



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser
Sötvattenslaboratoriet

RAPPORTÖVERSÄTTNING

SLU ID: SLU.aqua.2025.5.1-62

HaV 2015-1217

2025-06-09

Bilaga 1A: Svensk översättning av SLU Aquas utvärdering av ålbeståndet i Sverige, våren 2024.

Rapporten är en översättning från engelska till svenska av 2024 års utvärdering av ålbeståndet i Sverige. Originalrapporten finns som:

van Gemert, R., Holliland, P., Karlsson, K., Sjöberg, N., Säterberg, T. (2024). Assessment of the eel stock in Sweden, spring 2024; Fifth post-evaluation of the Swedish eel management. Aqua reports 2024:5. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), <https://doi.org/10.54612/a.4iseib7eup>

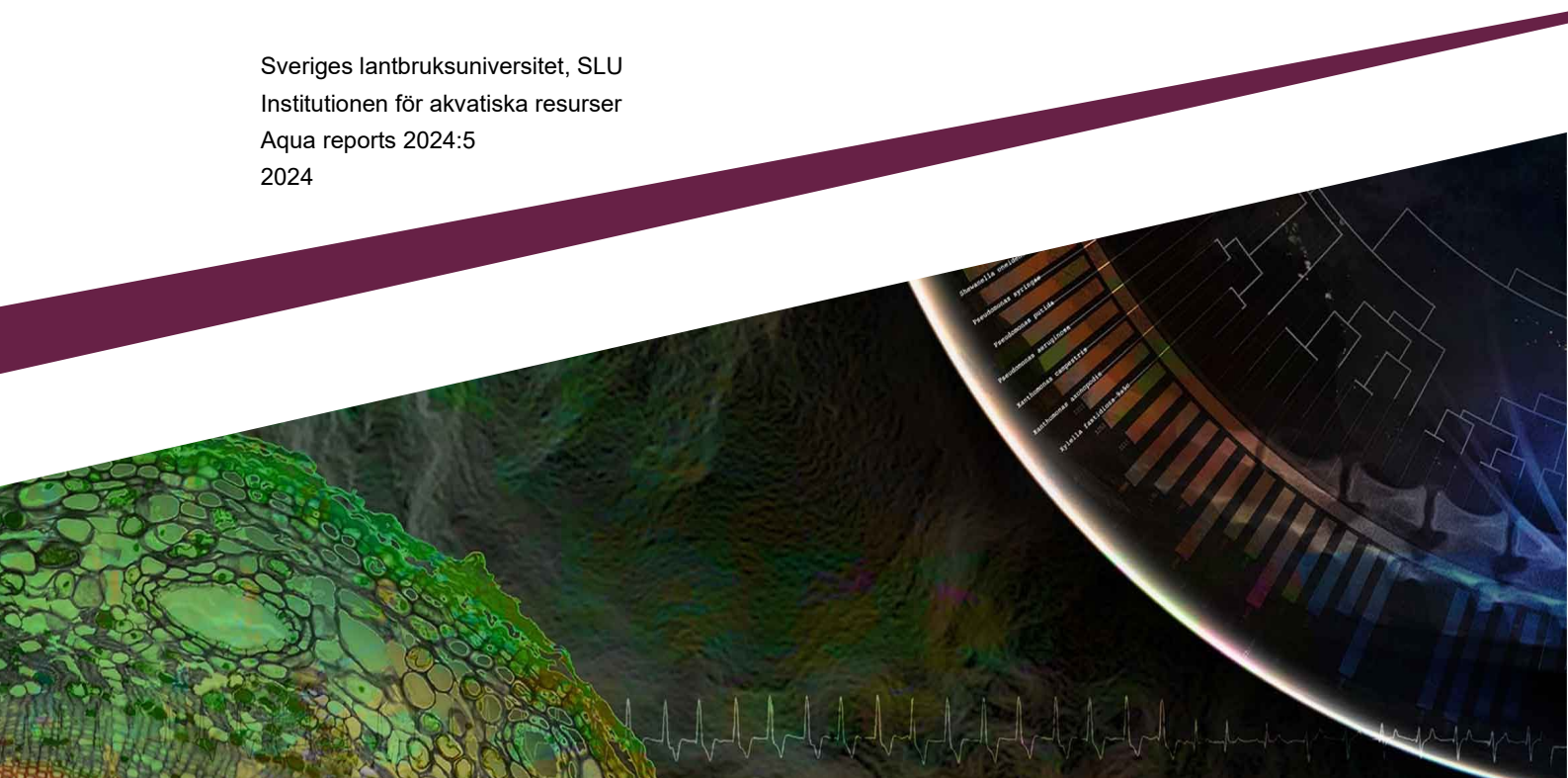


Utvärdering av ålbeståndet i Sverige, våren 2024

- Femte uppföljande utvärderingen av den svenska ålförvaltningen

Rob van Gemert, Per Holliland, Konrad Karlsson, Niklas Sjöberg,
Torbjörn Säterberg

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för akvatiska resurser
Aqua reports 2024:5
2024





**Co-funded by
the European Union**



**Medfinansieras av
Europeiska unionen**

Datainsamling inom DCF finansieras till 60 % av medel från Europeiska havs-, fiskeri- och vattenbruksfonden (EHFVF).

Utvärdering av ålbeståndet i Sverige, våren 2024 – Femte uppföljande utvärderingen av den svenska ålförvaltningen

Rob van Gemert, <https://orcid.org/0000-0001-9395-4740>,
Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Per Holliland, <https://orcid.org/0000-0002-9899-7886>,
Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Konrad Karlsson, <https://orcid.org/0000-0002-4452-8339>,
Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Niklas Sjöberg, <https://orcid.org/0000-0002-9803-7260>,
Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Torbjörn Säterberg, <https://orcid.org/0000-0002-5881-7983>,
Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Granskare:

Anders Kagervall, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Rahmat Naddafi, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser

Den här rapporten finansierades av: Havs- och vattenmyndigheten, Dnr 2024-001625
(SLU-ID: SLU.aqua.2024.5.1-102)

Författarna ansvarar för innehåll och slutsatser i denna rapport. Rapportens innehåll innebär inte att Havs- och vattenmyndigheten tar ställning i frågan.

Rekommenderad citering:	van Gemert, R., Holliland, P., Karlsson, K., Sjöberg, N., Säterberg, T. (2024). Assessment of the eel stock in Sweden, spring 2024; Fifth post-evaluation of the Swedish eel management. Aqua reports 2024:5. Uppsala: Swedish University of Agricultural Sciences (SLU), https://doi.org/10.54612/a.4iseib7eup
Publikationsansvarig:	Noél Holmgren, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Redaktör:	Stefan Larsson, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser Elisabeth Bolund, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Utgivare:	Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser
Utgivningsår:	2024
Utgivningsort:	Uppsala
Omslagsbild:	En ensam ål i sjön Fardume träsk, Gotland, 2024. By Jani Helminen.
Upphovsrätt:	Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.
Serietitel:	Aqua reports
Delnummer i serien:	2024:5
ISBN (elektronisk version):	978-91-8046-627-1
DOI:	https://doi.org/10.54612/a.4iseib7eup
Nyckelord:	Sverige, ål, beståndsstus, utvärdering, skydd, återhämtning

Summary

For decades, the population of the European eel has been in severe decline. In 2007, the European Union decided on a Regulation establishing measures for the recovery of the stock, which obliged Member States to implement a national Eel Management Plan by 2009. Sweden submitted its plan in 2008. According to the Regulation, Member States shall report regularly to the EU-Commission, on the implementation of their Eel Management Plans and the progress achieved in protection and restoration. The current report provides an assessment of the eel stock in Sweden as of spring 2024, intending to feed into the national reporting to the EU in August this year. This report updates and extends previous evaluation reports by Dekker (2012, 2015) and Dekker et al. (2018, 2021).

In this report, the impacts on the stock - of fishing, restocking and mortality related to hydropower generation - are assessed. Other anthropogenic impacts (climate change, pollution, increased impacts of predators, spread of parasites, disruption of migration due to disorientation after transport, and so forth) probably have an impact on the stock too, but these factors are hardly quantifiable, and no management targets have been set. For that reason, and because most factors were not included in the EU Eel Regulation, these other factors are not included in this report. Our focus is on the quantification of silver eel biomass escaping from continental waters towards the ocean (current, current potential and pristine) and mortality risks endured by those eels during their whole lifetime. The assessment is broken down on a geographical basis, with different impacts dominating in different areas (west coast, inland waters, Baltic coast).

In the last decade, a break in the downward trend in glass eel recruitment has been observed, with recruitment no longer declining consistently. Whether that relates to recent protective actions, or is due to other factors, is yet unclear. Nevertheless, recruitment levels remain at historically low levels. This report contributes to the required international assessment, but does not discuss the causing factors behind the recent recruitment trend and the overall status of the stock across Europe.

For the different assessment areas, results summarise as follows:

On the west coast, a commercial fyke net fishery on yellow eel was exploiting the stock, until this fishery was completely closed in spring 2012. A fishery-based assessment no longer being achievable, we present trends from research surveys (fyke nets). Insufficient information is currently available to assess the recovery of the stock in absolute terms. Obviously, current fishing mortality is zero (disregarding the currently unquantifiable effect of illegal fishing), but none of the other requested stock indicators (current, current potential and pristine biomass) can be presented. The formerly exploited size-classes of the stock show a recovery in abundance after the closure of the commercial fishery, and the smaller size classes show a break in their decline in line with the recent global trend of glass eel recruitment.

In order to support the recovery of the stock, or to compensate for anthropogenic mortality in inland waters, young eel has been restocked on the Swedish west coast since 2010. Noting the quantity of restocking involved, the expected effect (ca. 50 t silver eel) is relatively small, and hard to verify – in comparison to the potential natural stock on the west coast (an order of 1000 t). However, for the currently depleted stock, the contribution will likely constitute a larger share of silver eel escapement.

For inland waters, this report updates the 2021 assessment, with substantial changes in methodology being the use of a new natural recruitment model, and the full separation of Trap & Transport catches from the fisheries statistics. The assessment for the inland waters relies on a

reconstruction of the stock from information on the youngest eels in our waters (natural recruits, assisted migration, restocking). Based on 78 years of data on natural recruitment into 22 rivers, a statistical model is applied which relates the number of immigrating young eel caught in traps to the location and size of each river, the distance from the trap to the river mouth, and the year in which those eels recruited to continental waters as a glass eel (year class). The further into the Baltic, the larger and less numerous recruits generally are. Distance upstream comes with less numerous recruits.

Using the results from the above recruitment analysis, in combination with historical data on assisted migration (young eels transported upstream within a drainage area, across barriers) and restocking (young eels imported into a river system), we have a complete overview of how many young eels recruited to Swedish inland waters. From this, the production of fully grown silver eel is estimated for every lake and year separately, based on best estimates of growth and natural mortality rates. Subtracting the catch made by the fishery (as recorded) and down-sizing for the mortality incurred when passing hydropower stations (percentwise, as recorded or using a default percentage), an estimate of the biomass of silver eel escaping from each river towards the sea is derived.

Results indicate, that since 1960, the production of silver eel in inland waters has declined from over 700 to below 300 tonnes per year (t/yr). The production of naturally recruited eels is still falling; following the increase in restocking since 2010, an increase in restocking-based production is expected to be starting right around now. Gradually, restocking has replaced natural recruitment (assisted and fully natural), now making up over 90 % of the inland stock. Fisheries have taken 20-30 % of the silver eel (since the mid-1980s), while the impact of hydropower has ranged from 25 % to 60 %, depending on the year. Escapement is estimated to have varied from 72 t in the late 1990s, to 175 t in the early 2000s. The biomass of current escapement (including eels of restocked origin) is approximately 15 % of the pristine level (incl. restocked), or almost 30 % of the current potential biomass (incl. restocked). This is below the 40 % biomass limit of the Eel Regulation, and anthropogenic mortality (70 % over the entire life span in continental waters) exceeds the limit implied in the Eel Regulation (60 % mortality, the complement of 40 % survival). Mortality being that high, Swedish inland waters currently do not contribute to the recovery of the stock.

The temporal variation (in production, impacts and escapement) is partly the consequence of a differential spatial distribution of the restocking of eel over the years. The original natural (not assisted) recruits were far less impacted by hydropower, since they could not climb the hydropower dams when immigrating. Since 2010, inland restocking is increasingly concentrated to drainage areas falling to the Kattegat-Skagerrak, also including obstructed lakes (primarily Lake Vänern, and many smaller ones). Even though Trap & Transport of silver eel - from above barriers towards the sea - has contributed to reducing the hydropower impact, hydropower mortality remains the largest estimated contributor to silver eel mortality in inland waters. Without restocking, the biomass affected by fishery and/or hydropower would be only 5-10 % of the currently impacted biomass, but the stock abundance would reduce from 15 % to less than 3 % of the pristine biomass.

In summary: the inland eel stock biomass is below the minimum target, anthropogenic impacts exceed the minimum limit that would allow recovery, and those impacts have been increasing. It is therefore recommended to reconsider the current action plans on inland waters, taking into account the results of the current, comprehensive assessment.

For the Baltic coast, the 2021 assessment has been updated without major changes in methodology. Results indicate that the impact of the fishery continues to decline over the decades. The current impact of the Swedish silver eel fishery on the escapement of silver eel along the Baltic Sea coast is estimated at 0.3 %. However, this fishery is just one of the anthropogenic impacts (in

other areas/countries) affecting the eel stock in the Baltic, including all types of impacts, on all life stages and all habitats anywhere in the Baltic. Integration with the assessments in other countries has not been achieved. Current estimates of the abundance of silver eel (biomass) indicates an order of several thousand tonnes, but those estimates are extremely uncertain, due to the low impact of the fishery (near-zero statistics). Moreover, these do not take into account the origin of those silver eels, from other countries. An integrated assessment for the whole Baltic will be required to ground-truth these estimates. This would also bring the eel assessments in line with the policy to regionalise stock assessments for other (commercial) fish species (see https://ec.europa.eu/oceans-and-fisheries/fisheries/rules/multiannual-plans_en).

It is recommended to develop an integrated assessment for the entire Baltic Sea eel stock, and to coordinate protective measures with other range states.

Sammanfattning

I flera årtionden har den europeiska ålens beståndsstorlek starkt minskat. EU beslutade 2007 om en förordning med åtgärder för att återställa ålbeståndet i Europa. Förordningen ålade medlemsländerna att utarbeta och verkställa sina respektive nationella ålförvaltningsplaner senast år 2009. Sverige lämnade in sin plan hösten 2008. Enligt förordningen ska medlemsstaterna vart tredje år rapportera till EU-kommissionen vad som gjorts inom ramen för ålförvaltningsplanen och erhållna resultat vad gäller skydd och återuppbyggnad av ålbeståndet. I föreliggande rapport presenteras en analys och uppskattning av ålbeståndet i Sverige så som det såg ut våren 2024; i syfte att tjäna som underlag till den svenska uppföljningsrapporten till EU senare detta år. Rapporten uppdaterar och utvidgar tidigare års utvärderingar av Dekker (2012, 2015) och Dekker m.fl. (2018, 2021).

Rapporten utvärderar påverkan från fiske, utsättning och kraftverksrelaterad dödlighet på ålbeståndet. Annan antropogen påverkan som klimatförändring, förorening, ökad påverkan från predatorer, parasitspridning och en eventuell störd vandring efter transport av ålen o.s.v., har sannolikt också en effekt på beståndet. Sådana faktorer är däremot svåra att kvantifiera och det finns inte några relaterade förvaltningsmål uppsatta. Av dessa orsaker, samt det faktum att EU:s ålförordning inte heller beaktar dessa faktorer, inkluderas de inte i denna utvärdering. Vi fokuserar här på kvantifieringen av den utvandrande blankålens biomassa, från kontinentala vatten till havet (faktisk, potentiell och jungfrulig), och på den dödlighet ålen utsätts för under hela sin livstid. Utvärderingen är uppdelad på regional nivå, med olika effekter som dominerar i olika områden (västkust, inland, Östersjökusten).

Under de senaste åren har den sedan länge nedåtgående trenden i antalet rekryterade glasålar brutits. Om det är till följd av de åtgärder som gjorts, eller om det finns andra bakomliggande orsaker, är fortfarande oklart. Oavsett kvarstår nivån av rekryterande glasålar på historiskt låga nivåer. Denna rapport bidrar till den internationella utvärderingen, men den diskuterar inte de bakomliggande orsakerna till den senaste rekryteringstrenden eller ålbeståndets allmänna tillstånd i Europa.

Resultaten för de olika utvärderingsområdena summeras enligt följande:

Gulålen på västkusten exploaterades tidigare genom ett intensivt ryssjefiske. Det fisket är sedan våren 2012 helt stängt. Även om viss fiskebaserad uppföljning fortsätter genom forskningsundersökningar med ryssjor, så är den tillgängliga informationen inte tillräcklig för att bedöma återhämtningen av beståndet i absoluta tal. Uppenbarligen så är fiskeridödligheten nu noll, men vi kan inte presentera några av de andra efterfrågade beståndsindikationerna (faktisk, potentiell

och jungfrulig biomassa). De fiskerioberoende undersökningarna visar emellertid att de tidigare hårt nyttjade storleksklasserna i beståndet återhämtar sig, och att minskningen av de mindre storleksklasserna har avstannat, i enlighet med den övergripande beståndstrenden inom hela utbredningsområdet.

Som en åtgärd för att bygga upp ålbeståndet eller för att kompensera för antropogen dödlighet i inlandsvatten, har unga ålar satts ut på västkusten sedan 2010. Med tanke på mängden utsatt ål, är den förväntade effekten (ca 50 ton blankål) relativt liten och svår att verifiera – jämfört med det potentiella naturliga beståndet på västkusten (i storleksordningen 1000 ton). Men för det nu utarmade beståndet kommer bidraget av utsatt ål sannolikt att utgöra en större andel av utvandringen till Sargassohavet.

För inlandsvatten så redovisar rapporten en uppdatering av 2021 års utvärdering, med betydande förändringar i metodiken såsom användningen av en ny rekryteringsmodell, och en fullständig separering av fångst vid Trap & Transport från fiskeristatistiken. Utvärderingen för inlandsvatten bygger på en rekonstruktion av beståndet utifrån information om de yngsta ålarna i våra vatten (naturliga rekryter, yngeltransport och utsättning). Baserat på 78 års data över naturlig rekrytering till 22 vattendrag, har en statistisk modell tagits fram. Den relaterar antalet uppvandrande unga ålar fångade i ålyngelsamlare till geografisk lokalisering och storlek av varje vattendrag, avstånd från mynning till ålyngelsamlaren, och till vilket år dessa ålar rekryterades till kontinentala vatten som glasål, d.v.s. årsklass. Ju längre in i Östersjön, desto färre men större är de rekryterande ålarna. Även längre avstånd från mynningen medför färre ålar.

Genom att använda resultaten från rekryteringsanalysen ovan, i kombination med historiska data över yngeltransporter ("assisted migration", unga ålar som med människans hjälp transporterats upp och förbi vandringshinder) och utsatt mängd importerade ålyngel, så har vi en fullständig översikt över hur många unga ålar som rekryteras till svenska inlandsvatten. Utifrån detta har produktionen av blankål uppskattats för alla sjöar och år, baserat på de bästa uppskattningarna för tillväxt och naturlig dödlighet. Genom att sedan dra bort mängden fångad ål i fisket (utifrån rapporterade landningar) och de som dött vid kraftverkspassager (procentuell, utifrån rapporterad andel eller standardandel), har biomassan av överlevande lekvandrande blankål uppskattats.

Resultaten indikerar att produktionen av blankål har minskat från mer än 700 ton år 1960 till mindre än 300 ton per år, och att produktionen fortfarande minskar. Detta beror troligen på minskning av naturligt rekryterad ål under lång tid och vi först nu kan börja se en förväntad ökad produktion av blankål till följd av ökningen av utsatt ål sedan 2010. Den naturliga rekryteringen av ål, uppflyttad eller naturlig uppvandring, har gradvis ersatts av utsatt ål, vilka nu utgör 90 % av inlandsbeståndet. Fisket har tagit 20-30 % av blankålen (sedan 1980-talet), medan påverkan (dödlighet) från vattenkraft har varierat mellan 25 % och 60 % beroende på år. Utvandringen av blankål till havet har varierat mellan 72 ton under sent 1990-tal och 175 ton under tidigt 2000-tal. Biomassan av utvandrande blankål (inklusive ål av utsatt ursprung) uppskattas idag vara ungefär 15 % av den jungfruliga mängden (inkl. utsatt), eller nästan 30 % av dagens potentiella biomassa (inkl. utsatt). Biomassan ligger därmed under den 40 % -gräns som EU:s ålförordning föreskriver. Även den mänskligt introducerade dödligheten (70 % över hela livsperioden i kontinentala vatten) överskrider den föreslagna gränsen i EU:s ålförordning (60 % dödlighet, motsvarande 40 % överlevnad). Med en så hög dödlighet bidrar svenska inlandsvatten för närvarande inte till en återhämtning av beståndet.

Variationen i produktion, påverkansfaktorer och utvandring över tid är delvis en konsekvens av rumsliga förändringar i utsättningar av ålyngel. De ursprungliga naturliga rekryterna, dvs. inte uppflyttade, var mycket mindre påverkade av vattenkraften, då de normalt inte kunde vandra förbi

kraftverksdammar uppströms. Sedan 2010 görs utsättningarna främst i avrinningsområden som mynnar på västkusten, inklusive sjöar med hinder för nedströmsvandring (främst i Väner, men också i flera mindre sjöar). Även om Trap & Transport av blankål – från ovan vattenkraftshinder till havet – har bidragit till att minska vattenkraftens påverkan, är vattenkraftsdödligheten fortfarande den största beräknade orsaken till blankålsdödighet i inlandsvattnen. Utan ålutsättning skulle biomassan av ål påverkad av fiske och/eller vattenkraft bara vara 5 - 10 % av dagens påverkade biomassa. Samtidigt skulle förekomsten bara vara 3 % av den jungfruliga biomassan, att jämföra med dagens 15 %.

Sammanfattningsvis: biomassan av inlandsvattnens ålbestånd uppnår inte den nödvändiga miniminivån, den mänskliga påverkan överskrider den lägsta gränsen för återhämtning, och de negativa effekterna har ökat. Vi rekommenderar därför att nuvarande förvaltningsplan för ål i inlandsvatten omprövas, med beaktande av resultaten av den aktuella, omfattande utvärderingen.

För Östersjökusten har 2021 års utvärdering uppdaterats utan förändringar i metodiken. Resultaten indikerar att fiskets inverkan fortsätter att minska över tid. Dagens påverkan, av det svenska blankålsfisket, på mängden utvandrande blankål vid ostkusten, beräknas nu till 0,3 %. Fisket är emellertid bara en av alla mänskliga faktorer (i andra områden/länder) som påverkar ålbeståndet, där påverkan sker på alla livsstadier och i alla typer av livsmiljöer i hela Östersjöregionen. Någon integrerad utvärdering i länderna runt Östersjön har inte kommit till stånd. Nuvarande uppskattning av blankål (biomassa) i Östersjön är i storleksordningen tusentals ton, men denna skattning är mycket osäker med tanke på den låga påverkan av fisket (nära noll-statistik). Dessutom tar utvärderingen inte hänsyn till ursprunget av blankålen vilket innebär att en del ål kan komma från andra länder. En integrerad, enhetlig utvärdering för hela Östersjön behövs för att verifiera denna skattning. Detta skulle ligga i linje med regionaliseringsarbetet för beståndsskattning avseende andra kommersiella målarter (se https://ec.europa.eu/oceans-and-fisheries/fisheries/rules/multiannual-plans_en).

Vi rekommenderar således en integrerad utvärdering för hela Östersjöbeståndet av ål och att skyddsåtgärder samordnas mellan berörda länder.

Innehållsförteckning

1. Inledning	11
1.1 Sammanhang.....	11
1.2 Rapportens syfte	11
1.3 Rapportens struktur	13
1.4 Det svenska ålbeståndet och fisket	13
1.5 Rumsliga bedömningsenheter	16
1.6 Förvaltningsmål och referenspunkter	17
1.6.1 Mål för förvaltningen	17
1.6.2 Referenspunkter för hållbart nyttjande och skydd	18
1.6.3 Referenspunkter för återhämtning	18
1.6.4 Referenspunkter som används i den internationella rådgivningen från ICES 19	
1.6.5 Tidigare använd referensram.....	19
1.6.6 Nuvarande val av referensram	20
1.7 Rumslig täckning, hela beståndet versus förvaltningsenheter	22
1.8 Antropogen påverkan på fiske och annat än fiske	23
2. Rekryteringsindex	24
3. Utsättning	27
3.1 Antal utsatta ålar	27
3.2 Utsättning och beståndsuppskattningar	28
3.3 Utsättning och beståndsindikatorer	28
4. Fiske, fångst och fiskedödlighet	30
5. Vattenkraftens påverkan på blankålens utvandring	34
6. Trap & Transport av blankål.....	36
7. Annan antropogen påverkan	37
7.1 Illegalt, orapporterat och oreglerat fiske	37
7.2 Skarvar och andra rovdjur	37
8. Beståndsindikatorer	39
9. Diskussion	43
9.1 Jämförelse med utvärderingen 2021	43

9.2	Krav för 2024 års rapportering till EU.....	44
10.	Rekommendationer och råd.....	45
11.	Tack	48
13.	Litteratur.....	49
Bilaga A:	Ålbeståndet på västkusten	55
A.1	Utveckling av fisket efter gulål på västkusten	55
A.2	Trender i ålbeståndet på västkusten.....	58
A.3	Utsättning i kustvatten	60
Bilaga B:	Rekrytering till inlandsvatten	63
B.1	Material och metoder	63
B.1.1	Studieplatser.....	63
B.1.2	Data och gemensam trend	67
B.1.3	Statistisk analys	70
B.2	Resultat av modellering av antal ålar.....	71
B.3	Extrapolering av trender i naturlig rekrytering.....	75
B.4	Möjligheten att använda data från elfiske för att uppskatta naturlig rekrytering	75
Bilaga C:	Rekonstruktion av inlandsbeståndet	80
C.1	Data och metoder	80
C.1.1	Input till inlandsbestånd.....	80
C.1.2	Output från inlandsbeståndet	90
C.1.3	Omvandling från rekryterad ål till blankål	96
C.1.4	Uppskattnig av utvandring.....	99
C.2	Resultat.....	100
C.2.1	Produktion av blankål	100
C2.2	Destination för blankål.....	104
C2.3	Naturlig dödlighet M	109
Bilaga D:	Effekter av fisket på Östersjökusten	112
D.1	Data and metoder	112
D.2	Resultat.....	114
D.3	Diskussion	118

1. Inledning

1.1 Sammanhang

Populationen¹ av den europeiska ålen (*Anguilla anguilla*) har minskat kraftigt jämfört med historiska nivåer: fångsten i fisket har minskat under det senaste århundradet till under 10 % av tidigare nivåer, och mellan 1970- och 2010-talet har rekryteringen snabbt minskat till 1-10 % jämfört med den tidigare nivån (Dekker 2004, 2016; ICES 2023). År 2007 beslutade Europeiska unionen om en förordning med åtgärder för återhämtning av den europeiska ålens bestånd (Anonymous 2007; Council Regulation 1100/2007, nedan kallad EU:s ålförordning). Förordningen ålade EU:s medlemsstater att utarbeta nationella ålförvaltningsplaner (ÅFP) senast 2009. I december 2008 lämnade Sverige in sin ÅFP (Anonymous 2008), i vilken hela Sverige definieras som en enda förvaltningsenhet för ål. Därefter har skyddsåtgärder genomförts (i Sverige och i alla andra EU-länder), och framstegen har utvärderats internationellt 2014 (Anonymous 2014), 2019 (Anonymous 2019) och 2022 (ICES 2022). På nationell nivå har tillståndet för ålbeståndet i Sverige bedömts genom utvärderingar, med början våren 2012 (Dekker 2012), och därefter vart tredje år (Dekker 2015, Dekker et al 2018, Dekker et al 2021). Den här rapporten, år 2024, uppdaterar, utökar och granskar innehållet i de nationella rapporterna.

1.2 Rapportens syfte

I EU:s ålförordning fastställs gränser för fisket och för påverkan från vattenkraftsproduktion. Andra viktiga faktorer som kan påverka ålbeståndet är klimatförändringar, föroreningar, spridning av sjukdomar och parasiter, påverkan av predatorer (antropogent förstärkta) och den potentiella störningen av vandringsbeteendet efter transport av ål (för utsättning eller genom Trap &

¹ I denna rapport använder vi ordet "population" för hela den grupp av europeiska ålar som korsar sig eller har potential att korsa sig. Hittills tyder bevisen på att potentiellt alla europeiska ålar i artens hela utbredningsområde utgör en enda population. Ordet "bestånd" används mer löst för att beteckna en grupp ålar i ett avgränsat område.

Transport). För dessa faktorer finns europeisk politik som föregår EU:s ålförordning, så som EU:s habitatdirektiv, ramdirektiv för vatten och den gemensamma fiskeripolitiken. Det förutsattes att dessa andra politiska åtgärder skulle säkerställa en tillräcklig (eller bästa möjliga) effekt avseende de andra påverkansfaktorerna. Därför föreskriver EU:s ålförordning inga ytterligare åtgärder. Eftersom denna rapport är inriktad på en bedömning av ålbeståndet i förhållande till genomförandet av EU:s ålförordning, kommer de andra antropogena faktorerna - som anges ovan - att lämnas utanför diskussionen. Detta är i linje med tillvägagångssättet i den svenska ålförvaltningsplanen, som inte heller inkluderar några specifika åtgärder för dessa faktorer. Detta innebär inte att dessa andra faktorer är mindre betydelsefulla. För de flesta av dem har påverkan på ålbeståndet knappt kunnat kvantifieras än, och i de fall sådan kvantifiering har skett, är det ännu inte möjligt att utvärdera resultaten regelbundet. Att blanda in icke-kvantifierade aspekter i en kvantitativ analys äventyrar bedömningen, vilket riskerar att leda till en eventuellt bristfällig förvaltning av de kvantifierade faktorerna (dödlighet till följd av fiske och vattenkraft).

Enligt EU:s ålförordning ska medlemsstaterna rapportera till kommissionen om framstegen i genomförandet av sina nationella ålförvaltningsplaner samt om ålbeståndets status och skyddsstatus. Detta skulle göras vart tredje år från och med 2012, och vart sjätte år från och med 2018. Tanken bakom detta tidsschema var att genomförandet skulle ha kommit en bra bit på väg till 2018 och att en lägre rapporteringsfrekvens skulle räcka för att dokumentera beståndets (långsamma) återhämtning. I verkligheten går genomförandet av de nationella ålförvaltningsplanerna inte så snabbt, och övervakning och utvärdering av deras effektivitet haltar (Dekker 2016; Anonymous 2019). I ett gemensamt uttalande från december 2017 enades EU-kommissionen och medlemsstaterna om att fortsätta med den treåriga rapporteringscykeln. I år (2024) är det andra rapporteringsåret inom ramen för denna överenskommelse, efter 2021.

Denna rapport analyserar statusen för det svenska ålbeståndet och de senaste trenderna i antropogen påverkan och deras förhållande till de gränser som anges i EU-förordningen och den svenska ålförvaltningsplanen. Avsikten är att bidra till den nationella rapporteringen till EU-kommissionen. För detta ändamål beräknas beståndsindikatorer som uppfyller de internationella rapporteringskraven. Huvudfokus kommer att ligga på att uppskatta trender i biomassan av blankål som vandrar ut (B_{current} , B_{best} och B_0) och den dödlighet de utsatts för under sin livstid (ΣA). Se nedan.

Presentationen i denna rapport kommer att vara av teknisk karaktär och fokusera på beståndets status och dynamik. De förvaltningsåtgärder som vidtagits, deras genomförande och omedelbara effekter diskuteras inte direkt; deras nettoeffekt på beståndet kommer dock att framgå av de utvärderingar som presenteras i denna

rapport. Tidigare har Dekker et al. (2016) analyserat effekterna av olika förvaltningsåtgärder i en studie där en serie av olika scenarios testades.

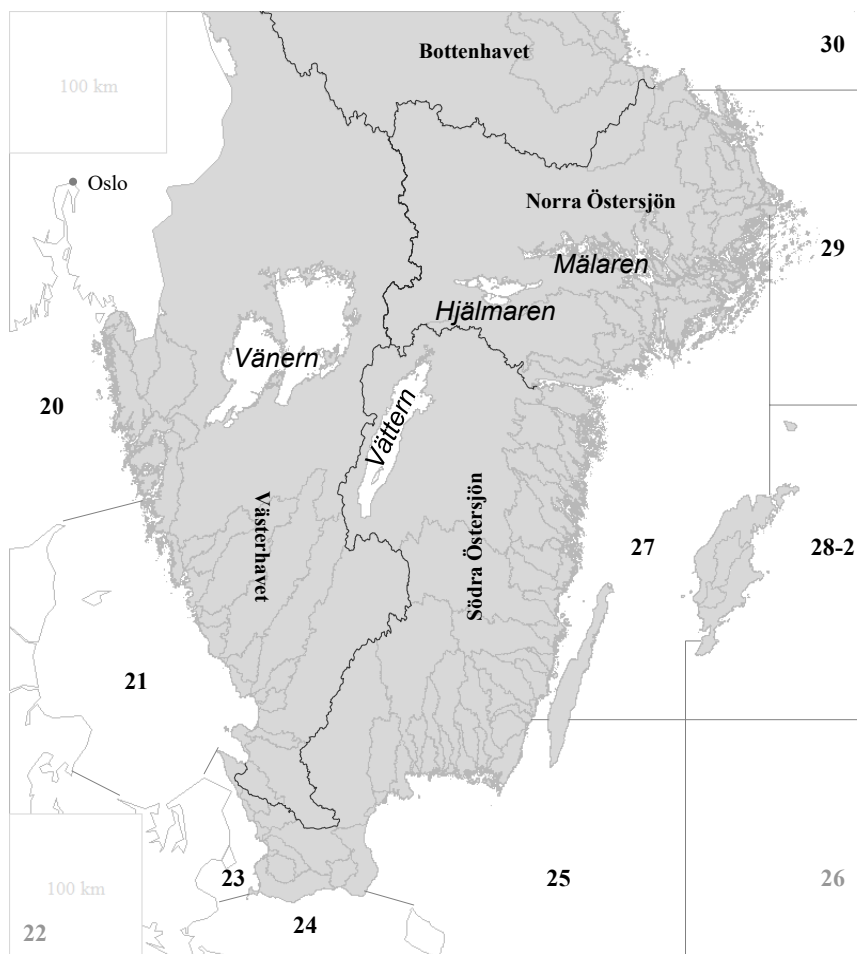
1.3 Rapportens struktur

Huvuddelen av denna rapport är inriktad på utvärderingen av nuvarande beståndstatus och skyddsnivå. För detta ändamål har utvärderingar gjorts för olika områden, som var och en dokumenteras i en separat bilaga. Huvudrapporten sammanfattar resultaten på nationell nivå, presenterar beståndsindikatorerna i den form som krävs för internationell utvärdering i efterhand och diskuterar allmänna frågor i utvärderingarna. Bilagorna är uppbyggda enligt följande:

- Bilaga A presenterar data från västkusten.
- Bilaga B presenterar tidsserier för rekrytering till vattendrag och analys av rumsliga och temporala trender.
- Bilaga C rekonstruerar inlandsbeståndet från databaser över historiska förekomster av unga ålar.
- Bilaga D uppdaterar bedömningen av östersjökusten i Dekker och Sjöberg (2013), och lägger till data från märkning och återfångst av blankål längs Östersjökusten för åren 2012-2023.

1.4 Det svenska ålbeståndet och fisket

I Sverige förekommer ål huvudsakligen i Skagerrak från norska gränsen i väster, längs hela kusten, i Östersjön upp till trakten av Hälsingland (61°N), samt i de flesta sjöar och vattendrag som mynnar ut på kusten. Längre norrut sjunker tätheten till mycket låga nivåer, och dessa nordliga områden är därför undantagna från de flesta av diskussionerna här. I början av 1900-talet förekom ett påtagligt ålfiske även i de nordligaste delarna av Östersjön (t.ex. Olofsson 1934), men inget av detta finns kvar idag. De nuvarande livsmiljöerna och fisket beskrivs kortfattat nedan.



Figur 1: Karta över studieområdet: södra halvan av Sverige (norrut upp till 61°N). Namnen i kursiv stil anger de fyra största sjöarna; namnen i fetstil anger vattendistriktet enligt ramdirektivet för vatten (används inte i denna rapport); siffrorna hänvisar till ICES delområden; de mellangrå linjerna visar gränserna mellan de viktigaste avrinningsområdena.

Västkusten från norska gränsen till Öresund, dvs. 320 km kuststräcka i Skagerrak och Kattegatt. Längs denna kust bedrivs ett fiske efter gulål, främst med ryssjor (enkla eller dubbla), men även med betade tinor under vissa perioder av året. Fisket på västkusten har varit stängt sedan våren 2012.



De kustnära delarna av ICES-delområdena 20 och 21 (Figur 1).

Öresund, det 110 km långa sundet mellan Sverige och Danmark. I detta öppna område fångas både gul- och blankål med ryssjor eller stora bottengarn. Den norra delen av Öresund är den sista platsen där blankål från Östersjön kan fångas vid kusten innan de försvinner ut i det öppna havet.



De kustnära delarna av ICES delsektion 23 (Figur 1).

Sydkusten från Öresund till ungefär Karlskrona, dvs. en 315 km lång kuststräcka varav mer än 50 % är en öppen och exponerad kust. Blankål fångas i ett traditionellt fiske med stora bottengarn längs stranden.



De kustnära delarna av ICES delsektion 24 och större delen av delsektion 25 upp till Karlskrona (Figur 1).

Ostkusten längre norrut, från Karlskrona till Stockholm. Längs denna 450 km långa kustlinje fiskas blankål (och en del gulål) med ryssjor och stora bottengarn. Norr om Stockholm minskar förekomsten och fångsterna snabbt norrut.



De kustnära delarna av ICES-delområdena 25 (från Karlskrona), 27, 29 och 30 (Figur 1).

Inlandsvatten. Ål finns i de flesta tillgängliga vatten, utom i fjällregionen och i större delen av de norra delarna av landet. Yrkesfisket efter ål bedrivs med bottengarn i de största sjöarna Mälaren, Vänern och Hjälmaren samt i några mindre sjöar i södra Sverige. Fritidsfiske är tillåtet uppströms tre på varandra följande vattenkraftsbarriärer. I insjöar har utsättning av unga ålar bidragit till dagens produktion, medan vandringshinder och dammar har hindrat den naturliga invandringen av unga ålar. Traditionella ålfällor (lanefiske) och ålyngelledare har använts på många platser, och vissa används fortfarande. Vattenkraftsproduktion påverkar den utvandrande blankålen från många sjöar.



1.5 Rumsliga bedömningsenheter

Enligt den svenska ålförvaltningsplanen utgör hela det svenska nationella territoriet en enda förvaltningsenhet. Förvaltningsåtgärderna och de flesta av de mänskliga påverkansfaktorerna skiljer sig dock åt mellan olika geografiska områden: inlandsvatten och kustområden skiljer sig åt, liksom västkusten och i Östersjön. Mänsklig påverkan omfattar hinder för invandrande naturliga rekryter, utsättning av rekryter, fiske av gul- och blankål, vattenkraftsrelaterad dödlighet, fångst och transport av unga rekryter och av blankål, och så vidare.

Utvärderingen i denna rapport delas upp i geografiska områden, där hänsyn tagits till skillnader i förekomst och påverkan. Detta resulterar i tre grupper, med liten interaktion däremellan. Dessa block är:

1. Västkusten - naturlig rekrytering och utsättning, tidigare fiske på gulål.
2. Inlandsvatten - naturlig rekrytering, assisterad uppflyttning och utsättning, fiske på gul- och blankål, påverkan av vandringshinder (på invandrande yngel), vattenkraftsproduktion (på utvandrande blankål) samt fångst och återutsättning (Trap & Transport). Gränsen mellan inlands- och kustvatten dras vid det nedersta vandringshindret i varje vattendrag (se vidare diskussion i avsnitt C.1.1).
3. Östersjökusten - naturlig rekrytering och utsättning, fiske på blankål.

För vart och ett av dessa områden kommer beståndsindikatorer att tas fram.

Symboler och beteckningar

Utvärderingarna i denna rapport bygger på följande beståndsindikatorer:

B_{current}	Biomassan av blankål som vandrar ut i havet för att leka, under nuvarande antropogena påverkan och nuvarande låga rekrytering.
B_{best}	Biomassan av blankål som skulle kunna vandra ut, om all antropogen påverkan skulle utebli vid nuvarande låga rekrytering.
B_0	Biomassan av blankål vid naturlig rekrytering och ingen antropogen påverkan (orört tillstånd).
A	Antropogen dödlighet (per år/ålder). Detta inkluderar fiskedödlighet F och vattenkraftsdödlighet H ; $A=F+H$.
ΣA	Total antropogen dödlighet, summerad över hela livslängden.
%SPR	Procent lekfisk per rekryt, det vill säga: nuvarande blankålsutvandring B_{current} som en procentandel av nuvarande potentiell utvandring B_{best} . %SPR kan härledas antingen från B_{current} och B_{best} , eller företrädesvis från ΣA (%SPR = $100 \cdot \exp^{-\Sigma A}$).
%SSB	Nuvarande utvandring av blankål B_{current} som en procentandel av det orörda tillståndet B_0 .

Samtliga ovanstående symboler kan förekomma i tre olika versioner. Om ett bidrag baserat på utsättningar uttryckligen ingår kommer symbolen att utökas med ett + tecken (B_{current}^+ , B_{best}^+ , B_0^+ , ΣA^+ , etc.); om det uttryckligen utesluts kommer symbolen att utökas med ett - tecken (B_{current}^- , B_{best}^- , B_0^- , ΣA^- , etc.); när skillnaden mellan naturliga och utsatta rekryter inte är relevant kan tillägget utelämnas.

1.6 Förvaltningsmål och referenspunkter

I det här avsnittet presenterar vi ett ramverk för kvantitativa referenspunkter, utifrån vilka indikatorerna för ålbeståndets nuvarande tillstånd kan utvärderas. Detta kommer att göra det möjligt att utvärdera de nationella (och internationella) förvaltningsplanerna för ål och informera beslutsfattarna om hur effektiva olika skyddsåtgärder är. Till att börja med granskar vi de mål och referenspunkter som tillämpas i relevanta policydokument (nationella och internationella) och i tidigare vetenskapliga utvärderingar. Vi väljer sedan ut det mest informativa och relevanta ramverket och vidareutvecklar det för de aktuella behoven.

1.6.1 Mål för förvaltningen

EU:s ålförordning (Anonymous 2007) fastställer ett långsiktigt mål (*"skydd och hållbart nyttjande av beståndet av europeisk ål"*), där genomförandet av skyddsåtgärder delegeras till medlemsstaterna (Dekker 2009, 2016). Den svenska ålförvaltningsplanen ansluter sig till dessa mål och betonar vikten av att snabbt

stoppa minskningen (Anonymous 2008, section 5.1, “vi väljer att dimensionera åtgärderna så att de – under förutsättning att åtgärder genomförs i samma utsträckning i hela Europa – vänder den nuvarande utvecklingen från minskande till ökande ålrekrytering.”).

1.6.2 Referenspunkter för hållbart nyttjande och skydd

För att nå målet att skydda och återställa beståndet föreslogs ett mer konkret mål: att återuppbygga rekryteringen till nivåer “som liknar dem på 1980-talet [d.v.s. före 1980]”. För att uppnå detta mål är det viktigt att se till att lekbeståndet åtminstone har en viss minimistorlek. Det anses allmänt att lekfiskantalet - vid en låg beståndsstorlek - kan vara begränsande för produktionen av en ny årsklass av unga fiskar, dvs. förhållandet mellan bestånd och rekrytering. Även om “ålsens ekologi gör det svårt att påvisa ett förhållande mellan bestånd och rekrytering, [...] kräver försiktighetsansatsen att ett sådant samband antas existera för ålen tills motsatsen har bevisats” (ICES 2002), och därför måste en miniminivå för det oceaniska lekbeståndet upprätthållas. “För att återuppbygga det oceaniska lekbeståndet bör åtgärderna syfta till att öka utvandringen av lekfisk från kontinentala vatten” (ICES 2001). Det finns inga uppskattningar av lekbeståndet och rekryteringen av ål för hela beståndet och det är mycket osannolikt att de kommer att kunna göras överhuvudtaget. Följaktligen måste förvaltningsmålen för hela beståndet översättas till härledda mål för lokal förvaltning. I detta syfte rekommenderade ICES (2002) att: “nyttjande, som ger 30 % av den orörda ($F=0$) lekbiomassan, anses i allmänhet vara ett rimligt preliminärt referensmål. För ål kan dock ett preliminärt värde vara 50 %.”. I ålförordningen antogs detta tillvägagångssätt, som en kompromiss mellan de föreslagna 30 och 50 %, och fastställde målet för de nationella förvaltningsplanerna för ål som “att minska den antropogena dödligheten så att [...] minst 40 % av biomassan för blankål [...] kan vandra ut [i förhållande till den ursprungliga utvandringen]” (Art. 2.4). Det långsiktiga målet i ålförordningen (en utvandring på 40 % av den ursprungliga utvandringen) kommer i slutändan att motsvara en gräns för antropogen dödlighet under livstiden på $\Sigma A = -\ln(0,40) = 0,92$ (Dekker 2010; ICES 2010).

1.6.3 Referenspunkter för återhämtning

Även om en minskning av den antropogena dödligheten till den minimala skyddsnivån (maximal dödlighet under en livstid på $\Sigma A=0,92$) kan förväntas stabilisera beståndet, kommer det inte räcka för att det kraftigt utarmade tillståndet ska återhämta sig. För återhämtning kommer det krävas en ytterligare minskning av dödligheten i hela beståndet. Ju mer dödligheten minskar, desto snabbare kan återhämtningen ske. Även om all antropogen påverkan skulle sänkas till noll förväntas dock inte full återhämtning inom decennier eller århundraden (Åström &

Dekker 2007). I praktiken kommer viss mänsklig påverkan på ålbeståndet att vara svår att få ner till noll (beroende på t.ex. tjuvfiske), och annan påverkan kan accepteras på grund av dess betydelse för andra politikområden (t.ex. vattenförvaltningen, produktion av förnybar energi från vattenkraft, etc.). Det är därför högst osannolikt att den antropogena dödligheten kommer att sjunka till noll helt och hållet - och därför förutses en lång period av återhämtning. EU:s ålförordning (Anonymous 2007) anger inte någon tidsram för återhämtningen (art. 2.4: “syftet [är] att uppnå detta mål på lång sikt”), och inte heller den svenska ålförvaltningsplanen (Anonymous 2008) anger vilken ökningstakt som eftersträvas. All dödlighet mellan $\Sigma A=0$ (maximal ambitionsnivå, men fortfarande en långsam återhämtning) och $\Sigma A=0,92$ (minimal ambitionsnivå, stabilisering men ingen återhämtning) kommer att vara i linje med dessa riktlinjer. Även om målet tydligt är att skydda och återhämta beståndet har ingen operativ ambitionsnivå specificerats.

1.6.4 Referenspunkter som används i den internationella rådgivningen från ICES

Det internationella rådet från ICES (2023) för den europeiska ålen lyder: “*Det bör vara noll fångster i alla livsmiljöer år 2024. [...] All icke fiskerirelaterad antropogen dödlighet bör vara noll. Kvantiteten och kvaliteten på ålens livsmiljöer bör återställas*”. Rådet baseras på att ål är listad som ett kategori 3-bestånd inom ICES ramverk. Det innebär att det inte finns tillräckligt med data för en fullständig utvärdering av beståndets tillstånd och att rådet istället baseras på observerade trender. Det nuvarande rekryteringsindexet ligger långt under vad som skulle anses vara gränsreferenspunkten, därför är det automatiska rådet från ICES att stoppa all antropogen påverkan på beståndet.

ICES råd har en ambitionsnivå som är högre än den i ålförordningen och den svenska ålförvaltningsplanen, genom att de strävar mot noll i antropogen dödlighet för att få den snabbaste (men fortfarande långsamma) återhämtningen. För ål utvärderar ICES ramverk endast tillståndet, och ICES råd bidrar därför inte till genomförandet av och bedömning av effekter av nuvarande skyddsåtgärder. Det möjliggör inte en utvärdering av nuvarande dödlighet och skyddsnivå i förhållande till målet om skydd och återhämtning.

1.6.5 Tidigare använd referensram

För bestånd som ligger under men fortfarande nära säkra biologiska gränser “tillämpar ICES en proportionell minskning av referensvärdena för dödlighet (dvs. ett linjärt förhållande mellan den rekommenderade dödligheten och biomassan)” (FAO & ICES 2011). Även om beståndet ligger klart långt under säkra biologiska gränser har denna proportionella minskning av referensvärdena för dödlighet

använts för utvärderingen av genomförandet av ålförordningen av ICES-WGEEL (ICES 2013, 2016, 2018) och i tidigare bedömningar av det svenska ålbeståndet (Dekker 2012, 2015 and Dekker et al. 2018). Proportionaliteten i den proportionella reduktionen har kritiserats för att vara godtycklig och leda till längre återhämtningstider ju lägre beståndsstatusen är (Dekker 2019).

1.6.6 Nuvarande val av referensram

EU:s ålförordning och den svenska ålförvaltningsplanen definierar ett minimivillkor för skydd och uttrycker målet om återhämtning, men de kvantifierar ingen ambitionsnivå för hur snabbt återhämtningen ska ske. ICES rådet formulerar en maximal ambitionsnivå för skydd, utanför det genomförbara intervallet, och syftar tydligt till en maximal ansträngning för att nå målet. Det gör det inte möjligt för oss att utvärdera den nuvarande situationen mot den antagna ålförvaltningsplanen. Ramverket för "proportionell minskning" har använts i flera tidigare bedömningsrapporter, men det har visat sig vara godtyckligt och inte helt konsekvent. Istället för det omöjliga valet mellan dessa tre ofullkomliga tillvägagångssätt, så valde vi att följa ett alternativt tillvägagångssätt (liksom i Dekker et al. 2021), som vi beskriver här.

Enligt FAO:s tekniska riktlinjer för ansvarsfullt fiske förväntas beslutsfattarna *“upprätta en återhämtningsplan som med rimlig säkerhet kommer att återuppbygga beståndet under en viss tidsperiod”* (FAO 1996, punkt 48.b, formatering tillagd). När ett återuppbyggnadsmål har fastställts och en lämplig tidsperiod har valts, så kan en motsvarande nivå av antropogen dödlighet härledas med hjälp av en vetenskaplig modell för beståndsdynamik och antropogen påverkan. Återuppbyggnadsmålet beskriver ett slutmål långt in i framtiden (Dekker 2016), men utan någon vägledning för att vidta omedelbara åtgärder. Däremot kan den motsvarande antropogena dödlighetsnivån direkt översättas till aktuella skyddsåtgärder, som kan genomföras och utvärderas omedelbart. Därför utvärderas förvaltningen av bestånd i allmänhet i två dimensioner (Figur 2): själva beståndsstatusen i förhållande till det slutgiltiga målet (i biomassa, horisontellt) och de aktuella effekterna (som dödlighet, vertikalt). Den nuvarande förvaltningen kan utvärderas genom att jämföra den faktiska dödlighetsnivån med den dödlighetsnivå som krävs för återhämtning inom den angivna tidsperioden. En tidsperiod som anges i "antal år" gör det knappast möjligt att dra slutsatser om en godtagbar dödlighetsnivå för ål (Dekker 2019), eftersom vi inte har full insikt i ålbeståndets dynamik i hela populationen. En tidsperiod som uttrycks som "antal generationer fram till återhämtning" kan dock logiskt och enkelt översättas till en godtagbar dödlighetsnivå. Den nuvarande förvaltningen utvärderas sedan beroende på om den faktiska dödligheten ligger över eller under denna referensnivå för dödlighet. Baserat på detta resonemang förespråkar ICES (2019) att de relevanta

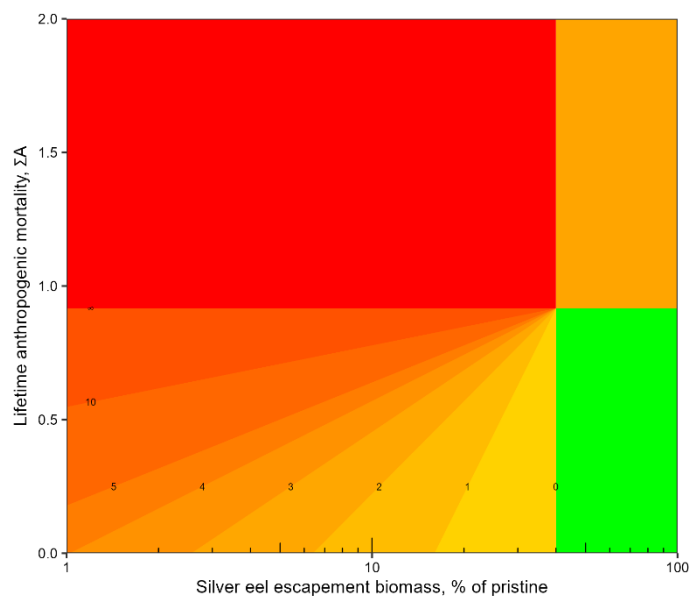
beslutsfattarna skulle anta en tidsperiod (uttryckt i antal generationer). Någon sådan tidsperiod har dock ännu inte antagits.

Här vänder vi på det ovanstående resonemanget. EU:s mål är att återställa 40 % av det ursprungliga lekbeståndets biomassa. Utan en angiven tidsperiod till fullständig återhämtning kan vi inte härleda en motsvarande gräns för dödlighet. Med information om faktisk dödlighet kan vi istället beräkna motsvarande förväntad period fram till fullständig återhämtning. För varje möjlig kombination av beståndsstatus och dödlighet är det möjligt att härleda det antal generationer som krävs för full återhämtning (de orangea nyanserna i Figur 2). Det behövs ingen information om den faktiska generationstiden för detta, eftersom den antropogena dödligheten rapporteras som livstidsdödlighet ΣA (ICES 2021), men som referens är den genomsnittliga generationstiden i svenska vatten cirka 17 år. . I linje med principen om rollseparering mellan vetenskap och beslutsfattande, så överlåter vi åt beslutsfattarna att avgöra om antalet generationer fram till återhämtning, och därmed någon faktisk nivå av antropogen dödlighet, anses vara acceptabelt eller inte. Vi vill inte ge en falsk bild av att det skulle finnas en skarp gräns mellan acceptabelt (återhämtning inom den angivna tidsperioden) och oacceptabelt. De orangea nyanserna i Figur 2 representerar ett kontinuerligt intervall av möjliga ambitionsnivåer.

Vi noterar att detta referensramverk kan uppfattas som något teoretiskt. Kvantifieringen av ambitionsnivån i termer av antal generationer skulle helst ersättas av en kvantifiering i antal år. Ambitionsnivån ska inte misstolkas som att beståndet verkligen kommer att återhämta sig inom den angivna tiden. Vad som händer i framtiden beror också på annan påverkan, klimatfaktorer, och vilka skyddsåtgärder som genomförs i andra områden/länder. Detta ramverk ger ingen exakt prognos, men det är ett enhetligt sätt att kvantifiera den annars svårångade frågan om ambitionsnivå. Det möjliggör också jämförelser mellan regioner och länder, vilket potentiellt kan leda till en effektiv utvärdering av den valda ambitionsnivån i efterhand.

Röd: beståndets biomassa under förvaltningsmålet; dödligheten över motsvarande gränsvärde, d.v.s. dålig status och försämring.

Orange nyanser: beståndets biomassa under förvaltningsmålet; dödlighet under motsvarande gräns, d.v.s. dålig status, men med möjlighet till återhämtning. Siffrorna anger antalet generationer som krävs för återhämtning (utvalda siffror visas).



Orange: beståndets biomassa över förvaltningsmålet; dödligheten över motsvarande gräns, d.v.s. statusen är fortfarande ok, men försämras – ohållbar.

Grönt: beståndets biomassa över förvaltningsmålet; dödligheten under motsvarande gräns, d.v.s. hållbar.

Figur 2: Försiktighetsdiagram som visar beståndets status (horisontellt) och graden av antropogen påverkan (vertikalt). Observera den horisontella axelns logaritmiska skala, som motsvarar den vertikala axelns logaritmiska natur. Färgerna förklaras i texter vid sidan av figuren. Siffrorna på gränserna mellan de orange nyanserna, i den nedre vänstra kvadranten, anger antalet generationer som krävs för full återhämtning till förvaltningens mål (40%). (Efter Dekker 2019, starkt modifierad).

1.7 Rumslik täckning, hela beståndet versus förvaltningsenheter

Ovanstående diskussion om referensram var främst inriktad på beståndet av europeisk ål över hela Europa och Medelhavet. Den faktiska återhämtningen av beståndet sannolikt beror på skyddet i hela utbredningsområdet, men för närvarande är det bara möjligt att effektivt utvärdera beståndets storlek och dess skyddsstatus för enskilda ålförvaltningsområden (Dekker 2016). Angreppsättet att utvärdera dödlighetsnivåer, återhämtningstider, och försiktighetsdiagram (Figur 2), kan tillämpas på hela populationen, enstaka eller flera delbestånd, eller på geografiska förvaltningsområden.

Den faktiska återhämtningen (och antalet generationer fram till full återhämtning) beror i hög grad på den övergripande statusen för hela beståndet. Här utvärderar vi skyddsstatusen på den svenska delen av beståndet. Våra uppskattningar och prognoser blir bara giltiga om den bedömda antropogena dödligheten och skyddsstatusen i Sverige skulle gälla för hela beståndet, vilket inte är fallet. Därför bör "antalet generationer till återhämtning" inte ses som en realistisk förutsägelse av den tid som krävs för att beståndet ska återhämta sig. Det är snarare ett ordnat

sätt att kvantifiera den gemensamma ambitionen att återställa beståndet inom rimlig tid, och ett enskilt lands bidrag till detta. Den svenska ålförvaltningsplanen (Anonymous 2008, avsnitt 5.1) är medveten om kontrasterna i skala och formulerar *“vi väljer att dimensionera åtgärderna så att de – om de genomförs i samma utsträckning i hela Europa – vänder utvecklingen från minskande till ökande rekrytering”*. Villkoret *“om de genomförs i samma utsträckning i hela Europa”* gäller således även för utvärderingarna i denna rapport.

1.8 Antropogen påverkan på fiske och annat än fiske

Det finns även annat antropogena effekter än fiske- och vattenkraftsrelaterad påverkan som påverkar ålbeståndet och möjligheter att bedriva fiske efter ål, till exempel föroreningar, spridning av parasiter, potentiell störning av migration genom transport, ökat predationstryck och så vidare. För sådan påverkan finns inga fastställda mål i den nationella ålförvaltningsplanen eller i EU-förordningen, och ingen kvantitativ bedömning är för närvarande möjlig. Dessa effekter diskuteras endast marginellt i denna rapport, men det betyder inte att vi anser att de är mindre viktiga.

2. Rekryteringsindex

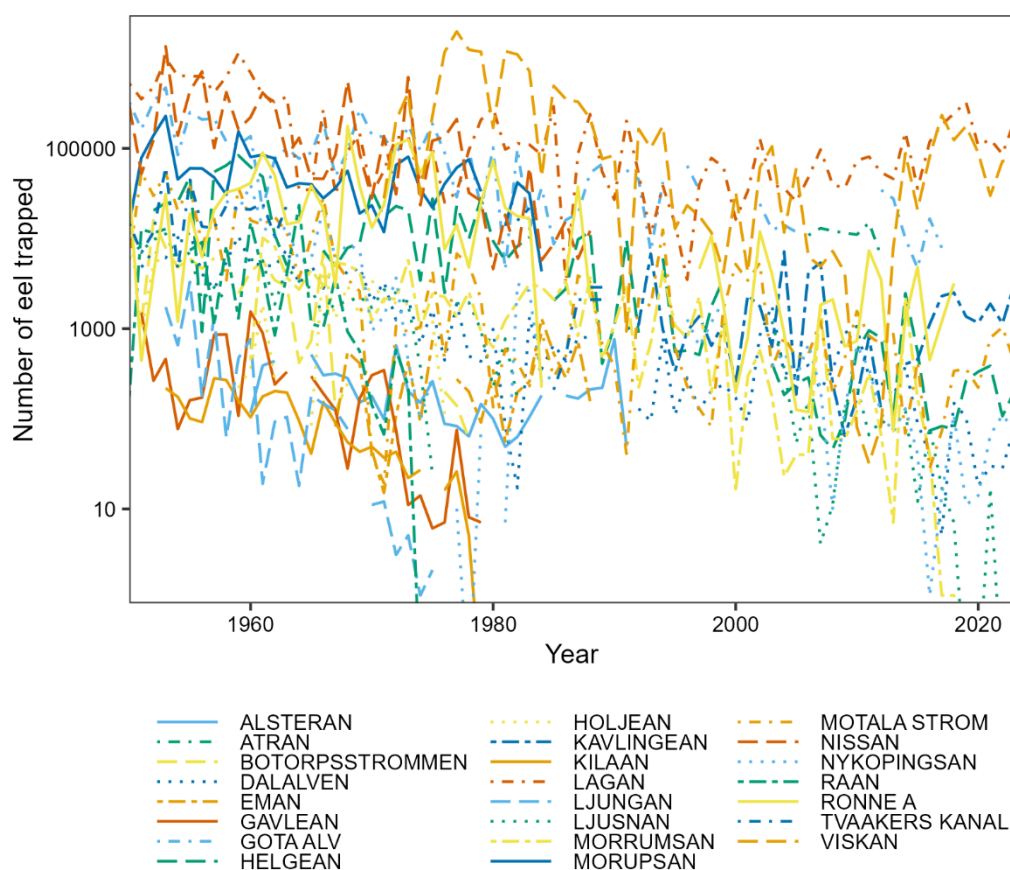
Ålyngel² kan fångas i installerade fällor nedanför hinder i vattendrag, och flera svenska ålyngeluppsamlare ger information om mängden unga ålar som kommer in i vattendrag där en fälla är installerad (Erichsen 1976; Wickström 2002). Ålarna kan sedan transporteras och släppas ut ovanför vandringshindren, en process som kallas "assisterad migration". Figur 3 visar hur många ålyngel som har fångats i de svenska fällorna, och i Bilaga B presenteras en djupgående analys av tidsmässiga och rumsliga trender i dessa data. Resultaten överensstämmer med den internationella trenden (ICES 2023), där rekrytering minskade fram till 2011. Därefter är trenden otydlig (få datapunkter) och oregelbunden (hög variation), men rekryteringen verkar ligga kvar på historiskt låga nivåer.

Kärnkraftverket i Ringhals tar in kylvatten från Kattegatts kust, vilket drar till sig glasål. Detta är ett av de sällsynta fall där äkta, opigmenterad glasål observeras i Sverige. En Isaacs-Kidd Midwater trawl (IKMWT) är fixerad i strömmen av inkommande kylvatten och fiskar passivt under hela nätter (Figur 4). Resultaten visar en stadig nedgång i antalet glasålar per natt från 1980 (början av serien) till 2010, och därefter en stabilisering kring en historiskt låg nivå.

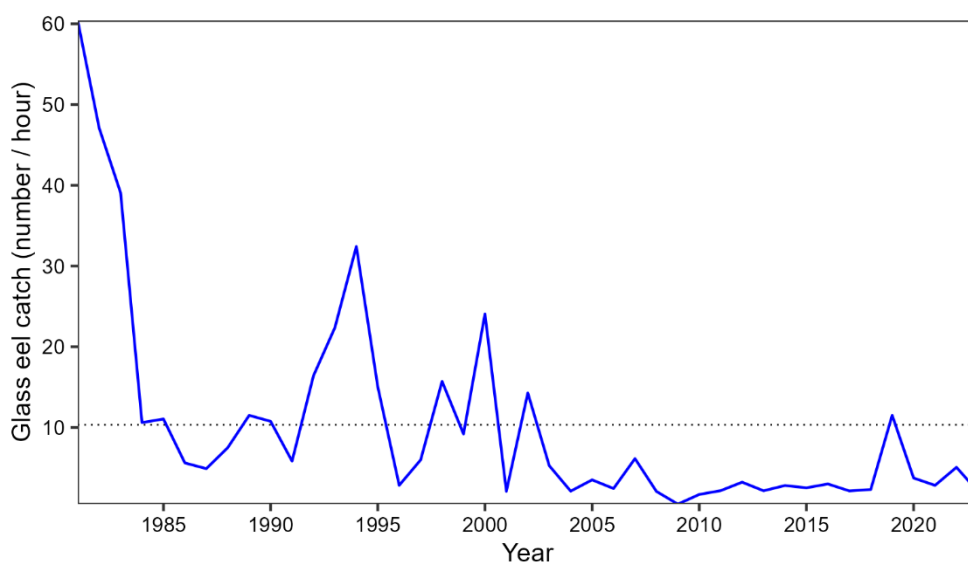
En modifierad Methot-Isaacs-Kidd-pelagisk trål (MIKT) används under den Internationella Bottentrålundersökningen (IBTS Quarter 1, kallad ICES-International Young Fish Survey före 1993; Hagstrom & Wickström 1990). Inga glasålar fångades under 2008, 2009, 2010 och 2021. År 2011 gjordes ingen provtagning på grund av tekniska problem. Glasålsfångsterna minskade från tidsseriens start fram till 2010 (Figur 5). Därefter stabiliserades fångsterna, i likhet med utvecklingen vid Ringhals (Figur 4).

² Terminology: Här används glasål och ålyngel för att beteckna de unga ålar som vandrar in från havet till våra vatten. Glasål är den yngsta, opigmenterade ålen som vandrar in från havet, äkta glasål är mycket sällsynt i Sverige. Ålyngel omfattar pigmenterade ålar, men ibland även glasål. I vissa svenska vattendrag kan de invandrande ålarna vara så stora som 40 cm.

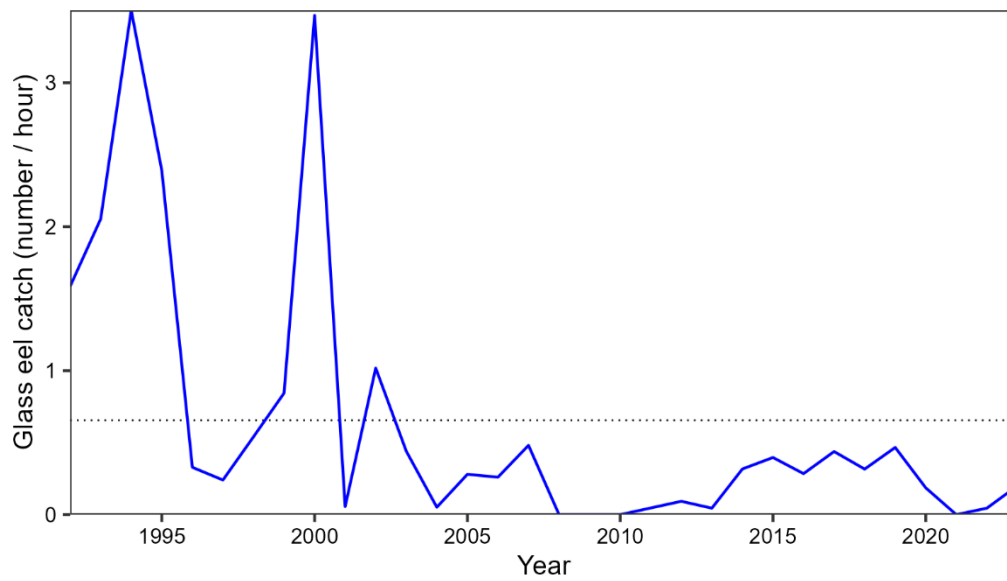
Vi skiljer mellan helt opigmenterad glasål (per definition: vid ålder noll) och all annan invandrad ål (kontinental ålder från strax över noll till ca sju år). Till den senare kategorin hör de pigmenterade ålynglen, men också de större invandrade ålarna med en längd på 40 cm eller mer. För att undvika onödigt långa formuleringar anges alla pigmenterade rekryter som "ålyngel", om inte ålens storlek/ålder tydligt anges.



Figur 3: Trender i antalet ålyngel per år som fångas vid vandringshinder. Notera den vertikala axelns logaritmiska karaktär. För ytterligare detaljer, se Bilaga B.



Figur 4: Tidstrend för glasålsfångster per tråltimme i en undersökning vid Ringhals kärnkraftverk på den svenska Kattegattkusten. Den horisontella streckade linjen representerar genomsnittet för de visade åren.



Figur 5: Tidstrend för glasålsfångster per tråltimme enligt IBTS-undersökningen i Skagerrak-Kattegatt 1992-2023. Fångsterna görs med en modifierad Methot-Isaacs-Kidd-pelagisk trål (MIKT). Under 2008-2010 och 2021 fångades noll glasålar; under 2011 skedde ingen provtagning. Den horisontella streckade linjen representerar genomsnittet för de år som visas.

3. Utsättning

Utsättning (restocking) innebär att unga ålar importeras från utlandet (Frankrike, England före Brexit, i historisk tid även Danmark), eller att de flyttas från västkusten till inlandsvatten eller Östersjökusten, och släpps ut i naturliga vatten. De unga ålarna varierar från glasål till i genomsnitt fem till sju år gamla ålar (ca 40 cm långa, 100 g individuell vikt, s.k. sättål). För att underlätta tidsmässiga och rumsliga jämförelser har alla kvantiteter av unga ålar omvandlats till glasålsekvivalenter (se bilaga C för detaljer). Utsättning av unga ålar började i Sverige i slutet av 1800-talet (Trybom & Schneider 1908), och har tillämpats i inlandsvatten såväl som vid kusten.

3.1 Antal utsatta ålar

Tabell 1 ger en översikt över antalet ålar som har använts för utsättning under 2010-2023. I bilaga C finns fullständiga uppgifter (rumsliga och tidsmässiga) för inlandsvattnen och i bilaga A för kustvattnen.

Tabell 1: Antal utsatta ålar per område.

År	Västkusten	Inlandsvattnen	Östersjökusten
2010	180 000	1 694 510	62 000
2011	543 000	1 977 984	103 000
2012	553 000	1 924 022	89 000
2013	581 600	1 953 984	122 000
2014	738 611	2 022 432	192 000
2015	785 250	944 144	137 000
2016	1 383 035	1 334 362	153 800
2017	459 574	394 074	93 707
2018	1 250 408	1 584 371	273 860
2019	1 217 307	1 419 808	235 000
2020	916 725	1 964 979	225 000
2021	0	387 982	55 000
2022	184 483	526 149	85 000
2023	169 840	538 834	70 000

3.2 Utsättning och beståndsuppskattningar

Där ålar har satts ut består gulålsbeståndet av en blandning av naturligt rekryterade och utsatta individer. Detta kan eventuellt försvåra bedömningen av beståndets storlek och av antropogen dödlighet.

För kustfisket på västkusten och längs Östersjökusten baseras bedömningen på fiskerelaterade data, i form av landningar, fångstens storlekssammansättning, och återfångster av märkt ål. Fisket utnyttjar en blandning av naturligt rekryterade och utsatta individer, och därför avser uppskattningarna av beståndstorlek och dödlighet det blandade beståndet. Trender i utsättning och naturlig rekrytering visas som relativa index, inte som absoluta tal i beståndet. Det absoluta antalet naturliga rekryter är i allmänhet okänt, och detsamma gäller summan av naturliga och utsatta rekryter. Därför används inga rekryteringsdata i bedömningarna för ålen på kusten.

Bidraget från utsättning till kustbestånden tros vara relativt litet i jämförelse med det naturliga beståndet. För västkusten kommer den nuvarande utsättningen (170 000 år 2023) potentiellt att producera mindre än 50 ton, vilket är en försumbar mängd jämfört med den ursprungliga produktionen från naturlig rekrytering, som uppskattas till 1 154 ton eller mer (Dekker 2012). I beståndets nuvarande utarmade tillstånd skulle dock utsättning kunna ge ett större bidrag till produktionen. För åren 2013-2021 utgjorde utsatt gulål i genomsnitt 26 % av undersökningsfångsterna vid en utsättningsplats på västkusten (Myrenås 2024). För Östersjökusten uppskattades den potentiella produktionen av blankål B_{best} till 3 770 t (Dekker 2012). Den nuvarande utsättningen är i storleksordningen 70 000 per år, vilket potentiellt kommer att producera mindre än 20 ton. Det är därför tveksamt om så små tillskott från kustutsättningarna till det naturliga beståndet kommer att märkas på lång sikt.

I rekonstruktionen av blankålsproduktionen i inlandsvattnen identifieras uttryckligen vilka ålar som härrör från utsättning och vilka som kommer från andra källor. Den utsättningsbaserade produktionen ligger i storleksordningen 200-300 ton, medan den naturliga blankålsproduktionen 2023 uppskattas till 24 ton.

Sammantaget bedömer vi att vi har en rättvisande bild av mängden utsatt ål, och alla våra utvärderingar avser det sammanslagna beståndet av både naturligt rekryterade och utsatta individer.

3.3 Utsättning och beståndsindikatorer

Under årtiondena har utsättningar genomförts med olika syften (Dekker & Beaulaton 2016): att stödja/utöka ett fiske, att kompensera för annan antropogen påverkan eller att stödja återhämtningen av beståndet. Det klassiska målet för utsättning i Sverige har varit att stödja fisket, där utsättning av unga ålar uppströms vattenkraftsbarriärer mildrar den negativa effekten av dessa barriärer på rekryteringen av ål uppströms. På senare tid har utsättningar också syftat till att

stödja återhämtningen av beståndet genom statliga utsättningar i fria, oexploaterade vatten (Anonymous 2008), ett program som har pausats sedan 2020. Dessutom görs utsättningar för att kompensera för annan antropogen dödlighet, t.ex. utsättningar vid kusten i programmet "Krafttag Ål", som är avsett att kompensera för vattenkraftsproduktionens påverkan på ål (Dekker & Wickström 2015). Kort sagt har flera mål med utsättning (dvs. att stödja fisket, återhämtning av beståndet och kompensera för annan antropogen påverkan) använts och används fortfarande.

Även om ramverket för beståndsindikatorer (se avsnitt 1.6) gör det möjligt att inkludera utsättning (ICES 2010), så kan olika indikatorer beräknas beroende på sammanhang och mål. Indikatorn för antropogen dödlighet (ΣA) uttrycker förhållandet mellan den faktiska utvandringen av blankål B_{current} , och den nuvarande potentiella utvandringen om inga antropogena åtgärder hade påverkat beståndet B_{best} . ΣA kan tolkas på två olika sätt. Om den blankål som produceras genom utsättning inkluderas i uppskattningen av B_{best} (säg B_{best}^+), det vill säga $\Sigma A^+ = \ln(B_{\text{current}}^+/B_{\text{best}}^+)$, uttrycker den resulterande dödlighetsindikatorn den dödlighet som utövas på alla delar av beståndet, både naturliga och utsatta ålar. Om utsättningen däremot *inte* ingår i beräkningen av B_{best} (säg B_{best}^-), återspeglar indikatorn $\Sigma A^- = -\ln(B_{\text{current}}^+/B_{\text{best}}^-)$ effekten av förvaltningsåtgärder (jämför den faktiska utvandringen med en utvandring utan någon antropogen påverkan), men uttrycker *inte* den dödlighet som faktiskt drabbar vilken ål som helst i beståndet. I stället uttrycker ΣA^- nettoeffekten av all antropogen påverkan, inklusive skadlig påverkan och den kompensatoriska effekten av utsättning. I denna situation (ΣA^-) skulle utsättning kunna tolkas som ett substitut för de nödvändiga minskningarna av antropogen påverkan, t.ex. compensation för antropogen dödlighet i ett område genom utsättning i ett annat område. Detta skulle strida mot de villkor som anges för försiktighetsansatsen (Dekker 2019; FAO 1996, punkt 48.g), kommer vi endast att tillhandahålla uppskattningar av ΣA^+ . För beståndets status i förhållande till orörda förhållanden ($\%SSB = 100 \cdot B_{\text{current}}/B_0$), ger denna rapport parallella uppskattningar *med* och *utan* att inkludera utsättning i uppskattningen av B_0 (Figur 8).

4. Fiske, fångst och fiskedödlighet

Statistik över yrkesfiskets fångster och landningar har förts sedan 1914, men tidsserierna är långt ifrån fullständiga och rapporteringssystemet har ändrats flera gånger. Fram till 1980-talet baserades statistiken på detaljerade rapporter som samlades in av fiskerikonsulenter, men sedan dess är det Statistiska Centralbyrån (SCB) som samlar in avräkningsnotor från handlare. För avräkningsnotorna avser det rapporterade länet handlarens hemadress, inte platsen för fisket. Sedan 1999 har fiskarna rapporterat sina landningar direkt till de ansvariga nationella myndigheterna. Där dataserier överlappar varandra har de mer detaljerade individuella rapporterna prioriterats. För analysen av effekterna av blankålsfisket längs Östersjökusten krävs dock en uppdelning av landningarna per län för alla år (Figur 6). Det saknades länsspecifik rapportering av landningar av ål under åren 1978-1998. Därför rekonstruerades de länsspecifika landningarna av ål för dessa år, baserat på antagandet att varje läns relativa andel av landningarna förblev konstant (Dekker and Sjöberg, 2013). För rekonstruktionen av inlandsbeståndet krävs mer detaljerade uppgifter (fångst per sjö, se Bilaga C avsnitt C.1.2).

För fisket på västkusten gjordes uppskattningar av fiskedödligheten av Dekker (2012), baserat på uppskattningen i den svenska ålförvaltningsplanen ($\Sigma F=2,33$, i genomsnitt för åren 2000-2006). Han antog också att beståndet inte hade förändrats avsevärt under de senaste åren. Under våren 2012 stängdes fisket helt, d.v.s. $\Sigma F=0$. I denna rapport användes de gamla skattningarna utan ändringar. I Bilaga A presenteras dessutom trender i uppskattningar av beståndens storlek, baserade på fiskerioberoende undersökningar.

För fisket i inlandsvatten presenteras en fullständig uppdatering av data för bedömningen av inlandsbeståndet (Bilaga C). Den första utvärderingen i ÅFP baserades på antagandet att sjöproduktiviteten kan uppskattas utifrån habitatets egenskaper. Under årtiondenas lopp har utsättningar i sjöar resulterat i väsentligt ökade fångster, vilket motsäger detta antagande. Dekker (2012) utgick från utsättningsdata för rekonstruktion av sjöproduktiviteten, men inkluderade inte naturlig och assisterad invandring. Dekker (2015) utvidgade den analysen och lade till uppskattningar av naturliga, assisterade och utsatta rekryter, samt påverkan från fiske och vattenkraft, i en rumsligt och tidsmässigt explicit rekonstruktion. Den analysen upprepades med mindre ändringar 2018 (Dekker 2018), och igen 2021 (Dekker et al., 2021). Den nuvarande utvärderingen kopierar i stort sett denna

metod, tillsammans med en ny naturlig rekryteringsmodell (Bilaga B) och några små uppdateringar i hanteringen av Trap & Transport-data. Trender i fångst och fiskepåverkan presenteras i Tabell 2; trenden i fångsten visas i Figur 7.

För fisket på Östersjökusten gjorde Dekker and Sjöberg (2013) en utvärdering baserad på historiska uppgifter om märkning och återfångst samt landningsstatistik. Vi uppdaterade analysen med nya uppgifter om märkning och återfångst (Bilaga D). Denna utvärdering endast omfattar blankålsstadiet i de kustnära svenska Östersjövattnen, och det faktiska ursprunget för dessa blankålar är okänt. Därför representerar den rapporterade fiskedödligheten inte en livstidsdödlighet, utan en partiell dödlighet (F i svenska vatten: F_{SE} - inte ΣF). Trender i landningar och fiskepåverkan presenteras i Tabell 2, och trenden i landningarna visas i Figur 6.

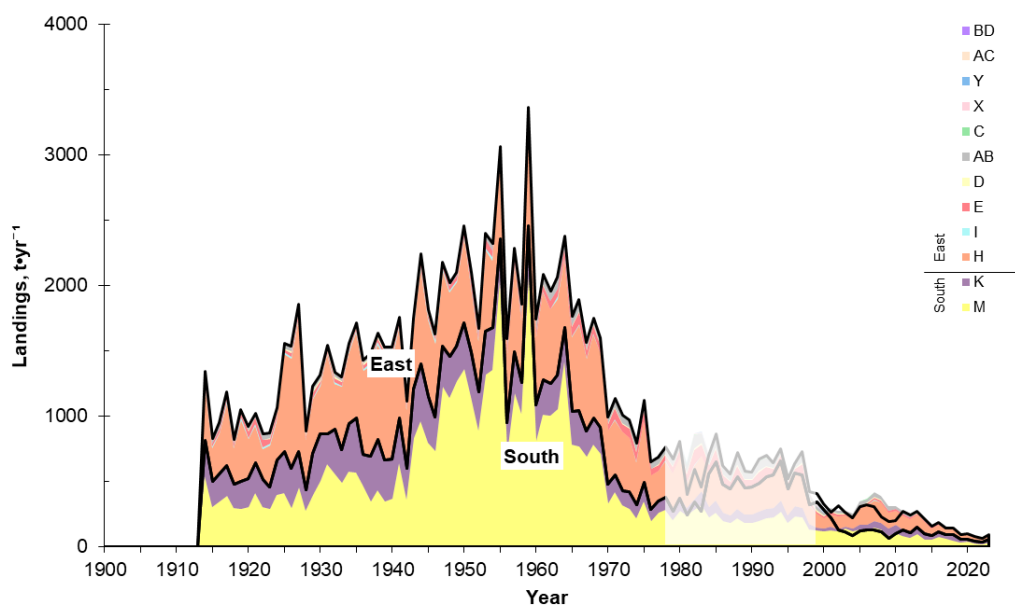
För fisket i inlandsvatten och längs Östersjökusten är andelen gulål i fångsten liten, och dessa gulålar är i allmänhet nära blankålsstadiet. Därför är fångsten i blankålskvivalenter nästan identisk med den rapporterade totala fångsten.

Under senare år har blankål från sjöar ovanför vattenkraftverk fångats och transporterats nedströms med lastbil, utan att den vattenkraftsrelaterade dödligheten har påverkats (se Kapitel 6). Statistik över dessa kvantiteter ingick ibland och ibland inte, i den officiella statistiken. I 2021 års utvärdering (Dekker et al., 2021) ingick dessa fångster i översikten över de totala landningarna i inlandet. Nu har vi däremot tagit bort alla fångster från Trap & Transport från landningsuppgifterna som visas i Tabell 2. I Kapitel 6 om Trap & Transport finns en översikt över dessa fångster.

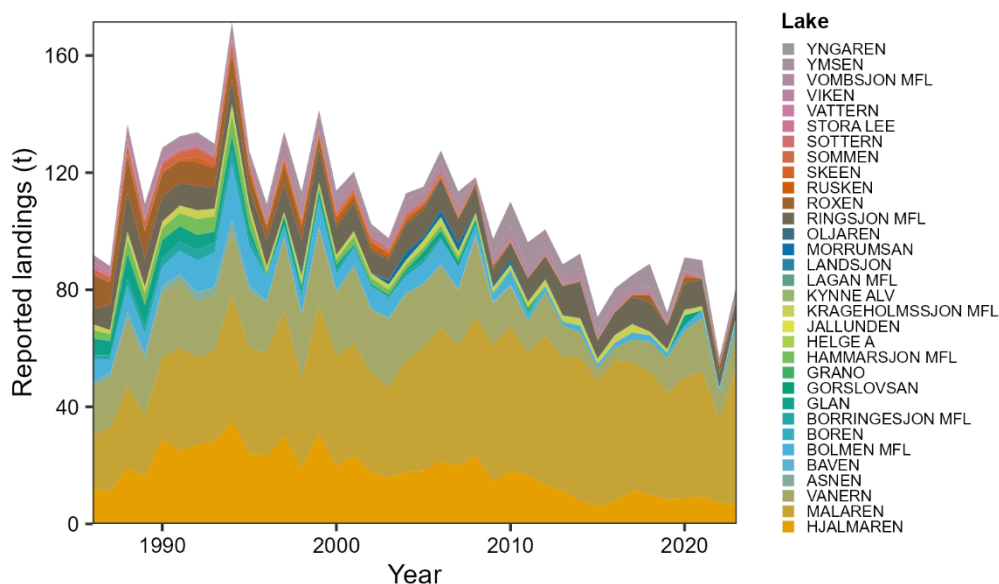
För fritidsfisket finns endast fragmentarisk information tillgänglig (Anonymous 2008). Sedan 2007 är fritidsfiske efter ål inte längre tillåtet, utom i vissa utpekade vatten, i allmänhet ovanför tre vattenkraftverk (se FIFS 2004:37, bilaga 6 för detaljer).

Tabell 2: Fiskeristatistik, per år och område. För västkusten och inlandsvatten rapporteras den livslånga fiskedödligheten ΣF , för Östersjökusten kan endast effekten av det svenska fisket F_{SE} bedömas.

År	Landningar (tonnes)			Fiskedödlighet		
	Västkuste	Inlandsvatte	Östersjökuste	Västkuste	Inlandsvatte	Östersjökusten
	n	n	n	n ΣF	n ΣF	F_{SE}
2006	239	128	366	2.66	0.40	
2007	170	114	418	1.91	0.33	
2008	164	118	389	1.86	0.33	0.055
2009	107	97	310	1.19	0.25	
2010	108	110	307	1.20	0.28	
2011	83	96	271	0.93	0.24	
2012	0	101	239	0	0.26	
2013	0	89	271	0	0.23	
2014	0	92	213	0	0.26	
2015	0	71	158	0	0.21	0.0091
2016	0	80	181	0	0.28	
2017	0	85	143	0	0.34	
2018	0	89	143	0	0.41	
2019	0	72	94	0	0.35	
2020	0	91	95	0	0.47	
2021	0	90	77	0	0.45	
2022	0	57	60	0	0.24	0.0034
2023	0	82	93	0	0.34	



Figur 6: Trender av landningar från fisket på Östersjökusten, per län (färger) och område (svarta linjer). Under åren 1978-1998 (blekt) antogs det procentuella bidraget från varje län vara konstant, på grund av brist på detaljerade data. Notera att de totala landningarna på Östersjökusten huvudsakligen kommer från fem län (AB Stockholm, E Östergötland, H Kalmar, K Blekinge och M Skåne) och att bidraget från andra områden knappt syns i detta diagram.



Figur 7: Trender i landningar av ål från inlandsvatten. Före 1996 är endast den sammanlagda summan för alla mindre sjöar känd (alla utom Vänern, Mälaren och Hjälmaren). För åren 1986-1995 har därför landningarna i de mindre sjöarna rekonstruerats baserat på det årets andel av varje sjös beräknade blankålsproduktion i förhållande till den totala blankålsproduktionen. Statistik före 1986 finns endast tillgänglig för Vänern, Mälaren och Hjälmaren.

5. Vattenkraftens påverkan på blankålsens utvandring

En rekonstruktion av inlandsbeståndet presenteras i Bilaga C. Den innehåller en rumsligt och tidsmässigt explicit rekonstruktion av effekterna av enskilda vattenkraftverk. Uppskattningarna i Tabell 3 avser den faktiska situationen, dvs. med hänsyn tagen till uttag av ål för Trap & Transport-programmet, vilket minskar dödligheten vid vattenkraftverken. Mer information om utsättning av Trap & Transport-ålar finns i Kapitel 6.

Den tidsmässiga variationen i Tabell 3 är i själva verket är följden av en tidsmässig förändring i beståndets rumsliga fördelning, orsakad av minskad naturlig rekrytering och ändrade utsättningsmetoder (se mer detaljer i Bilaga C). En minskning av den naturliga rekryteringen innebär att en mindre del av produktionen av blankål kommer från vatten som inte påverkas av vattenkraftsdödlighet, vilket ökar vattenkraftens relativa påverkan på utvandringen av blankål. Sedan 2010 har utsättningarna dessutom förskjutits relativt mer mot sjöar med vattenkraftverk nedströms (t.ex. Vänern), vilket resulterar i en ytterligare stigande uppskattning av den totala påverkan från vattenkraft på ålbeståndet i inlandsvatten.

Tabell 3: Uppskattningar av vattenkraftverkens påverkan på blankålsens utvandring (2006-2023).

År	Biomassa av dödad blankål (ton)			Vattenkraftsdödlighet ΣH		
	Västkusten	Inlandsvatten	Östersjökusten	Västkusten	Inlandsvatten	Östersjökusten
2006		98			0.46	
2007		119			0.52	
2008		141			0.62	
2009		183			0.76	
2010		196			0.84	
2011		207			0.88	
2012		213			0.98	
2013		208			0.97	
2014		188			0.94	
2015		183			0.94	
2016		154			0.97	
2017		126			0.95	
2018		107			0.97	
2019		110			1.00	
2020		97			0.99	
2021		97			0.94	
2022		109			0.77	
2023		115			0.86	

6. Trap & Transport av blankål

Under de senaste åren har blankål från sjöar ovanför vattenkraftverk fångats och transporterats nedströms med lastbil, för att undvika vattenkraftsrelaterad dödlighet (Tabell 4). Den initiala fångsten av blankål för detta program motsvarar ett normalt fiske. Ålen släpps sedan ut nedströms, fri att fortsätta sin vandring till sitt lekområde. Därför valde vi att inte inkludera fångsterna av Trap & Transport i fiskestatistiken (Kapitel 4). Istället rapporterar vi här Trap & Transport-data separat.

Trap & Transport-programmet har en indirekt effekt på omfattningen av den beräknade vattenkraftsdödligheten. Genom att minska antalet ålar som vandrar nedströms förbi vattenkraftsturbinerna, minskar vattenkraftsdödligheten. Den vattenkraftsdödlighet som visas i kapitel 5 inkluderar således även effekten av Trap & Transport.

Tabell 4: Kvantiteter av blankål som släppt ut vid kusten (eller under den lägsta barriären i floder) inom ramen för Trap & Transport-programmet (2010-2023).

År	Biomassa av blankål (ton)		
	Västkusten	Inlandsvatten	Östersjökusten
2010	5.2		
2011	4.9		3.1
2012	8.6		1.6
2013	10.4		3.8
2014	14.6		7.2
2015	13.0		6.0
2016	13.0		6.0
2017	12.7		5.7
2018	10.9		6.2
2019	10.8		4.8
2020	10.6		7.9
2021	12.5		12.0
2022	13.5		8.2
2023	13.6		5.5

7. Annan antropogen påverkan

Utöver vad som har beskrivits i de föregående avsnitten har flera andra antropogena åtgärder en inverkan på beståndet. I detta kapitel diskuteras dessa.

7.1 Illegalt, orapporterat och oreglerat fiske

Under de senaste åren har media återkommande rapporterat om en omfattande illegal, orapporterad eller oreglerad fångst av ål (IOO). Denna information har i huvudsak baserats på rapporter från ansvariga myndigheter, såsom Havs- och vattenmyndigheten, Kustbevakningen och de olika länsstyrelserna. Myndigheterna har rapporterat om ett ökande antal beslagtagna ryssjor, ibland med noteringar om hur många ålar som har fångats. Det finns ingen fullständig sammanställning av beslagtagna ryssjor, men de flesta beslagen verkar ha gjorts i Blekinge län, följt av Östergötland, Västra Götaland och Kalmar län. Fördelningen av detta illegala fiske är dock troligen skev, eftersom de flesta kontroller gjordes i Blekinge län.

Det totala IOO-fisket i Sverige kan vara av samma storleksordning som de rapporterade kommersiella landningarna i inlandsvatten och längs kusten (Dekker *et al.* 2018). Med endast en uppskattning av storleksordningen på IOO, och endast för de senaste åren, så kunde vi inte inkludera IOO i våra kvantitativa analyser.

7.2 Skarvar och andra rovdjur

I EU:s ålförordning (Anonymous 2007) anges "bekämpning av rovdjur" som ett alternativ (bland många andra) för att skydda och förbättra ålbeståndet. Under de senaste åren har det diskuterats i samhället om och i vilken utsträckning antalet naturliga rovdjur har ökat på grund av skyddad status och/eller indirekta ekosystemeffekter. Om fler rovdjur har bidragit till ålbeståndets nedgång, så skulle en begränsning eller minskning av rovdjurens utbredning kunna förbättra ålbeståndets status. Skarvar (*Phalacrocorax carbo carbo* och *P. carbo sinensis*) och sälar (*Phoca vitulina*, *Pusa hispida*, och *Halichoerus grypus*) är de rovdjur som har diskuterats i detta sammanhang.

Skarvarnas konsumtion av ål i södra Östersjön uppskattades år 2010 vara i samma storleksordning som fiskepåverkan (Hansson *et al.* 2018). I samma studie

uppskattades sälarnas påverkan vara försumbar, men det motsägs av frekventa observationer av direkt predation. Skarvens påverkan har undersökts i flera sjöar med motsägelsefulla resultat (ibland har påverkan varit stor, ibland liten), men det finns ingen landsomfattande översikt. Dekker (2015) sammanfattade den befintliga informationen. Han bedömde att det bara var några procent av de cirka 3 000 ton fiskbiomassa som konsumerades, och han kom fram till att detta inte motsade hans utvärdering av ålbeståndet för inlandsvatten. Den tidsmässiga ökningen av skarvförekomsten togs dock inte upp, och skarvförekomsten har fortsatt att öka sedan dess (Lundström 2024).

I denna rapport utvärderar vi det svenska fiskets påverkan på utvandringen av blankål längs Östersjökusten (Bilaga D), men vi har inte underlag för att utvärdera det gulålsbestånd (i Sverige eller andra länder) som den utvandrande blankålen kommer ifrån. Det vore förstås angeläget att göra en integrerad utvärdering för både gul- och blankål i hela Östersjöområdet, som omfattar både fiske, ökat predationstryck och annan påverkan. Vi kunde inte göra en heltäckande utvärdering, men i avsnitt C2.3. har vi ändå uppdaterat den preliminära bedömningen av skarvpredationens effekt på ålbeståndet i inlandet (Dekker 2015).

8. Beståndsindikatorer

I detta avsnitt presenteras beståndsindikatorer (Tabell 5) för de olika delarna av ålbeståndet i svenska vatten, i enlighet med EU:s önskemål.

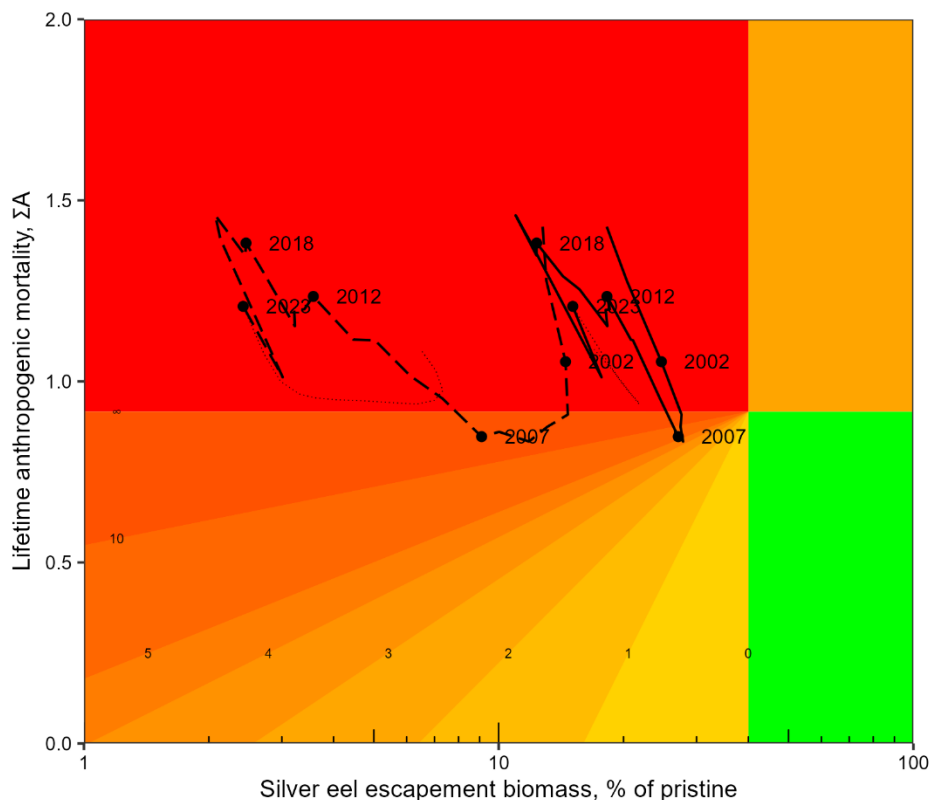
För västkusten finns inga tillgängliga uppskattningar av beståndets storlek. Indikatorerna för 2012 baserades på den tidigare bedömningen 2000-2006 (Anonymous, 2008). Efter ett fiskestopp sedan våren 2012 har fiskedödligheten varit noll, bortsett från eventuellt olagligt fiske. Det fiskerioberoende övervakningsprogrammet med provtagning på fyra platser varje år räcker inte för att direkt uppskatta beståndets storlek eller för att bedöma förhållandet mellan beståndets storlek och livsmiljöns karaktär. Därför har vi ännu inte kvantifierat storleken på västkustbeståndet. Övervakningsdata från västkusten (Bilaga A) visar att rekryteringens tidigare minskande trend nu verkar ha avstannat. Stängningen av fisket 2012 ledde också till en högre överlevnad i större storleksklasser och därmed en relativ återhämtning av deras förekomst, även om det inte kan kvantifieras förekomsten i absoluta termer.

För inlandsvatten presenteras en omfattande och helt uppdaterad bedömning (Bilaga C), som underlag till de flesta beståndsindikatorerna i Tabell 5. Ursprunglig biomassa har definierats som biomassan av blankål utan någon antropogen dödlighet och med historiskt hög rekrytering som före 1980. Vi använde en tidigare uppskattning av den ursprungliga biomassan till 300 ton plus bidraget från utsättning (Dekker 2012). Extrapoleringar på medellång sikt (en livstid framåt i tiden) utgår från att status quo fortsätter, med oförändrade värden på rekrytering, utsättningar och dödlighet till följd av fiske och vattenkraft. Sådana extrapoleringar visar den förväntade effekten av trenderna för rekrytering och utsättning under de senaste åren.

Indikatorerna för inlandsbeståndet gäller för alla inlandsvatten, men med några undantag. Vi tog inte med ett antal mindre vattendrag (4 % av det totala avrinningsområdet), där det inte finns varken vandringshinder, fiske eller vattenkraftproduktion. Vi uteslöt även fyra mindre avrinningsområden nära den norska gränsen (0,7 % av det totala avrinningsområdet), där det inte förekommer någon assisterad migration, fiske eller utsättningar av ål. Utan övervakningsdata

från dessa nordvästliga vattendrag, så antog vi en hög naturlig rekrytering, baserat på extrapolering från andra vattendrag.

Indikatorerna för inlandsbeståndet (Figur 8) visar att beståndets biomassa ligger under det långsiktiga målet, att den antropogena påverkan (fiske och vattenkraft tillsammans) överstiger den minimigräns som skulle möjliggöra återhämtning och att den antropogena påverkan ökar. Den främsta orsaken till den ökade dödligheten är en rumslig förskjutning av utsättningarna omkring 2010, från större utsättningar i Mälaren och andra östligt flödande vatten till större utsättningar i Vänern och andra västligt flödande vatten. Extrapoleringar indikerar att dödligheten förväntas minska något under de kommande åren, jämfört med toppvärdet år 2021. Detta kommer dock inte att leda till att den antropogena påverkan hamnar under den minimigräns som gör att beståndet kan återhämta sig.



Figur 8: Försiktighetsdiagram för det svenska ålbeståndet i inlandsvatten. För inlandsvatten visas den verkliga dödligheten (då utsättning inte tolkas som compensation för annan dödlighet), vilket ger separata kurvor för den nuvarande biomassan med (heldragen) eller utan (streckad) bidrag från utsättning till biomassan i blankålsvandringen. De tunna streckade linjerna visar de uppskattade framtida trenderna. För detaljer om diagrammet, se avsnitt 1.6.6 och Figur 2.

För Östersjökusten, omfattar utvärderingen i Appendix D påverkan av det svenska blankålsfisket. Vi tog inte med några andra effekter på tidigare livsstadier av samma ålar, eller längs deras vandringsväg i Sverige eller andra länder. Utvärderingen ger därför ingen integrerad bedömning för hela Östersjöbeståndet.

För det svenska ålfisket vid Östersjökusten finns tidigare uppskattningar av den antropogena dödligheten ΣA under livstiden (Dekker & Sjöberg (2013)). Då uppskattades B_{best} från förhållandet mellan landningar och ΣA , och $B_{current}$ beräknades som det som återstår när fångsten har dragits av från B_{best} . Dessa uppskattningar utgjorde, liksom våra uppdaterade analyser, bara en partiell utvärdering av det svenska kustfisket, utan hänsyn till annan antropogen påverkan i ålens tidigare livsstadier och livsmiljöer. De uppskattningar av ΣA , B_{best} och B_0 som rapporterades 2012 och 2015 motsvarade inte de begärda indikatorerna för blankålens utbredning längs Sveriges Östersjökust. Presentationen av partiella indikatorer (i stället för livstidsindikatorer) gav upphov till förvirring (ICES 2017). Dekker *et al.* (2018) rapporterade dem som partiella indikatorer och uteslöt skattningarna av ΣA , B_{best} and B_0 . Här upprepar vi detta tillvägagångssätt och följer samma argumentation. Under åren 2020-2023 uppskattas fiskedödligheten F_{SE} till ca 0.003 år^{-1} ($\approx 0.3\%$), med genomsnittliga landningar på 81 ton/år. Blankålens utvandring längs den svenska kusten uppskattades till mellan 556 t/år (Stockholm) och 10555 t/år (Blekinge). Kombinationen av låga landningssiffror och extremt låga återfångstnivåer gör dock att tillförlitligheten i uppskattningarna för blankålsvandringen ifrågasätts alltmer. Nu använde vi 2012 års uppskattning av blankålsvandringen på 3770 ton (före fiske), i enlighet med utvärderingarna 2015, 2018 och 2021. Detta konstanta värde är uppenbarligen i rätt storleksordning, men det följer inte de senaste trenderna i beståndet. Osäkerheterna i uppgifterna leder till mycket osannolika resultat, men tyvärr har vi inte underlag för bättre uppskattningar. I Bilaga D finns ytterligare detaljer.

För Trap & Transport-programmet rapporteras endast den påverkade biomassan av blankål, men inga motsvarande dödlighetstal.

Eftersom det saknas beståndsindikatorer för västkusten och de för Östersjökusten är ofullständiga, kan inga indikatorer för hela landet tas fram.

Tabell 5: Bestandsindikatorer per område och år. För inlandsvatten anges biomassaindikatorerna med (+) och utan (-) bidrag från utsatt ål. Alla uppskattningar av dödligheten avser den verkliga dödligheten (både hos naturlig och utsatt ål), utan att utsättning tolkas som en kompensation för annan dödlighet. För alla kustvatten gäller $\Sigma H=0$ och därmed $\Sigma F=\Sigma A$. *Alla indikatorer för biomassa uttryckta i ton, indikatorer för dödlighet som andel per livstid, %SPR (relativ överlevnad) och %SSB (beståndets relativa tillstånd) i procent. (Alla symboler förklaras i textrutan i avsnitt 1.5)*

År	Västkusten						Inlandsvatten										Östersjökusten						År	
	B _{current}	B _{best}	B ₀	%SSB	ΣA	%SPR	Med utsättning +				Utan utsättning -				Dödlighet				B _{current}	B _{best}	B ₀ %SSB	ΣA		%SPR
							B _{current} ⁺	B _{best} ⁺	B ₀ ⁺	%SSB ⁺	B _{current} ⁻	B _{best} ⁻	B ₀ ⁻	%SSB ⁻	ΣF	ΣH	ΣA	%SPR						
2006					2.66		165	390	619	26.7	30	71	300	10.0	0.40	0.46	0.86	42.29	3404					2006
2007					1.91		174	406	643	27.1	27	64	300	9.1	0.33	0.52	0.85	42.85	3352					2007
2008					1.86		163	422	665	24.5	22	57	300	7.3	0.33	0.62	0.95	38.57	3381					2008
2009					1.19		159	439	688	23.1	18	51	300	6.1	0.25	0.76	1.02	36.22	3460					2009
2010					1.20		150	455	709	21.1	15	46	300	5.0	0.28	0.84	1.11	32.85	3463					2010
2011	12	1154	1154	1	0.93	39	148	452	711	20.8	13	41	300	4.5	0.24	0.88	1.12	32.77	3499					2011
2012					0		129	442	705	18.2	11	37	300	3.6	0.26	0.98	1.23	29.09	3531					2012
2013					0		128	425	692	18.5	10	34	300	3.4	0.23	0.97	1.20	30.14	3499					2013
2014					0		121	402	670	18.1	10	32	300	3.2	0.26	0.94	1.20	30.20	3557					2014
2015					0		117	370	640	18.3	10	31	300	3.2	0.21	0.94	1.15	31.58	3612					2015
2016					0		94	329	599	15.7	9	30	300	2.9	0.28	0.97	1.25	28.54	3589					2016
2017					0		80	292	562	14.3	8	30	300	2.7	0.34	0.95	1.29	27.51	3627					2017
2018					0		66	262	532	12.3	7	29	300	2.5	0.41	0.97	1.38	25.11	3627					2018
2019					0		64	246	517	12.3	7	28	300	2.4	0.35	1.00	1.35	25.98	3676					2019
2020					0		57	245	518	11.0	6	27	300	2.1	0.47	0.99	1.46	23.26	3675					2020
2021					0		62	249	524	11.8	6	26	300	2.1	0.45	0.94	1.39	24.83	3693					2021
2022					0		95	261	536	17.7	9	25	300	3.0	0.24	0.77	1.01	36.37	3710					2022
2023					0		84	281	556	15.1	7	24	300	2.4	0.34	0.86	1.21	29.90	3677					2023

9. Diskussion

9.1 Jämförelse med utvärderingen 2021

För västkustbeståndet presenterade Dekker *et al.* (2021) ingen utvärdering. Det motiverades, liksom av Andersson *et al.* (2019), med att det inte fanns något realistiskt alternativ för att utvärdera beståndet med avseende på absolut bestandsstorlek, eller antropogen dödlighet. Analys av trender i fiskerioberoende undersökningar (Bilaga A) gör det dock möjligt att övervaka det lokala beståndet efter att fisket stängdes 2012. Resultaten bekräftar den relativa återhämtningen av den tidigare utnyttjade delen av beståndet. Denna relativa återhämtning sker dock samtidigt med den långsiktiga nedgången för hela beståndet. Även om tidsserien uppdateras i Bilaga A, så är den aktuella utvärderingen i allt väsentligt en upprepning av 2021 års resultat.

För inlandsbeståndet gjorde vi både uppdateringar och förbättringar jämfört med tidigare utvärderingar (Dekker 2015; Dekker *et al.* 2018; Dekker *et al.* 2021). I årets utvärdering användes uppdaterade data och en ny modell för naturlig rekrytering. Vi inkluderar inte längre fångster från Trap & Transport i fiskeristatistiken, men resten av den tidigare metoden är i stort sett oförändrad. Resultaten bekräftar 2021 års utvärdering av beståndets status. Biomassan ligger fortfarande under det långsiktiga målet och den antropogena påverkan överstiger den miniminivå som gör det möjligt för beståndet att återhämta sig.

För blankålsfisket på Östersjökusten är den nuvarande utvärderingsmetoden identisk med 2021 års utvärdering, men med en utökad databas. Liksom tidigare uppskattas fiskepåverkan och sammanställs per årtionde. Om och när utvärdering av årliga förändringar kommer att krävas i framtiden, så behövs ett mer intensivt program för märkning och återfångst.

Nya märkningsexperiment (Figur D2) var mer jämnt fördelade längs kusten än de historiska experimenten (Dekker & Sjöberg 2013; deras Figur 4). Trenden i avståndet från frisläppande till återfångst visade ett meningsfullt samband med trenden i fiskepåverkan. Antalet dagar mellan märkning och återfångst verkar dock ha minskat jämfört med före 1990-talet, möjligen på grund av begränsningar av

fiskesäsongens längd. De första märkena som sattes på under fiskesäsongen kan återfångas fram till slutet av säsongen, men inte därefter. En ytterligare förkortning av säsongen under andra halvan av 2023 kan ytterligare minska antalet dagar mellan märkning och återfångst.

I likhet med tidigare år omfattar den aktuella utvärderingen endast påverkan från det svenska kustfisket, inte andra antropogena effekter på tidigare livsstadier (eventuellt i andra länder). Vi har ingen verifierad information om produktionen av blankål i hela Östersjön, och vi har ännu inte uppnått något samarbete om förvaltning och utvärdering mellan de baltiska länderna. Det finns ett akut behov av att utveckla det baltiska samarbetet, men det kan inte uppnås inom ramen för denna nationella utvärdering.

9.2 Krav för 2024 års rapportering till EU

Förberedelser har gjorts för en datautlysning senare i år (gemensamt av ICES och EU-kommissionen), där beståndsindikatorerna kommer att ingå. Indikatorerna i denna utlysning ligger i huvudsak i linje med de tidigare datautlysningarna. Vi arbetade därför mot kraven i 2021 års datautlysning. Alla efterfrågade indikatorer beaktades, men alla kunde inte beräknas (se diskussionen i kapitel 8). Endast den aktuella utvärderingen av inlandsbeståndet inkluderar alla efterfrågade indikatorer.

10. Rekommendationer och råd

I denna rapport presenteras en utvärdering av den svenska delen av det europeiska ålbeståndet, vilken bedöms mot målen i den svenska ålförvaltningsplanen (Anonymous 2008) och EU:s ålförordning (Anonymous 2007). Rapporten utvidgar och uppdaterar resultaten från de tidigare utvärderingarna (Dekker 2012; 2015; Dekker *et al.* 2018; Dekker *et al.*, 2021). Resultaten kan ligga till grund för en framtida revidering och förbättring av den svenska ålförvaltningsplanen. De presenterade nationella beståndsindikatorerna har tidigare använts för internationella utvärderingar (ICES 2013, 2016, 2018, 2021), och de utgör det svenska underlaget för kommande internationella diskussioner. ICES (2023) gav råd om ålbeståndets status i hela dess utbredningsområde, medan vi nu utvärderar statusen i relation till i den svenska ålförvaltningsplanen, fyller gapet mellan nationell och internationell utvärdering och ger råd om nationell utvärdering och förvaltning.

För västkusten är beståndets status inte välkänd. Efter att fisket stängdes 2012 är fiskedödligheten noll (bortsett från eventuella olagliga fångster), men varken nuvarande (B_{current}), nuvarande potentiella (B_{best}) eller orörda biomassor (B_0) kunde kvantifieras. Den nuvarande biomassan i beståndet ligger dock långt under det långsiktiga återhämtningsmålet, och beståndet verkar precis bara ha börjat att återhämta sig efter stängningen av det kommersiella fisket 2012. En brytpunkt i rekryteringen av europeisk glasål observerades 2011 över hela kontinenten. Den återspeglas även på den svenska västkusten, där förekomsten av de minsta storleksklasserna inte längre minskar. Målen i EU:s ålförordning och den nationella ålförvaltningsplanen kan inte uppnås med ytterligare regleringar av fisket på västkusten, eftersom fiskedödligheten är praktiskt taget noll. Det finns inte heller någon påverkan från vattenkraft på kustbeståndet. Effekterna av andra påfrestningar på beståndet, t.ex. naturlig predation, skulle kunna studeras bättre. Om trenderna för biomassan på västkusten ska kunna kvantifieras bättre i framtiden behövs en mer intensiv datainsamling.

Utsättningar på västkusten ger ett tillskott till den naturliga produktionen av blankål, även om mängden är relativt litet i jämförelse med det naturliga, orörda beståndet. En nyligen genomförd utvärdering av det svenska utsättningsprogrammet (Myrenås, 2024) visade att utsättning kan utgöra ett

värdefullt tillskott till den lokala produktionen av blankål, med tanke på det nuvarande utarmade tillståndet för västkustbeståndet. Majoriteten av ålen på västkusten kommer dock sannolikt även fortsättningsvis från naturlig rekrytering.

För inlandsbeståndet pekar statusindikatorerna på att beståndets biomassa ligger under det långsiktiga målet, att påverkan från fiske och vattenkraft tillsammans överstiger den minimigräns som skulle möjliggöra återhämtning. Den antropogena påverkan har också ökat under de senaste åren. De genomförda förvaltningsåtgärderna är bland annat assisterad migration, utsättning, fiskerestriktioner och Trap & Transport. Dessa åtgärder interagerar, så att om en åtgärd justeras kommer en stor del av eventuella positiva effekter sannolikt att utplånas av annan påverkan. Förvaltningsåtgärder som leder till en minskning av inlandsbeståndet (t.ex. minskad utsättning) kommer att minska mängden ål som påverkas. Det sker dock till priset av att avståndet till biomassamålet ökar och/eller att naturliga livsmiljöer effektivt går förlorade, vilket minskar den biologiska mångfalden. De flesta nuvarande åtgärderna i den nationella ålförvaltningsplanen (Anonymous 2008) baseras på den föråldrade utvärderingen från år 2008. Därför rekommenderar vi:

- Att snarast minska den antropogena påverkan på inlandsbestånden till en nivå som möjliggör återhämtning, och
- Att se över och förbättra förvaltningsplanen för inlandsbeståndet i enlighet med målen i ålförordningen och den nationella ålförvaltningsplanen (hållbar förvaltning och återhämtning av beståndet).

För Östersjökusten ligger påverkan från fisket av blankål långt under den gräns för dödlighet som anges i den nationella ålförvaltningsplanen (återhämtning). Detta fiske är bara en av de antropogena effekter som påverkar beståndet, tidigare i ålens liv och på andra platser i Östersjön. Det har inte gjorts någon heltäckande utvärdering för hela Östersjön, och förvaltningen i Östersjöområdet har inte integrerats. Därför avser de rapporterade indikatorerna endast det svenska fisket. Beståndets biomassa ligger sannolikt under tröskelvärdet i ålförordningen (40 % av det jungfruliga beståndet). Fiskepåverkan har minskat efter införda fiskerestriktioner sedan den nationella förvaltningsplanen för ål antogs. Utvandringsbiomassan påverkas dock endast marginellt, eftersom det svenska fisket har begränsad påverkan i jämförelse med annan påverkan tidigare i livet (t.ex. påverkan från fiske och vattenkraft i hela Östersjöns inlandsvatten). För att förbättra utvärderingen och förvaltningen av det bestånd som det svenska fisket riktar in sig på behövs mer kunskap om habitat användning och om påverkan som sker innan blankålen exponeras för fisket på Östersjökusten. För detta krävs en omfattande utvärdering av ålbeståndet i hela Östersjöområdet. Vi rekommenderar:

- Att fortsätta utvärderingen av beståndet och påverkan i svenska vatten, och att integrera detta i en panbaltisk, heltäckande utvärdering.
- Att samordna de nationella utvärderingarna och nationella skyddsåtgärderna med andra utbredningsländer, dvs. integrerad förvaltning i Östersjön.

11. Tack

Vi vill rikta ett stort tack till alla som har bidragit till att förbereda och slutföra denna rapport.

Först och främst vill vi tacka Josefin Sundin, Philip Jacobson, Elin Myrenås, Birgitta Jacobson, John Persson, Jennie Strömquist och alla andra inblandade från SLU Aqua för deras ovärderliga bidrag till datainsamling och tolkning, samt många diskussioner som har lett till nya insikter.

Därefter vill vi tacka alla andra dataleverantörer för deras bidrag med viktiga data, inklusive men inte begränsat till Richard Fordham och ScandinaviaEel, alla inblandade från Krafttag Ål, Leif Kuhlin och Sofia Brockmark samt alla andra inblandade från Havs- och vattenmyndigheten.

Slutligen vill vi rikta ett särskilt tack till Willem Dekker och Håkan Wickström för deras mångåriga och hårda arbete som utgör ryggraden i denna rapport.

13. Litteratur

- 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. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Aquatic Resources, Drottningholm Lysekil Öregrund. 32 pp.
- Anonymous (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). <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2007:248:0017:0023:EN:PDF>
- Anonymous (2008). *Förvaltningsplan för ål [Management plan for eel]. Bilaga till regeringsbeslut 2008-12-11*. (Nr 21 2008-12-09 Jo2008/3901). Jordbruksdepartementet.
- Anonymous (2014). *Report from the Commission to the Council and the European Parliament on the outcome of the implementation of the Eel Management Plans*. (COM(2014) 640 final, Council document 14619/14)
- Anonymous (2019). *Evaluation of the Eel Regulation. Final report*. European Commission, Directorate-General for Maritime Affairs and Fisheries.
- Åström, M. & Dekker, W. (2007). When will the eel recover? A full life-cycle model. *ICES Journal of Marine Science*, 64 (7), 1491–1498
- Bates, D., Maechler, M., Bolker, B., Walker, S., Christensen, R.H.B., Singmann, H., Dai, B., Grothendieck, G., Green, P. & Bolker, M.B. (2015). Package ‘lme4’. *convergence*, 12 (1), 2
- Bevacqua, D., Melia, P., De Leo, G.A. & Gatto, M. (2011). Intra-specific scaling of natural mortality in fish: the paradigmatic case of the European eel. *Oecologia*, 165, 333–339
- Bolker, B.M., Brooks, M.E., Clark, C.J., Geange, S.W., Poulsen, J.R., Stevens, M.H.H. & White, J.-S.S. (2009). Generalized linear mixed models: a practical guide for ecology and evolution. *Trends in ecology & evolution*, 24 (3), 127–135
- Boström, M. & Öhman, K. (2014). *Mellanskarven i Roxen. Förändringar i fisksamhället och mellanskarvens (Phalacrocorax carbo sinensis) föda*. (Aqua reports, 2014:10). Sveriges lantbruksuniversitet.
- Briand, C., Maria, M., Drouineau, H., Maria, K., Estibaliz, D. & Beaulaton, L. (2022). *Eel Density Analysis (EDA 2.3). Escapement of silver eels (Anguilla anguilla) from French, Spanish and Portuguese rivers. GT4-deliverable E4. 1.1. AZTI*. <https://hal.science/hal-03590458/> [2024-07-03]

- Calles, O. & Christiansson, J. (2012). *Ålens möjlighet till passage av kraftverk: En kunskapssammanställning för vattendrag prioriterade i den svenska ålförvaltningsplanen samt exempel från litteraturen*. (Elforsk rapport, 12:37). Elforsk AB.
- Clevestam, P. & Wickström, H. (2008). *Rädda ålen och ålfisket! — Ett nationellt bidrag till en europeisk förvaltningsplan. Vetenskaplig slutrapport från pilotprojekt till Fonden för fiskets utveckling*. (Dnr: 231-1156-1104). Swedish Board of Fisheries.
- Dekker, W. (2000). A Procrustean assessment of the European eel stock. *ICES Journal of Marine Science*, 57 (4), 938–947
- Dekker, W. (2004). *Slipping through our hands: population dynamics of the European eel*. Universiteit van Amsterdam.
- Dekker, W. (2009). A conceptual management framework for the restoration of the declining European eel stock. *Proceedings of Eels at the Edge: science, status, and conservation concerns*. Edited by J.M. Casselman & D.K. Cairns, Bethesda, Maryland, 2009. 3–19. American Fisheries Society
- Dekker, W. (2010). *Post-evaluation of eel stock management: a methodology under construction*. (C056/10). IMARES.
- Dekker, W. (2012). *Assessment of the eel stock in Sweden, spring 2012. First post-evaluation of the Swedish Eel Management Plan*. (Aqua reports, 2012:9). Swedish University of Agricultural Sciences.
- Dekker, W. (2015). *Assessment of the Eel Stock in Sweden, Spring 2015. Second Post-evaluation of the Swedish Eel Management Plan*. (Aqua reports, 2015:11). Swedish University of Agricultural Sciences.
- Dekker, W. (2016). Management of the eel is slipping through our hands! Distribute control and orchestrate national protection. *ICES Journal of Marine Science*, 73 (10), 2442–2452
- Dekker, W. (2019). Precautionary management of the European Eel, working paper for WGEEL Bergen. In: *Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL)*. (1:50). 163–176. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.5545>
- Dekker, W. & Beaulaton, L. (2016). Faire mieux que la nature? The History of Eel Restocking in Europe. *Environment and History*, 22 (2), 255–300
- Dekker, W., Bryhn, A., Magnusson, K., Sjöberg, N.B. & Wickström, H. (2018). *Assessment of the eel stock in Sweden, spring 2018. Third post-evaluation of the Swedish eel management*. (Aqua reports, 2018:16). Swedish University of Agricultural Sciences.
- Dekker, W. & Sjöberg, N.B. (2013). Assessment of the fishing impact on the silver eel stock in the Baltic using survival analysis. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 70 (12), 1673–1684
- Dekker, W., Van Gemert, R., Bryhn, A., Sjöberg, N. & Wickström, H. (2021). *Assessment of the eel stock in Sweden, spring 2021: fourth post-evaluation of the Swedish eel management*. (Aqua reports, 2021:12). Swedish University of Agricultural Sciences.
- <https://publications.slu.se/?file=publ/show&id=112804&lang=en> [2024-07-03]

- Dekker, W. & Wickström, H. (2015). *Utvärdering av målen för programmet krafttag ål*. (Energiforsk rapport, 2015:103). Energiforsk AB.
<https://energiforsk.se/program/krafttag-al/rapporter/utvardering-av-malen-for-programmet-krafttag-al/>
- Dekker, W., Wickström, H. & Andersson, J. (2011). *Status of the eel stock in Sweden in 2011*. (Aqua reports, 2011:2). Swedish University of Agricultural Sciences.
- Dekker, W., Wickström, H. & Sjöberg, N.B. (2016). *Utvärdering av den svenska ålförvaltningen*. (Aqua reports, 2016:11). Swedish University of Agricultural Sciences.
- Erichsen, L. (1976). *Statistik över ålyngeluppsamling i svenska vattendrag*. (Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, 8)
- de Eyto, E., Briand, C., Poole, R., O’Leary, C. & Kelly, F. (2016). *Application of EDA (v 2.0) to Ireland: prediction of silver eel *Anguilla anguilla* escapement*. Marine Institute. <http://oar.marin.ie/handle/10793/1144> [2024-07-03]
- FAO (1996). *Precautionary approach to capture fisheries and species introductions*. (FAO Technical Guidelines for Responsible Fisheries, No. 2.). FAO.
- FAO & ICES (2011). *Report of the 2011 session of the Joint EIFAAC/ICES Working Group on Eels. Lisbon, Portugal, from 5 to 9 September 2011*. (EIFAAC Occasional Paper. No. 48. ICES CM 2011/ACOM:18)
- Fox, J. & Weisberg, S. (2018). Visualizing fit and lack of fit in complex regression models with predictor effect plots and partial residuals. *Journal of Statistical Software*, 87, 1–27
- Fox, J., Weisberg, S., Adler, D., Bates, D., Baud-Bovy, G., Ellison, S., Firth, D., Friendly, M., Gorjanc, G. & Graves, S. (2012). Package ‘car’. *Vienna: R Foundation for Statistical Computing*, 16 (332), 333
- Hagstrom, O. & Wickström, H. (1990). Immigration of young eels to the Skagerrak-Kattegat area 1900 to 1989. *Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie und Hydrographie*, 75 (6), 707–716
- Haneson, V. & Rencke, K. (1923). *Bohusfisket*. Göteborgs litografiska aktiebolag. (Göteborgs jubileumspublikationer)
- Hansson, S., Bergström, U., Bonsdorff, E., Härkönen, T., Jepsen, N., Kautsky, L., Lundström, K., Lunneryd, S.-G., Ovegård, M. & Salmi, J. (2018). Competition for the fish–fish extraction from the Baltic Sea by humans, aquatic mammals, and birds. *ICES Journal of Marine Science*, 75 (3), 999–1008
- ICES (2001). *Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, 2001*. (ICES Cooperative Research Report, 246). ICES.
- ICES (2002). *Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, 2002*. (ICES Cooperative Research Report, 255). ICES.
- ICES (2010). *Report of the Study Group on International Post-Evaluation on Eels (SGIPEE)*. (ICES CM 2010/SSGEF:20)
- ICES (2013). *Report of the Joint EIFAAC/ICES Working Group on Eels (WGEEL), 18–22 March 2013 in Sukarietta, Spain, 4–10 September 2013*. (ICES CM 2013/ACOM:18). ICES.

- ICES (2016). *Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eel (WGEEL)*, 24 November–2 December 2015, Antalya, Turkey. (ICES CM 2015/ACOM:18)
- ICES (2017). *Report of the Workshop on Fisheries Related Anthropogenic Impacts on Silver eels (WKMAREEL)*, 20 March–18 April 2017, by correspondence. (ICES CM 2017/ACOM:46)
- ICES (2018). *Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL)*, 5–12 October 2018, Gdańsk, Poland. (ICES CM 2018/ACOM:15)
- ICES (2019). Joint EIFAAC/ICES/GFCM working group on eels (WGEEL). *ICES Scientific Reports*, 1 (50), 177. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.5545>
- ICES (2021). Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL). *ICES Scientific Reports*, 3 (85), 205. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.8143>
- ICES (2022). EU request for technical evaluation of the Eel Management Plan progress reports. In: *Report of the ICES Advisory Committee, 2022. ICES Advice 2022, sr. 2022.07*.
- ICES (2023). *Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eels (WGEEL)*. 5 (98), 175. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.24420868>
- Jouanin, C., Briand, C., Beaulaton, L. & Lambert, P. (2012). *Eel Density Analysis (EDA2.x): un modèle statistique pour estimer l'échappement des anguilles argentées (Anguilla anguilla) dans un réseau hydrographique*. (Partenariat 2011. Domaine : Espèces aquatiques continentales, Action 11.1). Irstea. <https://hal.science/hal-02597525/> [2024-06-13]
- Kuhlin, L. (2024). Info om Svensk vattenkraft [Information on Swedish hydropower]. Database of hydropower stations in Sweden, Excel file "vattenkraft-2024-03-06.xlsx" made available by its author in personal communication, Apr 2024. See also <http://vattenkraft.info/>. <http://vattenkraft.info/>
- Kuznetsova, A., Brockhoff, P.B. & Christensen, R.H.B. (2017). lmerTest package: tests in linear mixed effects models. *Journal of statistical software*, 82 (13). <https://orbit.dtu.dk/en/publications/lmertest-package-tests-in-linear-mixed-effects-models> [2024-07-03]
- Lantmäteriet (2018). <https://www.smhi.se/data/hydrologi/vattenwebb/om-data-i-vattenwebb>
- Leonardsson, K. (2012). *Modellverktyg för beräkning av ålförluster vid vattenkraftverk*. (Elforsk rapport 12:36). Elforsk AB. <https://energiforsk.se/program/krafttagal/rapporter/modellverktyg-for-berakning-av-alforluster-vid-vattenkraftverk/>
- Lundström (2024). *Rikstäckande inventering av häckande storskarv (Phalacrocorax carbo) i Sverige 2023*. (Aqua notes, 2024:7). Swedish University of Agricultural Sciences.
- Magnusson, A.K. & Dekker, W. (2021). Economic development in times of population decline—a century of European eel fishing on the Swedish west coast. *ICES Journal of Marine Science*, 78 (1), 185–198. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsaa213>

- Myrenås, E. (2024). *Utvärdering av ålyngelutsättning – en uppdatering av svenska väst- och sydkustområden*. (Aqua notes, 2024:1). Swedish University of Agricultural Sciences.
- Myrenås, E. & Jacobson, P. (2024). *Utvärdering av ålyngelutsättningar i Mälaren och Ymsen*. (Aqua notes, 2024:4). Swedish University of Agricultural Sciences.
- Nordberg, P. (1977). *Ljungan: vattenbyggnader i den näringsgeografiska miljön 1550-1940*. (PhD Thesis). Umeå University.
- Olofsson, O. (1934). Försvinner ålen i övre Norrland? *Svensk Fiskeritidskrift*. 21, 241–243
- SERS (2024). Svenskt elfiskeregister. Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser. <http://www.slu.se/elfiskeregistret> [2024-03-25]
- SMHI (2014). Flödesstatistik för Sveriges vattendrag. <http://www.smhi.se/klimatdata/hydrologi/vattenforing/om-flodesstatistik-for-sveriges-vattendrag-1.8369> [2014-04-01]
- SMHI (2024). <https://www.smhi.se/data/hydrologi/vattenwebb/om-data-i-vattenwebb>
- Strömberg, A., Lunneryd, S.-G. & Fjälling, A. (2012). *Mellanskarv: ett problem för svenskt fiske och fiskodling?* (Aqua reports, 2012:1). Sveriges lantbruksuniversitet. <http://pub.epsilon.slu.se/8583/> [2024-06-13]
- Trybom, F. & 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
- Wickström, H. (2002). Monitoring of eel recruitment in Sweden. In: *Monitoring of glass eel recruitment*. Dekker W. (ed). (Report C007/02-WD). 69–86.

Bilaga A: Ålbeståndet på västkusten

Ålbeståndet på västkusten har nyttjats genom ett omfattande fiske med ryssjor, främst riktat mot gulål. Under våren 2012 stängdes dock detta fiske norr om 56°25'N (nära Torekov, Skåne). Här diskuterar vi den historiska utvecklingen av detta fiske. Vi presenterar också ny information om utvecklingen av ålbeståndet på västkusten sedan stängningen, och om nyligen genomförda utsättningar.

A.1 Utveckling av fisket efter gulål på västkusten

Det finns två olika tidsserier som har sammanställts av SCB. Den ena baseras enbart på försäljningsstatistik och platsen för mottagaren av fångsten (1970-1999) eller landningshamnen (från 2000). I den andra tidsserien kombineras dessa uppgifter med fångstinformation från fiskare (1985-2012). I det här avsnittet använder vi den senare tidsserien, eftersom den bättre återspeglar den faktiska ålfångsten i området (med undantag för åren 1970-1984).

En ökad utländsk efterfrågan på ål i slutet av 1800-talet ledde till ett ökat intresse för ålfiske i Sverige, och det öppnade möjligheten att utveckla ett kommersiellt ålfiske på den svenska västkusten. Fångstuppgifterna tyder på att ålbeståndet på den svenska västkusten var underutnyttjat i början av 1900-talet (Figur A1). Då hade ryssjefisket efter ål en begränsad geografisk täckning, och ålen fångades antingen med betade tinor, ålkupor eller långrev på sommaren, eller med ljuster på vintern (Haneson & Rencke 1923). Dessa metoder gav inte tillräckliga volymer för handel, så ett ryssjefiske infördes genom ett utbyte av utrustning och kunskap om fiskemetoder från Sveriges, Danmarks och Tysklands kuster. Till exempel kunde fiskare få fiskeredskap utan kostnad, i utbyte mot att de sålde sin fångst till tyska handlare i början av 1900-talet (Göteborgs och Bohus läns hushållningssällskap 1866-1961).

Fiskeområdet utvidgades i takt med att ryssjorna blev allt populärare, och de rapporterade fångsterna ökade från 100 ton per år 1900-1920 till 200 ton per år i början av 1930-talet (Figur A1). Den tekniska utvecklingen av ryssjor och båtar gjorde att fångsterna kunde ligga kvar på cirka 250 ton per år, även om antalet kustfiskare minskade (Figur A2). De första ryssjorna var handgjorda, tunga och stora och krävde mycket underhåll (ofta rengöring, tjärning och torkning). Vissa fiskare hade två uppsättningar ryssjor och ersatte de använda med rengjorda ryssjor, medan andra bytte till fiske efter andra arter under rengöringen. Materialet i ryssjorna ersattes gradvis från bomull till nylon. Ryssjor av nylonkrävde mindre

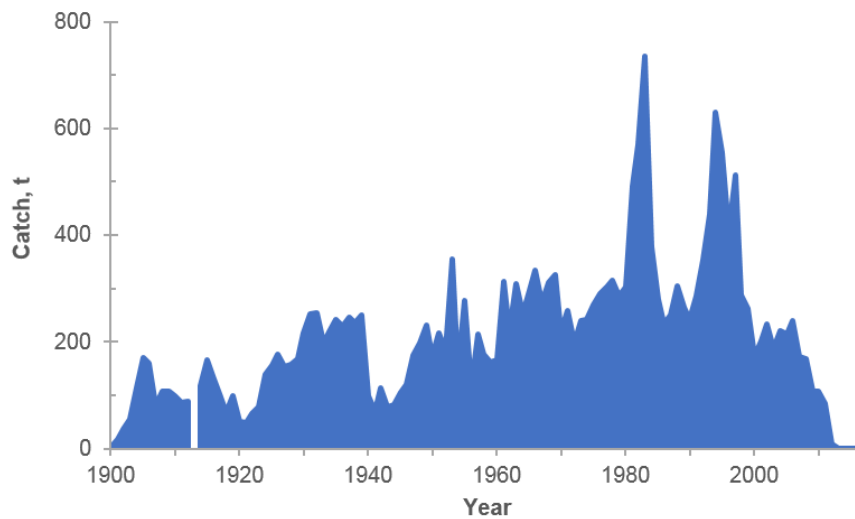
underhåll och de kunde hållas i vattnet under en längre period, vilket förlängde fiskesäsongen. Dessutom ersattes roddbåtarna gradvis av motorbåtar, vilket möjliggjorde en snabb transport till fiskeplatserna och en utvidgning av fiskeområdet. Ökningen av billiga ryssjor och plastbåtar kan också ha ökat fångsten i fritidsfisket.

I början av 1900-talet besökte tyska och danska handelsmän fiskare längs den svenska västkusten för att köpa levande ål för export till Tyskland. Detta ökade efterfrågan och därmed priset på västkusten, vilket gjorde att västkustfisket kunde expandera (Magnusson & Dekker 2021). Med tiden ersattes båttransporterna av tankbilar på land. Ålen kunde hållas vid liv i fiskkistor under långa perioder tills den plockades upp av handelsmännen, och därför utgjorde ålfisket en bra kompletterande inkomstkälla till andra småskaliga fiske- eller jordbruksverksamheter.

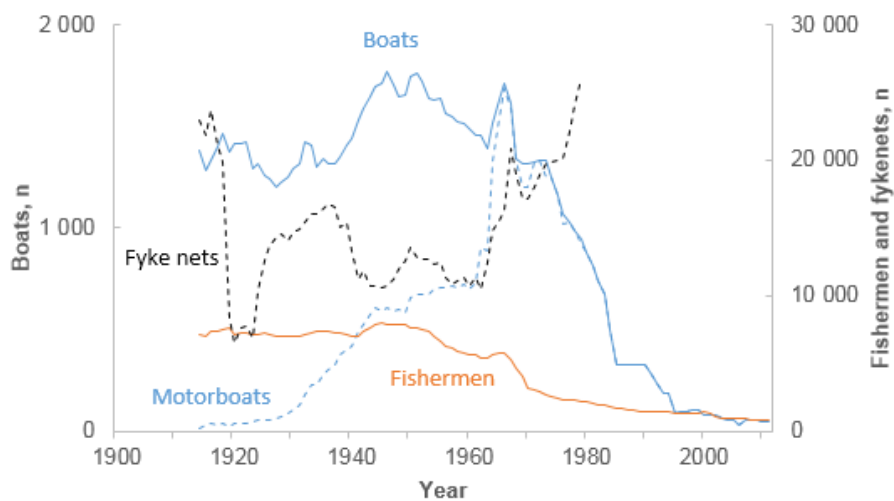
Den rapporterade ålfångsten minskade tillfälligt under första och andra världskriget, då export var förbjuden, och nådde en topp 1980-2000 (Figur A1). Toppen i början av 1980 kan vara överdriven på grund av förändringar i rapporteringssystemet,

Merparten av ålen exporterades (Figur A3), och den lokala efterfrågan på gulål på den svenska västkusten var låg. Det förekom ingen försäljning över disk i butikerna, men gulål kunde beställas specifikt. Den lokala efterfrågan på småål ökade 1970-2000 i utsättningssyfte (<105 ton/år), men minskade igen när glasål ersatte gulål i utsättningsprogrammet.

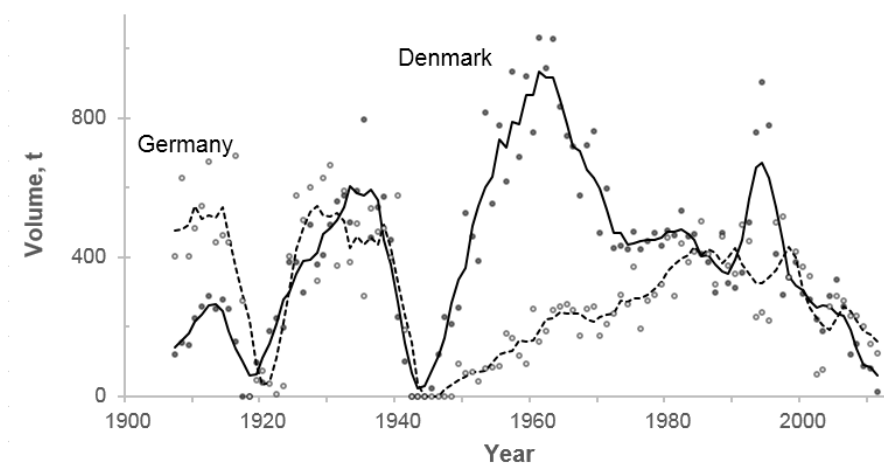
Från mitten av 1900-talet och framåt bibehölls fångsten trots att antalet fiskare minskade från början till mitten av 1900-talet på grund av ett mer intensifierat fiske (Figur A1, Figur A2). Den ökande ålfångsten på den svenska västkusten under 1900-talet (utan en tydlig brytpunkt med minskande fångst) antyder att västkustens ålbestånd inte var överexploaterat, men eventuellt närmade fångstnivåerna sig en kritisk gräns under 1980-1995.



Figur A1: Tidstrend för ålfångsten i Kattegatt och Skagerrak från 1900 till 2012 (fångsten under perioden 1970-1984 baseras enbart på landningsdata).



Figur A2: Tidsutveckling av antalet småbåtar, ryssjor och fiskare på den svenska västkusten.



Figur A3: Tidstrenden för den totala svenska ålexporten till de två största mottagarländerna Danmark och Tyskland

A.2 Trender i ålbeståndet på västkusten

I det svenska ÅFP (Anonymous 2008) presenterades en analys av fiskeriberoende längdfrekvensdata och fångststatistik från samma fiske. När fisket stängdes våren 2012 kunde den fiskeribaserade utvärderingen inte fortsätta. Istället har utvecklingen av ålbeståndet på västkusten härletts från fiskeriberoende ryssjeundersökningar. Det kommer att krävas en komplex analys för att förstå observerade trender i dessa fiskeriberoende data. Den potentiella utvandringen av (ung) ål från västkusten till inlandsvatten och mot Östersjön beaktades inte i tidigare utvärderingar. De tidigare fiskeriberoende utvärderingarna kan istället ha felklassificerat utvandringsförluster från systemet som fiskedödlighet. I detta avsnitt presenterar vi de primära övervakningsuppgifterna, eftersom vi ännu inte har kunnat göra en omfattande analys av de tillgängliga fiskeriberoende uppgifterna.

Standardiserade fiskeriberoende ryssjeundersökningar genomförs årligen av SLU Aqua som en del av olika övervakningsprogram, på flera platser längs den svenska västkusten (Barsebäck, Fjällbacka, Vendelsö och Hakefjorden). Undersökningarna genomförs i augusti. Ryssjorna placeras i grunda områden på 0-6 meters djup, och de kontrolleras en gång var 1-4:e dag. Bland annat registreras antalet fångade fiskar, arttillhörighet och individlängd (Andersson et al., 2019). För varje provplats rapporteras den totala fiskeansträngningen, i antal dagar (24 timmar) per ryssja. Tidsserier av fångst per ansträngning används som ett relativt mått på ålförekomstens variation över tid.

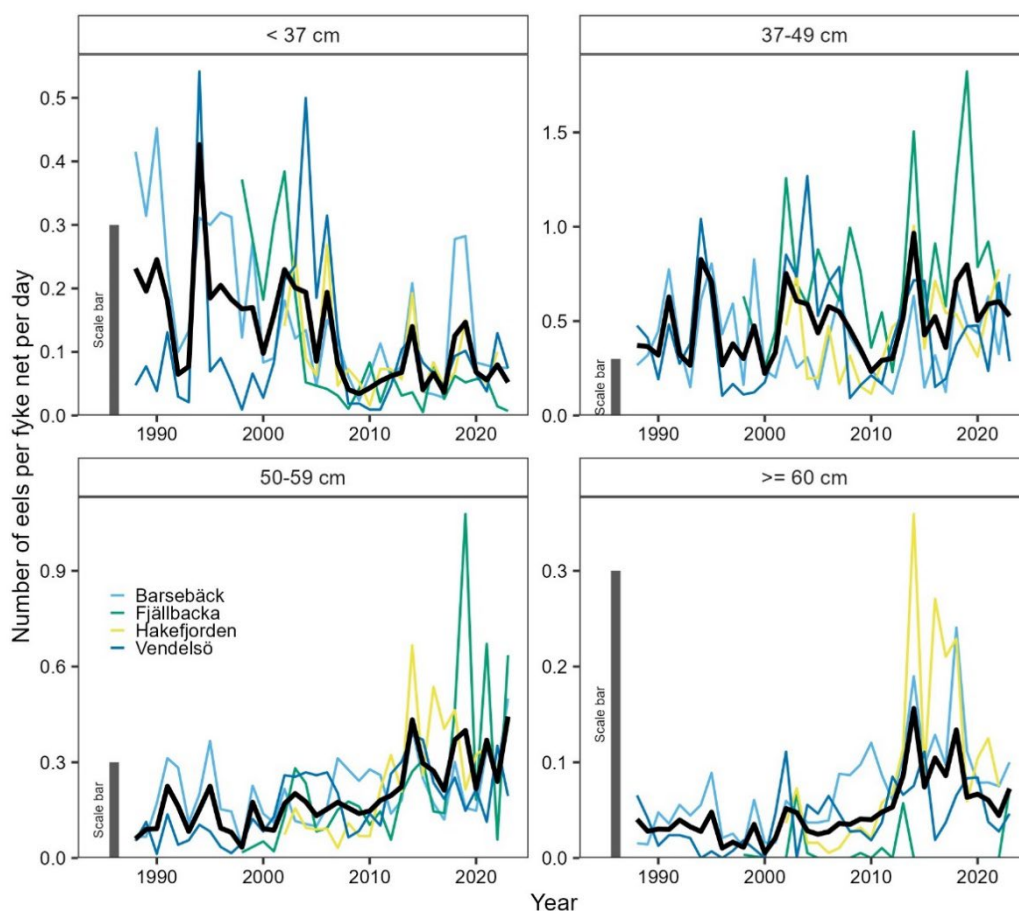
Provtagningsprogrammet har ändrats något under åren och från och med 2021 sker provtagningen enligt ett djupstratifierat provtagningsprogram för kustfisk (Havs- och vattenmyndigheten 2024). Förändringen innebar en minskning av den

totala ansträngningen på tre av fyra platser, från cirka 210, 192 och 192 till 40, 140 och 40 ryssjedagar per år och plats i Barsebäck, Fjällbacka respektive Hakefjorden. Det kan påverka precisionen i fångst-per-ansträngning (catch-per-unit-effort, CPUE), mätt som antal fångade ålar per ryssja och dag.

Uppgifter om ålfångster hämtades från databasen för ryssjeundersökningen och användes för att konstruera storleksspecifika CPUE-tidsserier. För varje provplats delades ålfångsterna in i fyra olika storlekklasser: under 37 cm, 37 upp till 50 cm, 50 upp till 60 cm och 60 cm eller större. Därefter konstruerades CPUE-tidsserier för varje provplats och varje storlekklass genom att dividera fångsten med ansträngningen.

Tidsserierna av CPUE (Figur A4) visar olika mönster i ålförekomsten över tid, beroende på storlekklass. För ålar som är mindre än 37 cm minskade CPUE till ett minimum runt år 2009, varefter CPUE verkar sluta minska. För ålar i storleken 37-49 cm var CPUE-trenden över tid mindre tydlig. För ålar i storlekarna 50-59 cm och över 60 cm var CPUE stabilt fram till 2010, varefter en tydlig ökande CPUE-trend kan observeras.

Resultaten av CPUE-analysen stämmer överens med trenderna för ålrekrytering och fiskedödlighet. CPUE-trenden för ål mindre än 37 cm verkar i stort sett följa trenden i rekryteringen av glasål till Europa (ICES 2023), som hade minskat sedan 1980-talet tills den nådde en brytpunkt 2011, varefter rekryteringen slutade minska. Ökningen av CPUE för större ål efter 2010 sammanfaller med stängningen av ålfisket längs den svenska västkusten 2011. CPUE är inte ett absolut mått på mängden ål, men CPUE-trenderna antyder att minskad fiskedödlighet har resulterat i en nuvarande ökande trend för mängden ål längs den svenska västkusten.



Figur A4: Fångst per ansträngning av ål per storleksklass (totallängd) från fiskeoberoende ryssjeundersökningar i olika områden längs den svenska västkusten, inklusive deras genomsnitt över tiden (svart fet linje). Observera att y-axelns skala skiljer sig åt mellan delfigurerna.

A.3 Utsättning i kustvatten

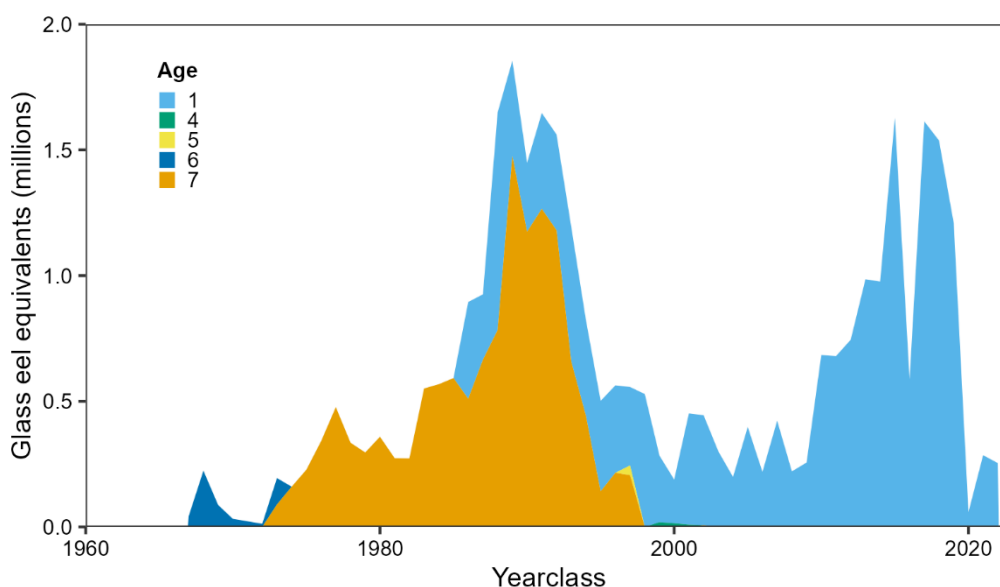
Utsättningsmetoderna har påverkat beståndet på västkusten på två sätt. För det första har sedan början av 1950-talet fångat medelstora ålar fångats på västkusten och transporterats till och satts ut längs ostkusten och i inlandsvatten. För det andra har glasål importerats sedan mitten av 1970-talet, och till största del satts ut på västkusten och i inlandsvatten (Figur A5 & Figur A6).

Fram till år 2000 överskred mängden unga ålar som transporterades från väst- till östkusten effektivt mängden importerad glasål som sattes ut (Figur A5, extrapolera årsklass till utsättningsår), men sedan dess har transporten av ål från västkusten till östkusten upphört. Efter att den svenska ÅFP:n hade antagits, inleddes statligt finansierade utsättningar av importerad glasål under 2010-talet. Utsättningarna av dessa ålar i kustvatten skedde främst längs västkusten, där det kommersiella fisket efter ål hade stoppats och den antropogena dödligheten därför förväntades vara minimal. Denna statligt finansierade utsättning av importerad

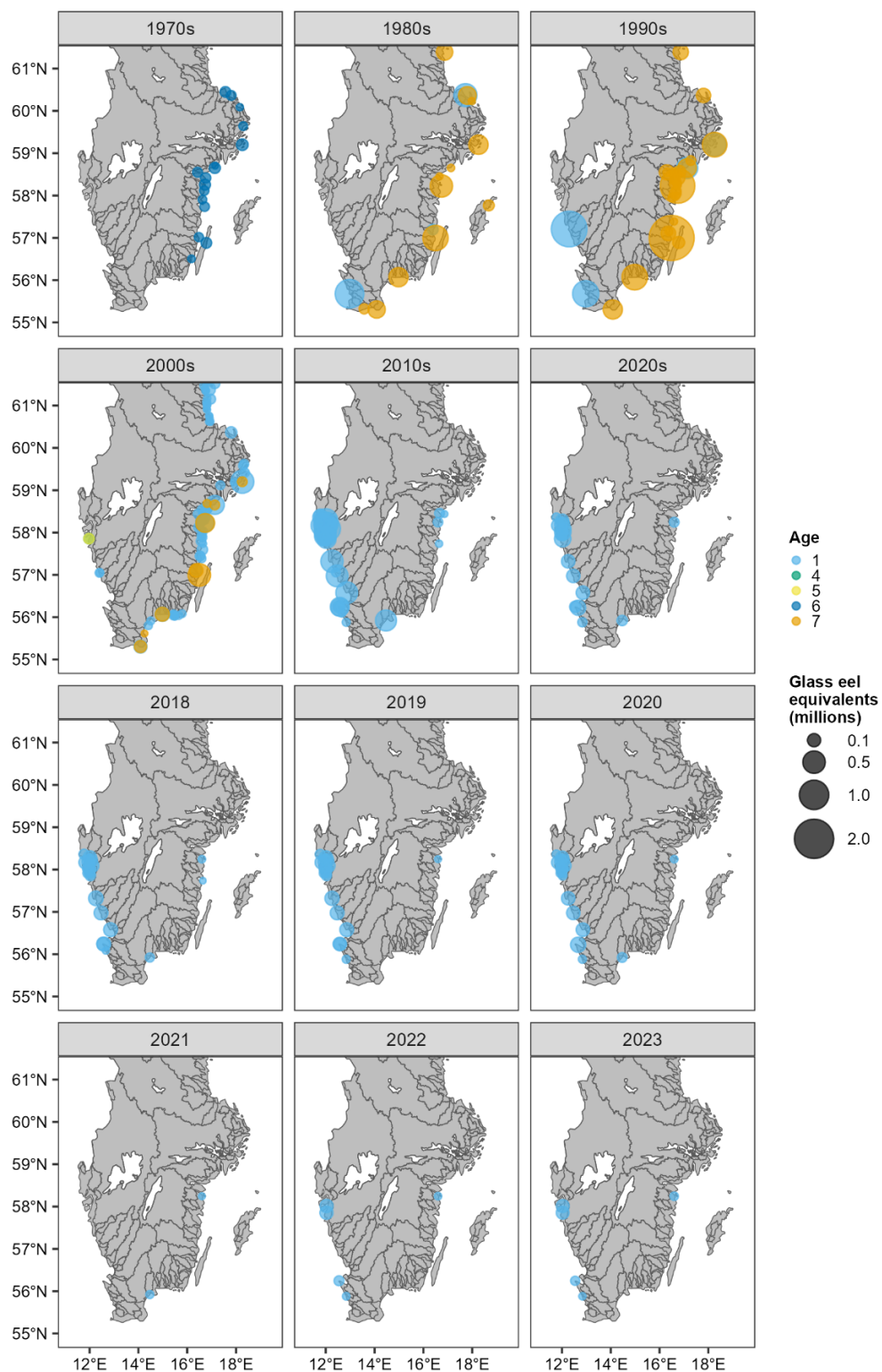
glasål har dock pausats sedan 2020, till dess att effekten av tidigare utsättningar har studerats bättre.

Under 2010-talet sattes i genomsnitt 1,0 miljoner glasålsekvivalenter per år ut i kustvatten. Under 2020-talet minskade detta till i genomsnitt 450.000 per år. 1,0 miljoner glasålsekvivalenter förväntas producera en mängd blankål på ca 60 ton/år, cirka 15 år senare. Fiskeuttaget på västkusten var i storleksordningen 200 ton/år och den potentiella (naturliga) produktionen uppskattas till i storleksordningen 1000 ton/år (Dekker 2012). Därför förväntas tillskottet baserat på utsättningen vara relativt litet och därför svårt att upptäcka. I ett västkustområde där det ofta har skett utsättningar (kustvattnen runt Stenungsund) under åren 2013-2021 var i genomsnitt 26 % av den fångade gulålen av utsatt ursprung (Myrenås, 2024). Resultatet antyder på att utsättningar kan ge ett mer värdefullt bidrag till antalet ålar i det nuvarande utarmade beståndet. Majoriteten av ålarna har dock fortfarande sitt ursprung i naturlig rekrytering.

Referenserna till denna bilaga finns i referenslistan i huvudrapporten på sidan 49.



Figur A5: Tidstrend för antalet ålar som har satts ut i kustvatten, visat som glasålsekvivalenter per årsklass (inte utsättningsår), för årsklassintervallet 1967-2022. Färgen anger vid vilken ålder ålen sattes ut, och alla siffror har räknats om till glasålsekvivalenter. Ål i åldern 1 representerar importerad glasål, ål i åldern 4 och uppåt representerar huvudsakligen transporterad ung ål. Före 1970 hade nästan ingen ål blivit utsatt vid kusten.



Figur A6: Rumslig fördelning av utsättning i kustvatten, uttryckt i glasålsekvivalenter per år. Utsättningsåtgärderna visas för årtionden (1970-talet - 2020-talet) eller enskilda år under 2018 - 2023. Symbolernas färg anger vid vilken ålder ålen sattes ut, och deras storlek anger antalet utsatta ålar uttryckt i miljoner glasålsekvivalenter. Före 1970 hade nästan ingen ål satts ut vid kusten. Delfigurerna är sorterade efter det år då utsättningen ägde rum, inte efter årsklass.

Bilaga B: Rekrytering till inlandsvatten

För att kunna rekonstruera blankålsproduktionen i inlandsvatten (bilaga C) krävs information om den naturliga invandringen av ålyngel till inlandsvatten. Fångst av ålyngel för transport över hinder (assisterad migration) ger information om de mängder som kommer in i vattendragen där en fälla är placerad (Erichsen 1976; Wickström 2002). Eftersom de flesta fällor är placerade vid hinder som blockerar hela vattendraget kommer det att vara mycket få ålar som passerar uppströms. De ålar som inte lyckas ta sig in i fällan gör kanske ett nytt försök senare. I annat fall blir de en del av kustbeståndet. I denna bilaga analyseras därför det rumsliga mönstret och den tidsmässiga trenden i data från ålar som fångades i fällorna, med antagandet att uppsättningen av ålyngelsfällor utgör ett opartiskt och effektivt urval av den naturliga invandringen till vattendragen.

Det uppskattade antalet naturliga rekryter baseras således på data från vattendrag med ett vandringshinder. Det är svårt eller omöjligt att extrapolera till vattendrag utan vandringshinder. Antalet helt fritt strömmande vattendrag utgör dock endast 4 % av den totala vattendragsarealen i Sverige. Ålar som har tagit sig in i ett fritt strömmande vattendrag kan senare vandra tillbaka till kusten, och de ingår därmed att i vår utvärdering av kustbeståndet. Med befintliga data från vattendrag med ålyngelfällor kan vi interpolera för år med saknade observationer i vattendrag med en fälla, och extrapolera till alla vattendrag utan en fälla.

Först presenterar vi ålyngelfällorna och platserna, de primära resultaten och en enkel trendanalys. Därefter utvecklar vi den mer komplexa statistiska modell som möjliggör den nödvändiga statistiska extrapoleringen till vattendrag utan fällor, och vi diskuterar det bästa valet för denna extrapolering.

B.1 Material och metoder

B.1.1 Studieplatser

Under historisk tid förekom ålfiske i de flesta inlandsvatten i Sverige, ända upp till de nordligaste delarna. Exempelvis beskriver Nordberg (1977) fisket i Ljungan sedan sen medeltid, och Olofsson (1934) beskriver ett ålfiske vid Vändträsket i Alån, nordväst om Luleå. Detta inlandsfiske var beroende av att unga ålar rekryterades naturligt från Kattegatt och Östersjön till vattendragen. Senare

blockerades vattendragen successivt vattenkraftsproduktion eller andra verksamheter. Att fånga in och transportera uppvandrande ål från nedströms barriären till områden uppströms (så kallad assisterad migration) blev ett försök att mildra skadan på fisken efter ål. Alternativt importerades ålyngel från utlandet, för utsättning på lämpliga uppväxtlokaler ovanför vandringshindren.

I lokala vattendomstolars beslut om att begränsa skadorna på ålbeståndet ingick ofta en skyldighet att rapportera antalet (eller vikten) av de ålar som fångats, transporterats och släppts uppströms. Fångsten av ålyngel nedanför hindret skedde med hjälp av en fast ålyngelsamlare (c.f. Wickström 2002). Eftersom uppsamlarna användes konsekvent under många år (och om ändringar gjordes rapporterades dessa) anses fångsterna ge en indikation på mängden ål som vandrar in på de berörda platserna. För 22 platser (Figur B1, Tabell B1), finns det dataserier som sträcker sig över flera årtionden. Startåren för dessa serier varierar från före 1900 till 1991, och vissa serier avslutades för ganska länge sedan (från 1973 till 1991). Antalet samtidiga mätplatser ökade från fyra år 1950 till tio år 1955, och till 21 i början av 1970-talet, för att sedan minska till cirka tio under åren efter 1990. För närvarande är åtta mätplatser fortfarande aktiva (Figur B1).

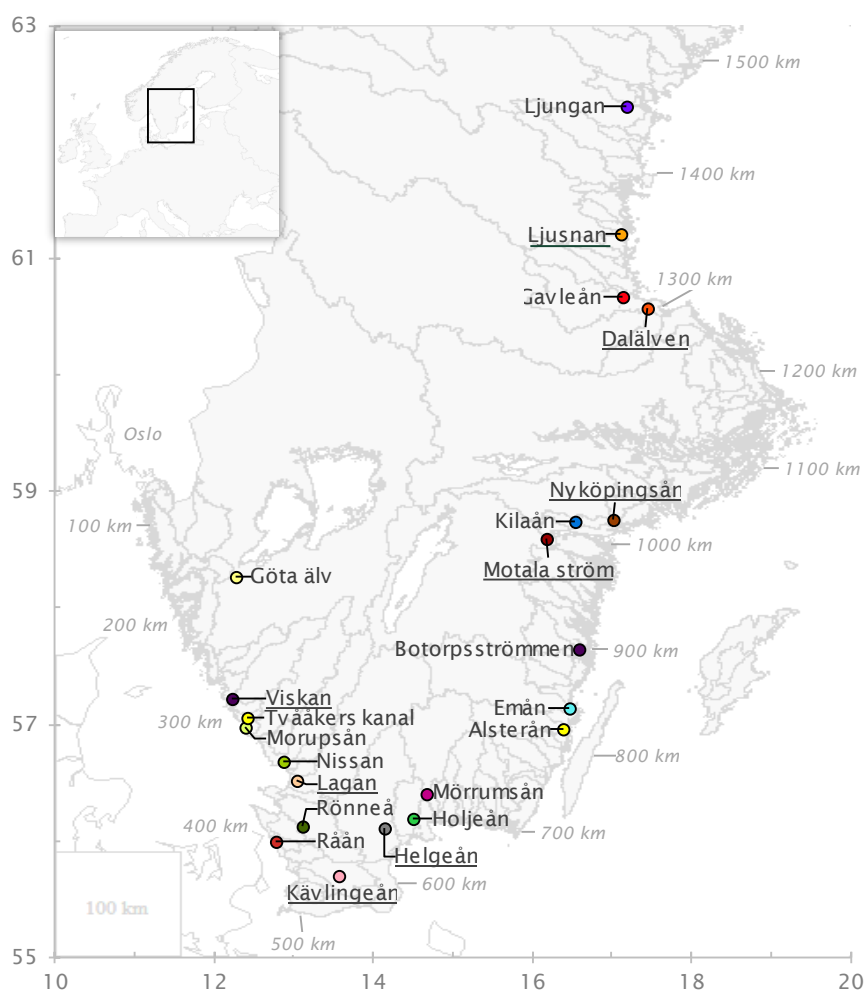
Registrerade uppgifter består av årlig fångst per plats, i antal och/eller vikt. Stickprov togs för att få fram en uppskattning av antalet ålar per kilo, men inte alla år och inte på alla platser. För varje plats och år fick vi fram följande, i prioritetsordning:

Antal räknade ålar i fångsten.

Fångstvikt enligt notering, omräknat till antal baserat på antal per kilogram, enligt uppgifter från samma år och plats.

Fångstvikt enligt notering, omräknat till antal baserat på antal per kilogram, enligt uppgifter från andra år på samma plats.

Från Nyköpingsån och Råån finns ingen stickprovtagning. Istället räknades vikt om till antal, med hjälp av antal per kilogram från de mest närliggande åarna Motala ström respektive Rönneå.



Figur B1: Karta över studieområdet med provtagningsplatser, avrinningsområden och avstånd längs kusten från Oslo. Understrukna platser fortsätter sin provtagning än idag.

Under vissa år rapporterades att uppsamlaren inte hade fungerat som den skulle. Till exempel hade vattenkraftverket stått stilla på grund av reparation. I andra fall hade uppsamlaren bara skötts under en del av säsongen, eller så noterades någon annan anledning till att observationens giltighet hade ifrågasatts. Alla dessa poster ($n=331$) har flaggats som ogiltiga och uteslutits från vidare analys. I några få fall rapporterades nollvärden, antingen i antal ($n=15$) eller i vikt ($n=20$), utan någon indikation på ogiltighet. Ibland stod det till och med i kommentarerna att det verkligen var noll. Detta inträffade 17 gånger för Botorpsströmmen, sex gånger för Tvååkers kanal, fem gånger för Holjeån, två gånger för Kilaån, och en gång vardera för Ljungan, Morupsån, Nissan, Nyköpingsån och Råån. Alla dessa nollor inträffade före 1990, och flera av dessa serier avslutades redan på 1970-talet (se Tabell B1). Mätningarna har fortsatt i Nyköpingsån, men i Nissan avslutades de år 1990 och Tvååkers kanal år 1989. Vi dubbelkollade alla nollregistreringar, och om

den ursprungliga datakällan rapporterade en nolla behöll vi observationen som en giltig registrering.

Tabell B1: Egenskaper för platserna, observationsserierna och ålarna. Kolumnen "Giltiga obs." anger antalet giltiga observationer sedan 1950, exklusive de år då observationerna var ofullständiga eller på annat sätt ogiltiga; ktd=pågående mätserie.

Lokal	Första år	Sista år	Giltiga obs.	Astånd Oslo, km	Utflöde m ³ /s	Avstånd upströms, km	Höjd m	Vikt gr	Ålder år
Alsterån	1960	1991	29	819	11	5	5	22.2	4.2
Ätran	1932	2012	7	317	51	6	10	2.8	1.4
Botorpsströmmen	1922	1990	30	897	6	0	6	40.6	5.4
Dalälven	1951	ktd	70	1312	348	11	14	62.2	6.3
Emån	1967	1988	21	842	30	4	13	46.4	5.6
Gavleån	1920	1979	28	1327	21	4	7	50.0	5.8
Göta älv	1900	2017	56	221	518	77	23	8.9	2.7
Helgeån	1952	ktd	65	623	46	35	12	4.9	2.0
Holjeån	1947	1976	19	645	8	26	20	20.9	4.1
Kävlingeån	1991	ktd	32	449	4	49	20	12.9	3.3
Kilaån	1948	1979	26	1023	1	31	19	50.0	5.8
Lagan	1925	ktd	74	363	77	4	37	0.8	0.4
Ljungan	1951	1979	23	1464	138	20	9	60.5	6.2
Ljusnan	1950	ktd	51	1362	230	1	18	44.6	5.6
Mörrumsån†	1960	2018	60	663	27	32	119	65.4	6.5
Morupsån	1950	1989	37	303	1	11	11	0.3	0.0
Motala ström	1942	ktd	74	1008	93	5	11	51.9	5.9
Nissan	1947	1990	40	350	41	4	13	0.4	0.1
Nyköpingsån	1922	ktd	51	1024	22	4	11	51.9	5.9
Råån	1946	1973	24	416	2	4	13	2.3	1.2
Rönne å	1917	2018	60	389	24	37	31	2.3	1.2
Tvååkers kanal	1948	1989	24	303	1	7	26	0.5	0.1
Viskan	1971	ktd	53	276	35	5	1	0.4	0.0

† För Mörrumsån har data från fyra fällor slagits samman, se text för detaljer.

Bortsett från de giltiga men relativt få och mindre väldokumenterade observationerna före 1950 (n=133), uppgår det totala antalet giltiga observationer till n=954 (inklusive 35 nollvärden).

De 22 provtagningsplatsernas egenskaper anges i Tabell B1, och beskrivs i detalj i Wickström (2002). De flesta platserna ligger strax nedanför den mest nedströms liggande barriären i varje vattendrag. I Göta älv finns dock en vattenkraftstation (Lilla Edet, byggd 1918) mellan uppsamlaren och havet och i Kävlingeån finns två (Lilla Harrie 1509 och Bösmöllan 1896). I Mörrumsån finns det fem dammar (i uppströms ordning: Marieberg 1918, Hemsjö nedre 1917, Hemsjö övre 1906, Ebbemåla 1907, Fridafors Nedre 1893), och ål har samlats in vid alla dessa dammar. Inget av dessa hinder i något av dessa vattendrag uppfördes under vår studieperiod,

och därför har det sannolikt påverkat de observerade tidstrenderna. Enorma mängder ål har fångats i uppsamlarna ovanför dessa hinder, och storleken på dessa ålar avvek inte från förväntat. Därför är det dessutom ganska osannolikt att dessa lägre belägna hinder påverkade det absoluta antalet ålar. Uppsamlarens plats valdes troligtvis just på grund av det lokala överflödet av ål, det vill säga att de lägre hindren inte påverkade vandrigen längre uppströms särskilt mycket.

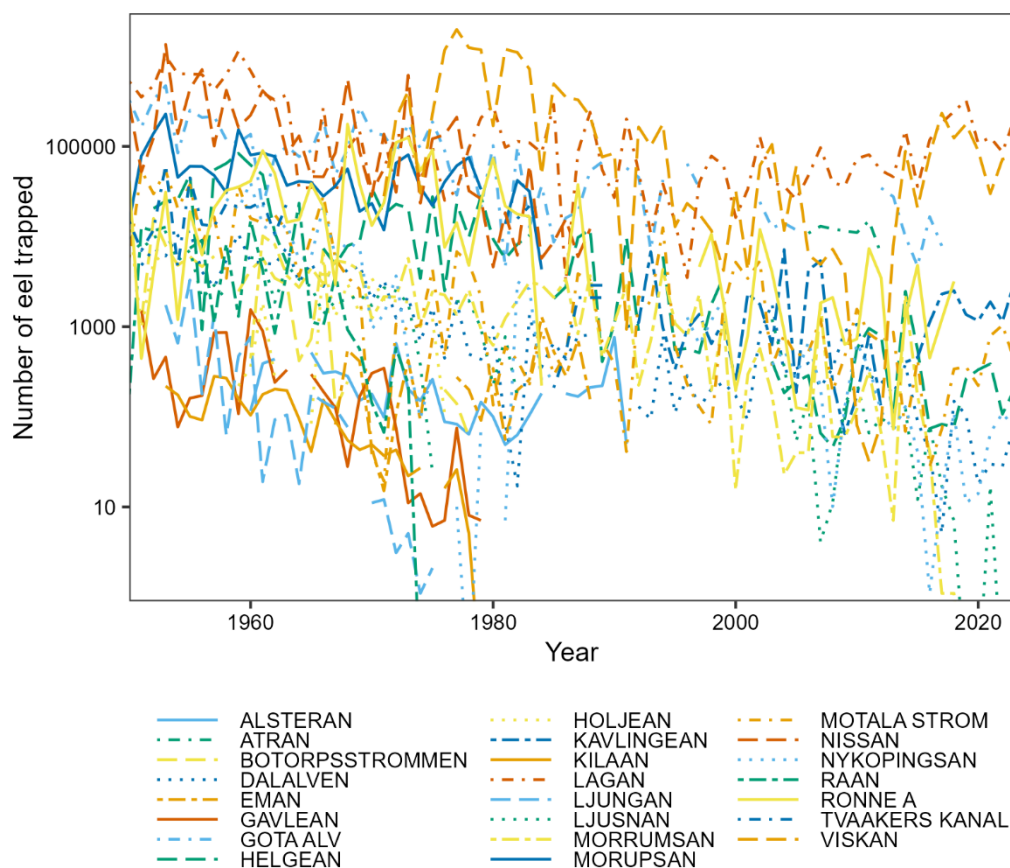
För Mörrumsån anges inte alltid vid vilken av de fyra dammarna i ån som ålen fångats, eller så har fångster från olika uppsamlare slagits samman. De olika fällorna i Mörrumsån varierar i avstånd uppströms (21 - 32 km) och i höjd över havet (78 - 119 m). Ålens vikt varierade inom 63 - 180 gr, motsvarande åldrar på 6 - 9 år. Vi behandlade allt data från Mörrumsån som en enda giltig dataserie och använde egenskaperna hos den fälla som tog emot den största delen av fångsten (Hemsjö övre, 69% av fångsten).

För en lokal i Ätran, mellan Morupsån och Nissan, finns en lång dataserie (sedan 1932), men de rapporterade fångsterna har genomgående ansetts vara nedslående låga. År 2006 förnyades uppsamlaren och flyttades till en annan plats i samma å. Därefter ökade fångsterna nästan tusenfaldigt. Troligen var den tidigare uppsamlaren inte korrekt placerad, och därför flaggades alla data fram till 2006 som ogiltiga. Den nya uppsamlaren var i drift från 2006 till 2012, varefter hela dammen togs bort. Det låga antalet giltiga observationer för denna lokal gjorde att det inte var värt att inkludera denna serie i vår analys.

B.1.2 Data och gemensam trend

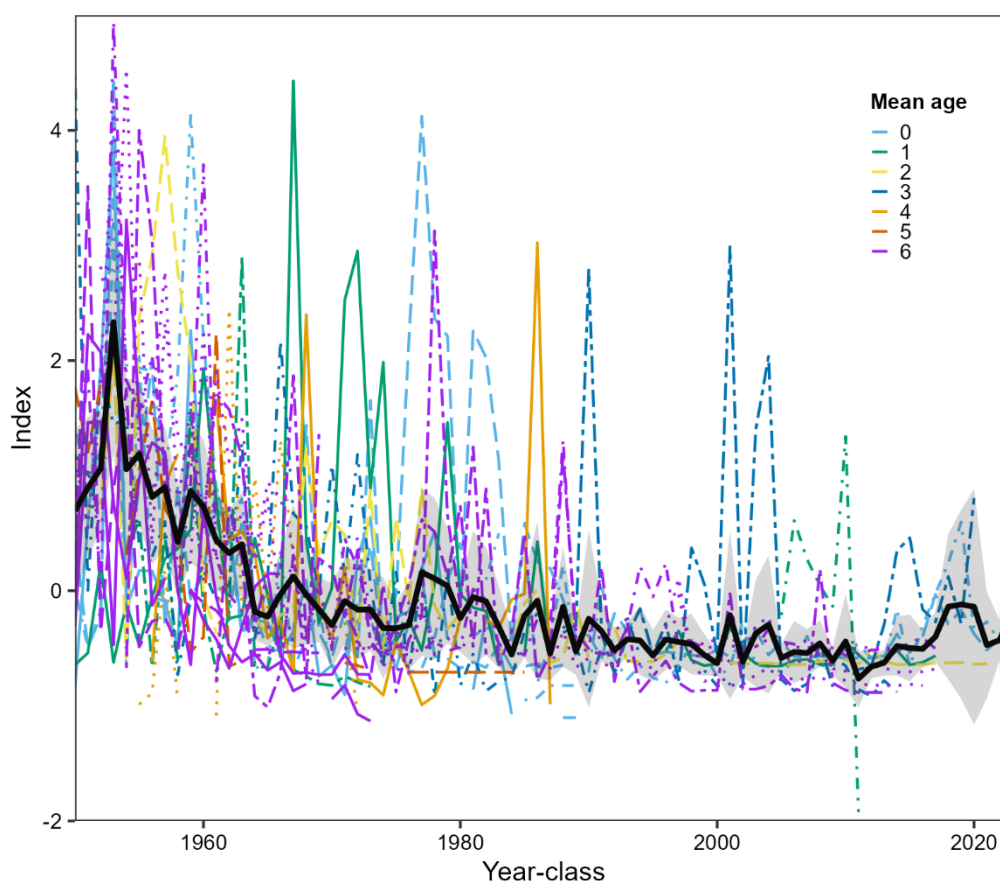
Sammanräknat för åren sedan 1950 och för alla 22 lokaler har totalt mer än 45 miljoner ålar registrerats i åluppsamlare som giltiga observationer. De största andelarna kom från vattendragen Lagan (14 miljoner ålar, cirka 14,5 miljoner glasålsekvivalenter) och Göta älv (50 ton, cirka 7 miljoner glasålsekvivalenter). Fångsterna nådde sin topp 1953, då summan av alla platser uppgick till 3,3 miljoner respektive 10,7 ton (cirka 3,5 miljoner glasålsekvivalenter). Enskilda observationer som inte var noll (en plats, ett år) varierade från bara en enda ål per säsong (Ljungan 1974 och Nyköpingsån 2016) till nästan 1,7 miljoner ålar (Viskan 1977) respektive 0,5 ton (Göta älv 1953).

Det absoluta antalet ålar som fångas per plats varierar kraftigt, och tidstrenderna verkar vara oregelbundna. Vid flera platser rapporterades inte en enda fångad ål under vissa år, särskilt under 1960- och 1970-talen. Följaktligen är det svårt att urskilja den gemensamma trenden i rådata av fångsterna (Figur B2).



Figur B2: Primära observationer av antalet ålyngel som fångats i ålfällorna, per år och plats, under 1950-2023. Observationer som ansetts ogiltiga på grund av icke-standardiserade omständigheter har utesluts. Där endast vikten av den årliga fångsten rapporterades har dessa omvandlats till motsvarande antal (se text). Notera den logaritmiska skalan på den vertikala axeln.

För att försöka visualisera en gemensam trend har tidsserierna från varje uppsamlare standardiserats till en standardpoäng (observation minus medelvärde, dividerat med standardavvikelse), varefter medelvärdet av alla standardpoäng har ansetts vara den gemensamma trenden (Figur B3). Denna gemensamma trend tyder på att det genomsnittliga antalet rekryterande unga ålar har minskat från 1950 till 2010, om än med en betydande variation från år till år. Sedan 2011 indikerar den gemensamma trenden en ökning av rekryteringen. På de nordligare platserna dominerar äldre ålar, för att de yngsta årsklasserna knappt har hunnit anlända dit. Det innebär att trenden för de yngsta årsklasserna är fortfarande mycket osäker. Det minskande antalet tillgängliga tidsserier kan bidra till ytterligare snedvridning av trenden i slutet av tidsserien.



Figur B3: Standardiserade observationer av antalet unga ålar som fångats i ålfällorna (1950-2023): varje dataserie har normaliserats som en standardpoäng (observation minus medelvärde, dividerat med standardavvikelse). Dessutom har den gemensamma medeltrenden lagts till (svart fet linje), inklusive konfidensintervallet för medelvärdet (grått område). Linjernas färg anger medelåldern för de unga ålar som fångas på varje plats.

Den gemensamma trenden för ålfångsterna i ålfällorna kan indikera den allmänna trenden för ålrekryteringen till svenska inlandsvatten, även om angreppssättet har flera brister. För det första baseras standardiseringen och den efterföljande gemensamma trenden på medelvärdet av varje uppsamlares tidsserie och avvikelser från detta medelvärde. För platser som har varit aktiva under olika tidsperioder under ålens rekryteringsnedgång kommer värdet på deras medelvärden och avvikelser från dessa att påverkas av rekryteringsnivån under den tidsperiod då uppsamlaren var aktiv. Till exempel kommer en uppsamlare som varit aktiv sedan 1900 att ha ett högt medelvärde för fångsterna och de nuvarande fångsterna kommer att ligga långt under detta medelvärde, medan en uppsamlare som startades 1970 kommer att ha färre år med hög rekrytering och därefter fångster som ligger närmare medelvärdet. Vidare kommer rekryteringen upp till ålyngeluppsamlarens placering sannolikt att påverkas av vattendragets avrinning, uppsamlarens avstånd till mynningen, samt mynningsens avstånd till Skagerrak (den väg genom vilken

glasålen når den svenska kusten). För att få en mer exakt bild av rekryteringen, så uppskattar kommer därför ålrekryteringen till svenska inlandsvatten att med en mixad linjär modell.

B.1.3 Statistisk analys

I den tidigare utvärderingen (Dekker et al., 2021), uppskattades rekryteringen av ål till inlandsvatten med en generaliserad linjär modell. Här väljer vi nu istället en mixad linjär modell, för att ta bättre hänsyn till inneboende skillnader mellan de olika platserna. Responsvariabeln är antalet fångade ålar i en viss ålyngelsamlare under ett visst år. För att hantera nollvärden lades en ål till varje observation. Potentiella förklaringsvariabler som kan inkluderas i modellen är vattendrags- och ålspecifika variabler:

Den årsklass som fångsten tillhör, dvs. det år då observationen gjordes, minus medelåldern, avrundat till närmaste heltal. Observerad medelvikt (g) i fångsten omvandlas till motsvarande ålder (år), med antagandet att längd-viktförhållandet $W=a-Lb$, där $a=0,000559$ och $b=3,297428$, och en linjär tillväxthastighet på 4,25 cm per år från glasålens längd på 7,3 cm och framåt. Det är parametrar som motsvarar medelvärden för alla våra data om provtagning av ål i inlandet (se även avsnitt C.1.3).

Ålens medelålder (i år), härledd från den observerade medelvikten per plats och ovan nämnda värden på tillväxthastighet och glasålens längd, eftersom åldern inte mättes på alla enskilda ålar.

Vattendragets årliga medelvattenflöde (i m^3/s), vilket representerar vattendragets storlek. Fleråriga genomsnittliga flödesvärden per vattendrag (uppmätta eller modellerade) hämtades från SMHI (2014). Vi valde de närmaste (eller på annat sätt mest representativa) flödesmätarna för varje fällplats.

Det kortaste avståndet från Oslo till mynningen (mätt i km), vilket representerar läget, (långt) utanför eller (långt) inne i Östersjön. För varje mynning beräknades avståndet till Oslo med hjälp av längden på det konvexa höljet runt södra Sveriges kustlinje.

Avståndet uppströms mellan mynningen och ålfällan (i km), vilket representerar fällans placering i vattendraget, hämtat från SMHI:s GIS-databaser (2014).

Vi undersökte kombinationer av dessa fem kovariater med hjälp av tekniker för modellval och tester för multikolinjaritet. För att uppfylla antagandet om homoskedasticitet hos residualerna transformerade vi responsvariabeln till logaritmisk skala. Vi antog ett proportionellt förhållande mellan vattenflöde och mängden fångad ål, och därför logtransformerade vi även kovariaten för

vattenflödet. På grund av betydande icke-linjär årlig variation i antalet ålar som når svenska vattendrag representerades kovariaten årsklass bäst med hjälp av tre polynom, jämfört med två och ett polynom, baserat på Akaike Information Criterion (AIC). Att inkludera interaktioner med årsklass och andra variabler ledde till flera kolineariteter, liksom att inkludera medelålder och avstånd till Oslo i samma modell. Därför anpassade vi den slutliga modellen utan interaktioner. Slutligen uteslöt vi medelåldern som en förklarande variabel från modellen, eftersom medelåldern var starkt korrelerad med avståndet till Oslo, och avståndet till Oslo var en bättre prediktor för antalet ålar. För att hantera icke-oberoende data inkluderade vi dessutom fällplatsen som ett slumpmässigt intercept. Den slutliga modellen för att uppskatta antalet fångade ålar för observation i och plats j är:

$$\log(\text{antal} + 1)_{ij} = \beta_0 + \beta_1 \log(\text{utflöde})_j + \beta_2 \text{d2mynning}_j + \beta_3 \text{d2Oslo}_j + \beta_4 \text{poly}(\text{årsklass}_{ij}, 3) + u_j + \epsilon_{ij}$$

där β_0 är det fasta interceptet, $\text{poly}(\text{årsklass}_{ij}, 3)$ är tredjegradspolynomet för årsklass, u_j är det slumpmässiga interceptet för plats j , och ϵ_{ij} är residualfelet. D2mynning avser fällans avstånd till mynningen och d2Oslo avser avståndet från mynningen till Oslo enligt ett konvext hölje runt Sveriges kustlinje. Modellen anpassades med hjälp av paketet "lme4" och funktionen lmer i R (Bates et al. 2015). Fixerade effekter bedömdes med hjälp av ANOVA (typ II) med Wald F-test och Kenward-Roger-frihetsgrader från paketet "car" (Fox et al. 2012). Fixerade effekter bedömdes också med hjälp av ANOVA (typ II) med Wald F-test och Kenward-Roger-frihetsgrader från paketet "car" (Kuznetsova et al. 2017). Dessa tester rekommenderas för mixade effektmodeller (Bolker et al. 2009).

För varje årsklass använde vi den anpassade modellen för att generera förutsägelser om antalet rekryterade ålar till vattendragen i Sveriges huvudavrinningsområden. För de vattendrag som ingick i den ursprungliga modellenpassningen gjordes dessa förutsägelser med kovariaten avstånd till mynning satt lika med avståndet mellan den givna ålfällan och mynningen. Vattendrag som inte ingick i den ursprungliga modellenpassningen har ingen ålfälla, så för dessa vattendrag gjordes förutsägelseerna med kovariaten avstånd-till-mynning satt lika med avståndet mellan det första nedströmshindret och flodmynningen. För vattendrag som inte ingick i den ursprungliga modellenpassningen gjordes dessutom förutsägelser genom att sätta det slumpmässiga interceptet u_j till noll.

B.2 Resultat av modellering av antal ålar

Effekterna av log utflöde, avstånd från Oslo och årsklass, var signifikanta ($P < 0,05$, Tabell B2). Avståndet till mynningen var närapå signifikant ($P=0,074$), och vi

behöll variabeln i modellen eftersom den var nödvändig att behålla för att uppskatta rekryteringen till en specifik plats i ett visst vattendrag. Det slumpmässiga interceptet för vattendrag var också signifikant (Tabell B3).

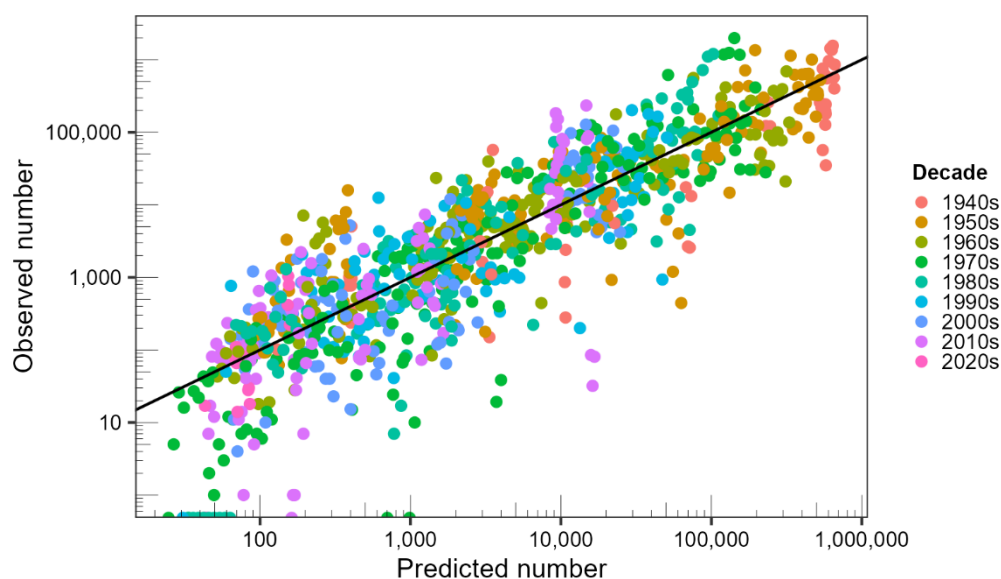
Den sammansatta modellen fungerar ganska bra för att förutsäga antalet fångade ålar (Figur B4). De logaritmerade residualvärdena (Figur B5), verkar vara slumpmässigt spridda runt noll utan tydliga systematiska avvikelser i någon del av gradienten av modellerat antal ålar.

Tabell B2: Resultat av variansanalys av typ II.

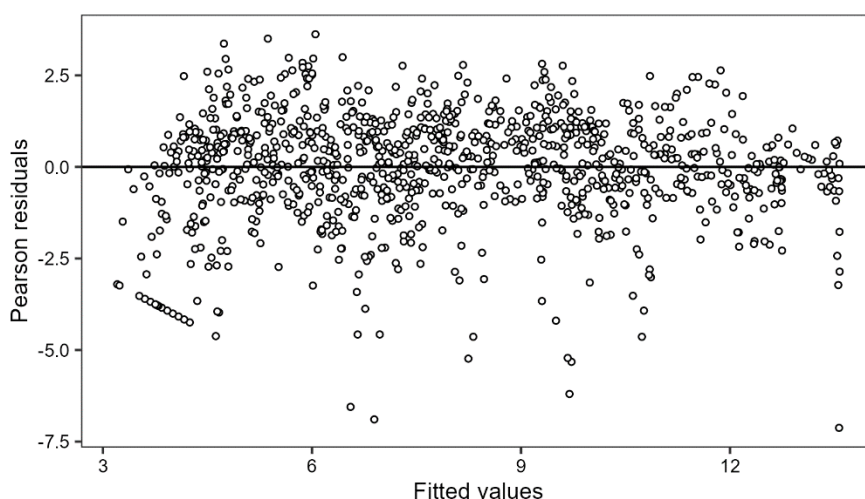
Variabel	F	df	Residual df	Sig.
log(Utflöde)	28.1	1	19.1	<0.001
Avstånd till mynningen	3.58	1	18.8	0.074
Avstånd to Oslo	96.0	1	19.3	<0.001
poly(Årsklass, 3)	223	3	997	<0.001

Tabell B3: Utdata från bakåteliminering av slumpmässiga effekter från stegfunktionen i paketet "lmerTest", där varje rad visar statistik över modellenpassning efter eliminering av en viss variabel från modellen. Kolumnen "Variabel" visar den fullständiga modellen ("ingen") och de variabler som testats för eliminering. "n par" representerar antalet parametrar i modellen. Kolumnen "logLik" visar modellens log-likelihood, medan "AIC" hänvisar till Akaike Information Criterion. "LRT" står för sannolikhetskvotstestet, "df" betecknar frihetsgraderna och "Sig." representerar p-värdet i samband med sannolikhetskvotstestet.

Variabel	n par	logLik	AIC	LRT	df	Sig.
ingen	9	-2057.2	4132.5	-	-	-
(1 vattendrag)	8	-2173.2	4362.5	232	1	<0.001



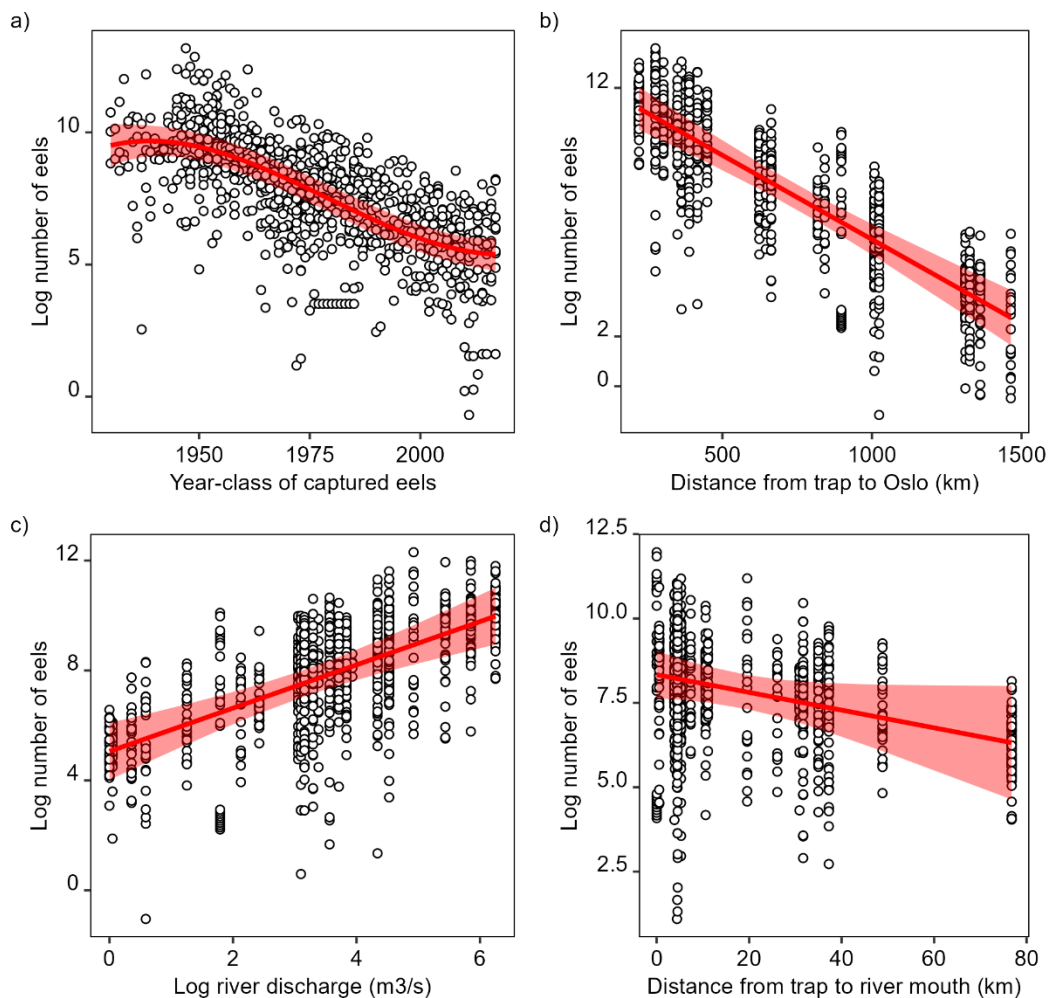
Figur B4: Förhållandet mellan observerat och modellerat antal ålar, färgade efter årtionde. Den heldragna linjen representerar 1:1-linjen, där de observerade och beräknade värdena är lika.



Figur B5: Residualer i förhållande till modellerat antal ålar, i båda fall uttryckt som logaritmerade värden.

För att förstå effekter av enskilda prediktorer, liksom modellens passform, plottades arbetsresidualerna tillsammans med den partiella regressionen mot x-nivåerna för den fokala prediktorn (Figur B6), enligt beskrivningen i Fox & Weisberg (2018). För varje prediktor erhöles den partiella regressionen som de anpassade modellvärdena över intervallet för den fokala prediktorn medan de återstående prediktorerna sattes till sina medelvärden. Arbetsresidualerna beräknades genom att de anpassade modellvärdena subtraherades från de observerade värdena och lades till den partiella regressionen. En väl specificerad modell bör ha

arbetsresidualerna slumpmässigt utspridda runt den partiella regressionen. Arbetsresidualerna verkade också vara slumpmässigt utspridda runt partiella regressionslinjer, det vill säga av modellerat antal ålar i förhållande till enskilda prediktorer i modellen (Figur B6). Modellen förutspår en minskning av ålfångsterna över tid, även om minskningen planar ut för de senaste årsklasserna (Figur B6a). Ålfångsterna minskar med ett ökande avstånd till Oslo (Figur B6b), liksom med ett ökande avstånd från fällan till mynningen (Figur B6d), men de ökar med ett ökat flöde i vattendraget (Figur B6c).



Figur B6: Förutsägelser av kovariat (röd linje) och arbetsresidualer (punkter), som visar den förväntade isolerade effekten av varje prediktor och de observerade värdenas avvikelse från denna effekt. Linjerna är de anpassade värdena över intervallet för den fokala prediktorn samtidigt som de återstående prediktorerna sätts till sina medelvärden, dvs. partiella regressioner. De skuggade områdena är 95 % konfidensintervall. Arbetsresidualerna beräknades genom att subtrahera de anpassade värdena från de observerade värdena och adderades till den partiella regressionen.

B.3 Extrapolering av trender i naturlig rekrytering

För att rekonstruera produktionen av blankål i inlandet (Bilaga C) krävs bland annat uppskattningar av den naturliga invandringen av ål i alla vattendrag. För att kunna inkludera vattendrag utan övervakningsdata, så använde vi modellresultaten från avsnitt B.2 (baserade på befintliga data från ett begränsat antal ålyngeluppsamlare) för att generera statistiska prognoser av antal ålar för alla vattendrag och alla tidigare årsklasser.

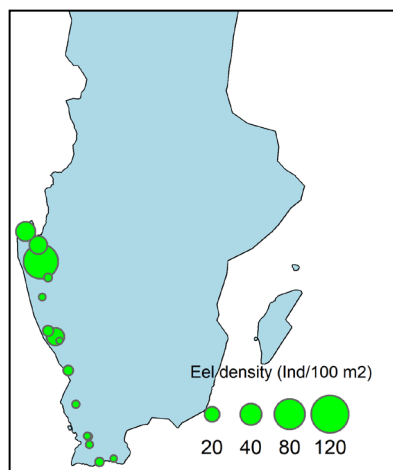
I tidigare utvärderingar av det svenska ålbeståndet (senast Dekker et al., 2021), bestämdes den naturliga rekryteringen av ål till svenska inlandsvatten enbart av den statistiska modellens uppskattningar av rekryteringen, även för årsklasser där data från uppsamlare fanns tillgängliga. För vattendrag med ålyngeluppsamlare skulle dock fångsterna i uppsamlaren, som transporterades uppströms som assisterad migration, fortfarande subtraheras från den naturliga rekryteringen. Detta resulterade i en negativ rekrytering om fångsterna i ålyngeluppsamlaren i ett visst vattendrag och ett visst år var högre än den statistiska uppskattningen av den naturliga rekryteringen där. Här använder vi istället fångsterna från uppsamlare som den naturliga rekryteringen för de vattendrag och årsklasser där data från uppsamlare finns tillgängliga. Vi använder sedan den statistiska modellens förutsägelser av rekryteringen för vattendrag och årsklasser utan några tillgängliga data från uppsamlare.

Modellen ger osäkra resultat för de senaste årsklasserna, som ännu inte har kunnat observerats i alla nu aktiva ålyngeluppsamlare. Årsklassen 2017 är den senaste årsklassen som har observerats i alla aktiva uppsamlare, medan den senaste årsklassen (2023) hittills endast har observerats i Viskan och Lagan. Mer nordliga platser tenderar att fånga inkommande rekryter av högre ålder, och där förväntas fångst av årsklasserna 2018-2023 först under de kommande åren. För att undvika osannolika modelluppskattningar av de senaste årsklasserna på grund av överspecificering av modellen, användes rekryteringsuppskattningen för årsklassen 2017 för att extrapolera rekryteringen till de senare och framtida årsklasserna.

B.4 Möjligheten att använda data från elfiske för att uppskatta naturlig rekrytering

Uppskattningen av den naturliga rekryteringen till inlandsbeståndet för närvarande till stor del på den ovan beskrivna statistiska modellen, som har anpassats till data från ålyngeluppsamlare som finns vid dammar i ett antal vattendrag. Många av uppsamlarna har dock upphört att fungera och det är osäkert i vilken utsträckning datainsamlingen från uppsamlare kommer att fortsätta (Bilaga B.1.1). Därför kan det behövas alternativa metoder för att uppskatta rekryteringen i framtiden.

Som en del av det europeiska programmet Data Collection Framework (DCF) samlar SLU Aqua varje år in ålrekryteringsdata med hjälp av standardiserat elfiske på 15 platser. Den genomsnittliga åltätheten per elfiskelokal tenderar att minska längs en nord-sydlig gradient på den svenska västkusten (Figur B7). Resultatet är i enlighet med rekryteringsmodellen, där tätheten minskar med avståndet till Oslo (Figur B6). Tidsserierna för åltätheten vid elfiske kan dock endast användas som ett index för rekrytering, eftersom de inte representerar absoluta antal rekryterande individer.



Figur B7: Täthetsuppskattningar för ål på 15 platser som provtagits inom DCF-programmet längs den svenska västkusten. Täthetsuppskattningarna avser genomsnittlig åltäthet för de år som provtagningen utförts (Arödsån ($n=13$), Dybäckssån ($n=7$), Höje å ($n=12$), Knapabäcken ($n=8$), Kollerödsbäcken ($n=6$), Kvarnabäcken ($n=11$), Kynne älv ($n=12$), Kävlingeån site 1 ($n=11$), Kävlingeån site 2 ($n=10$), Löftaån ($n=11$), Nybroån ($n=7$), Rössjöholmsån ($n=13$), Strömsån ($n=13$), Viskan ($n=2$), Örekilsälven ($n=12$)).

För närvarande pågår ett försök att uppskatta naturlig rekrytering med hjälp av det svenska nationella registret för elfiske (SERS 2024), där ovan beskrivna DCF-tidsserier är en del. För detta ändamål integreras fångster från elfiskedatabasen (Figur B8), data från Sveriges hydrografiska nätverk (Lantmäteriet 2018), och andra datakällor relaterade till potentiella ålhabitat (SMHI 2024) i en analys som kallas Eel Density Analysis (Jouanin et al. 2012; de Eyto et al. 2016; Briand et al. 2022). Analysens syfte är att relatera responsvariabler som ålförekomst, åldensitet, och potentiellt även ålens storleksklasser till olika prediktorer såsom avståndet till Oslo längs den svenska kusten, avståndet till havet från elfiskeplatsen, och undersökningsåret. Uppskattningar från modellen extrapoleras därefter till områden utan data. Genom att multiplicera täthetsuppskattningar med vattendragens areal är det möjligt att härleda uppskattningar av ålförekomsten till ett specifikt vattendrag och därmed uppskatta den totala rekryteringen.

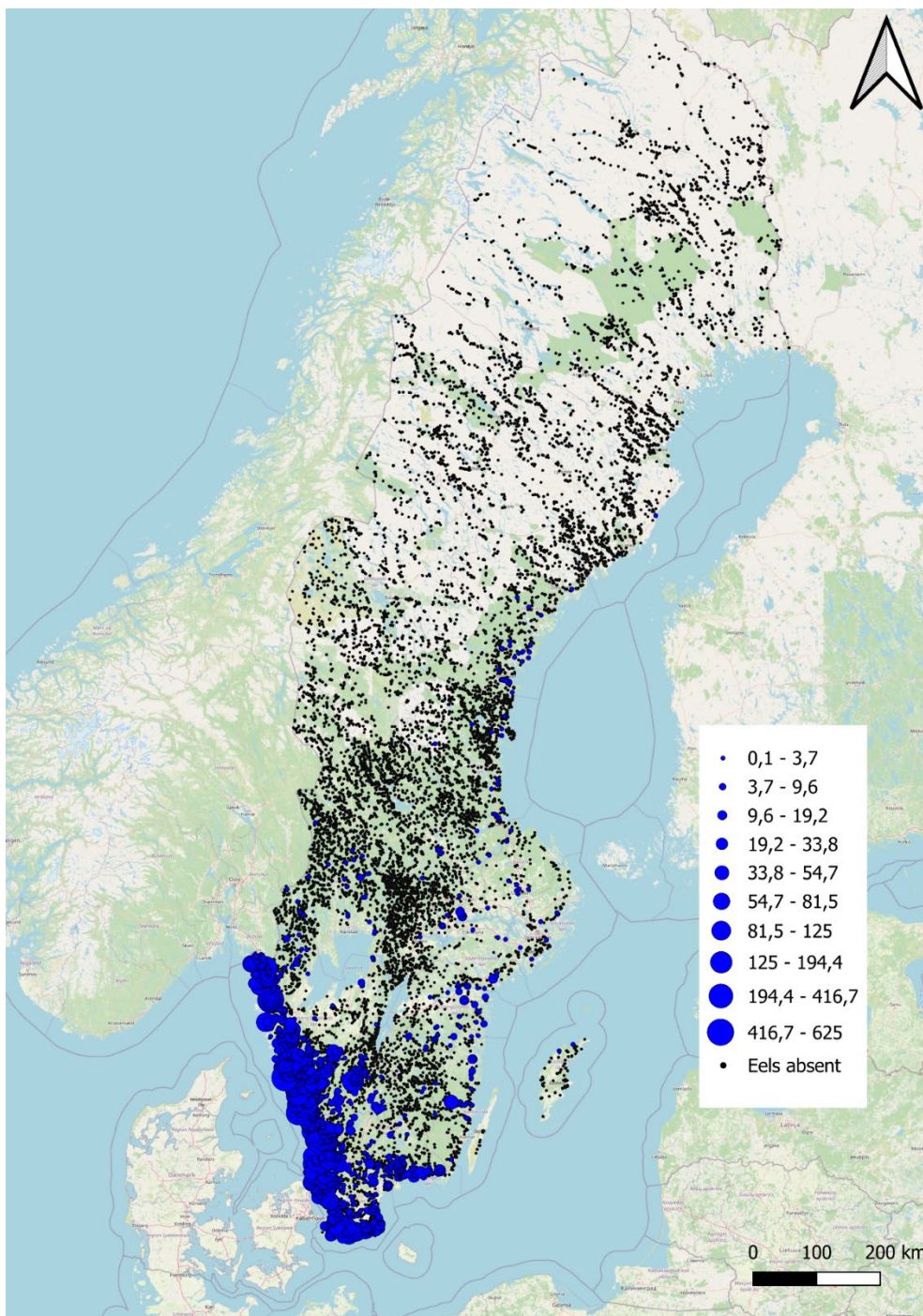
Som ett första steg håller en modell för åltäthet på att utvecklas för vattendragens areal nedanför den första vattenkraftsdammen i varje vattendrag (Figur B9). Det motiveras av vattenkraftsdammar sannolikt utgör, om inte oöverstigliga, så åtminstone mycket svårpasserade vandringshinder för ål. Därför begränsas merparten av rekryteringen till svenska inlandsvatten sannolikt till vattendragsområden nedanför det första vandringshindret (Tabell B4; Figur B9). Enligt tidigare utvärderingar härrör merparten av produktionen av blankål från historiska utsättningar av glasål ovanför vandringshindren (Dekker et al. 2021). Därför representerar elfiskeresultaten för områden ovanför den första vattenkraftsdammen troligen lokala tätheter av utsatt ål, som därför inte är relaterade till rekrytering. Preliminära siffror tyder också på att det är mer sannolikt att upptäcka en ål nedanför jämfört med ovanför den första vattenkraftsdammen (Tabell B4), trots att det finns mycket mer habitat tillgängligt ovanför jämfört med nedanför vattenkraftsdammarna (Figur B9).

Tabell B4: Sammanfattning av ålförekomst och uppskattningar av åltäthet i SERS-databasen (SERS 2024). 'Ålupptäckt' avser om en ål upptäcktes eller inte under ett elfiske, 'uppströms första barriär' avser om ett elfiske utfördes uppströms (SANT) eller nedströms (FALSKTE) den mest nedströms belägna vattenkraftstationen i ett vattendrag, 'genomsnittlig täthet' avser medelvärde av alla täthetsuppskattningar där ål upptäcktes.

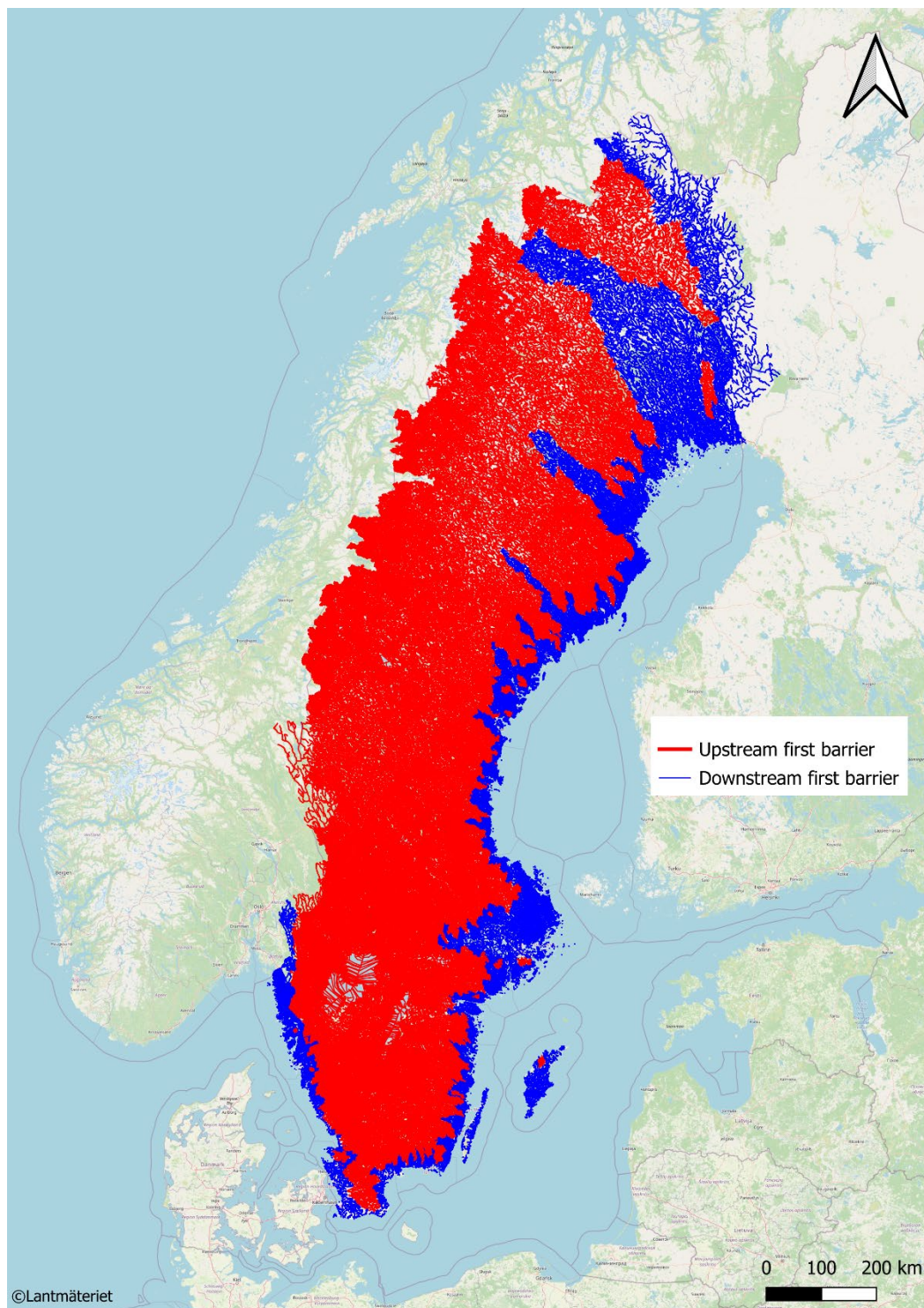
Ål upptäckt	Uppströms första barriär	Antal elfisken	Genom- snittlig täthet (ind/100m ²)	SD (täthet)
FALSKT	FALSKT	24264		
FALSKT	SANT	51905		
SANT	SANT	3938	9.61	25.20
SANT	SANTUE	3329	4.42	11.22

Vidareutvecklingen av en åltäthetsmodell för svenska vatten kommer att fortsätta. Vi har gott hopp om att kunna inkludera tillgängliga resultat redan i nästa utvärdering 2027.

Referenserna till denna bilaga finns i referenslistan i huvudrapporten på sidan 49.



Figur B8: Uppskattningar av åltäthet (ind/100m²) från det svenska nationella registret över elfiske (SERS 2024). Svarta cirkclar avser elfisken där ingen ål upptäcktes. Storleken på de blå cirkklarna visar tätheten av ål för alla elfisken där ål detekterades.



Figur B9: Det svenska vattendragssnätet (Lantmäteriet 2018). Rödfärgade vattendragsegment är belägna ovanför den första vattenkraftstationen i varje vattendrag. Vattendragsegment i blått ligger nedanför den första vattenkraftstationen i varje vattendrag och är därmed potentiella livsmiljöer som är tillgängliga för naturligt rekryterande ålar.

Bilaga C: Rekonstruktion av inlandsbeståndet

I svenska inlandsvatten sker de flesta antropogena interaktionerna med ålbeståndet antingen i de yngsta (glasål, ålyngel) eller de äldsta stadierna (blankål eller gulål nära blankålsstadiet). Påverkan under det långa tillväxtstadiet är mycket mer sällsynt. Produktionen av blankål under de senaste sju decennierna kan rekonstrueras genom en omvandling mellan de yngsta och de äldsta stadierna, med hänsyn till naturlig rekrytering, assisterad migration (transport inom vattendrag) och utsättning (import från utlandet), i en rumsligt explicit rekonstruktion. Vi kan sedan uppskatta biomassan av blankål som vandrar ut i havet, genom att subtrahera fiskefångst och den dödlighet som uppstår när blankålar passerar vattenkraftverk.

En rekonstruktion av blankålsproduktionen från historiska data om deras yngsta ålder kräver en extrapolering över många år, antaganden om tillväxt och dödlighet, och en jämförelse mellan rekonstruerad produktion och faktiskt observerade landningar. Även om detta är den bästa användningen av tillgänglig information, så kommer resultaten inte att vara korrekta i alla detaljer. Produktionsuppskattningar för enskilda sjöar under specifika år kommer säkert att vara mycket mindre tillförlitliga än landsomfattande uppskattningar, eller medelvärden för årtiondens, och så vidare. Därför kommer presentationen av resultaten i stor utsträckning att begränsas till rikstäckande medelvärden och/eller medelvärden för årtionden.

C.1 Data och metoder

Rekonstruktionen baseras på a) historiska tidsserier om naturlig invandring av ung ål, assisterad invandring, och utsättning ("input" till inlandsbeståndet), b) historiska tidsserier om fiskefångst och byggande av vattenkraftverk ("output" från inlandsbeståndet) och c) omvandlingen från ung ål till blankål (från input till output).

C.1.1 Input till inlandsbestånd

Det finns tre källor till unga ålar i Sverige: naturlig invandring, assisterad invandring (transport inom vattendrag) och utsättning (import från utlandet eller

från kusten). I detta avsnitt presenteras dessa data med avseende på deras rumsliga och tidsmässiga mönster.

Storleken på de unga ålarna i den assisterade invandringen och utsättningen varierar från glasål och nypigmenterat ålyngel till i genomsnitt fem till sju år gamla ålar (ca 40 cm långa, 100 g individuell vikt). För att underlätta tidsmässiga och rumsliga jämförelser har alla mängder unga ålar omvandlats till antal glasålskvivalenter:

$$GEE_{y-a} = N_{y,a} \exp^{Ma}$$

där GEE är antalet glasålskvivalenter i årsklass $y - a$, y är det år då observationen gjordes, a är ålens medelålder, N är antalet ålar i åldern a som observerades under år y och som ska omvandlas till glasålskvivalenter, och M är den antagna naturliga dödligheten mellan glasålen och invandringsstadiet. För M antogs ett genomsnittligt värde på 0.10 år^{-1} (samma värde som användes i resten av analysen; när olika värden för M testades, anpassades omvandlingen till glasålskvivalenter i enlighet med detta). Detta standardiserar alla datakällor för unga ålar av olika storlek/ålder till enheten glasålskvivalenter.

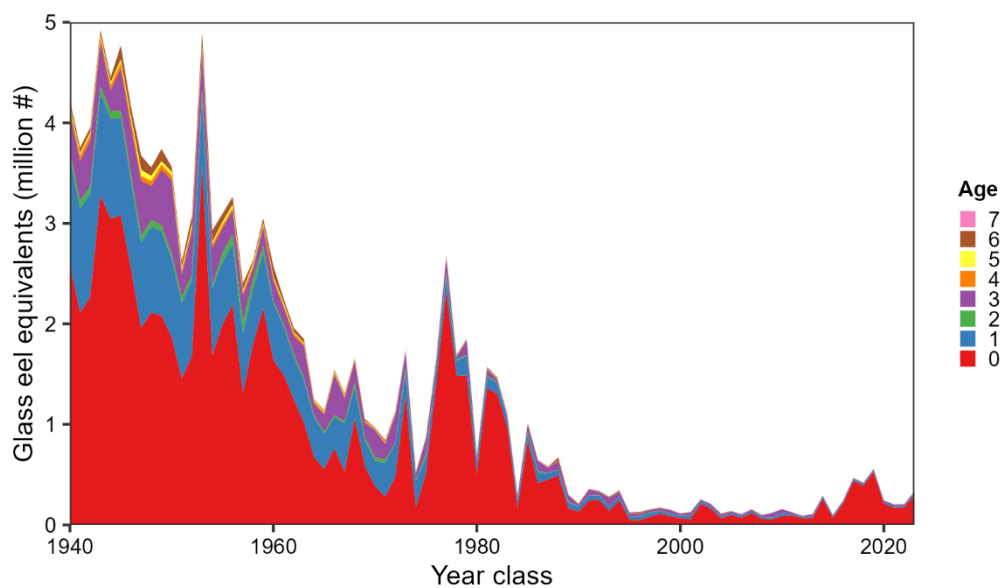
Utöver de tre källorna till unga ålar sätts fullvuxna blankålar ut i naturliga vatten inom ramen för ett Trap & Transport-program. Först fångas blankålar ovanför ett vandringshinder (vattenkraftverk), och sedan transporteras de och sätts ut nedströms. Trap & Transport-programmet betraktas här som två separata händelser: den inledande fångsten (tolkas som ett normalt fiske, ett uttag ur beståndet) och den slutliga utsättningen (ett tillskott av blankål till beståndet). Utsättningen sker oftast i den nedre delen av vattendraget eller vid kusten i närheten. På grund av Trap & Transport-programmets starka koppling till förvaltningen av inlandsbeståndet ingår utsättningarna vid kusten här i utvärderingen av inlandsbeståndet. Här betraktas alltså fångsterna inom Trap & Transport som en sänka av ål för inlandsbeståndet och utsättningarna inom Trap & Transport som en källa till ål för inlandsbeståndet.

Naturlig rekrytering

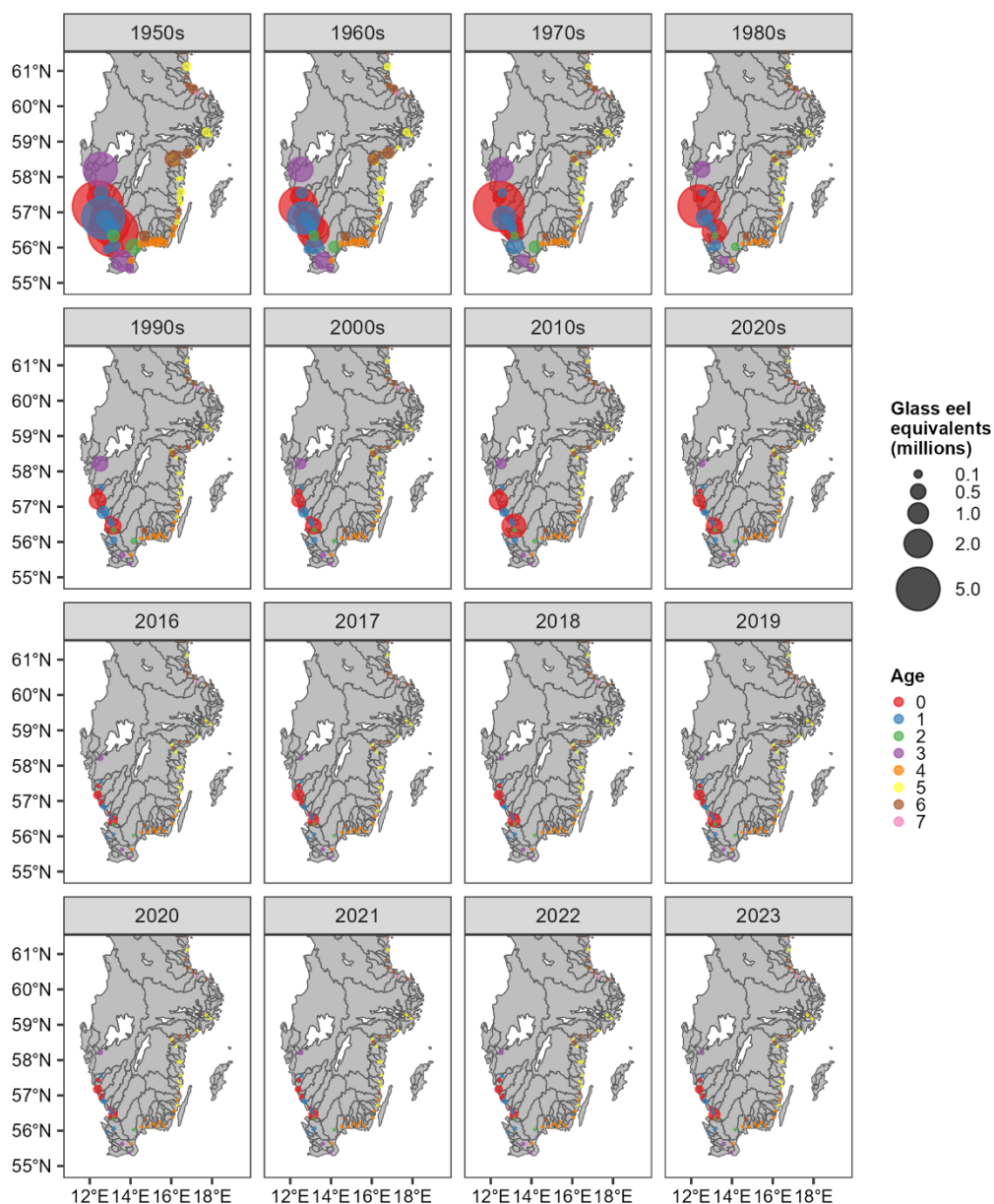
Resultatet av Bilaga B är en uppskattning av antalet naturliga rekryter som anländer till den första dammen i varje vattendrag varje år, för 60 huvudavrinningsområden söder om $62,5^\circ\text{N}$ (Indalsälven) och alla år sedan 1940. För ytterligare 35 (mindre) vattendrag hittade vi ingen damm, och för dem kunde vi inte uppskatta antal rekryter. Dessa vattendrag utgör 4 % av det totala avrinningsområdet, och 3 % av det totala flödet. En uppskattning skulle ha krävt en konsekvent extrapolering utanför observationsområdet, mot vattendragets mynning. Ingen av dessa mindre vattendrag har haft utsättning av ål eller har ett fiske- eller vattenkraftverk. Således stör dessa mindre vattendrag knappast rekonstruktionen i denna bilaga. Den totala produktionen av blankål från naturliga rekryter och assisterad migration uppskattas

till ca 30 ton under de senaste åren (se nedan). Att bortse från dessa mindre vattendrag ger en avvikelse på ca 3 % av 30 ton (ca 1 ton).

För de vattendrag som *har* en ålyngeluppsamlare uppskattades den naturliga rekryteringen tidigare enbart utifrån den statistiska uppskattningen (senast Dekker et al., 2021), inte utifrån den faktiska observationen i ålyngelsamlarna. Här väljer vi istället att använda fångsterna i samlarna som den antagna naturliga rekryteringen för de vattendrag och årsklasser där data från samlare finns tillgängliga. Vi använder sedan den statistiska modellens beräkningar av rekryteringen, för de vattendrag och årsklasser där det inte finns några data från samlare, för att få fram en tidstrend för den uppskattade naturliga rekryteringen till svenska inlandsvatten (Figur C1, Figur C2).



Figur C1: Tidstrend i det uppskattade antalet naturligt rekryterande ålar. Även om detta diagram är uppdelat efter ålens ålder uttrycks alla kvantiteter i glasålsekvivalenter per årsklass.



Figur C2: Rumslig fördelning av uppskattningarna av naturlig rekrytering, per årtionde (två övre rader) och per år under 2016-2023 (två nedre rader), uttryckt i glasålsekvivalenter. Storleken på symbolerna visar det totala antalet rekryter enligt prognoserna i bilaga B, vid platsen för det lägst belägna vandringshindret i varje vattendrag. Delfigurerna är sorterade efter det år då invandringen ägde rum, inte efter årsklass.

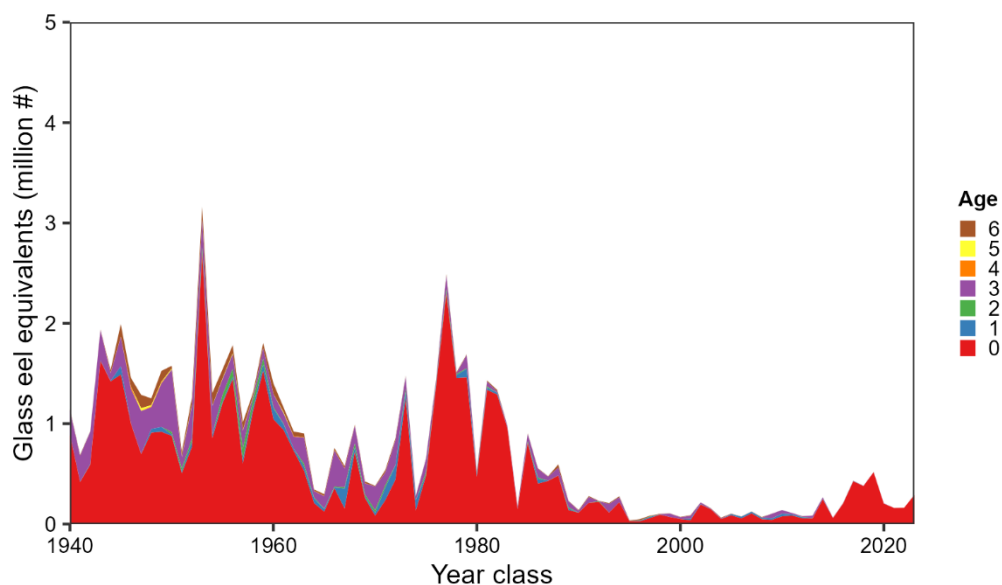
Assisterad migration

SLU-Aqua har en databas över historiska transporter av unga ålar uppströms hinder i vattendrag, med uppgifter om plats, år, och fångad mängd per år (antal och/eller biomassa). När endast ålens biomassa registrerades, men inte antalet, omvandlades biomassan till antal med hjälp av den genomsnittliga individuella vikten som

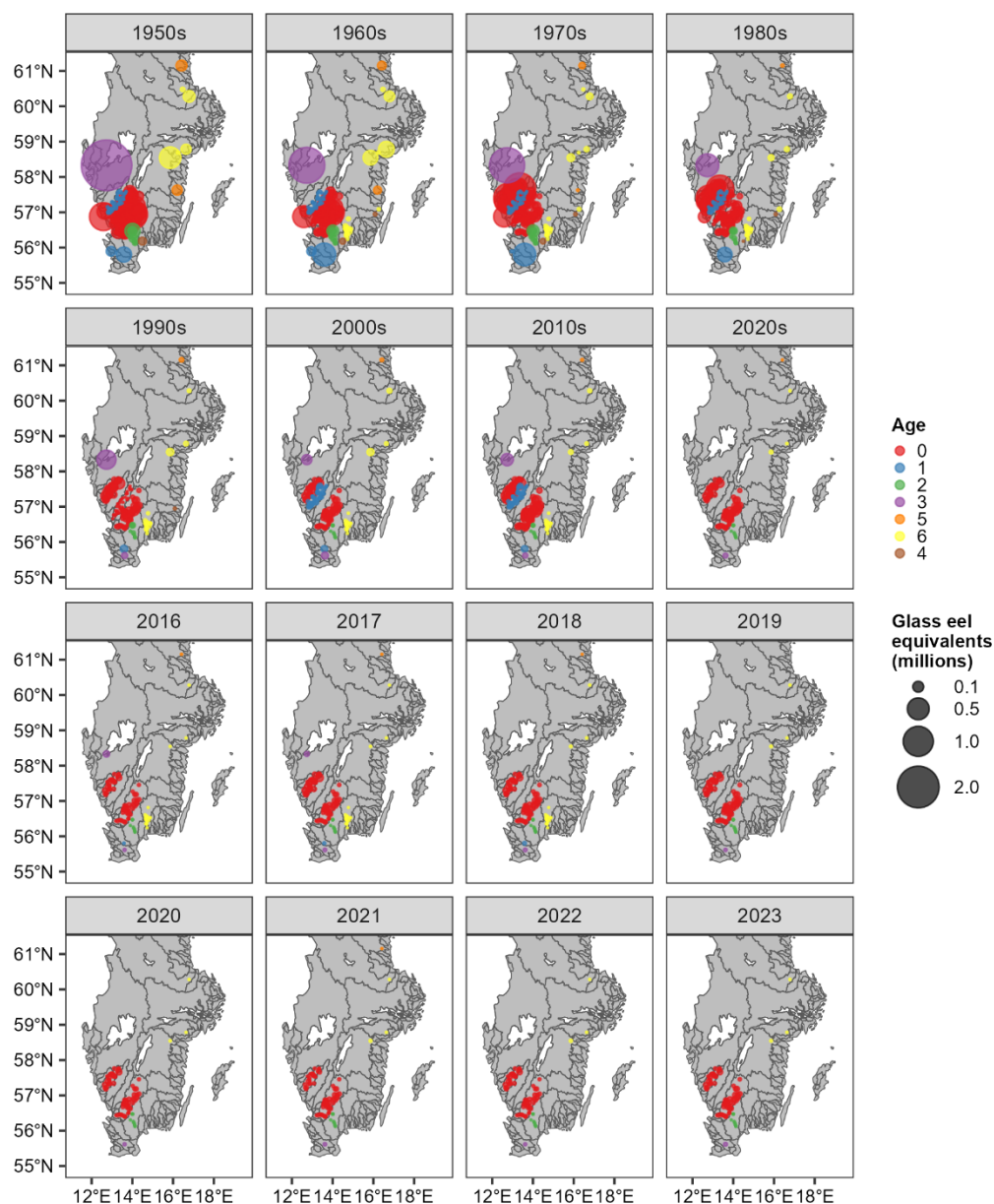
observerats under andra år på samma plats. Dessutom uppskattades medelåldern för den invandrande ålen utifrån den observerade medelvikten, förhållandet mellan längd och vikt, och tillväxthastigheten (avsnitt C.1.3).

Fångst av unga ålar var (och är) relaterad till vattendomstolsbeslut, som tvingar alla som hindrar den fria vandringsvägen att fånga och släppa ut ål uppströms. För de flesta platser finns en explicit omfördelningsplan tillgänglig, även om den numera sällan används. Planen anger hur stor andel som ska släppas ut på vilken plats (latitud/longitud och namn på sjö/älv). Ofta var utsättningarna proportionella mot habitatområdet uppströms i varje biflöde. För Trollhättan, i Göta älv, ingick data för assisterad migration även i datatbasen över utsättningar, eftersom dessa ålar sattes ut både inom Göta älvs avrinningsområde och i andra vattendragssystem.

Dataserier från 24 olika ålyngelsamlare finns tillgängliga, och utsättningar från dessa samlare har gjorts på mer än 160 platser. De enskilda dataserierna startar mellan 1900 (Göta älv, även om samlaren började användas tidigare) och 1991 (Kävlingeån) och slutar mellan 1975 (Ljungan) och idag (8 serier fortfarande aktiva). Både fångsten (borttagning från beståndet) och utsättningen (tillskott till beståndet) ingick i utvärderingen, som två separata händelser (Figur C3, Figur C4).



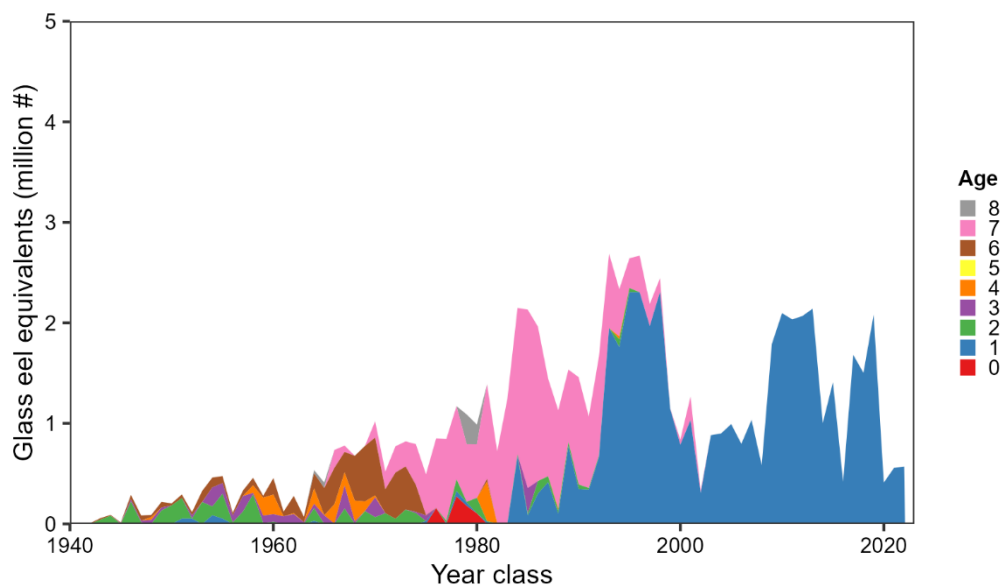
Figur C3: Tidstrend för antalet ålar som släpps ut från assisterad migration. Även om detta diagram är uppdelat efter ålens ålder uttrycks alla kvantiteter i glasålsekvivalenter per årsklass.



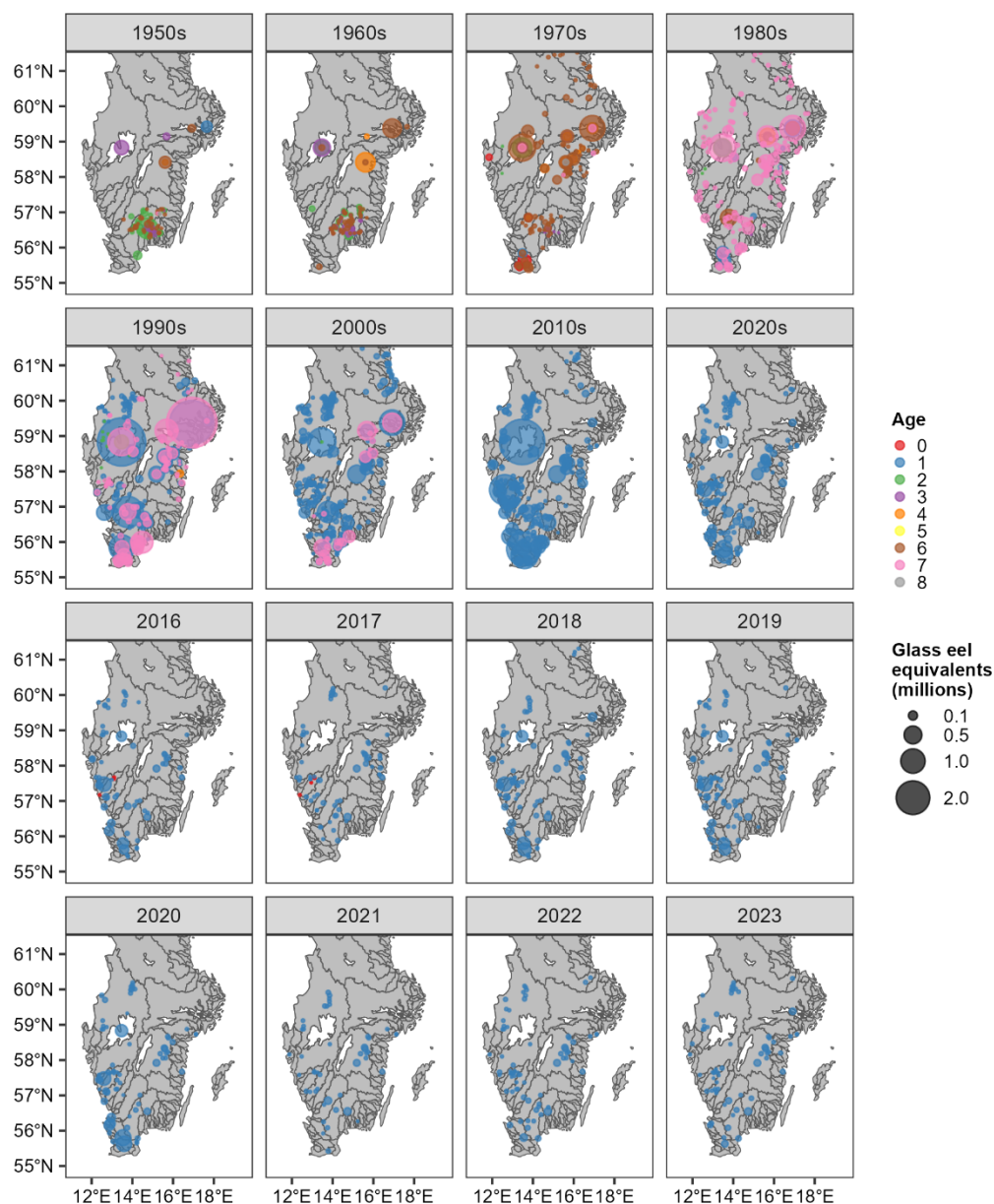
Figur C4: Rumslig fördelning av utsättningar från assisterad migration, per årtionde (de två övre raderna) och per år under 2016-2023 (de två nedre raderna), uttryckt i glasålsekvivalenter. Storleken på symbolerna visar det totala antalet per årtionde respektive år. Delfigurerna är sorterade efter det år då utsättningen ägde rum, inte efter årsklass.

Utsättning

SLU-Aqua har en databas med utsättningsdata för ål finns vid SLU Aqua, med uppgifter om år, kvantitet (antal), livsstadium (ålyngel, sättål), ursprung (nationella källor i detalj, eller internationellt ursprungsland), och destinationsplats (latitud/longitud samt namn på sjö/vattendrag). Dataserierna börjar med de första utsättningarna i Sverige i början av 1900-talet, och de löper kontinuerligt fram till idag. Totalt har det gjorts utsättningar på över 500 olika platser i 70 olika avrinningsområden (Figur C5, Figur C6).



Figur C5: Tidstrend för antalet ålar som används för utsättning i inlandsvatten. Även om detta diagram är uppdelat efter ålder på utsättningsmaterialet uttrycks alla kvantiteter i glasålskvivalenter per årsklass.

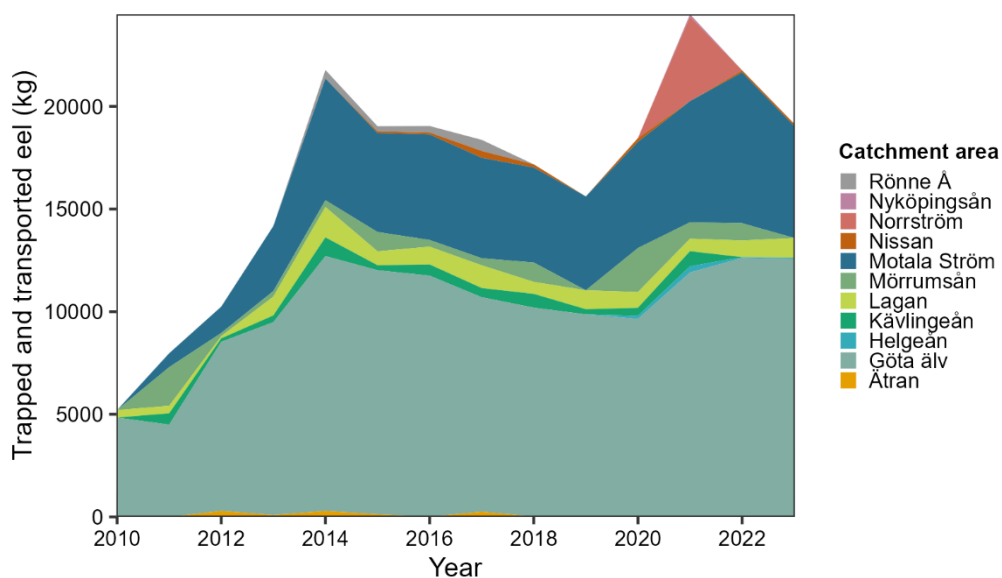


Figur C6: Rumslig fördelning av utsättningen per årtionde (de två övre raderna) och per år under 2016-2023 (de två nedre raderna), uttryckt i glasålsekvivalenter. Storleken på symbolerna visar det totala antalet per årtionde respektive år. Delfigurerna är sorterade efter det år då utsättningen faktiskt ägde rum, inte efter årsklass.

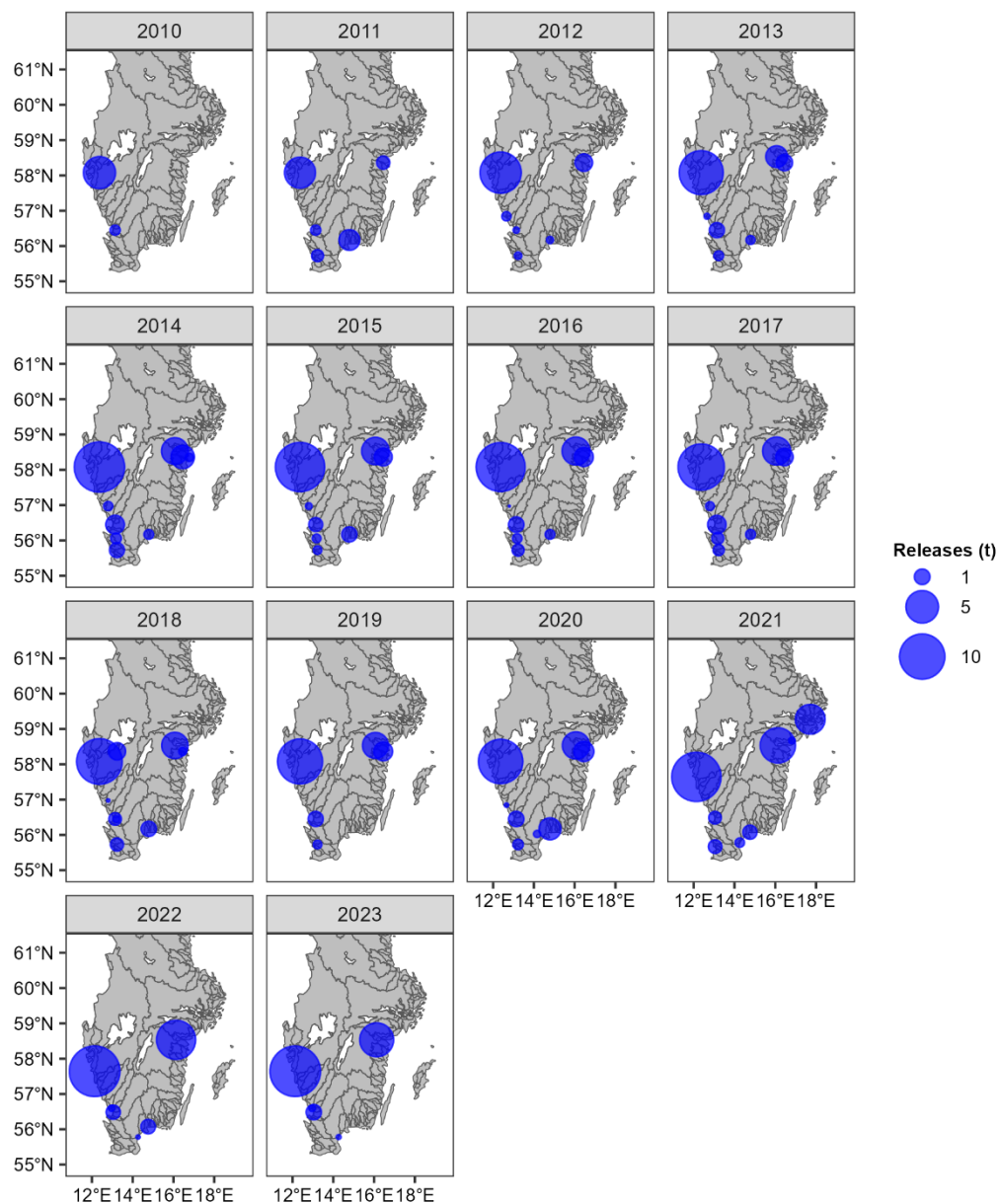
Trap & Transport av blankål

Under de senaste åren har blankål från sjöar som ligger ovanför vattenkraftverk fångats och transporterats nedströms med lastbil (Trap & Transport), förbi den vattenkraftsrelaterade dödligheten (Figur C7, Figur C8). Dessa transporter har organiserats i samarbete mellan regeringen, energibolagen och de berörda fiskarna. Uppgifter om mängden blankål, fångstplats och utsättningsplats, datum och detaljer om prover från fångsten fanns tillgängliga.

Den initiala fångsten av blankål inom detta program motsvarar ett normalt fiske. Detta fiske ingår dock inte i presentationen av de kommersiella landningarna och den uppskattade fiskedödligheten, eftersom ålen sätts ut igen senare. Utsättningen av blankål nedströms sker ofta strax utanför det inlandsområde som beaktas i denna rekonstruktion. Dessa ålar har fångats i inlandet av inlandsfiskare och energibolag, men resultaten rapporteras separat från de blankålar som själva vandrar ut från inlandsvattnen till havet.



Figur C7: Mängder av blankål i Trap & Transport-programmen, i biomassa (kg), per vattendrag.



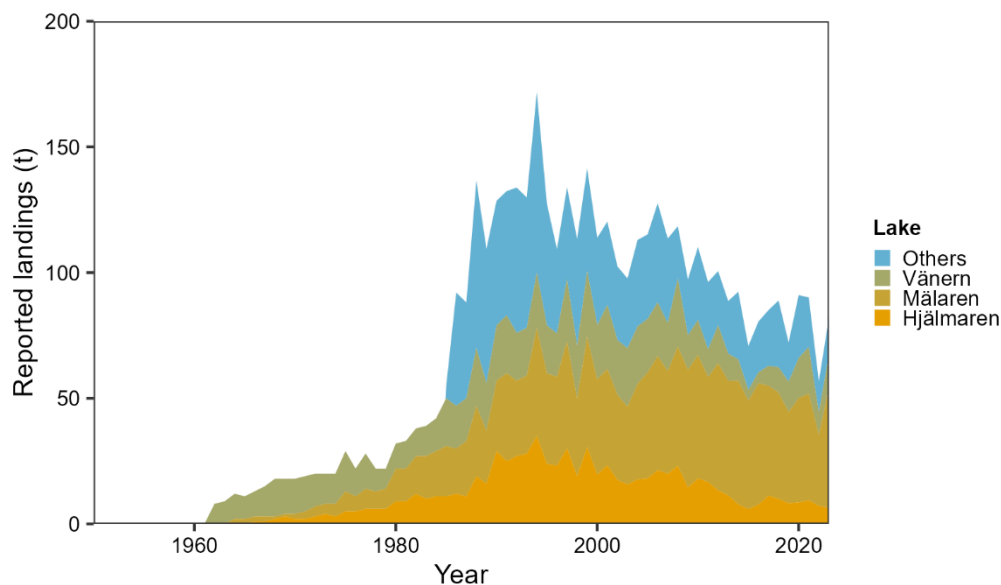
Figur C8: Rumslig fördelning av utsättningar från *Trap & Transport*-programmen under åren 2010-2023. Storleken på symbolerna visar mängden utsatt ål.

C.1.2 Output från inlandsbeståndet

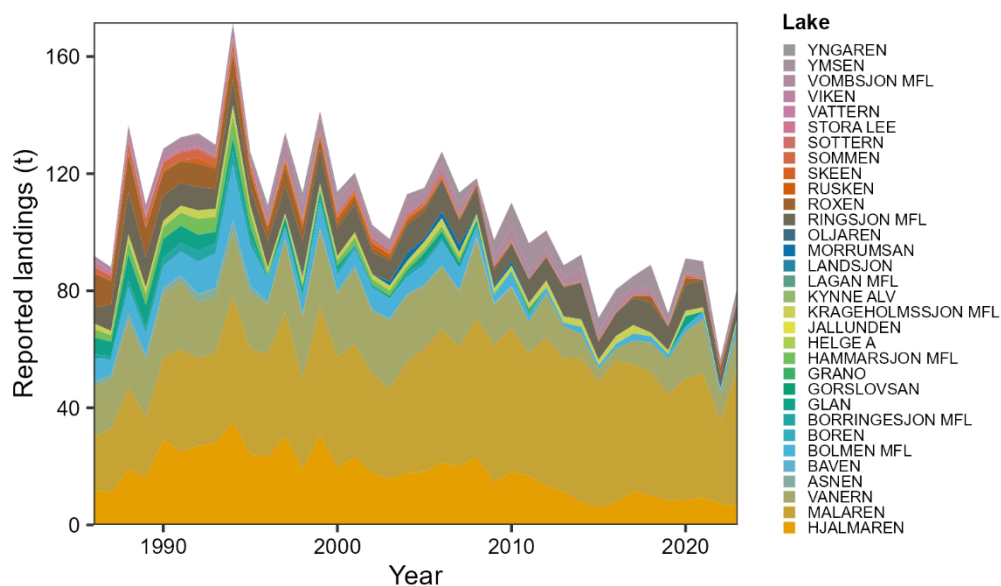
Fiske

Statistik över fångst och landningar har förts sedan slutet av 1800-talet, men tidsserierna är långt ifrån fullständiga och rapporteringssystemet har ändrats många gånger. Fiskeriverket (numera Havs- och Vattenmyndigheten) och SCB har upprätthållit databaser över årliga landningar, ibland baserade på dagliga loggboksregistreringar, men oftare på månads- eller årsrapportering från enskilda fiskare.

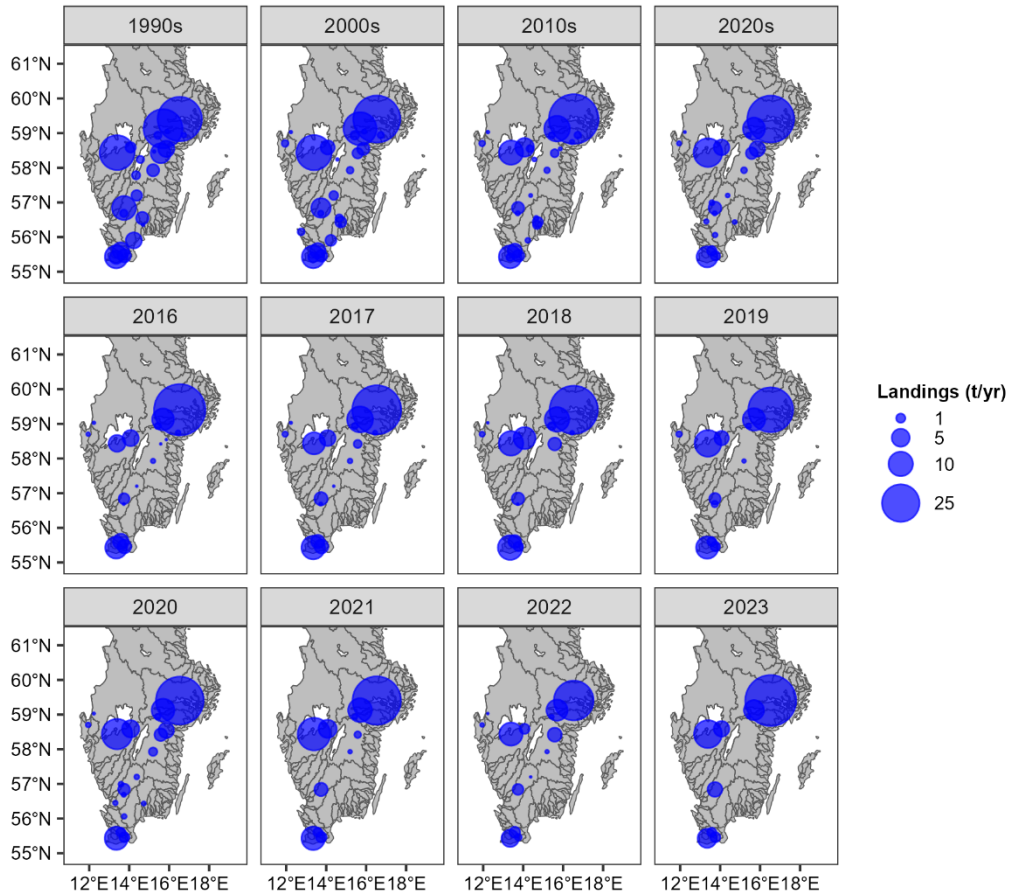
För de större sjöarna (Mälaren, Hjälmaren, och Vänern) finns kontinuerliga dataserier sedan början av 1960-talet, och dessa serier anses vara fullständiga och tillförlitliga. Fram till 1980-talet var de rapporterade landningarna från de större sjöarna relativt låga, varefter de rapporterade landningarna ökade avsevärt (Figur C9). På andra håll finns tillgängliga uppgifter per sjö eller för grupper av sjöar (Figur C10, Figur C11). Vi slog ihop historiska uppgifter till de minsta uppsättningarna av sjöar som möjliggjorde en unik tilldelning av alla uppgifter. Vissa år registrerades landningar separat för sjö A och sjö B, men tillsammans under andra år. För sådana sjöar använde vi sammanslagna uppgifter för alla år. Endast två uppsättningar sjöar kunde inte tilldelas ett unikt avrinningsområde; dessa har godtyckligt tilldelats de största sjöarna inom varje uppsättning. Detta gäller: grupperingen av Hammarsjön (störst), Råbelovssjön (båda i Helgeåns avrinningsområde), Ivosjön, Levrassjön och Oppmannassjön (alla tre i Skräbeåns avrinningsområde), respektive Krageholmssjön (störst), Skönadalssjön (båda mynnar i Svartån, mitt emellan Nybroån och Segeån), Ellestadssjön, Hackebergssjön, Snogeholmsjön och Sövdessjön (alla fyra i Kävlingeåns avrinningsområde).



Figur C9: Tidstrend i de rapporterade landningarna från insjöfisket, för de större sjöarna, och år sedan 1962. För mindre sjöar finns inga data tillgängliga före 1986.



Figur C10: Tidstrend i de rapporterade landningarna från fisket, för alla sjöar och år sedan 1986. För åren 1986-1995 är landningarna från de mindre sjöarna (alla sjöar utom Vänern, Mälaren och Hjälmaren) inte tillgängliga per sjö, utan aggregerade som de totala landningarna från alla mindre sjöar. För åren 1986-1995 har därför landningarna i de mindre sjöarna rekonstruerats baserat på det årets andel av varje sjös beräknade blankålsproduktion i förhållande till den totala blankålsproduktionen.



Figur C11: Rumslig fördelning av de rapporterade landningarna från fisket, visat som årligt genomsnitt per årtionde (övre raden), respektive den årliga totalsumman för de senaste åren (nedre två raderna, 2016-2023). För årtiondena före 1990-talet finns inte tillräcklig information tillgänglig.

För åren 1986 till 1995 består de tillgängliga landningsuppgifterna från yrkesfisket av de totala landningarna för alla mindre sjöar tillsammans, och inkluderar de tre största sjöarna separat (Mälaren, Hjälmaren och Vänern). För alla mindre sjöar under denna tidsperiod har landningarna per enskild sjö rekonstruerats från de årliga totalsummorna, med antagandet att fiskepåverkan i sjöarna har varit konstant, även om den kan variera från år till år. Om fiskepåverkan är konstant i alla sjöar kommer fångsten att vara proportionell mot produktionen av blankål:

$$Fångst_{sjö,år} = Fångst_{total,år} \times \frac{Produktion_{sjö,år}}{Produktion_{total,år}}$$

för varje sjö och år. Vi rekonstruerade produktionen av blankål som är tillgänglig för fisket per sjö och år, från information om naturlig rekrytering, utsättning och assisterad migration. För den ål som härrör från utsättning eller assisterad migration

är utsättningsplatsen känd (latitud/longitud samt sjönamn). Vi antog att migration inom vattendraget antingen inte nämnvärt hade förändrat den rumsliga fördelningen, eller att ålar i blankålstadiet vandrade tillbaka till den sjö från vilken den hade vandrat uppströms efter utsättningen många år tidigare. Nedströmsvandring i gulålstadiet är osannolik, eftersom de flesta sjöar har en regleringsdamm i sjöns utlopp. Utsättning av ål (eller assisterad utvandring) direkt i ett vattendrag har förekommit, men mer sällan. Dessa ålar antogs ha stannat kvar i vattendraget, utom räckhåll för sjöfisket. Förr i tiden användes ofta fällor ("lanefiske") för att fånga utvandrande blankål i vattendragen. Den enda kvarvarande fällan (vid Havbältan i Mörrumsån) ingår i våra data som ett specialfiske av mindre omfattning.

Rapportering av fångst

Granskning av fångstuppgifterna gav upphov till tvivel om kvaliteten på den tillgängliga informationen. För flera sjöar (t.ex. Båven, Glan, Roxen, Rusken, Sommen, Sottern) rapporterades inga landningar under vissa år under 1990- och 2000-talen). För övriga sjöar varierade åren mellan rapporterade eller inte rapporterade landningar för enskilda fiskare (visas ej), fastän licenssystemet krävde kontinuerlig drift. Personlig kommunikation med enskilda fiskare gav nästan undantagslöst mer konsekvent information och högre landningssiffror.

Trap & Transport-programmet för blankål har också försvårat användningen av statistiken avsevärt. Trap & Transport består i huvudsak av ett fiske, en transport och en utsättning. Det initiala fisket avlägsnar blankålar från det lokala beståndet, vilket allt fiske gör. Licensieringen av och statistiken för detta fiske omfattas ibland av det konventionella fiskesystemet, ibland registreras det separat. Komplettering och korrigering av fiskeridata för detta program har gjorts efter bästa förmåga, men det kräver en oproportionerligt stor insats, med risk för kvarvarande fel. Vi rekommenderar därför att fiskare ska kunna rapportera fångsten av ål som är avsedd för Trap & Transport separat.

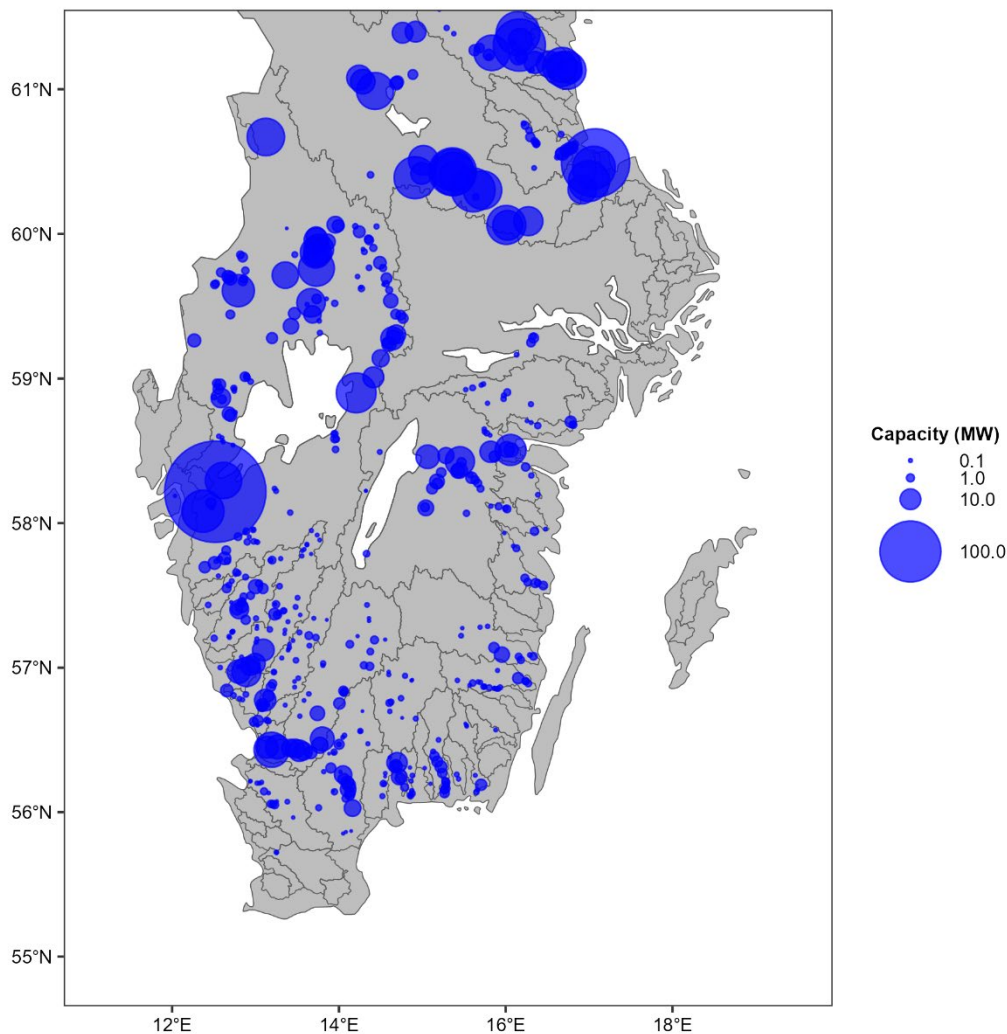
Fram till 1998 samlades information in av regionala fiskerikonsulenter (fiskerikonsulenter, länsstyrelsen) i direktkontakt med enskilda fiskare, oftast på årsbasis. Sedan 1999 har detta ersatts av ett system med obligatorisk rapportering från enskilda fiskare direkt till Fiskeriverket, numera Havs- och vattenmyndigheten, oftast på månadsbasis. Övergången 1999 från årsrapporter per region till månadsrapporter till en nationell myndighet tycks ha inneburit en kvalitetsförsämring. Det är alltså kvaliteten i den geografiska skalan snarare än rapporteringsfrekvensen som har försämrats.

Påverkan av vattenkraftsproduktion

Det finns en databas med svenska vattenkraftverk (Kuhlin 2024), med uppgifter om plats, byggnadsår, ägande, turbintyper och kapacitet. Däremot saknar databasen uppgifter om vattendragens kanalstorlek och avrinning vid kraftverken. Av de 1501

vattenkraftverk som listas av Kuhlin (2024), är 539 stationer relevanta för vår rekonstruktion (Figur C12), eftersom data om assisterad migration och utsättning av fisk visar att dessa stationer har eller har haft ål uppströms.

Det finns begränsad information om dödligheten hos ål som passerar vattenkraftstationer i Sverige, till exempel en evidensbaserad uppskattning av dödligheten för 15 stationer Calles & Christiansson (2012). Leonardsson (2012) utvecklade en simuleringsmodell för passage av turbiner, där dödligheten relaterades till turbin typ och lokala vattendragskaraktäristika. Calles and Christiansson (2012) tillämpade denna modell på totalt 56 stationer (se Figur C13).



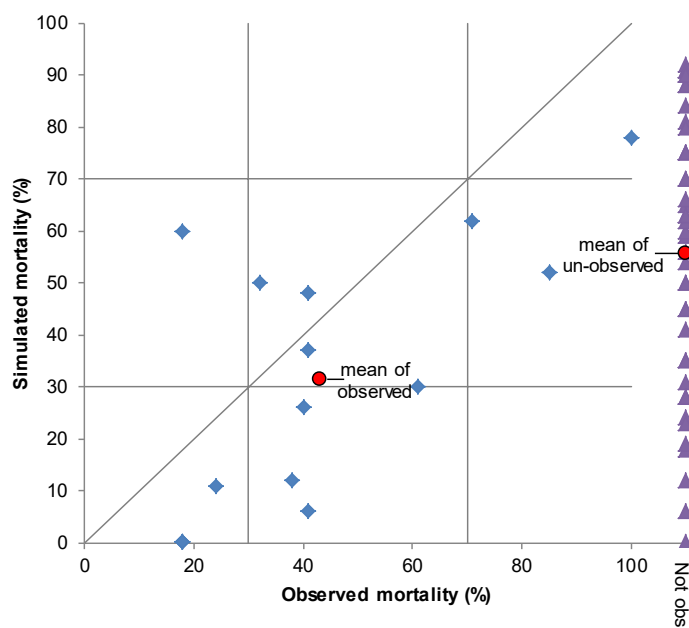
Figur C12: Rumslig fördelning av de 539 vattenkraftverk som har ett ålbestånd uppströms, vilket framgår av uppgifter om assisterad migration och utsättning av ål. Storleken på symbolerna i denna figur är proportionell mot kapaciteten hos varje station.

I genomsnitt var den observerade dödligheten 43 %, jämfört med 31% för den simulerade dödligheten ($R^2=0,46$), och i 12 av 15 fall var den simulerade dödligheten för de icke observerade stationerna betydligt högre än för de observerade stationerna. Totalt sett var medelvärdena av simulerad dödlighet 56%

för icke observerade stationer och 31% för observerade stationer. Detta antyder att observationer företrädesvis har gjorts på platser där den faktiska dödligheten är lägre än genomsnittet. I stället för att värdera och korrigera för denna bias, undersökte Dekker (2015) en rad olika alternativ för den vattenkraftsrelaterade dödligheten. I den svenska ålförvaltningsplanen (Anonymous 2008) antogs en standarddödlighet på 70 % för alla vattenkraftverk, oavsett turbintyp eller vattendragskaraktär, vilket är högre än både det observerade och simulerade medelvärde. De observationer och simuleringar som diskuteras ovan tyder på ett mycket lägre värde, så lågt som 31 %. Dekker (2015) undersökte tre alternativ:

- a) Konstant dödlighet på 70 % (motsvarande en momentan dödlighet på $H=1,2$ per station).
- b) Konstant dödlighet på 30 % ($H=0,35$ per station).
- c) Bästa uppskattningen, i prioritetsordningen observerad dödlighet, simulerad dödlighet eller ett standardvärde på 70% (beroende på vad som är tillgängligt).

En jämförelse av utfallet av dessa tre alternativ visade att nettoresultaten låg mycket nära varandra. Ca en tredjedel av blankålsproduktionen kommer från områden utan vattenkraftproduktion (främst Mälaren). Ytterligare en tredjedel kommer från områden med minst fyra vattenkraftverk, där nettoeffekten styrs mer av antalet vattenkraftverk än av dödligheten per enskild station. Det innebär att den ackumulerade effekten av fyra eller fler stationer är betydande även vid en låg effekt per vattenkraftverk. En stor del av den återstående tredjedelen produceras i Göta älv, där det finns observationer av dödligheten för alla tre kraftverken nedströms Väneren. Dekker (2015) drog därför slutsatsen att osäkerheten i värdet av vattenkraftspåverkan per station har mycket liten relevans för rekonstruktionen av beståndets status och bedömningen av antropogen påverkan. Vi använde endast alternativ c (bästa tillgängliga information), som också var basalternativet i 2015 års utvärdering.



Figur C13: Förhållandet mellan observerad (horisontellt) och simulerad (vertikalt) dödlighet för ål som passerar en vattenkraftsturbin. Data från Calles & Christianson (2012), med tillämpning av simuleringsmodellen från Leonardsson (2012).

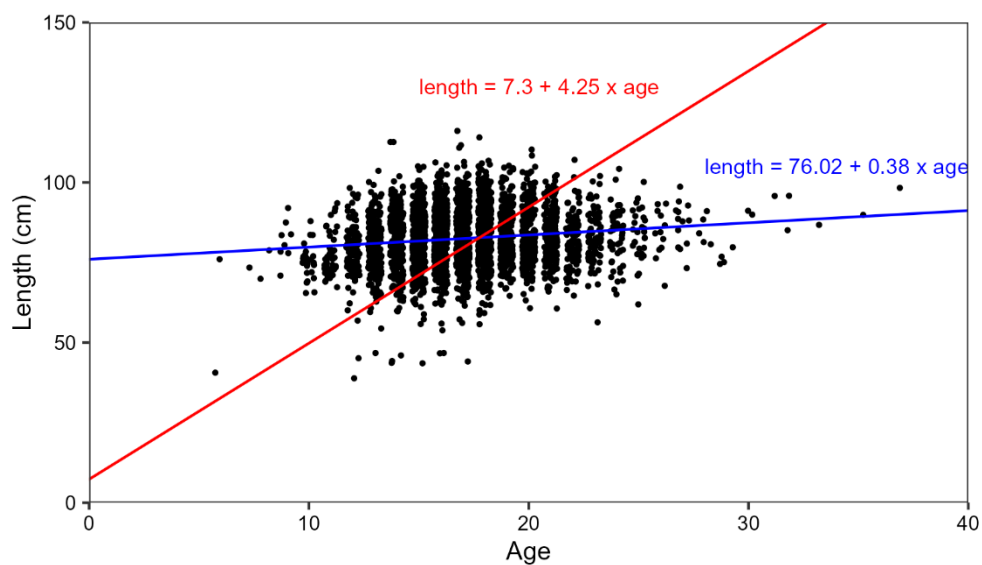
För att spåra blankålens väg mot havet, så utgick vi från vattendragsnätet i Sverige, med hjälp av SMHI:s GIS-dataset (SMHI 2014). Rutten mot havet spårades för alla platser där unga ålar hade rekryterats eller satts ut, och listan över vattenkraftverk på den ruten togs fram. Enskilda rutter passerar upp till 24 vattenkraftverk. För varje vattenkraftverk reducerades biomassan hos den utvandrande blankålen med den bästa lokala uppskattningen av turbindödligheten, och biomassareduktionen flaggades som dödlighet på grund av vattenkraftsproduktion. Den totala vattenkraftsrelaterade dödligheten utgjordes av summan av biomassareduktionen över alla vattenkraftverk längs ruten. Den återstående biomassan ger en uppskattning av utvandringen till havet.

C.1.3 Omvandling från rekryterad ål till blankål

Under 2010–2023 har totalt 3 450 ålar samlats in från den kommersiella fångsten, främst från de större sjöarna, inom ramen för DCF-provtagningen. Ålarna analyserades med avseende på längd, vikt, mognad och ålder. Det begränsade materialet från det senaste årtiondet täcker långt ifrån in alla vattendrag. Med tanke på den stora osäkerheten i andra modellparametrar (framför allt naturlig dödlighet) valde vi att använda enkla och spårbara samband mellan uppmätta variabler även här.

Tillväxt och längd-vikt-förhållande

Den årliga längdtillväxten i gulålstadiet beräknades som skillnaden mellan slutlängden (uppmätt i blankålstadiet) och glasåslängden (fixerad till 7,3 cm) dividerat med antalet år däremellan (åldersavläsningen). Det finns en stor variation i tillväxthastighet mellan de undersökta sjöarna, men inga systematiska samband med latitud eller lokala sjöförhållanden (t.ex. Myrenås & Jacobson 2024). Vi gör därför det konservativa antagandet att tillväxten är konstant på 4,25 cm/år (medelvärdet av alla observationer) för alla år och platser (Figur C14, röd linje). Det konstanta värdet på tillväxten kunde vi sedan använda för alla naturliga rekryter, alla utsättningar och all assisterad migration, oavsett var den har ägt rum under de senaste sju decennierna.



Figur C14: Längd och ålder för 3 460 blankålar, provtagna mellan 2010 och 2023 i åtta sjöar. För att visa så många datapunkter har ett litet jitter lagts till alla datapunkter i horisontell riktning. Två regressionslinjer visas: en tillväxtlinje (röd) som tvingats genom glasålsens längd/ålder (7,3 cm vid ålder=0) och en icke tvingad blankålsstorlekslinje (blå).

Individuella vikter beräknades som

$$W = a \times L^b$$

där W =vikt (g), L =längd (cm), $a=0.000559$ och $b=3.297428$.

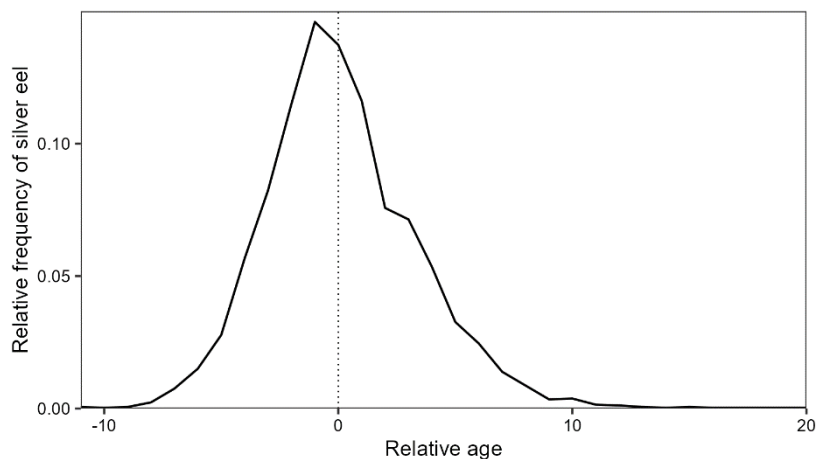
Blankålsens längd

Medelstorlek vid blankålstadiet ökar med latitud, från cirka 700 mm i söder (56°N) till 900 mm i norr (60°N), men den lokala variationen är stor (Dekker et al. 2011, Figur C14). Vi använde konsekvent en prediktion av den genomsnittliga blankåslängden på alla år och platser, även där provtagning faktiskt hade ägt rum:

$$\text{genomsnittliga blankålslängden (cm)} = 70 + 5 \times (\text{latitud} - 56)$$

På varje provtagningsplats varierar åldern på de enskilda ålarna från mer än tio år under, till tjugo år över medelåldern (Figur C15). Vid omvandlingen av rekryter till blankålar tillämpades den genomsnittliga åldersfördelningen på alla platser, där platsens medelålder uppskattades via den latitudberoende genomsnittliga blankålslängden.

Lutningen på förhållandet mellan blankålens längd och ålder är i genomsnitt bara 0,38 cm/år (Figur C14, blå linje), och därmed mycket mindre än den genomsnittliga tillväxttakten under gulålstadiet på 4,25 cm/år (Figur C14, röd linje). Omvandlingen från gulål till blankål verkar därför vara längdberoende. Den observerade genomsnittliga längdökningen per ålder användes för att beräkna längden vid blankålstadiet, där åldern sattes i relation till medelåldern på alla platser.



Figur C15: Relativ ålderssammansättning i de kommersiella landningarna av blankål i inlandsvatten, där åldern uttrycks i förhållande till den observerade medelåldern för blankål i fångsten.

Naturlig dödlighet

Den naturliga dödligheten för beståndet i inlandet är okänd. Ett värde på $M=0,1385$ används i många studier runt om i Europa, med referens till Dekker (2000), även om han bara hade antagit detta värde. Bevacqua et al. (2011) genomförde en metaanalys som relaterade rapporterad naturlig dödlighet till lokal beståndstäthet, årlig genomsnittlig vattentemperatur och individens kropps massa. Tillämpat på genomsnittliga förhållanden i Sverige tyder deras resultat på en dödlighet på cirka $0,3 \text{ år}^{-1}$ i glasålsstadiet, som minskar till $0,015 \text{ år}^{-1}$ i blankålstadiet, med ett livstidsgenomsnitt på cirka $0,2 \text{ år}^{-1}$. Våra testkörningar med en naturlig dödlighet på mellan $0,1385$ och $0,2 \text{ år}^{-1}$ indikerade att den rekonstruerade blankålsproduktionen skulle vara mycket mindre än den faktiskt observerade fångsten, vilket resulterade i negativa uppskattningar av storleken på

blankålsutvandringen. Därför undersöktes resultaten för en rad rimliga värden ($M=0,05$, $M=0,10$ och $M=0,15$) föreslagna av Dekker (2015). Om inget annat anges avser de presenterade resultaten det mellersta alternativet, $M=0,10 \text{ år}^{-1}$. I avsnitt C.2.3 undersöks resultatens känslighet för antagandet om värdet på den naturliga dödligheten.

C.1.4 Uppskattning av utvandring

Vi uppskattade blankålsproduktionen baserat på tidsserierna för utsättning och assisterad migration, och analysen av det rumsliga och tidsmässiga mönstret i den naturliga rekryteringen. Blankålsproduktionen härleds från tillväxt, blankhetssmönster och naturlig dödlighet:

$$\text{Produktion} = f(\text{rekryter}, \text{tillväxt}, \text{mortalitet}, \text{blankhet})$$

Fiskefångst från de större sjöarna visar att ju mer ål som har satts ut, desto högre har produktionen varit (Figur C5, Figur C9). Det är därför osannolikt att täthetsberoende tillväxt och/eller dödlighet har begränsat produktionen. Följaktligen kan produktionen från naturlig rekrytering, assisterad migration och utsättning bedömas oberoende av varandra och de resulterande siffrorna kan summeras i efterhand. Därmed kan blankålsproduktionen uppskattas separat för enskilda partier som sätts ut var som helst.

Datakällorna använder olika geografiska positioneringssystem (exakt latitud/longitud, sjö- eller vattendragsnamn, summan av mindre sjöar) och ålarna kan ha flyttat runt under sin gulålsfas. Följaktligen är det inte säkert att bedömningen av in- och utflöden i beståndet alltid stämmer helt överens rumsligt, vilket kan leda till lokala över- eller underskattningar. Genom att summera resultaten per vattendrag bör dock eventuella felaktiga rumsliga mönster jämnas ut.

I slutändan ger denna rekonstruktion en uppskattning av antalet blankålar som påbörjar sin vandring nedströms per vattendrag och år. Fisket är inriktat på detta bestånd av blankål (eller gulål, strax innan de blir blankålar), vilket resulterar i en början på blankålsutvandring på:

$$\text{Utvandring}_{\text{början}} = \text{Produktion} - \text{Fångst}$$

Att passera vattenkraftverk minskar blankålens utvandring till:

$$\text{Utvandring} = \text{Utvandring}_{\text{början}} \times \exp^{-\sum H}$$

där den vattenkraftsrelaterade dödligheten $\sum H$ summeras över alla vattenkraftverk på vägen mot havet, och för varje plats (och år). *Utvandring* är den blankålsbiomassa som vandrar ut mot havet, på sin väg mot sitt lekområde. Vi antog att all dödlighet av blankål på vägen till havet orsakas av fiske och vattenkraft. Då kan utvandringen formuleras om till:

Omformulering av ovanstående ger

$$\begin{aligned} \text{Utvandring} &= (\text{Produktion} - \text{Fångst}) \times \exp^{-\Sigma H} \\ &= \text{Produktion} \times \exp^{-\Sigma H} - \text{Fångst} \times \exp^{-\Sigma H} \end{aligned}$$

Det senare ledet delar upp produktionsdata (första termen) från fiskedata (andra termen) och summerar dem *i efterhand*. Detta möjliggör bearbetning av olika rumsliga enheter för olika dataset (t.ex. punktlokaliseringar för utsättning av rekryter jämfört med sjötotaler för fiske).

Rekrytering/utsättning kommer att bidra till utvandringen av blankål under cirka femton år framöver, men vissa långsamt växande eller sent mognande ålar kan finnas kvar i upp till tjugofem år eller mer. Vid den tidpunkten kommer beståndet att domineras av årsklasser som inte har rekryterat ännu och som kommer att påverkas av förvaltningsåtgärder som vidtas under kommande år. Effekten av dagens åtgärder kan därför endast bedömas genom att analysera deras effekt i framtiden, men framtida trender påverkas också av ännu okända utvecklingar. Utan att känna till dessa framtida trender och utvecklingar bedöms resultatet av dagens åtgärder genom att extrapolera status quo på obestämd tid in i framtiden. Det antas att den kommande rekryteringen är lika med det senast observerade värdet (konstant antal; gäller naturlig rekrytering³, assisterad migration och utsättning samt Trap & Transport av blankål) och att framtida fiske och vattenkraftsproduktion har en påverkan som är lika med den senaste uppskattningen (konstant dödlighet). Med oförändrad status quo uttrycker resultaten för kommande den förväntade effekten av dagens åtgärder, men oförutsedda händelser eller åtgärder kan påverka den verkliga utvecklingen.

Analysen av rekryteringstrender (Bilaga B) utgick från 1940. De flesta unga ålar som rekryterades 1940 hade vuxit upp till blankålsstadiet före 1960. Därför kommer resultat om blankål (produktion och destination, dödlighet) att presenteras från 1960 till 2023, med en extrapolering till 2035 för att indikera utvecklingen för de senaste rekryterna (naturliga eller utsatta).

C.2 Resultat

C.2.1 Produktion av blankål

Figur C16 visar en översikt av produktionen av blankål över tid från inlandsvatten, inklusive deras källa, medan Figur C17 visar en rumslig översikt. I detta avsnitt

³ För naturlig rekrytering ger det allra sista observationsåret i rekryteringsmodellen ingen rimlig och tillförlitlig uppskattning som kan användas för extrapolering, eftersom den skulle avse den allra sista årsklassen, som ännu har observerats på mycket få stationer. För den naturliga rekryteringen används årsklassen 2017 (den sista årsklassen som observerats vid alla stationer, även de nordligare, där ålen rekryteras vid en högre ålder) som grund för extrapolering från rekryteringsmodellen. Detta diskuteras vidare i Bilaga B.

presenteras resultat för antagandet om naturlig dödlighet på $M=0,10 \text{ år}^{-1}$. Andra alternativ för M diskuteras i avsnitt C.2.3.

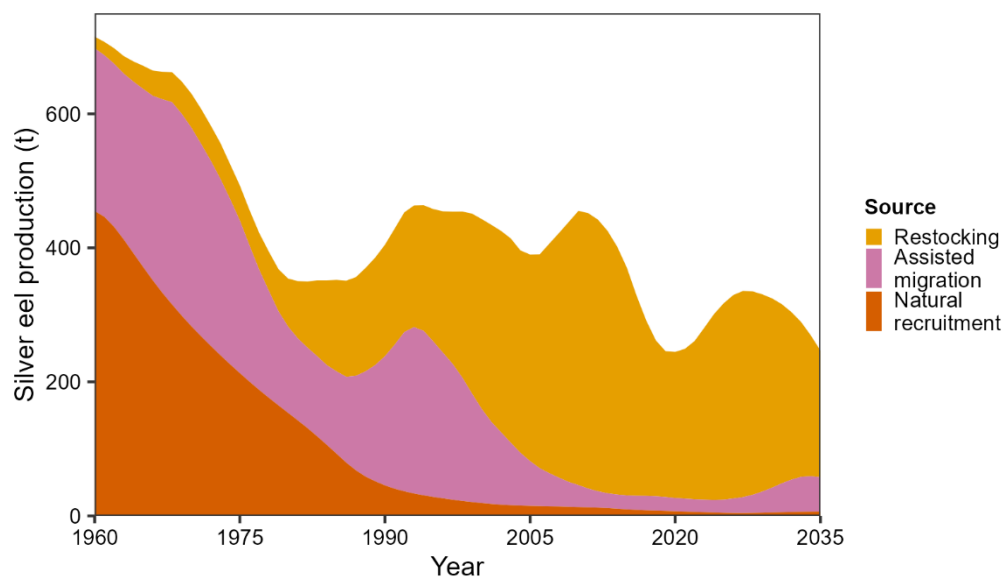
Från 1960 till 2023 beräknas den naturliga rekryteringen - inklusive assisterad migration uppströms - uppgå till totalt 81 miljoner glasålsekvivalenter, med ett minimum på 0,15 miljoner ålar 2009 och ett maximum på 5,0 miljoner 1977. Den totala produktionen av blankål från dessa glasålsekvivalenter uppskattas till 8 674 ton (17-486 ton/år). År 2023 uppskattades den naturliga rekryteringen (assisterad eller ej) till 0,63 miljoner glasålsekvivalenter. Produktionen av blankål från naturliga rekryter beräknas till totalt 24 ton under 2023.

Från 1960 till 2023 har totalt 31 miljoner ålar fångats för assisterad migration uppströms, med ett minimum på 0,030 miljoner år 1995 och ett maximum på 2,4 miljoner år 1977. Den motsvarande produktionen av blankål uppskattas till 6 030 ton, med ett minimum på 60 ton/år 1995 och ett maximum på 448 ton/år 1977. År 2023 assisterades 0,28 miljoner ålar uppströms. Den totala blankålsproduktionen från assisterad migration 2023 uppskattas till nästan 19 ton.

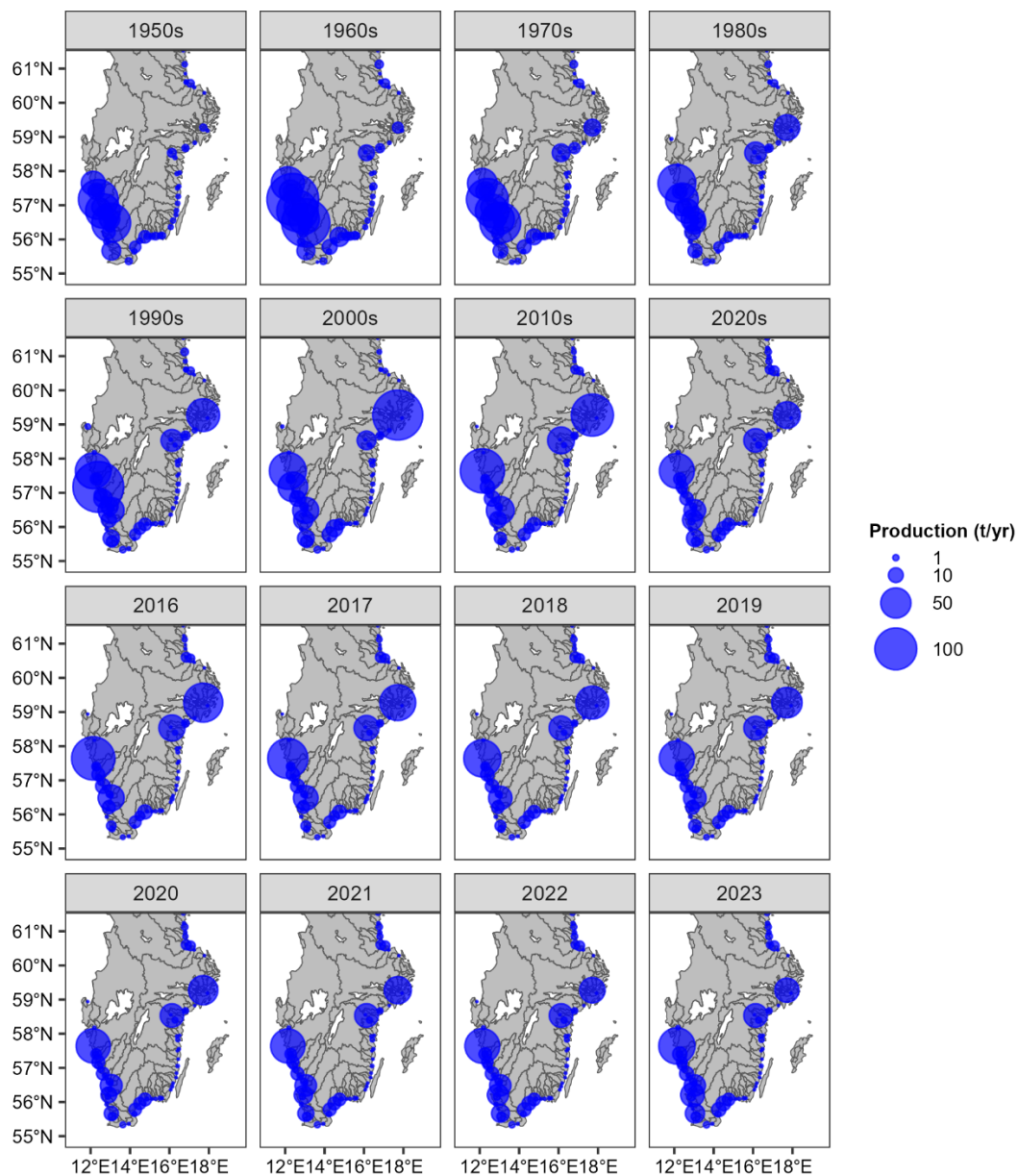
Från 1960 till 2020 har totalt 76 miljoner glasålsekvivalenter satts ut i inlandsvatten, med ett minimum på 0,090 miljoner glasålsekvivalenter 1967 och ett maximum på 3,4 miljoner 1997. Motsvarande produktion av blankål uppskattas till 11 621 ton, med ett minimum på 17 ton/år 1960 och ett maximum på 411 ton/år 2011. År 2023 har 0,57 miljoner glasålsekvivalenter satts ut i inlandsvatten. Den totala produktionen av blankål 2023 som härrör från utsättning beräknas uppgå till cirka 256 ton.

Den totala produktionen av blankål minskade från 500-700 ton per år under 1960- och 1970-talen till mindre än 500 ton per år sedan 2010 och uppskattningsvis 281 ton 2023. Naturliga rekryter, som vandrat fritt eller fått hjälp uppströms, har gradvis ersatts av (importerade) utsättningar. De naturliga rekryterna utgör nu mindre än 10 % av den totala produktionen i inlandsvatten. Den kraftiga utsättningen under 1990-talet ledde till att den totala produktionen på senare tid nådde ett tillfälligt maximum på 455 ton 2010. Lägre utsättningar i början av 2000-talet minskade den totala produktionen till 245 ton 2020, men ökade utsättningar därefter förväntas återföra produktionen till cirka 336 ton 2027. Därefter förväntas utsättningarnas bidrag till den totala produktionen minska igen på grund av lägre utsättningar under 2020-talet, medan bidraget från naturlig rekrytering och assisterad migration till den totala produktionen förväntas öka igen på grund av ökad naturlig rekrytering.

Under 2010-2023 har totalt 462 ton blankål fångats och transporterats nedströms, med ett minimum på 5 ton 2010 och ett maximum på 25 ton 2021.



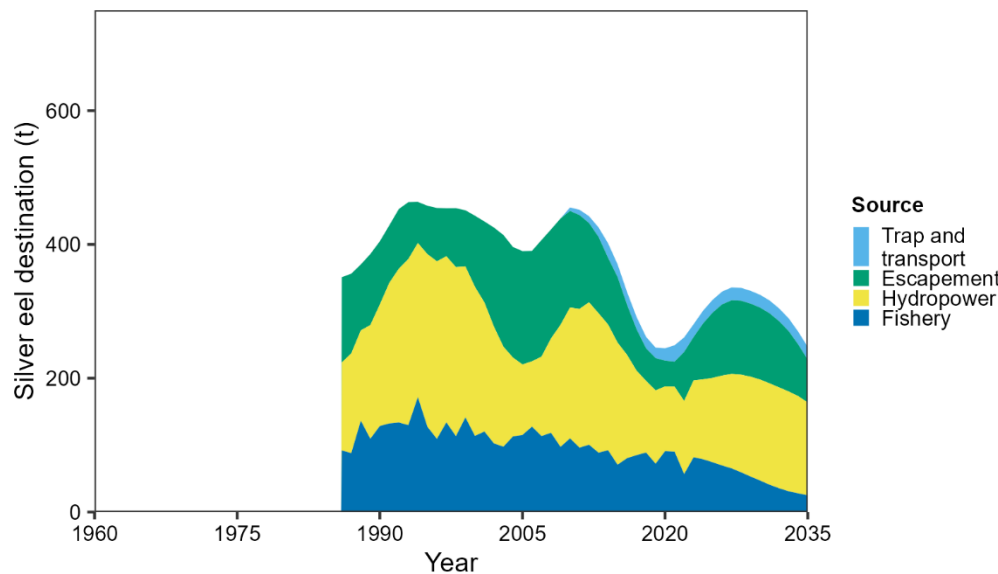
Figur C16: Produktion av blankål per år och per ålens ursprung, dvs. den beräknade totala produktionen före inverkan av fiske och vattenkraft. För dessa resultat antogs en naturlig dödlighet på $M=0,10 \text{ år}^{-1}$. Uppskattningarna extrapoleras in i framtiden, fram till år 2035.



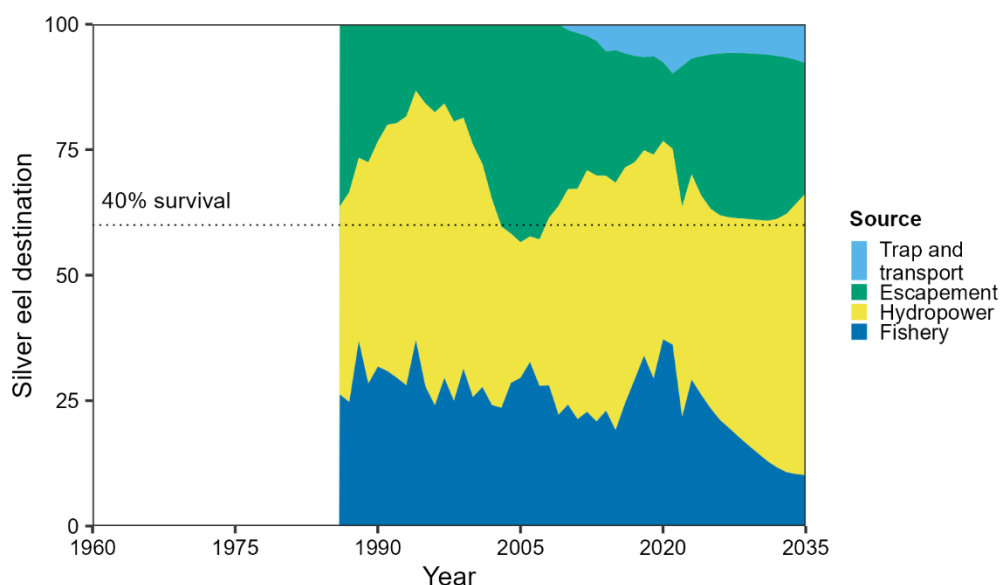
Figur C17: Rumslig fördelning av den förväntade produktionen av blankål (före påverkan från fiske och vattenkraft), per vattendrag, som årligt genomsnitt per årtionde (översta två raderna) och per år under 2016-2023 (nedersta två raderna). Symbolernas storlek visar produktionen för varje vattendrag visas vid mynningen, medan produktionen i verkligheten har ägt rum i hela avrinningsområdet.

C2.2 Destination för blankål

Figur C18 visar destinationen för blankålar som produceras i inlandsvatten, där vattenkraftens påverkan uppskattas utifrån (i prioritetsordning) lokala experiment, ett simulerat värde rapporterat i Calles and Christianson (2012), eller en standardpåverkan på 70 % per station. Andra alternativ för M diskuteras i avsnitt C.2.3. Den totala biomassan av blankål i Figur C18 matchar den förväntade totala produktionen i Figur C16, men destinationskategorierna kunde bara separeras fr.o.m. år 1986.



Figur C18 Tidstrender i destinationen för den blankål som produceras i inlandsvatten. Här visas utvandringen från Trap & Transport-utsättningar separat från den "naturliga" utvandringen. Data före 1986 är för ofullständiga för att kunna visas. Uppskattningarna är extrapolerade in i framtiden, fram till år 2035.

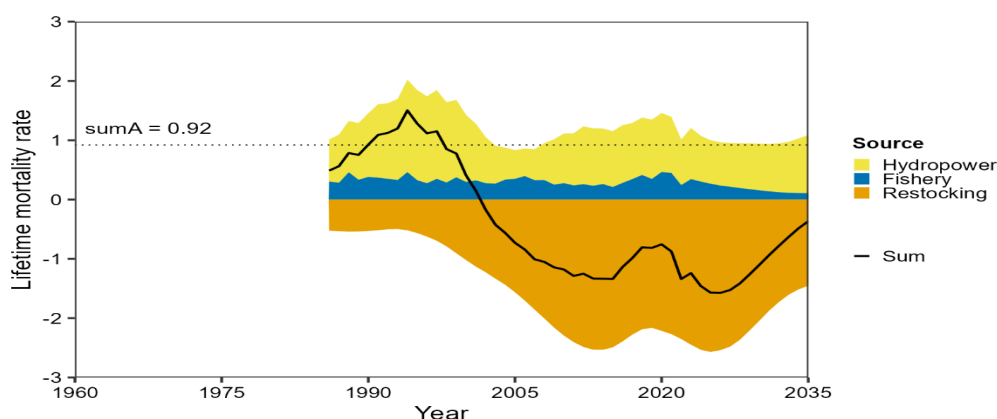


Figur C19: Tidstrend för destinationen för blankål som produceras i inlandsvatten, uttryckt i procent av den totala produktionen. Här visas utvandringen från Trap & Transport-utsättningar separat från den "naturliga" utvandringen. Referenslinjen "40 % survival" representerar den minsta överlevnad som anses nödvändig för beståndets återhämtning ($B_{current} > 40 \% * B_{best}$).

För fisket har landningarna varierat mellan 57 ton (år 2022) och 172 ton (år 1994). Detta är i genomsnitt 25 % av produktionen, med ganska liten variation under åren (Figur C19). Fångsten 2023 var 82 ton. Om fisketrycket fortsätter på samma nivå som 2023, så förväntas landningarna från fisket sedan att minska, främst på grund av att senare års kraftigt minskade utsättningar i Mälaren förväntas ge en lägre produktion av blankål (Figur C6).

För vattenkraften varierade den beräknade effekten mellan 97 ton (2021) och 265 ton (1996), vilket motsvarar cirka 45 % av den totala produktionen (intervall 25 % - 60 %). Den beräknade påverkan 2023 var 115 ton, 41 %. Sedan 2009 har fördelningen av ålutsättningar förändrats, från huvudfokus på Mälaren till huvudfokus på Väneren. Därför förväntas påverkan från vattenkraft förbli hög under de kommande åren.

Rekonstruerade utvandringar av blankål varierade från 57 ton (2021) till 174 ton (2007), i genomsnitt 25 % av den totala produktionen (intervall 10 % - 40 %). Ökningen av utsättningar sedan 2010 och ökningen av naturlig rekrytering sedan 2015 förväntas bidra till en nettoökning av utvandringen från 2024 och framåt, till en topp på 130 ton 2028. Utan bidraget från utsättning varierade den beräknade utvandringen från 75 ton (1986) till endast 6 ton (2021).

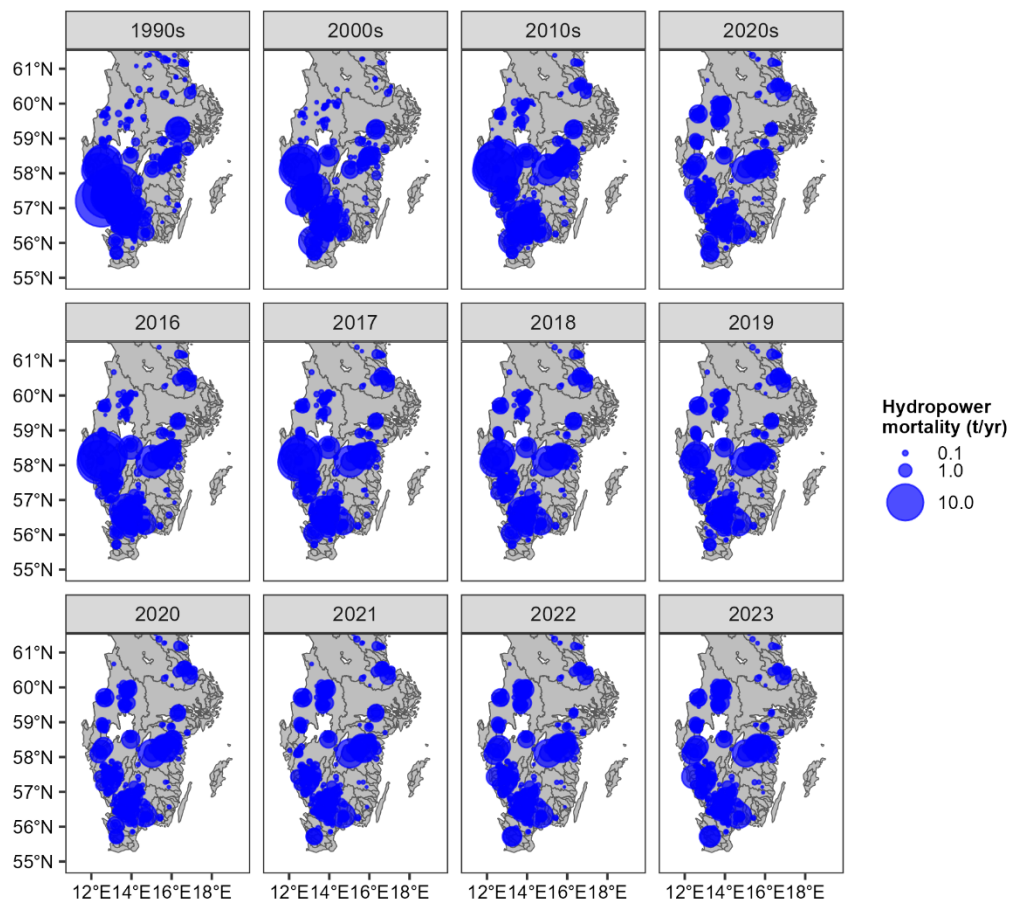


Figur C20: Tidstrend för den uppskattade antropogena dödligheten: fiske, vattenkraft och utsättning. Dödligheten som orsakas av utsättning är negativ, det vill säga utsättning ökar mängden blankål som vandrar ut. Den heldragna linjen representerar summan av alla antropogena åtgärder, inklusive utsättning. Referenslinjens $sumA=0,92$ representerar den gräns för dödlighet under livstiden som anses nödvändig för beståndets återhämtning. Här visas inte den positiva dödlighetseffekten av Trap & Transport-programmet direkt, utan inkluderas istället indirekt genom en minskning av dödligheten i vattenkraftverk.

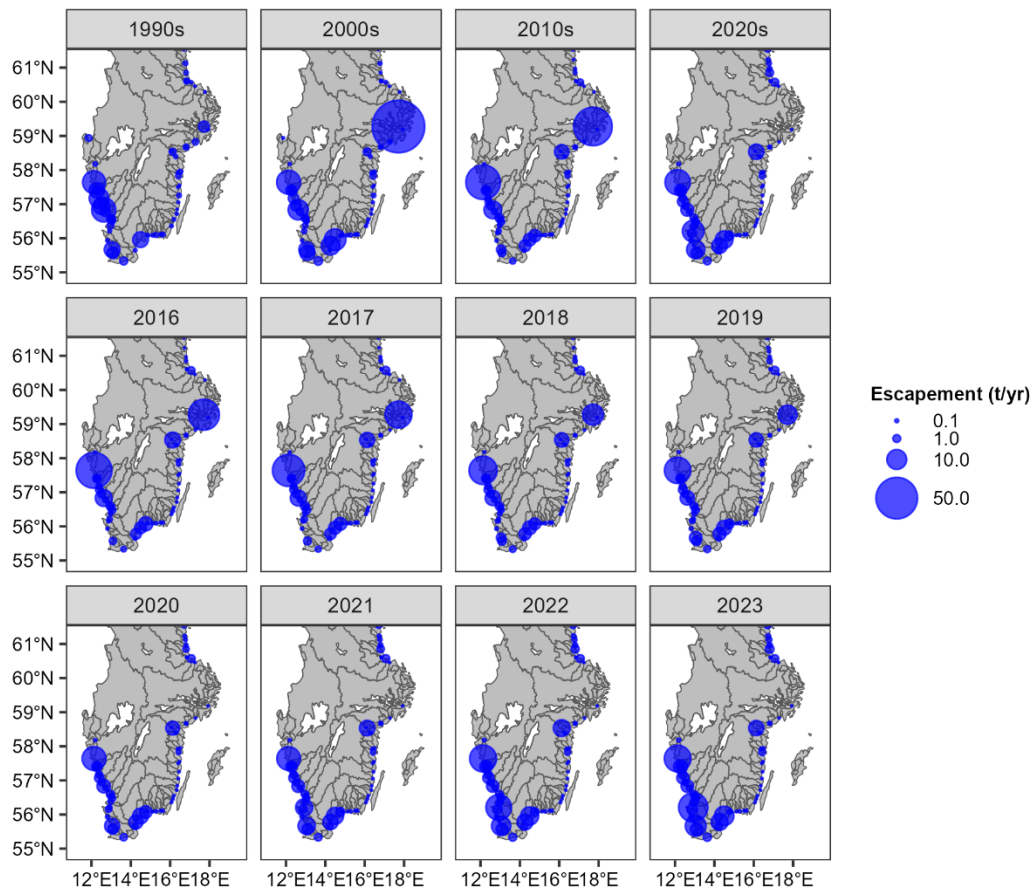
Antropogena effekter i termer av dödlighet kan uttryckas för hela det tillgängliga beståndet (oavsett ursprung, naturlig eller utsatt). Alternativt kan utsättning betraktas som en kompensationsåtgärd, med en tillhörande negativ dödlighet i form av producerad (alltså en produktion av biomassa). Presentationen i Figur C20 tillåter båda tolkningarna. Den dragna linjen representerar summan av fiskedödlighet, vattenkraftsrelaterad dödlighet och utsättning. Utan utsättning representerar summan av fiskedödlighet och vattenkraftsrelaterad dödlighet (ΣA) den uppskattade verkliga antropogena dödligheten i alla delar av beståndet, oavsett om det är naturligt eller utsatt. Vi presenterar båda uppskattningarna här, men med reservation för att utsättning inte bör betraktas som en ersättning för försiktighetsåtgärder (Dekker 2019).

Med hänsyn tagen till effekterna av utsättning har den totala uppskattningen varierat från +1,50 (1994) till -1,34 (2015); värdet för 2023 uppskattas till -1,24. Observera att negativa dödlighetstal indikerar en situation där effekten av kompensationsåtgärder överstiger effekterna av skadlig påverkan. Den höga och stigande uppskattningen av kompenationseffekten från utsättning är till största delen en följd av den mycket låga omfattningen av naturlig rekrytering (assisterad eller ej), vilket har lett till en låg biomassa av naturligt rekryterade ålar som påverkats av fiske och/eller vattenkraft.

Med hänsyn till den antropogena dödligheten utan utsättning har den totala antropogena dödligheten varierat mellan 0,85 (2007) och 2,02 (1994), och dödligheten 2023 beräknas till 1,21. Dessa uppskattningar uttrycker den dödlighet som drabbar både de naturliga rekryterna och de utsatta ålarna.



Figur C20: Rumslig fördelning av den uppskattade effekten av vattenkraft per vattenkraftverk, visat som årligt genomsnitt per årtionde (översta raden) och den årliga totalsumman under 2016-2023 (nedre två raderna). För årtiondena före 1990-talet kunde inga uppskattningar göras eftersom det saknades information om landningarna från fisket före 1986.



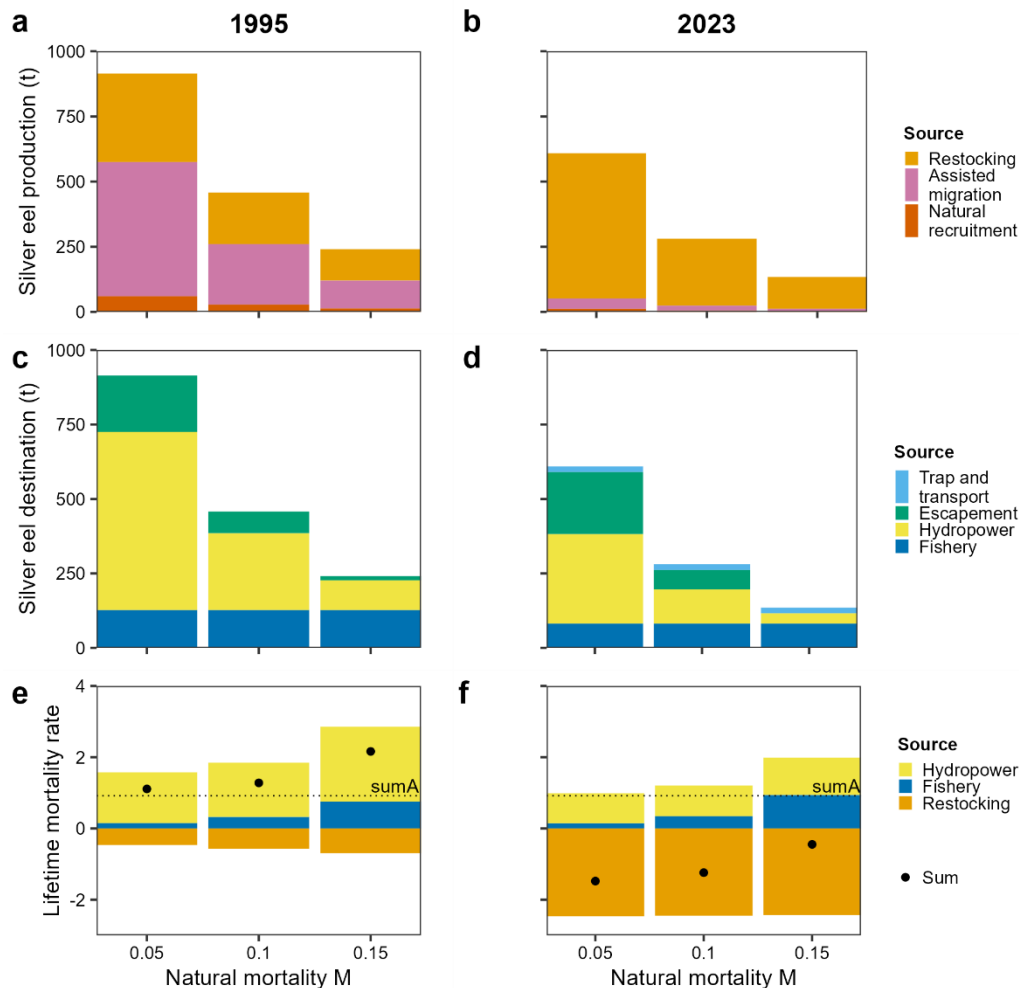
Figur C22: Rumslik fördelning av den uppskattade utvandringen av blankål, visad som årligt genomsnitt per årtionde (översta raden) och som årlig total under 2016-2023 (nedre två raderna). För årtiondena före 1990-talet kunde inga uppskattningar göras eftersom det saknades information om landningarna från fisken före 1986.

Med tanke på enskilda vattendrag/sjöar (Figur C22), noteras att den senaste uppskattningen av nettoutvandringen försvinner i vissa områden - i synnerhet uppskattas nettoutvandringen från Mälaren nu till/under noll. Medan utsättningsarna i Mälaren upphörde nästan helt efter 2009 (med undantag för en enda utsättning 2018 och 2023), förväntas produktionen av blankål minska avsevärt en livstid senare, under 2020-talet. De faktiska landningarna från det kommersiella fisket visar dock inte på någon sådan minskning ännu - och därför får vår uppskattning av nettoutvandringen ett noll/negativt värde. Även om detta tydligt illustrerar gränserna för vår rekonstruktionsmodell för enskilda sjöar/vattendrag, är det också uppenbart att slutet på utsättningen efter 2009 kommer att påverka nettoutvandringen negativt, förr eller senare.

C2.3 Naturlig dödlighet M

Parametervärde

De resultat som hittills har presenterats i denna bilaga bygger på ett antagande om nivån på den naturliga dödligheten, $M=0,10 \text{ år}^{-1}$. I detta avsnitt undersöks hur känsliga resultaten är för detta antagande. Därför gjordes hela analysen om, med antingen ett värde på $M=0,05$ eller $M=0,15$. Vi undersökte hur olika värden på M påverkar uppskattningarna av produktion och destination av blankål, och av den antropogena dödligheten. Resultaten redovisas för två utvalda år (1995 och 2023, Figur C23). År 1995 representerar ett år i mitten av 1990-talet, då både fiskedödligheten och effekterna av vattenkraften var som störst, och 2023 är det senaste året i tidsserien.



Figur C23: Jämförelse av resultat för tre olika värden på naturlig dödlighet, med resultat för 1995 (vänster) och 2023 (höger). Inom varje delplott visar kolumnerna resultat för de tre alternativen $M=0,05$, $M=0,10$ respektive $M=0,15$; jämförelser ska göras inom varje delplott, mellan kolumnerna.

*Översta panelerna (a & b): förväntad produktion av blankål (jämför Figur C16);
Mittenpaneler (c & d): förväntad destination för blankål (jämför Figur C18);
Nedre panelerna (e & f): antropogen dödlighet (jämför Figur C20).*

Beroende på värdet av M kan produktionsuppskattningarna (Figur C23a&b) skilja sig åt med ungefär en faktor tre. De relativa bidragen från naturlig invandring, assisterad invandring och utsättning påverkas dock knappast. I produktionsberäkningarna fungerar M alltså främst som en skalfaktor. Därför påverkas varken de rumsliga eller de tidsmässiga mönstren på något nämnvärt sätt av antagandet om M (oredovisade resultat).

För blankålsens destination (Figur C23c&d) är resultaten helt annorlunda. Fiskeriets landningar återspeglar ju de rapporterade landningarna och påverkas således inte av antagandet om M . Nät produktionen av blankål minskar med ett ökande värde på M , så minskar utvandringen av blankål kraftigt. För $M=0,10 \text{ år}^{-1}$ hamnar den beräknade produktionen för ett fåtal sjöar och år under den registrerade fångsten. Det resulterar i negativa uppskattningar av blankålsutvandringen, vattenkraftsdödligheten och utvandringen till havet. För $M=0,15 \text{ år}^{-1}$ förekommer negativa lokala skattningar i många fall (inklusive Mälaren och Vänern, under många år). På hela beståndsnivån beräknas nästan ingen blankål vandra ut till havet, varken 1995 (13,8 ton) eller 2023 (18,4 ton).

Antagandet om M har en stor effekt på skattningen av fiskedödligheten F (minst en faktor 5), en måttlig effekt på skattningen av vattenkraftsdödligheten H (upp till en faktor 3) och en mycket liten effekt på skattningen av utsättning (uttryckt som en negativ dödlighet, Figur C23e&f). Uppskattningen av den totala antropogena dödligheten ΣA återspeglar känsligheten hos F för M . Den kumulativa effekten av fiske och vattenkraft (1,57 - 2,86 år 1995; 0,99 - 1,99 år 2020) överskrider i samtliga fall den minimala dödlighetsgränsen för ett friskt bestånd ($\Sigma A=0,92$). Den antropogena dödligheten överskrider alltså den gräns som möjliggör en återhämtning, även om uppskattningen av ΣA är känslig för antagandet om M .

De registrerade landningarna sätter i slutänden en övre gräns för antagandena om M , på en nivå som är förvånansvärt låg i jämförelse med konventionella uppskattningar/antaganden. Överlevnaden från unga rekryter till blankål i svenska inlandsvatten verkar vara relativt god. En alternativ förklaring är att den naturliga rekryteringen är mycket högre än vad som uppskattas i Appendix B. Mikrokemisk analys av otoliter har dock bekräftat att naturliga rekryter (inklusive assisterad migration) inte utgör mer än 10 % av fångsten (Clevestam & Wickström 2008).

Ett viktigt resultat i detta avsnitt är att antagandet att $M=0,10 \text{ år}^{-1}$, ger ett avrundat värde som inte motsäger landningsstatistiken och som ligger närmast de mer konventionella, mycket högre antagandena. Den viktigaste slutsatsen är inte kritiskt beroende av det antagna värdet på M , eftersom alla testade värden på M indikerar att nuvarande nivåer av antropogen påverkan (av fiske och vattenkraft) inte tillåter återhämtning av ålbeståndet.

Predation av skarv

Under årens lopp har antalet skarvar som fiskar i inlandsvatten har ökat avsevärt (Lundström, 2024), och det är känt att skarvar äter både ål och andra fiskarter (Strömberg et al. 2012). Det har uttryckts oro över att skarvarnas predation på ål kan motverka skyddsåtgärder och minska fiskares fångster av ål. Det finns inte tillräcklig information om skarvarnas förekomst för att vi ska kunna inkludera skarvpredation i den nuvarande rekonstruktionen under mer än 65 år och alla i inlandsvatten. I den nuvarande rekonstruktionen ingår all predationsdödlighet (och andra naturliga orsaker) i en enda, konstant parameter M för naturlig dödlighet. Frågan är om detta på ett adekvat sätt täcker den (ökande) dödligheten orsakad av skarv.

Denna utvärdering av ålbeståndet baseras på detaljerade uppgifter om de yngsta livsstadierna (naturliga rekryter, assisterad migration och utsättning) och en omvandling från yngel till fullvuxen blankål. Omvandlingen till blankål baseras på en enkel tillväxtmodell och en antagen, konstant naturlig dödlighet på $M=0,10$, som påverkar beståndet under hela dess gulålsfas. För de ålar som beräknas ha dött av naturliga orsaker någon gång under gulålsfasen uppgår den totala biomassan till 125 % - 200 % (beroende på medelstorleken på blankål, 70-90 cm) av den biomassa av blankål som producerats; endast 10 % - 15 % av det ursprungliga antalet ålyngel beräknas överleva till blankålsstadiet. Figur C16 visar att produktionen av blankål har varierat mellan 245 och 715 ton/år. Därför beräknas biomassan av gulål som dör av naturliga orsaker ha varierat mellan 300 och 1430 ton/år.

Enligt Lundström (2024) är antalet häckande skarvar i storleksordningen 75 000 par, varav ca 14 % finns i inlandsvatten. Det dagliga födointaget uppskattas till ca 0,5 kg per individ och dag, året runt. Den totala fiskbiomassan (oavsett art) som äts av skarvar i inlandsvatten kan därför uppskattas till ca 3800 ton. Vi vet inte exakt hur stor del av skarvarnas föda som består av ål. Antalet rester av ålar som hittas i skarvmagar eller spybollar är nästan noll (Boström & Öhman 2014), men av 293 fiskmärken från ålar som släpptes ut i sjön Roxen återfanns 3,8 % senare i skarvkolonin. Otoliter från ål har troligen missats eller fallit sönder vid dietanalysen (Maria Boström, pers. komm.). Det går inte att göra någon kvantitativ uppskattning av skarvarnas konsumtion av ål, men det verkar osannolikt att det rör sig om mer än några få procent av de ca 3800 ton fiskbiomassa som konsumeras.

Kontrasten mellan uppskattningen av den biomassa som konsumeras av skarvar och den mängd ål som dör av naturliga orsaker (300-1430 t/år enligt vår rekonstruktion) antyder att den tillgängliga informationen om skarvpredation inte motsäger våra resultat.

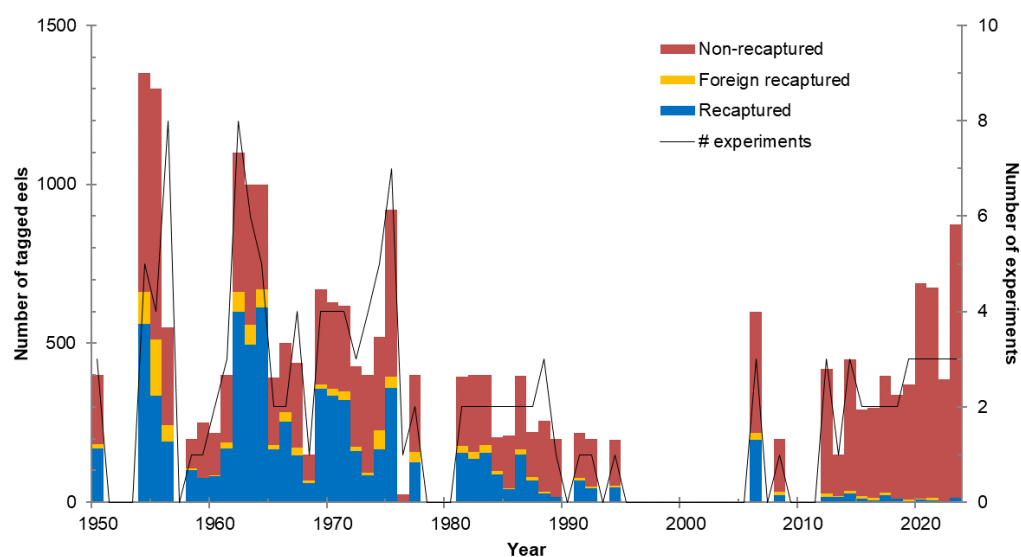
Referenserna för denna bilaga finns med i referenslistan i huvudrapporten, på sidan 49.

Bilaga D: Effekter av fisket på Östersjökusten

Överlevnadsanalys (Survival Analysis) används för att utvärdera det svenska Östersjöfiskets påverkan på utvandringen av blankål. Metoden beskrevs först av Dekker & Sjöberg (2013), då de använde ett halvt sekel av data från märkning och återfångst, fram till år 2008. och metoden har använts i varje treårig utvärdering sedan dess. I den första utvärderingen av den svenska ålförvaltningsplanen (Dekker 2012) extrapolerades resultaten från 2006-2008 fram till 2011, med antagandet att landningar och fiskedödlighet var proportionella. I 2015 års utvärdering användes även uppgifter från det då återinförda märkningsprogrammet (Dekker 2015). Metodiken var i stort oförändrad i 2018 och 2021 års utvärderingar (Dekker et al., 2018; Dekker et al., 2021) förutom att i 2021 års utvärdering betraktade icke-svenska fångster av märkt ål som icke-fångade, för att endast utvärdera påverkan av den svenska delen av ålfisket i Östersjön. I denna bilaga presenteras en uppdatering baserad på data fram till och med 2023.

D.1 Data and metoder

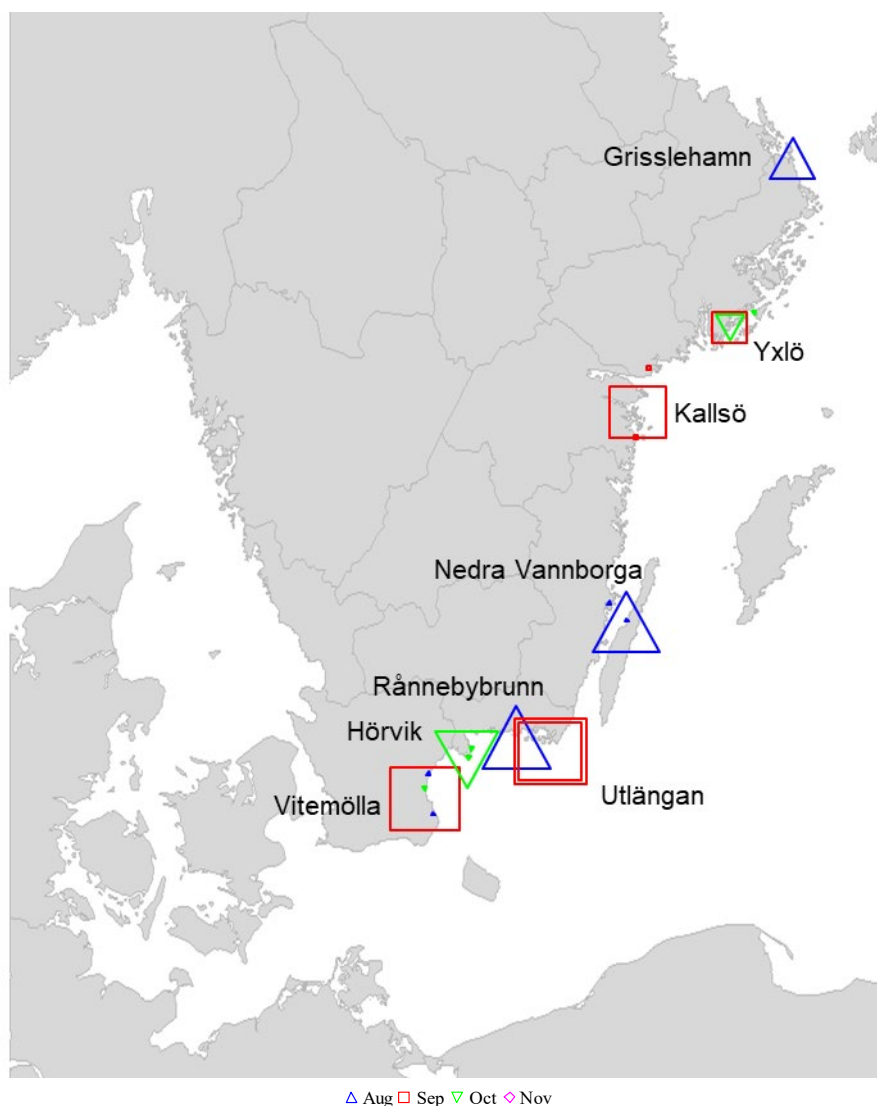
Effekterna av ålfisket på Östersjökusten utvärderas med hjälp av data från svenska ålmärkningsförsök. Antalet märkningsförsök per år har varierat, med 2 till 3 märkningar de senaste åren (Figur D1). I varje försök märks vanligtvis 150-300 individer, som är i eller nära blankålstadiet (per försök). Märkningen görs med externa märken, silverplattor fram till 1968, och Carlin-märken sedan 1967 (Dekker & Sjöberg, 2013), och ålen släpps tillbaka i Östersjön. Fiskare som fångar märkta ålar belönas när de skickar in märkena med uppgift om fångstplatsen, och uppmuntras av en ekonomisk belöning. Figur D2 ger en rumslig översikt över de experiment med märkning av ål som har utförts sedan den senaste treåriga utvärderingen av ål.



Figur D1: Antal märkningsförsök med ål som utförts över tid (linje) och deras årliga antal märkta ålar (staplar). Det årliga antalet märkta ålar är uppdelat i ålar återfångade av det svenska ålfisket (blå), ålar återfångade av utländska fisken (orange) och icke återfångade ålar (röd).

I den första utvärderingen listades fyra olika modeller av ökande komplexitet för att uppskatta överlevnads- och riskfunktioner (Dekker & Sjöberg, 2013). Här använde vi en av dem, Cox proportionella riskmodell utan tidsberoende kovariater.

Tidigare har även utländska återfångster av märkta ålar inkluderats i överlevnadsanalysen. Syftet med denna utvärdering är dock att utvärdera effekterna av det svenska ålfisket på Östersjökusten. Därför uteslöts märkta ålar återfångade utanför svenskt vatten, och de listas separat och behandlas som om de inte hade fångats.



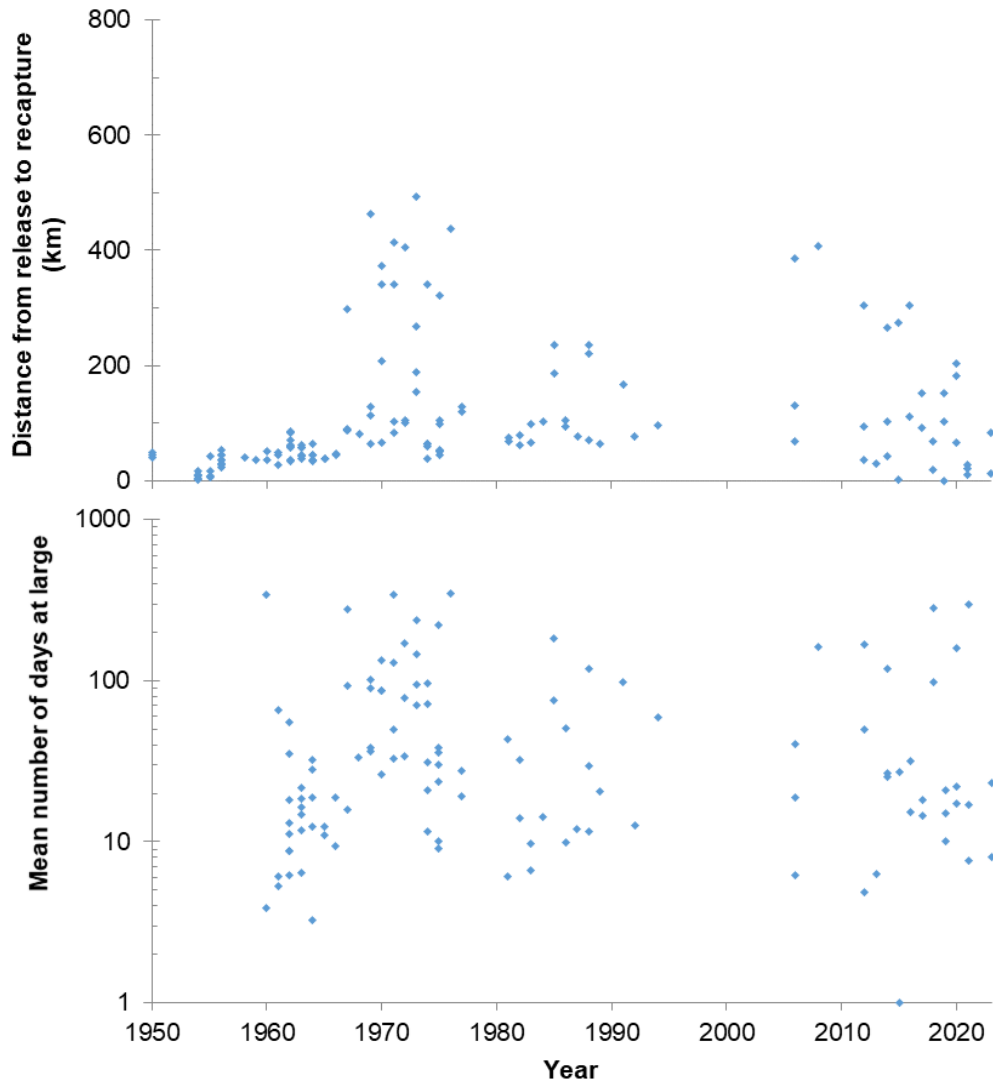
Figur D2: Platser för märkningsexperiment med ål under åren 2021-2023. Storleken på de större symbolerna är proportionell mot antalet ålar som har släppts ut. De små prickarna representerar återfångster av enskilda ålar. Färgen anger månaden då den märkta ålen släpptes ut.

D.2 Resultat

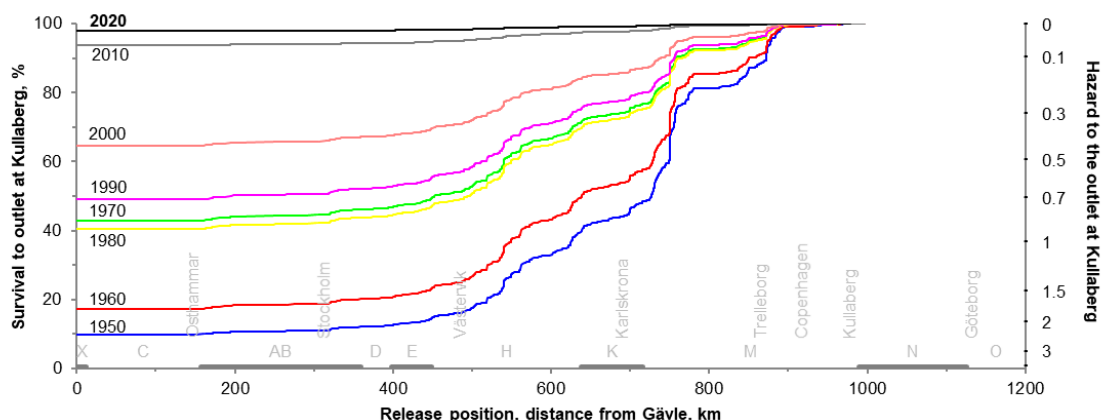
Under de senaste åren har andelen märkt ål som har återfångats varit mycket lägre än under åren före 2008 (Figur D.1). Under 2020-2024 utfördes 12 märkningsexperiment, och under samma period var den genomsnittliga återfångsten 1,1 % i det svenska ålfisket, och ytterligare 0,5 % i det danska ålfisket. Under 2000-2009 utfördes bara 4 märkningsförsök, men i genomsnitt 27,5 % återfångst i det svenska ålfisket och ytterligare 3,9 % i det danska ålfisket. Medelavståndet från märkningsplats fram till återfångst ökade fram till 1970-talet,

för att därefter minska fram till 1990-talet, och återigen minska efter år 2000-talet (Figur D3). Genomsnittligt antal dagar i havet verkar följa ungefär samma trend, förutom att ingen ökande trend kan observeras efter 2000 (Figur D3).

Figur D4 och Figur D5 visar resultaten av överlevnadsanalysen. Varje figur visar resultaten per årtionde, där det senaste årtiondet (2020-talet) endast består av tre års data.



Figur D3: Genomsnittlig tillryggalagd sträcka (överst) och genomsnittligt antal dagar i havet (nederst) mellan märkning och återfångst, visat för varje märkningsexperiment (år på x-axeln avser år för experimentet). Återfångster utanför Sveriges EEZ har utelämnats. Notera den logaritmiska y-axeln i den nedre grafen.

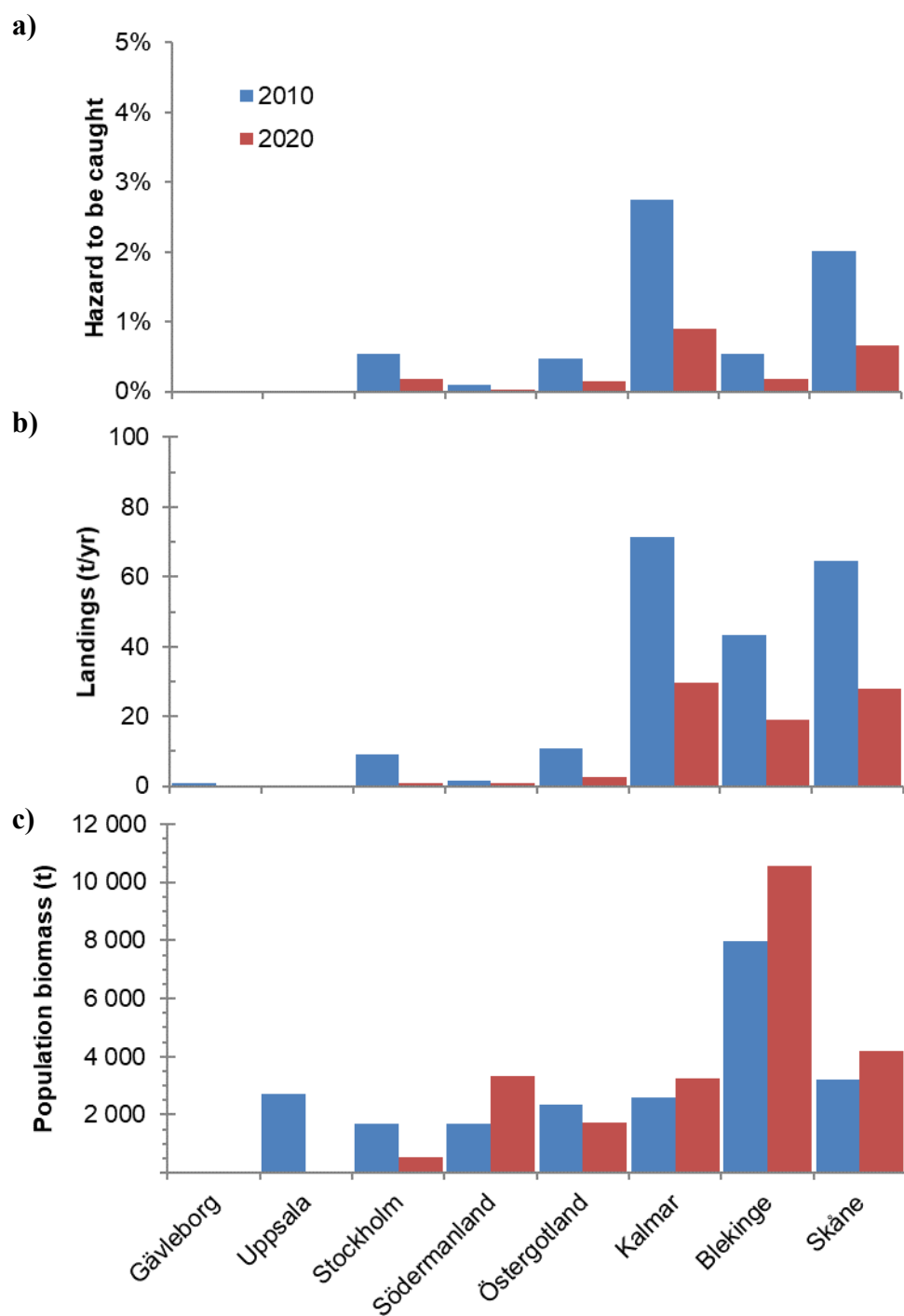


Figur D4: Överlevnad och risk över avstånd längs den svenska kusten, per årtionde, enligt Cox proportionella riskmodell. Den vänstra y-axeln visar den beräknade nettoöverlevnaden från en given position längs den svenska kusten upp till Östersjöns utlopp vid Kullaberg, den högra y-axeln visar den tillhörande ackumulerade risken under detta intervall.

Uppskattningar av överlevnads- och riskkurvor visas i Figur D4. Under årtiondena har risken för att en märkt ål ska återfångas i ålfisket på Östersjökusten minskat avsevärt, och minskningen fortsatte under 2020-talet. Den genomsnittliga risken för fångst (dvs. fiskedödlighet) uppskattades till endast 0,009 under 2010-talet, och till endast 0,003 under 2020-talet. Som jämförelse kan nämnas att den genomsnittliga fångstrisken under år 2000 fortfarande var 0,055.

Uppskattningar av fångstrisken för märkta ålar har också minskat inom enskilda län (Figur D5a). Även länsspecifika landningar av ål var lägre under 2020-talet än under 2010-talet (Figur D5).

Länsspecifik beståndsbiomassa av blankål uppskattades genom att dividera länsspecifika landningar (Figur D5b) med länsspecifik risk (Figur D5a). Beståndsbiomassan ökade generellt mellan de jämförda tidsperioderna (Figur D5c). För Blekinge län var uppskattad biomassa av blankål högre än i de andra länen. Det kan härledas till en mycket låg uppskattad risk (Figur D5a), beroende på den mycket låga återfångstfrekvensen i Blekinge. Det är oklart om den låga återfångstfrekvensen visar på en verklig underliggande trend eller om den beror på slumpmässig frånvaro av märkt ål i fångsten, på den tidsmässiga obalansen mellan utsättningar och kommersiellt fiske eller på grund av att återfångad ål inte rapporteras.



Figur D5: Årlig risk (a), landningar (b) och uppskattad biomassa (c) av blankål längs den svenska Östersjökusten, per län/region, för de två senaste årtiondena (2010-talet, blått; 2020-talet, rött). Eftersom fångster och risker i Gävleborg i praktiken var noll, görs ingen uppskattning där.

D.3 Diskussion

Överlevnadsanalysen indikerar en positiv trend för blankålen status längs den svenska Östersjökusten. Överlevnads- och riskkurvorna speglar ett kraftigt minskat kommersiellt fisketryck på blankål (Figur D4), och blankålsbeståndets biomassa uppskattas vara högre på 2020-talet jämfört med på 2010-talet.

Antalet dagar i havet för märkt ål har varit likartat under årtiondena (Figur D3). Detta mått påverkas av längden på den tillåtna fiskesäsongen. Återfångster kan endast ske mellan säsongens början och slut, och begränsningar i säsongens längd ger sannolikt till en lägre genomsnittlig tid i havet. Ål som annars skulle ha fångats under den nu stängda säsongen kan nu framgångsrikt vandra ut ur Östersjön. Om säsongen skulle förkortas ytterligare, så skulle det genomsnittliga antalet dagar i havet sannolikt minska i motsvarande grad. Ett minskat antal dagar i havet under en kortare fiskesäsong innebär alltså inte att fisketrycket har ökat.

Anledningen till att fångstrisken bedöms ha minskat är att återfångstfrekvensen för märkta blankålar har minskat avsevärt. Detta väcker frågan om återfångstfrekvensen verkligen har minskat, eller om det är sannolikheten för att återfångsterna rapporteras som har minskat? Nedgången i landningar av blankål, tillsammans med avsaknad av konstiga mönster i tid i havet eller avstånd från märkningsplatsen, stödjer förklaringen att återfångstfrekvensen verkligen har minskat.

Den nuvarande låga återfångstprocenten av märkt blankål (4,4 % under 2010-talet, 1,1 % hittills under 2020-talet) indikerar att det svenska kommersiella fiskets påverkan på blankål i Östersjön är lägre än tidigare, vilket bidrar till blankålen utvandring och beståndets återhämtning. Det innebär dock också överlevnadsanalysen baserad på yrkesfiskets fångster blir alltmer osäker. Istället behövs ett fiskeoberoende övervakningsprogram för att på ett tillförlitligt sätt övervaka utvecklingen av blankålsbeståndets status längs Östersjökusten.

Vår uppskattning av den antropogena dödligheten gäller blankålen på längs den svenska Östersjökusten, inte den tidigare delen av livet när de som gulålar kan ha vuxit upp i andra Östersjöländer. Därför kan denna utvärdering inte uppskatta den antropogena dödligheten för ål i detta område under hela dess livstid, utan endast dödlighetskomponenten i det svenska fisket vid Östersjökusten.

Utsättning av ål på Östersjökusten har beskrivits i Appendix A ovan.

Referenserna till denna bilaga finns i referenslistan i huvudrapporten på sidan 49.