser åren 2010-2020. Punkterna har olika form och färg beroende på fiskemetod, nettingfälla (grön romb), ryssja (lila cirkel), elfiske (gul triangel) och fallfälla (blå kvadrat). Lokaler där Sr-märkta ålar har fångats är markerade i orange. Ungefärliga utsättningslokaler i vattendrag nedanför dammar eller längs kusten (svartvit punkt) och ovanför dammar i inlandsvatten (svart punkt).

2.4. Statistiska analyser och beräkningar

Till största del består rapporten utav sammanfattande deskriptiv statistik för att visa procentandelen fångad ål med eller utan märkning i olika åldersklasser, lokaler och fångstår. Endast ål som har analyserats för både ålder och strontium ingår i studien.

Samtliga statistiska beräkningar har utförts med programvaran R (R Core Team version 4.2.1, 2022). Resultat har antagits vara signifikanta om $p < 0,05$.

Konditionsanalys har gjorts för att jämföra Sr-märkta och icke märkta ålar från Stenungsund och Arödsån. Denna gjordes med en multilinjär regressionsanalys av \log_e - \log_e förhållandet mellan vikt och längd med Sr-märkning och lokal som kategoriska variabler. Ålar som var kortare än 90 mm togs inte med i konditionsanalysen då deras vikt- längdförhållande inte stämmer in på den allometriska tillväxtkurvan övriga ålar har (se Bilaga 2).

För de ålar som frysts och tinats före mätning och vägning gjordes en fryskorrigerigering av vikt och längd i enlighet med Simon (2013) eftersom ålen krymper och minskar i vikt när den förvarats fryst.

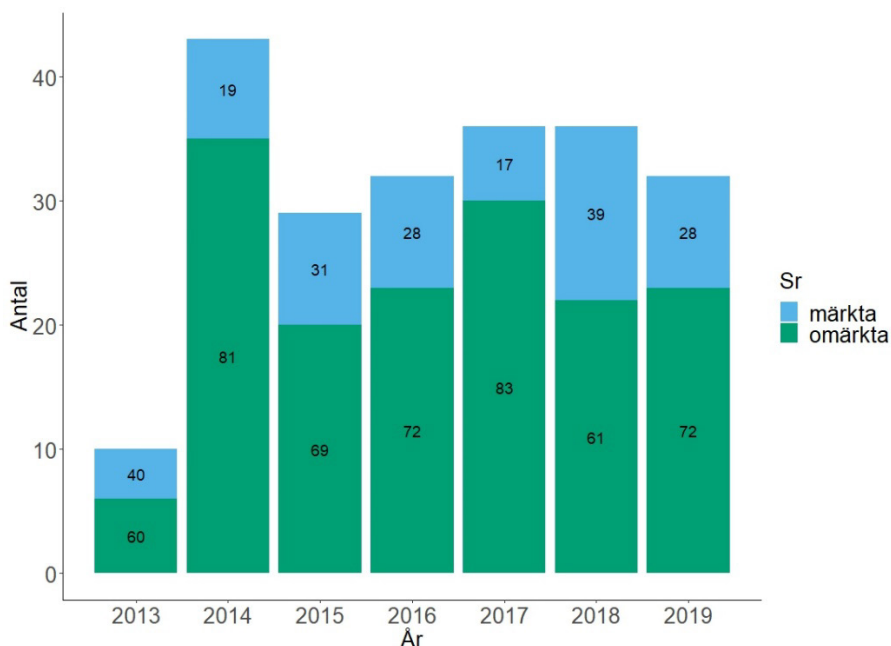
3. Resultat

3.1. Fångad utsatt ål

Totalt har 1118 ålar analyserats hitintills varav 9 % var märkta med Sr. Därmed var 91 % omärkta och naturligt rekryterade ålar. Sr-märkta ålar fångades i Stenungsund (59 stycken), Arödsån (25 stycken), Kållerödsbäcken (2 stycken) och Lökebergs kile (10 stycken). Antalet Sr-analyserade ålar har skiljt sig mycket åt mellan de olika lokalerna och mellan olika år på grund av skillnader i storlek på fångsten (se Bilaga 1). För många av provfiskena så finns det fler otoliter i arkiven som skulle kunna analyseras för att få ett bättre statistiskt underlag.

3.1.1. Ryssjefiske

Av de ålar som provfiskats med ryssja utanför Stenungsund så var 27 % av de analyserade ålarna märkta med Sr (59 av totalt 218 stycken), fördelade över åren 2013- 2019. Andelen märkt ål per fångstår varierade, och var högst år 2013 med 40 % och som lägst år 2017 då 17 % var märkta (Figur 3). Av det totala antalet ål som provtagits från detta provfiske (alltså antalet ål från provfiske-fångsten som gått till dissektion) så har antalet som analyserats med avseende på otolitikemi legat relativt stabilt över åren, förutom första året som analyserats (2013), då antalet var färre (Bilaga 1). Det finns fler arkiverade otoliter från dessa provfisken som skulle kunna analyseras, från år 2013 till 2022 (Tabell 1).

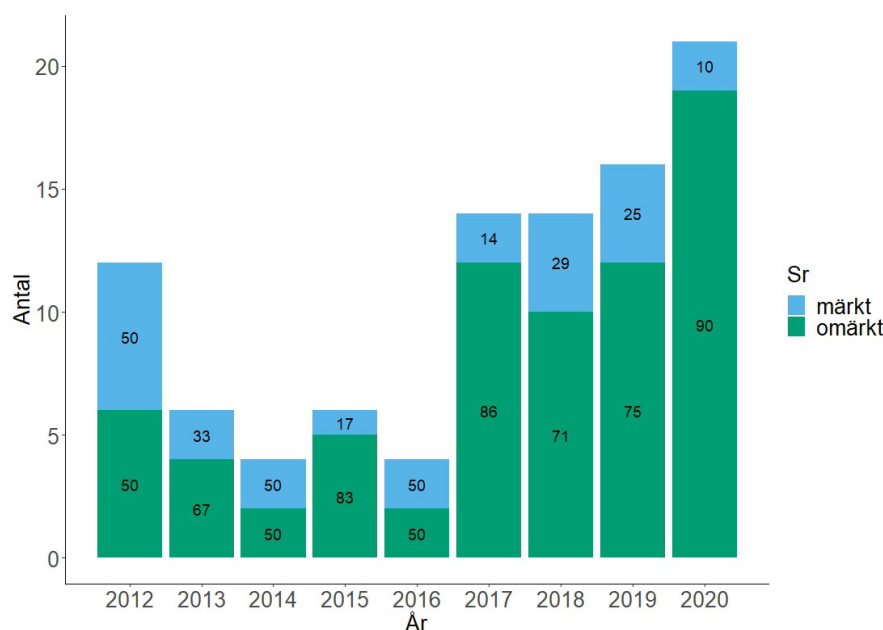


Figur 3. Totalt antal Sr-analyserad ål fördelat per år (2013-2019) som provfiskats med ryssja utanför Stenungsund samt procentfördelning av utsatt ål märkta med Sr (ljusblå) och naturligt rekryterad ål omärkta med Sr (grön).

3.1.2. Övriga fiskemetoder

Av de 25 lokaler som fiskats med elfiske, nettingfälla eller fallfälla var 4 % av de totalt 900 analyserade ålarna märkta med Sr. Andelen märkt ål per fångstår varierade mellan som mest 9 % år 2012 och som lägst 2 % år 2015, för alla lokaler sammanslaget.

Av de lokaler som provfiskats med elfiske är Arödsån och Kållerödsbäcken (år 2012-2020 respektive 2017-2020) de två lokaler där Sr- märkta ålar har påvisats. Elfisket i Arödsån (n = 97) har provfiskats under flest år och hade en andel fångad märkt ål på 26 %. Uppdelat per år varierade andelen märkt ål mellan som mest 50 % år 2012, 2014 och 2016 och som lägst 10 % år 2020 (Figur 4).



Figur 4. Totalt antal Sr-analyserad ål fördelat per år (2012-2020) som provfiskats med elfiske i Arödsån samt procentfördelning utsatt ål märkt med Sr (ljusblå) och naturligt rekryterad ål omärkta med Sr (grön).

Vid Kållerödsbäcken (n = 23) har analyserna endast påvisat en märkt ål (år 2017), vilket gav en andel märkt ål på 33 % det året. Totalt låg andelen märkt ål på 4 % över alla provfiskade år.

Provfisket med fallfälla i Lökebergs kile (åren 2011-2013) resulterade i störst andel Sr-märkta ålar (75- 100 %) och en total andel på 91 %, men det totala antalet ål som analyserats är endast elva stycken. Inga Sr-märkta ålar har påvisats i provfisker gjorda med nettingfällor. Metoderna med fallfälla och nettingfälla testades på ett antal lokaler men ansågs inte vara särskilt framgångsrik för att övervaka rekryter och metoden ersattes därför med elfiske, dock inte alltid på samma lokaler (Strömquist et al. under tryckning).

För Arödsån och Kållerödsbäcken finns det också arkiverade otoliter från åren 2021-2022 (Tabell 1).

Tabell 1. Andel ålotoliter av totala antalet ålotoliter i arkiven som analyserats med avseende på strontium och andelen märkta av de analyserade för lokalen Stenungsund (provfiske med ryssjor) och tre vattendrag i närheten av Stenungsund (Arödsån, Kållerödsbäcken och Lökebergs kile, elfiske eller fallfälla). Kolumnen otoliter arkiv visar antal individer med otoliter i arkivet från dessa provfisker, vilka skulle kunna vara aktuella för strontiumanalys, från år 2013 till och med år 2022 för Stenungsund och 2021 för övriga lokaler.

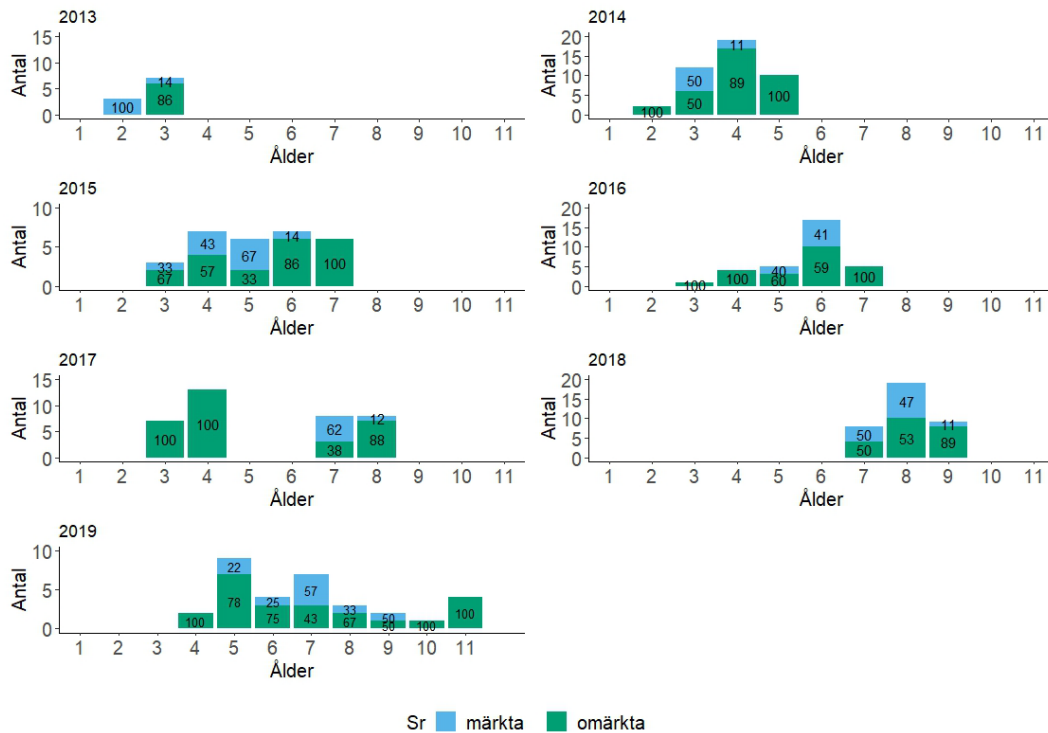
Lokal	Provfiskemetod	År	% Sr analys	% märkta	Otoliter, arkiv
Stenungsund	ryssja	2013-2019	14	27	765
Arödsån	elfiske	2011-2020	100	26	5
Kållerödsbäcken	elfiske	2017-2020	100	4	1
Lökebergs kile	fallfälla	2011-2013	80	91	0

3.2. Ålder

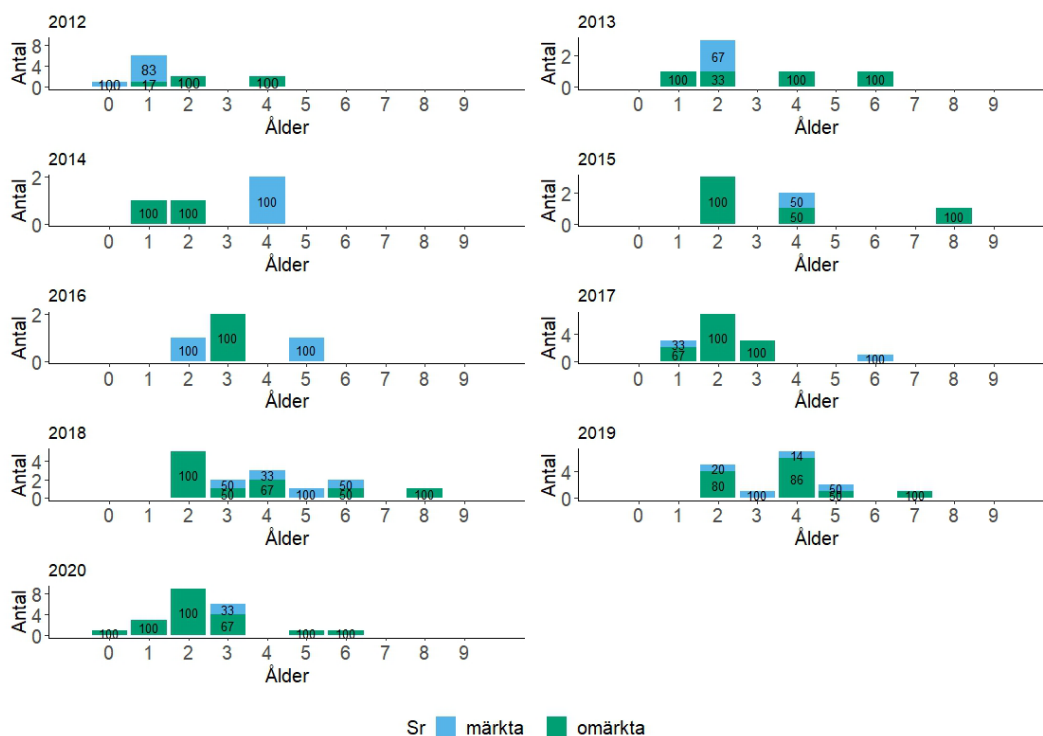
Åldern på de ålar som ingick i analysen av Sr varierade mellan 0 och 15 år.

I ryssjefisket utanför Stenungsund varierade åldern mellan två och elva år varav medelvärdet var 5,64 ($\pm 2,04$ SD) (Figur 5). För Stenungsund har alla ålar som provtagits för dissektion åldersläst (alltså inte bara de ålar som ingick i analysen av Sr). Åldern på det totala stickprovet ($n = 1540$, år 2013 - 2019) var mellan 2 och 17 år varav medelvärdet var 7,68 ($\pm 2,68$ SD).

Vid elfisket i Arödsån varierade åldern på de Sr-analyserade ålarna mellan noll och nio år varav medelvärdet var 2,86 ($\pm 1,64$ SD) (Figur 6). Vid Kållerödsbäcken varierade åldern på de Sr-analyserade ålarna mellan noll och fem år varav medelvärdet var 0,87 ($\pm 1,55$ SD). Märkta ålar återfångades endast 2017, då i åldrarna två och sex.



Figur 5. Totalt antal Sr-analyserad ål från lokalen Stenungsund som provfiskats med ryssjor per fiskeår (2013-2019), fördelat på ålder och med procentandelen utsatt ål märkta med Sr (ljusblå) och naturligt rekryterad ål omärkta med Sr (grön). Notera att åldern är läst från otoliter vilket medför en viss felmarginal. Notera också att skalan på y-axeln skiljer sig åt mellan panelerna i figuren.



Figur 6. Totalt antal Sr-analyserad ål från lokalen Arödsån som provfiskats med elfiske per fiskeår (2011-2020), fördelat på ålder och med procentandelen utsatt ål märkt med Sr (ljusblå) och naturligt rekryterad ål omärkta med Sr (grön). År 2011 visas inte eftersom endast en ål provtogs från elfisket det året, den ålen var 5 år och omärkt. Notera att åldern är läst från otoliter vilket medför en viss felmarginal. Notera också att skalan på y-axeln skiljer sig åt mellan panelerna i figuren.

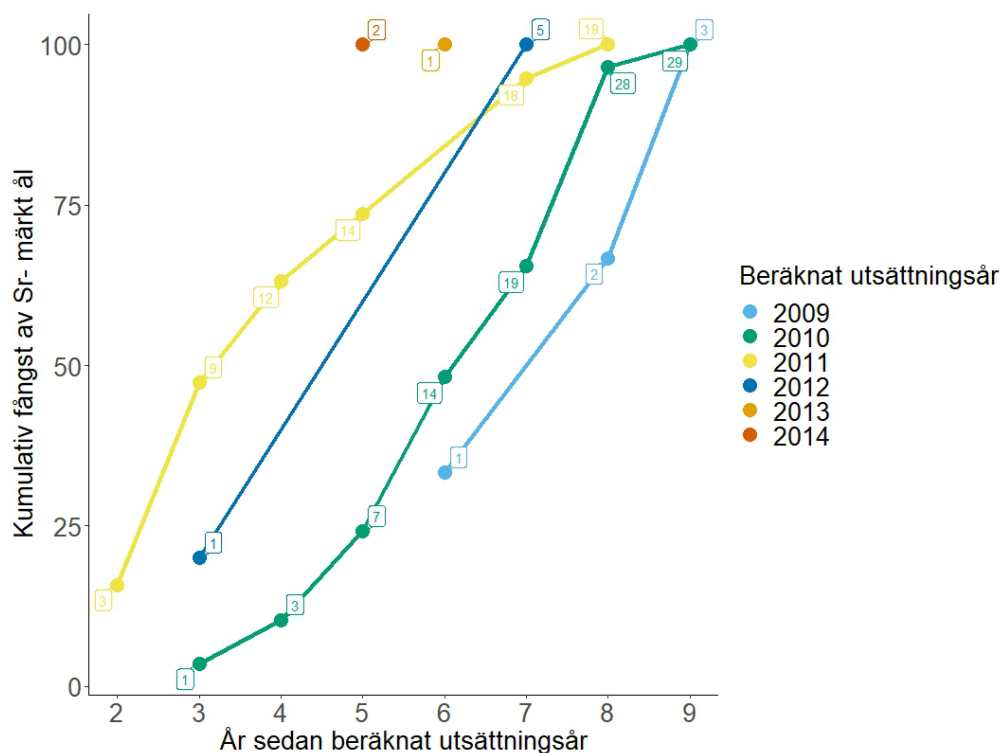
Vid Lökebergs kile varierade åldern på de Sr-analyserade ålarna mellan noll och ett år varav medelvärdet var 0,27 ($\pm 0,47$ SD). Märkta ålar påvisades både i åldrarna noll och ett år och för alla år (2011-2013), medan omärkt ål endast påvisades året 2011 och då i åldern noll år.

Av de ålar som åldersläst till att ha åldern noll år 2008 (54 stycken) var inga märkta med Sr. Av de ålar som åldersläst till att ha åldern noll år 2009 (82 stycken) var tre stycken märkta med Sr och de fångades i Stenungsund åren 2015, 2017, 2018.

3.2.1. Årskullar

För provfisket med ryssjor vid lokalen Stenungsund finns det tillräckligt med data för att följa fångster för enskilda årskullar av utsatt ål på årsbasis efter utsättningen (vid de andra lokalerna finns inte tillräckligt med data). Under fiskeperioden 2013-2019 påträffades ål med ett beräknat utsättningsår mellan åren 2009-2014 (baserat på ålder läst från otoliter). Individer med beräknat utsättningsår 2010 och 2011 har flest återfångster och påträffas kontinuerligt efter utsättningsstillfället (Figur 7, grön respektive gul punkt/linje). De tidigaste fångsterna för dessa årskullar skedde två år

respektive tre år efter utsättningen och har sedan dess återfångats årligen förutom för årskullen 2011 där inga återfångster gjordes 2017 (sex år efter utsättningen). Totalt över alla fiskeår har 29 stycken ålar från den beräknade årskullen 2010 påträffats och 19 stycken från årskullen 2011. Vid åldersläsningen har vissa ålar ansetts tillhöra årskullen 2009. Troligtvis har Sr-märkningen bildat en falsk årsring i otoliten som har feltolkats som ett extra år i dessa fall eftersom utsättningar i området började först år 2010. Fångsten av ålar som sattes ut 2012, 2013 och 2014 har generellt varit låg (Figur 6, mörkblå, orange respektive röd punkt/ linje). Årskullar som sattes ut senare än 2014 har inte påträffats i provfisket än.



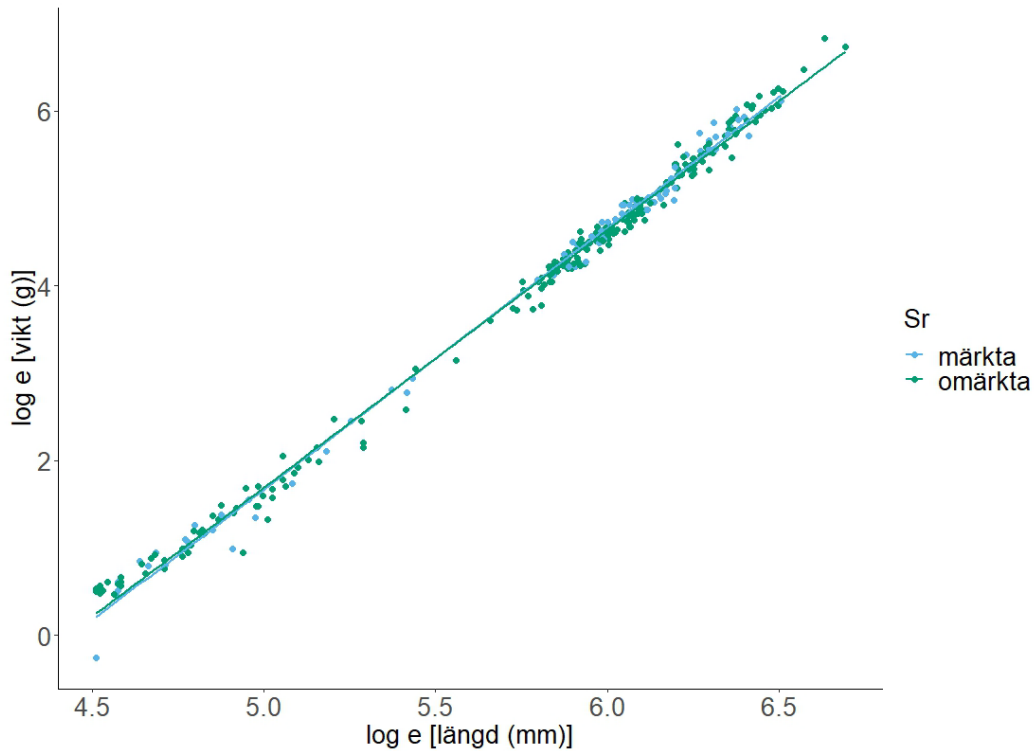
Figur 7. Kumulativ fångst av Sr-märkt ål från provfisket med ryssja utanför Stenungsund utifrån beräknat utsättningsår (ljusblå = 2009, grön = 2010, gul = 2011, mörkblå = 2012, orange = 2013, röd = 2014) och antal år sedan beräknat utsättningsår.

3.3. Kondition

För att undersöka om det relativa längd-viktförhållandet (ett mått på relativ kondition) skiljer sig åt mellan märkt och omärkt ål gjordes en regressionsanalys på ål från Stenungsund och Arödsån. Resultaten indikerar att det inte hade någon effekt på ålens kondition om den var Sr-märkt eller inte. Prediktorerna "längd" (\log_e), "Sr-märkning" och "lokal" förklarade 99 % av variationen i \log_e [vikt] ($R^2 = 0.99$, $F_{(4, 295)} = 1.24 \cdot 10^4$, $p < 0.0001$) (Figur 8). Det fanns ingen signifikant interaktion mellan \log_e [längd] och Sr-märkning ($\beta = -0.09$, $p = 0.12$). \log_e [längd] förklarade signifikant \log_e [vikt] ($\beta = 0.99$, $p < 0.0001$), vilket var förväntat,

däremot förklarade inte Sr-märkning \log_e [vikt] ($\beta = 0.07$, $p = 0.14$) och inte heller lokal ($\beta = 0.02$, $p = 0.11$).

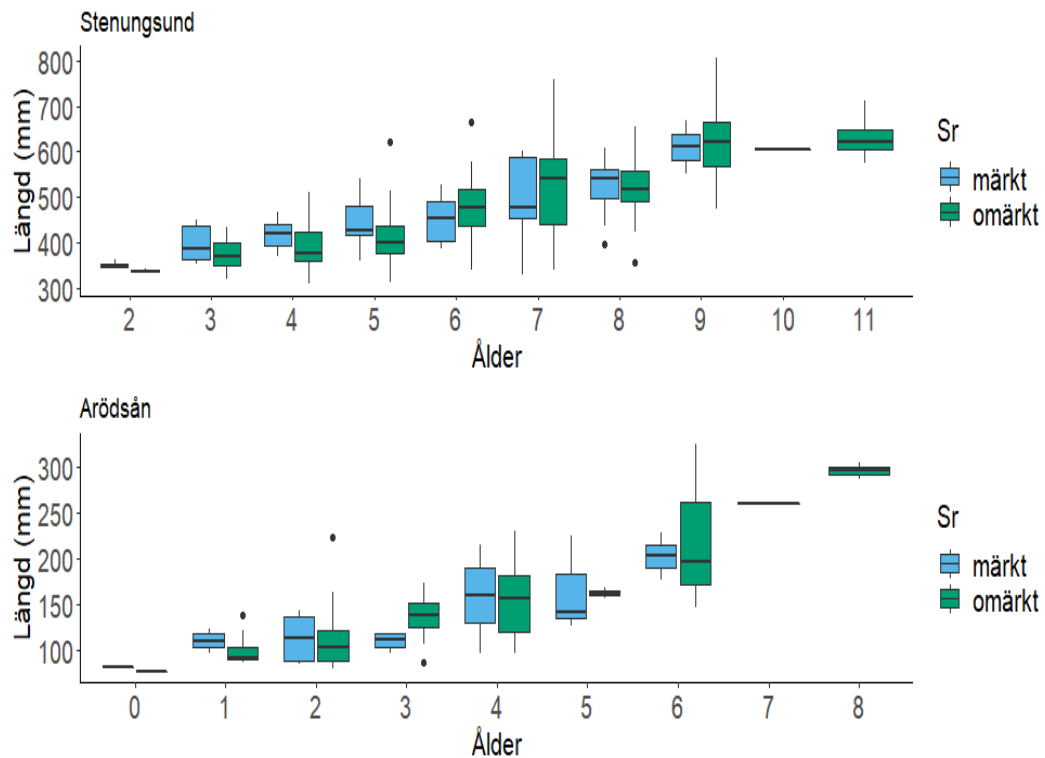
Vid Kållerödsbäcken var endast två av 23 ålar märkta med Sr och i Lökebergs kile var tio av elva ålar märkta med Sr, vilket innebär att det inte finns tillräckligt med data för att göra analyser på om konditionen varierar beroende på om ålen är utsatt eller naturligt rekryterad på dessa två lokaler.



Figur 8. Förhållande mellan \log_e [vikt (g)] och \log_e [längd (mm)] (ett mått på relativ kondition) av ål längre än 90 mm, uppdelade på utsatt ål märkt med Sr (ljusblå) och naturligt rekryterad ål omärkta med Sr (grön). Ål (datapunkter) nedanför linjen har en lägre vikt än förväntat för sin längd, och omvänt har ål ovanför linjen en högre vikt än förväntat.

3.4. Tillväxt

Längdfördelningen för ål vid lokalerna Stenungsund och Arödsån per ålder visar på liten eller ingen skillnad mellan ål med eller utan Sr-märkning (Figur 9). Det finns dock inte tillräckligt med data för att statistiskt kunna avgöra om detta är signifikant.



Figur 9. Längdfördelning per ålderskategori och strontiummärkning (utsatt ål märkt med Sr (ljusblå) och naturligt rekryterad ål omärkt med Sr (grön)) för a) ål fångade med ryssja i Stenungsund och b) ål fångade med elfiske i Arödsån. Boxen visar värden mellan 1a och 3e kvantilen, medianlängd är markerad med en linje i boxen, lodrät linje representerar värden inom 1,5 gånger interkvantilernas spännvidd och extremvärden som svarta datapunkter. Notera att ålder är läst från otoliter vilket medför en viss felmarginal. Notera också att skalan på y-axeln skiljer sig mellan de båda panelerna.

3.5. Avståndsexempel - utsättningar och provfisken

Det har satts ut ål på flertalet lokaler längs med västkusten och i vattendrag som mynnar ut på kusten. Mellan Göteborg och Varberg, en kuststräcka på ca 7 mil, har ca 680 000 ålar satts ut nedanför kraftverksdammar mellan åren 2010 och 2020. Vid provfisket i Löftaån som ligger ca fem mil (kuststräcka) söder om Göteborg har det Sr-analyserats 191 ålar mellan 2011 och 2018 utan att påträffa någon utsatt ål.

Viskan är ett exempel på vattendrag där det har pågått både utsättningar och provfisken inom samma vattensystem. Här har ca 28 000 ålar satts ut år 2010 och 2011 men inga av dessa ålar har fångats i elfisket efter det (det har även gjorts utsättningar i Viskans vattensystem åren efter 2011 men då ovanför vattendammar, och få ålar förväntas klara sig förbi vattenhindren).

I vattnen runt Orust och Tjörn har det satts ut över 3 miljoner ålar som en del av ett projekt kallat 8+fjordar (8fjordar, 2019). Dessa utsättningar har gjorts inom samma

område som provfisket med ryssjor utanför Stenungsund och de har skett årligen sedan projektets början 2010. De lokaler där Sr-märkta ålar har påträffats ligger inom ca en mils avstånd till dessa utsättningar. Däremot, vid provfiskelokalen i Örekilsälven, ca två till tre mil norr om Orust (kuststräcka) och ca en mil ifrån en annan utsättningslokal i Färlevfjorden där det sattes ut 16 000 ål år 2012, har det fångats relativt många ålar i elfisket mellan 2012-2016 (n = 156) utan att det har påträffats någon märkt ål.

4. Diskussion

Den här studien visar att det har fångats få utsatta ålar jämfört med naturligt ankommande ål, så kallade naturliga rekryter. Den totala andelen omärkta, naturliga rekryter på 91 % visar dessutom på en högre andel naturliga rekryter i övervakningsfisket på väst- och sydkusten än vad som tidigare har observerats i studier utförda i länder runt om Östersjön (Limburg et al. 2003; Shiao et al. 2006; Sjöberg et al. 2017; Rohtla et al. 2021). Naturliga rekryter, och unga gulålar, tros först anlända till den svenska västkusten för att sedan ta sig vidare längs med kusten och upp i vattendrag och Östersjön (Andersson et al. 1991). Därmed skulle man kunna tänka sig att det blir lägre densitet av naturliga rekryter ju längre in i Östersjön man kommer, vilket eventuellt kan förklara de skillnader vi ser mellan studierna. Det var dock många lokaler i den här studien där inga utsatta ålar fångats. Utifrån enbart de fyra lokaler där märkta ålar har påträffats så ligger andelen naturliga rekryter på jämförbara nivåer med övriga studier runt om i Östersjön på tre av fyra lokaler. Det var också en stor andel (136 stycken) analyserade ålar som åldersläst till att ha ålder noll år 2008 eller 2009. Dessa ålar togs med eftersom det är en viss felmarginal i åldersanalyserna och tre av dessa var mycket riktigt märkta med Sr, det vill säga att de inte kan ha varit utsatta förrän år 2010. Om majoriteten av dessa 136 ålar däremot är rätt ålderslästa kan de ha påverkat den totala procentfördelningen mellan naturliga rekryter och utsatta ålar.

Lökebergs kile är den lokal som sticker ut med fler fångade utsatta ålar jämfört med naturliga rekryter. Dock kan det bero på slumpmässiga förhållanden då det inte har fångats så många ålar på denna lokal. I Finland har däremot en liknande situation med högre andel utsatta ål än naturligt rekryterade ål observerats i fångsten vilket Rohtla et al. (2021) anser beror på att fisket där gjordes i ett område där det även gjorts utsättningar. Detta eftersom tidigare studier har visat tendenser på att utsatta ål stannar kvar i det område de sätts ut (Shiao et al. 2006). I den här studien ligger alla fyra provfiskelokaler där märkt ål har fångats i relativt nära geografisk anslutning till utsättningarna inom projektet 8+fjörda, vilket stödjer den teorin. Utifrån de data på fångst av märkt ål som finns från ryssjefisket utanför Stenungsund kan man se att beräknade utsatta årskullar år 2011 och 2012 påträffas kontinuerligt i fångsterna åren därefter. Med andra ord verkar dessa ålar stanna kvar i området. Senare utsättningar har däremot inte fångats i samma utsträckning (alternativt av slumpen inte har valts ut för analys av Sr). Det finns även studier

som har sett att utsatt ål snabbt migrerar i huvudsak uppströms men även nerströms i vattendraget där de satts ut (Pedersen 2009). Om ålen sprider sig till andra områden kan det vara en orsak till att senare årskullar inte har påträffats i samma utsträckning. Om så är fallet borde antalet fångade märkta ålar också bli färre ju äldre ålarna blir inom detta område. Utifrån de få data vi har kan man inte se någon sådan avtagande trend men i nuläget är det för få individer analyserade för Sr för att kunna svara på detta med säkerhet. Området kring Orust och Tjörn ligger i öppna vatten och här har ålarna möjlighet att förflytta sig längs med kusten och vidare upp i andra vattendrag. Fångsterna av utsatta ålar i Arödsån, Kållerödsbäcken och Lökebergs kile kan ses som ett tecken på att ålen söker sig upp i dessa vattendrag även om provfiskena här har skett nära kusten. I övriga provfiskelokaler längs med kusten och upp i vattendragen söder och norr om området kring Orust och Tjörn har vi däremot inte fått någon fångst av utsatt ål och ser därmed idag inga tecken på att ålarna som är utsatta i kustvattnen sprider sig några längre sträckor åt dessa håll.

En förklaring till att inga utsatta ålar påträffas på majoriteten av elfiskelokaler, trots flertalet utsättningar i västra och södra Sveriges vatten, kan vara att många av dessa utsättningar har skett i sjöar. Det kanske inte finns någon anledning för ålen att förflytta sig från dessa utsättningslokaler mot kusten och sedan upp i andra vattendrag. Medelvärden på åldern i provfisket med elfiske, fallfälla och nettingfälla låg på 2,82 år medan åldern på lekmogen ål i svenska vatten ligger kring tio - femton år för honor och fyra - fem år för hanar (Holmgren et al. 1997). Efter ytterligare några år, när de utsatta ålarna börjar bli så pass gamla att de är redo för att vandra mot parningsområdet i Sargasso, skulle ett ryssjefiske efter vuxen ål längs med kusten kunna ge en bild av andelen utsatta kontra naturliga rekryter som har överlevt till vuxen lekmogen ålder. Idag finns dock inget sådant provfiskeprogram.

Även i området kring Orust och Tjörn, där det har satts ut mer än tre miljoner ål under årens gång, är det få utsatta ålar jämfört med naturliga rekryter i provfiskefångsterna. Antingen är antalet ankommande naturliga rekryter fortfarande relativt stort jämfört med de utsatta ålarna, alternativt kan den låga andelen utsatt ål vara ett tecken på att utsatta ålar mår sämre och har högre mortalitet än naturliga rekryter. Ett försök till beståndsuppskattning av de marint levande ålarna på svenska västkusten gjordes relativt nyligen men eftersom det råder allmänt fiskeförbud här sedan 2012 är det svårt att uppskatta beståndets storlek fullt ut (Andersson et al. 2019). Trenden med avtagande nya rekryter ser däremot fortfarande ut att minska enligt deras resultat. Det finns studier som tyder på en ökad mortalitet när densiteten av ålar i ett område blir hög (Acou et al. 2011; Bevacqua et al. 2011). Det skulle kunna vara så att just området kring Orust och Tjörn har blivit mättat efter några års utsättningar och ålar som satts ut vid senare tillfällen därför inte har samma överlevnad. Vid jämförelse av tillväxt mellan

naturliga rekryter och utsatta ålar syns ingen skillnad vid varken Stenungsund eller Arödsån (ej statistiskt fastslaget). Med tanke på att det finns viss felmarginall i åldersanalyserna (Svedäng et al. 1998) är ett alternativ till att jämföra tillväxten att jämföra den relativa vikten mot längden. På så sätt får man ett mått på ålens kondition. Resultaten i denna studie tyder inte på någon skillnad i kondition mellan utsatta ålar och naturliga rekryter. Inte heller en studie i Litauen såg någon skillnad mellan utsatta och naturliga rekryter när det gäller kondition (Lin et al. 2007). Utifrån dessa resultat finns alltså inget som tyder på att konditionen hos utsatt ål är lägre än hos de naturliga rekryterna och av den orsaken skulle dö i högre utsträckning.

Trots att det i dagsläget (2022) har gått tolv år (tretton år i vissa vatten) sedan utsättningarna med strontiummärkta ålar påbörjades i Sverige så är det fortfarande relativt tidigt att utvärdera hur utsättningarna påverkar den slutgiltiga mängden lekmogen ål. Min slutsats är att även om det idag inte finns några indikationer på skillnader i kondition mellan naturligt rekryterade och utsatt ål så behövs fler studier framöver för att fortsatt utvärdera även andra frågeställningar. Studieområdet utanför Stenungsund är dock intressant av den anledningen att vi här får utsatta ålar i provfisket kontinuerligt, att fortsatt följa tidstrenderna här är viktigt.

Tack

Stort tack till Josefin Sundin för projektledning och stöd i utformningen av denna rapport. Tack till Philip Jacobson och Joacim Näslund för råd kring statistiska analyser, och till Birgitta Jacobson för hjälp med GIS-kartor. Tack till Jennie Strömquist och Håkan Wickström för information om Sr-märkning och analyser.

Referenser

- Acou, A., Rivot, E., van Gils, J.A., Legault, A., Ysnel, A., Feunteun, E. (2011). Habitat carrying capacity is reached for the European eel in a small coastal catchment: evidence and implications for managing eel stocks. *Freshwater Biology* 56, 952-968.
- Andersson, J. Sandström, O., Hansen, H.J.M. 1991. Elver (*Anguilla anguilla*) stockings in a Swedish thermal effluent- recaptures, growth and body condition. *Journal of applied Ichthyology* 7(2), 78-89.
- Andersson, J., Wickström, H., Bryhn, A., Magnusson, K., Odelström, A., Dekker, W. (2019). Assessing the dynamics of the European eel stock along the Swedish west coast. *Aqua reports* 2019:17, Sveriges Lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser.
- Bergquist, B., Degerman, E., Petersson, E., Sers, B., Stridsman, S., Winberg, S. (2014). Standardiserat elfiske i vattendrag. En manual med praktiska råd. *Aqua reports* 2014:15. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser. 165.
- Bevacqua, D., Melià, P., de Leo, G., Gatto, M. (2011). Intra-specific scaling of natural mortality in fish: the paradigmatic case of the European eel. *Oecologia* 165, 333-339.
- Deelder, C.L. (1976). The problem of the supernumary zones in otoliths of the European eel (*Anguilla anguilla*(Linnaeus, 1758)); A suggestion to cope with it. *Aquaculture*, 9, 373-379
- Dekker, W. (2003). Did lack of spawners cause the collapse of the European eel, *Anguilla anguilla*? *Fisheries Management and ecology*, 10 (6), 365–376
- Dekker, W. (2009). A conceptual management framework for the restoration of the declining European eel stock. *Eels at the edge: Science, status, and conservation concerns*, 3–19.
- Enbody, E.D., Pettersson, M.E., Sprehn, C.G., Palm, S., Wickström, H. & Andersson, L. (2021). Ecological adaptation in European eels is based on phenotypic plasticity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118 (4), e2022620118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2022620118>.
- EIFAC (1984). Documents presented at the Symposium on Stock Enhancement in the Management of Freshwater Fish: held in Budapest, 31 May-2 June 1982 in conjunction with the Twelfth Session of EIFAC. Rome: FAO.
- Förvaltningsplan för år Jo2008/3901. *Jordbruksdepartementet, Bilaga till regeringsbeslut* 2008-12-11 Nr 21.
- Holmgren, K., Wickström, H., Clevestam, P. (1997). Sex-related growth of European eel, *Anguilla anguilla*, with focus on median silver eel age. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 54 (12). <https://doi.org/10.1139/f97-193>.
- ICES (2006). Report of the 2006 Session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels (WGEEL). 23-27 January 2006, Rome, Italy. *ICES CM* 2006/ACFM:16.

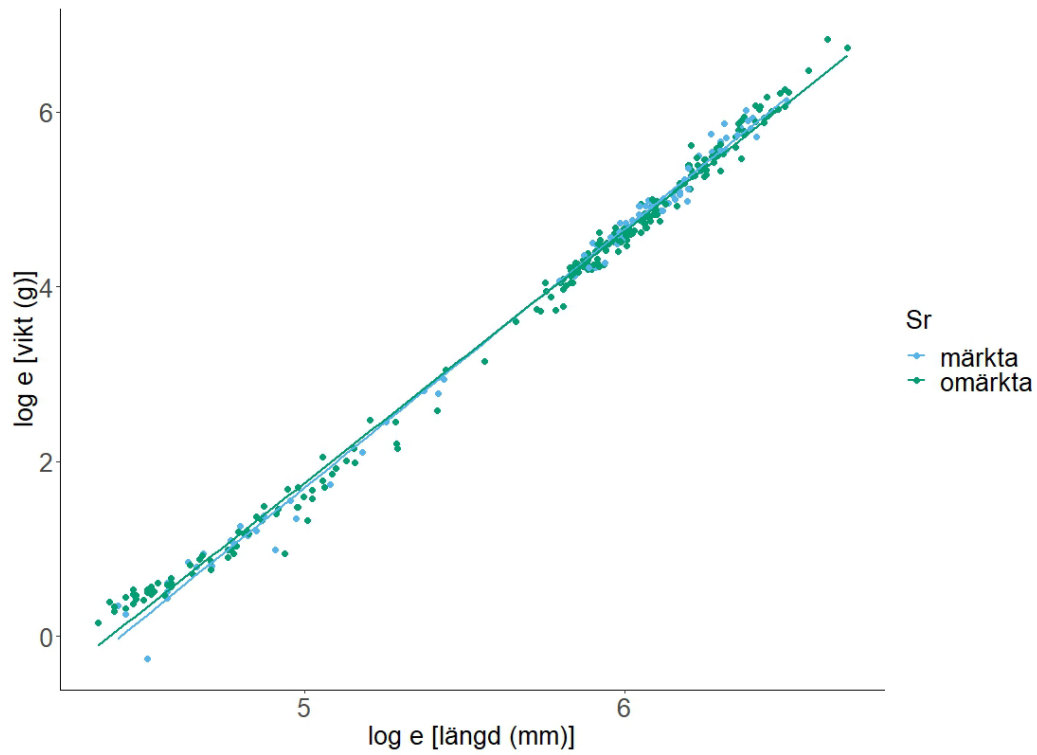
- ICES (2010). Report of the 2010 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels (WGEEL). 9–14 September 2010, Hamburg, Germany. *EIFAC Occasional Paper No. 47. ICES CM 2010/ACOM*:18.
- ICES (2011). Report of the Workshop on Age Reading of European and American Eel (WKAREA2). 22-24 March 2011, Bordeaux, France. *ICES CM 2011/ACOM*:43.
- ICES (2021). Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL). *ICES Scientific Reports*. 3:85. pp 205. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.8143>.
- Limburg, K.E., Wickstrom, H., Svedang, H., Elfman, M. & Kristiansson, P. (2003). Do stocked freshwater eels migrate? Evidence from the Baltic suggests "yes". *American Fisheries Society Symposium* 33, 275–284.
- Lin, Y.-J., Ložys, L., Shiao, J.-C., Iizuka, Y. & Tzeng, W.-N. (2007). Growth differences between naturally recruited and stocked European eel *Anguilla anguilla* from different habitats in Lithuania. *Journal of Fish Biology*, 71 (6), 1773–1787. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2007.01642.x>
- MacNab, S., Luchetta, G., Nimmo, F., et al. (2020). Evaluation of the Eel Regulation : final report. *European Commission, Directorate-General for Maritime Affairs and Fisheries, Publications Office, 2020*. <https://data.europa.eu/doi/10.2771/679816>.
- Melin, D. (2008). Regionalt metodutvecklingsprojekt avseende fångsteffektivitet hos nettingfällor. *Länsstyrelsen i Jönköpings län*. <http://urn.kb.se/resolve?urn=urn:nbn:se:naturvardsverket:diva-6048> [2022-10-19].
- Morales-Nin B. (1992). Determination of growth in bony fishes from otolith microstructure. *FAO fisheries technical paper* 322, 1-5.
- Moriarty, C. & Dekker, W. (1997). Management of the European Eel. *Fisheries Bulletin (Dublin)*, 15, 1–110.
- Pannella, G. (1971). Fish otoliths: daily growth layers and periodical patterns. *Science*, 173(4002), 1124-1127. doi: 10.1126/science.173.4002.112
- Pedersen, M. (2009). Does stocking of Danish lowland streams with elvers increase European eel populations? *American Fisheries Society Symposium* 58, 149-156.
- Pihl, L. & Rosenberg, R. (1982). Production, abundance, and biomass of mobile epibenthic marine fauna in shallow waters, Western Sweden. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, 57 (2–3), 273–301. [https://doi.org/10.1016/0022-0981\(82\)90197-6](https://doi.org/10.1016/0022-0981(82)90197-6).
- Popper, A. N., Ramcharitar, J., & Campana, S. E. (2005). Why otoliths? Insights from inner ear physiology and fisheries biology. *Marine and freshwater Research*, 56(5), 497-504. <https://doi.org/10.1071/MF04267>
- Rohtla, M., Silm, M., Tulonen, J., Paiste, P., Wickström, H., Kielman-Schmitt, M., Kooijman, E., Vaino, V., Eschbaum, R., Saks, L., Verliin, A. & Vetemaa, M. (2021). Conservation restocking of the imperilled European eel does not necessarily equal conservation. *ICES Journal of Marine Science*, 78 (1), 101–111. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa196>.
- Rådets förordning (EG) nr 1100/2007. Council Regulation (EC) No. 1100/2007 of 18 September 2007, Establishing measures for the recovery of the stock of European eel. *Official Journal of the European Union* L 248/17.
- Shiao, J.C., Ložys, L., Iizuka, Y. & Tzeng, W.N. (2006). Migratory patterns and contribution of stocking to the population of European eel in Lithuanian waters as indicated by otolith Sr:Ca ratios. *Journal of Fish Biology*, 69 (3), 749–769. <https://doi.org/10.1111/j.1095-8649.2006.01147.x>.

- Simon, J. (2013). A correction factor for the shrinkage of total length and weight of European eels during freezing. *Journal of Applied Ichthyology*, 29 (4), 909–911. <https://doi.org/10.1111/jai.12104>.
- Sjöberg, N.B., Wickström, H., Asp, A. & Petersson, E. (2017). Migration of eels tagged in the Baltic Sea and Lake Mälaren-in the context of the stocking question. *Ecology of Freshwater Fish*, 26 (4), 517–532. <https://doi.org/10.1111/eff.12296>.
- Strömquist, J. (under tryckning). Rekrytering av ålyngel, Metodutveckling och undersökningar av rekryterande ålyngel år 2010–2020. *Aqua Report*. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser.
- Svedäng, H., Wickström, H., Reizenstein, M., Holmgren, K., Florenius, P. (1998). Accuracy and precision in eel age estimation, using otoliths of known and unknown age. *Journal of Fish Biology* 53, 456 - 464.
- Trybom F. and Schneider G. (1908). Das Vorkommen von " Montées" und die Grösse der kleinsten Aale in der Ostsee und in deren Flüssen. *Conseil International pour l'Exploration de la Mer, Rapport et Procès Verbaux* 9: 60-65.
- Tzeng, W.-N., Severin, K.P. & Wickström, H. (1997). Use of otolith microchemistry to investigate the environmental history of European eel *Anguilla anguilla*. *Marine Ecology Progress Series*, 149, 73–81.
- Wickström, H., Sjöberg, N. (2014). Tracability of stocked eel - the Swedish approach. *Ecology of freshwater fish* 23 (1), 33 - 39. <https://doi.org/10.1111/eff.12053>.
- 8fjordar (2019). 8+fjordar – ett annorlunda havsmiljöprojekt. En historisk och ekonomisk översikt 2005 – 2018. <https://www.8fjordar.se/wp-content/uploads/2021/09/Sammanstallning-8fjordar.pdf> (2022-11-15).

Bilagor

Bilaga 1. Provfiskeår, lokal och fiskemetod samt antal strontiumanalyserade ålar (totalt och per provfiskeår).

Fiskeår	Lokal	Fiskemetod	Sr-analyserad ål, tot (per år)
2011	Arlöv	fallfälla	2
2013	Barsebäck	fallfälla	11
2011	Havstenssund	fallfälla	4
2012	Höllviken	fallfälla	1
2011-2013	Lökebergs kile	fallfälla	11 (4,5,2)
2012, 2013	Skälderviken	fallfälla	18 (10,8)
2012, 2013	Vassbäck	fallfälla	10 (4,6)
2013	Veddökilen	fallfälla	2
2012	Stensån	nettingfälla	2
2012-2020	Arödsån	elfiske	97 (12,6,4,6,4,14,14,16,21)
2018-2020	Dybäcksån	elfiske	37 (8,17,12)
2011	Himleån	elfiske	1
2011, 2013-2020	Höje å	elfiske	40 (1,6,5,5,9,2,5,3,4)
2012-2019	Kvarnabäcken	elfiske	74 (19,5,13,11,7,4,12,3)
2017-2020	Källerödsbäcken	elfiske	23 (6,16,1)
2017-2020	Kävlingeån	elfiske	46 (6,19,7,14)
2011-2016, 2018	Löftaån	elfiske	191 (33,29,63,38,9,14,5)
2017-2020	Nybroån	elfiske	35 (8,12,13,2)
2011, 2018-2019	Rönneå	elfiske	18 (5,13)
2012-2018	Rössjöholmsån	elfiske	55 (2,10,3,9,11,6,14)
2017-2020	Viskan	elfiske	34 (2,11,12,9)
2012-2013	Västerlandaån	elfiske	4 (1,3)
2011	Vävrabäcken	elfiske	1
2012-2016	Örekilsälven	elfiske	156 (35,37,45,22,17)
2013-2019	Stenungsund	ryssja	218 (10,43,29,32,36,36,32)
2017-2020	Knapebäcken	elfiske	27 (9, 13,4,1)



Bilaga 2. Förhållande mellan \log_e [vikt (g)] och \log_e [längd (mm)] av ål (mått på relativ kondition), uppdelade på Sr-märkt (ljusblå) och omärkt (grön) ål. Ål (datapunkter) nedanför linjen har en lägre vikt än förväntat för sin längd, och omvänt har ål ovanför linjen en högre vikt än förväntat.