



Aqua reports 2016:11

## **Utvärdering av den svenska ålförvaltningen**

Willem Dekker, Håkan Wickström & Niklas B. Sjöberg



Sveriges lantbruksuniversitet  
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

## Utvärdering av den svenska ålförvaltningen

Willem Dekker, Håkan Wickström & Niklas B. Sjöberg

Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser,  
Sötvattenslaboratoriet, Stångholmsvägen 2, 178 93 Drottningholm

juni 2016

Aqua reports 2016:11  
ISBN: 978-91-576-9418-8 (elektronisk version)

E-post till ansvarig författare:  
willem.dekker@slu.se

Rapportens innehåll har granskats av:  
Ann-Britt Florin, institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet

Vid citering uppge:  
Dekker, W., Wickström, H. & Sjöberg, N.B. (2016). Utvärdering av den svenska ålförvaltningen. Aqua reports 2016:11. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm Lysekil Öregrund. 95 + 13 s.

Nyckelord:  
ål, förvaltning, utvärdering

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

Chefredaktör:  
Magnus Appelberg, prefekt, institutionen för akvatiska resurser, Öregrund

Uppdragsgivare & finansier:  
Havs- och vattenmyndigheten (Dnr. 734-15)

Framsida: Bollamöllan vid Rönne å. Foto: Mats Lindén.  
Baksida: Ålyngel. Foto: Mats Lindén.

## Sammanfattning och utvärdering

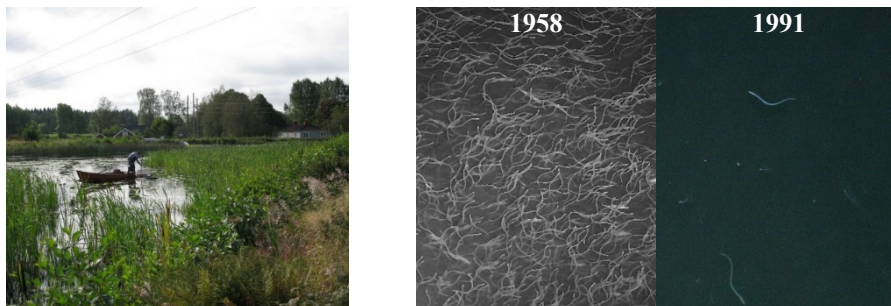
Europas ålbestånd har minskat kraftigt. Trots att tillbakagången har noterats sedan decennier har det tagit mycket lång tid innan effektiva åtgärder vidtagits. Rapporter om en nedgående trend kom redan år 1968 och sedan 1980 har antalet nyrekryterade ålar som når Europa årligen minskat med hela 15 % i genomsnitt. Detta är en indikation på att reproduktionen i västra Atlanten (söder om Bermuda) kan ha försämrats. Ändå har inte en skydds- och återhämningsplan för den europeiska ålen upprättats förrän år 2007.



Det traditionella ålfisket bedrivs småskaligt med relativt enkla redskap, i sjöar, vattendrag och längs med kusten. Fisket påverkas av vad som händer i närområdet, så som lokala utsläpp och vandringshinder i form av exempelvis vattenkraft. Samtidigt med de lokala, småskaliga perspektiven så utgör ålen enskilt det mest utbredda fiskbeståndet i Europa. Ålen är den enda fisk som förekommer i alla EU:s medlemsstater, ger sysselsättning för fler människor än något annat fiskebestånd och som länkar samman helt olika livsmiljöer, från öppna hav, kustområden, stora sjöar och floder till små sjöar och de minsta bäckar.

All ål (förutom havså, *Conger*) i Europa och angränsande områden tillhör samma art och även ett och samma bestånd. Även om livsmiljöerna är vitt skilda med tusentals floder och miljontals sjöar och mindre vattendrag så är det samma bestånd man fiskar på och det är samma bestånd som utsätts för all slags lokal påverkan. Nedgången av ålbeståndet är en gemensam angelägenhet för alla länder i Europa. Men, vi vet inte om ål från alla delar av Europa verkligen bidrar till reproduktionen i Atlanten i närheten av Bermuda. Kanske är en del av utbredningsområdet viktigare och resten är mera en slags diaspora? Oavsett medför försiktighetsansatsen att ålen skall ges tillräckligt skydd varhelst den förekommer, över hela kontinenten och i varje enskilt land.

Kontrasten mellan det lokala småskaliga fisket och ålens kontinentala utbredning har gjort att det tagit långt tid att skapa en ansvarsfull förvaltning och att inrätta en adekvat skyddsplan. Enskilda fiskare och regeringar har noterat den pågående nedgången, men inte haft överblick över ålens situation i Europa. På egen hand har ingen av dem haft någon möjlighet att vända trenden. Skydd och ansvarsfull hantering av ålen kräver en gemensam europeisk strategi. Strategin måste införas i ett mycket stort antal mindre områden över hela kontinenten.



År 2007 antog den Europeiska unionen en förordning om åtgärder för återhämtning av ålbeståndet i Europa. Sverige har spelat en aktiv roll i utvecklingen av denna så kallade Ålförordning. EU:s strategi har varit att fastställa ett gemensamt mål för alla länder och att enhetliga och kvantifierbara verktyg skall utformas för att nå dessa mål. Varje land har ansvar för sina lokala problem och ska göra egna nationella bedömningar. Man ska också kontakta sina grannländer om det behövs. Genom att kombinera en gemensam ambition och ett gemensamt riktmärke med lokalt anpassade åtgärder, inklusive utvärderingar, har Ålförordningen slutligen kunna bryta en lång serie av misslyckanden inom ålförvaltningen.

Det långsiktiga syftet med EU:s Ålförordning är "skydd och hållbart nyttjande av det europeiska ålbeståndet". För detta har ett mål för återställandet av beståndet formulerats: "Syftet [är] ... att minska den antropogena mortaliteten [till en viss nivå, som anses hållbar]". En lägre dödlighet kommer således att öka antalet ålar som vandrar mot reproduktionsområdet i Atlanten. I enlighet med Ålförordningen är medlemsstaterna skyldiga att förverkliga sina nationella förvaltningsplaner för ål från år 2009. Sverige lämnade in sin plan år 2008 och arbetet med att genomföra planen pågår. Som i andra länder är den svenska ålproblematiken och därmed också planen komplex.

Den svenska Ålförvaltningsplanen anger som ett allmänt mål att skydda Sveriges andel av beståndet så att det når en nivå som "vänder utvecklingen

från minskande till ökande ålrekrytering”. Sedan 2009 har fiskebegränsningar genomförts, och fler ålyngel har transporterats hit från Atlantkusten för att stärka våra bestånd genom utsättning i svenska vatten. Även några ytterligare åtgärder av mindre kvantitativ betydelse för ålbeståndet har vidtagits.

I samband med 2015 års regleringsbrev har Havs- och vattenmyndigheten (HaV) tilldelats ett regeringsuppdrag att analysera behovet av och vid behov föreslå revidering av Ålförvaltningsplanen. HaV har, i sin tur, beställt från SLU Aqua att rapportera om det aktuella läget och att bidra till utvärderingen. Denna "Aqua reports" presenterar den tillgängliga informationen, sammanfattar tidigare nationell och internationell rapportering samt utvärderar resultaten.



Fisket på den svenska västkusten stängdes helt under våren 2012. Det kommer dock att ta många år till att beståndet återhämtat sig från det tidigare överfisket. Eftersom det inte finns något program för uppföljning och övervakning är status för återhämtningen på västkusten oklar. Förmodligen är bidraget till lekbeståndet fortfarande mycket litet (2012 års uppskattning var 12 ton, för 2015 är det okänt). Sedan genomförandet av den svenska förvaltningsplanen 2009 har utsättningarna ökat på västkusten i form av ålyngel som importerats från England och Frankrike. Men dessa utsättningar kommer inte att bidra till lekflykten förrän många år senare och kvantiteterna är mycket små i jämförelse med det naturliga beståndet (samma utlåtande, dvs. relativt små mängder i förhållande till det naturliga beståndet, gäller även de utsättningar som görs på Östersjökusten, något som diskuteras längre fram).

På Östersjökusten är fisket riktat efter ål som vandrar mot lekplatsen i Atlanten. Dessa blankålar kan ha vuxit upp var som helst i Östersjöområdet, i andra länder, i sötvatten, längs kusten eller i skärgårdarna. Bidraget från Östersjön som helhet är stort (2012 års uppskattning var 3 770 ton vilket är en tredjedel av vad som rapporterades från Europa totalt). Det svenska kustfisket tar bara några få procent av dessa vandringsålar men mycket kan ha hänt innan dessa ålar blev fångstbara i svenska fisket. Många faktorer påverkar ålen i hela Östersjöområdet och dessa faktorer är inte väl kända.

Inom ramen för HELCOM Baltic Sea Action Plan är Sverige ledande land för en gemensam förvaltning av ålen sedan 2009. En inventering av tillgänglig information samt en plan för forskningssamarbete har tagits fram, men ingen samordning har kommit till stånd.

Situationen i inlandsvattnen är mer komplex än den på kusten. Vandringshinder i åar och älvar blockerar invandringen av ålyngel från havet. Fångst och uppsamling av invandrande ålyngel, som sedan flyttas uppströms, är något som praktiserats i vårt land i mer än ett sekel. Mängden uppsamlade ålyngel har minskat till låga nivåer i takt med den minskade rekryteringen. Sedan 1990 har de ersatts av ålyngel importerade från England och Frankrike. Fisket fångar ungefär en tredjedel av produktionen och fyrtio procent dör av vattenkraftsrelaterade orsaker. Något över en fjärdedel vandrar ner till havet (2014: nästan 100 ton). Som en kompensation för den vattenkraftsrelaterade dödligheten, så har ålar fångats för att sedan transporterats ner mot havet, och kompensatoriska utsättningar har gjorts direkt i havet på västkusten. Nettoeffekten av dagens ålfiskevårdsåtgärder är att utvandringen av blankål för lek, så kallade lekflyktingar, faktiskt minskat med ungefär tio procent sedan den svenska Ålförvaltningsplanen började gälla. Det är till stor del en konsekvens av vad som hände under tidigt 2000-tal (mindre import och utsättning av ålyngel från utlandet), och inte av dagens åtgärder. Dagens skyddsnivå för ålen i sötvatten är dock långt under målen i EU:s Ålförordning, och det gäller även i förhållande till målen i vår nationella Ålförvaltningsplan. Utan utsättning av ålyngel skulle det knappast finnas någon ål i våra sjöar och vattendrag, utan ett fiske skulle det inte finnas någon ål för nedtransport med lastbil förbi kraftverk (s.k. Trap & transport) och utan vattenkraften ingen ekonomisk bas för åtgärder, något av en Moment 22 situation.



Det är svårt att ange om Sverige som helhet för närvarande uppfyller kraven i Ålförordningen, och har uppnått målen i sin Ålförvaltningsplan. Det skulle kräva att vi lägger till aktuella uppskattningar av blankålsproduktionen från västkusten (okänd), till det som kommer från sötvatten (komplext) och från Östersjöskusten (ofullständigt). Uppenbarligen är nuvarande skyddsnivå

maximal på västkusten, långt därifrån i sötvatten och ofullständig längs med Östersjöns kuster. Trots att den föreskrivna långsiktiga, landsomfattande skyddsnivån kan ha uppnåtts så är bidraget på kort sikt försumbart, då antalet blankålar som lämnar vårt territorium knappt hunnit förändrats sedan genomförandet av Ålförvaltningsplanen.

Slutligen beskriver vi det övergripande skyddet av ålbeståndet i Europa och hur sannolikheten är att nedgången har stoppats eller vänts till att öka. De första skyddsåtgärderna enligt Ålförordningen genomfördes under 2009. För de flesta skyddsåtgärder och i många områden (t.ex. den svenska västkusten) kommer det att ta många år innan man kan förvänta sig större effekt på produktionen av lekvandrande ålar. Men det finns åtgärder direkt kopplade till lekflykten, som kan få effekt redan ett par år efter införandet. Skyddsåtgärder som sattes in hösten 2009 kan följaktligen ha resulterat i en ökad rekrytering våren 2012. Även om det var ett begränsat antal sådana omedelbara åtgärder som gjordes 2009 i Europa, visade 2012 års rekrytering på en oväntat stor ökning i hela Europa. Denna upprepades under 2013 och 2014, men inte 2015. Om den oväntade ökningen faktiskt var relaterad till de åtgärder som gjorts (över hela kontinenten eller mer specifikt i något område), eller härrör från helt okända yttre omständigheter, det återstår att se.

Den internationella utvärdering som gjordes under 2012 indikerade att den minsta möjliga skyddsnivån, i enlighet med Ålförordningen, inte hade uppnåtts i så många länder och områden. Flera länder hade en ofullständig eller ingen rapportering alls och rapporterade ländernas genomsnittliga uppnådda skyddsnivå var för låg. Oavsett den nivå Sverige nått, så är en återhämtning av beståndet som helhet högst osannolik utan en effektivt samordnad insats för att skydda ålen över hela Östersjöområdet och i hela Europa.



## Executive summary and evaluation

All over Europe, the population of the eel is in severe decline. Though the downward trends have been noted through the decades, it has taken extremely long time before effective mitigating measures were taken. Downward trends were already reported as early as 1968. In 1980, a steep decline in the number of youngest eels commenced – their abundance diminishing by 15% per year on average. This is seen as an indication that the reproduction in the far Atlantic Ocean (south of Bermuda) might be impaired. Yet, the European eel protection and recovery plan was established only by 2007.



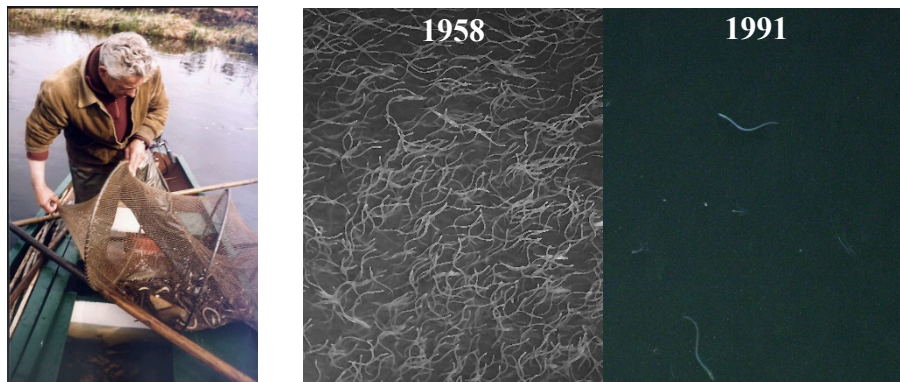
Traditional eel fisheries are small scale fisheries: under local management; run by individual fishers; using mostly hand-operated, small-scaled fishing gear; in lakes and streams and along the coast; often under the influence of many local impacts, such as hydropower stations building obstacles in the rivers, and local pollution. Yet, the eel stock is the most wide-spread single fish stock in Europe; is the only fish that occurs in all EU Member States; is providing employment to more people than any other single fish stock does; and is linking habitats as divergent as the open ocean, high seas and sheltered coasts, large lakes and small ponds, main rivers and smallest streams.

All eels in Europe and adjacent areas (but not the conger eel) belong to the same species, even to one and the same stock. Though the habitats of the eel are fragmented over thousands of rivers and millions of lakes and streams, all fishers exploit the same stock, all local impacts affect the same population, and all countries face the same decline. We do not know, whether eels from all over Europe make a chance to contribute to the reproduction in the open ocean near Bermuda, or just a part of the distribution area is essential and the rest is mere diaspora. In any case, the precautionous approach is to provide the eel adequate protection wherever it occurs, all over the continent, in each and every country.

It is the contrast in scales between the local small-scale fishery versus the continent-wide distribution that has hampered responsible management, and that has delayed the development of an adequate protection plan for so long. Individual fishers and governments have noticed the on-going decline, but



none of them had an overview over Europe – and on their own, none of them had any opportunity to reverse the trend. Protection and responsible management of the eel requires a European approach, implemented in a myriad of areas all over the continent.



In 2007, the European Union adopted a Regulation establishing measures for the recovery of the eel. Sweden has played an active role in the development of this so-called Eel Regulation. The approach of this Regulation is to set a common objective for all countries, and a uniform quantified target – but to leave the details of the assessment and implementation to each country individually, to leave it up to the countries to deal with the local complexity, and to coordinate with their neighbours where required. Combining a common ambition and benchmark with locally adapted action and evaluation, the Eel Regulation finally made a break with the long history of failing management for the eel.

The long-term objective of the Eel Regulation is “the protection and sustainable use of the stock of European eel“. To this end, a restoration target has been formulated: “The objective [is] ... to reduce anthropogenic mortalities [to a specified level, which is considered sustainable]”. A lower mortality will increase the number of adult eels escaping from our waters towards their far-out spawning place in the Ocean. The Regulation obliged Member States to implement a national Eel Management Plan by 2009. Sweden submitted its plan in 2008. The situation in Sweden and the details of the Swedish Eel Management Plan are as complex as those in all other countries.

The Swedish Eel Management Plan sets a general objective to protect its part of the stock to a level at which the decline “is stopped or turned into an increase”. Since 2009, fishing restrictions have been implemented, more young eels from the Atlantic coasts of Europe have been transported to

Swedish waters, and some additional measures of smaller quantitative importance for the eel stock have been taken.

In 2015, the Swedish government has requested the Agency for Marine and Water Management (Havs- och vattenmyndigheten) to evaluate the national Eel Management Plan. The Agency, in turn, has asked SLU Aqua to report on the current status and to contribute to the evaluation. This 'Aqua reports' presents the available information, summarises earlier national and international reporting, and evaluates the achievements.

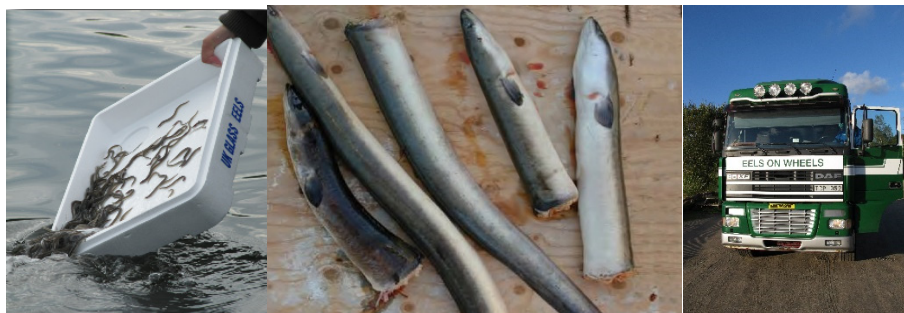


On the Swedish west coast, the fishery has been closed completely in spring 2012. Many years will be required to recover from the earlier overfishing. In the absence of follow-up monitoring, we do not know how far this recovery has come. Presumably, the contribution to the spawning stock is still extremely small (2012 estimate: 12 t; 2015: unknown). Since the implementation of the Swedish Eel Management Plan in 2009, more young eels imported from England and France have been released on the west coast, but those eels will contribute to the production only many years later, and the quantities are very small in comparison to the natural stock (the same statement - relatively small numbers - applies to restocking on the Baltic coast, discussed below).

On the Baltic coasts, the fishery is targeting eels on their way towards the spawning place in the ocean. These eels may have grown up anywhere in the Baltic area, in any of the countries, in inland waters or along the coast, anywhere. For the Baltic as a whole, this is a huge amount of eel (2012 estimate: 3770 t, one-third of the European reported total). The Swedish coastal fishery takes only a few percent, but the impact of this fishery comes on top of what happened before, elsewhere in the Baltic area, and that is not well-known. Within the framework of the HELCOM Baltic Sea Action Plan, Sweden is the leader country for joint management of the eel since 2009. An inventory of available information and a plan for cooperative research have been written, but no coordinated action has been achieved.

The situation in inland waters is more complex than on the coasts. Barriers in rivers block the immigration of young eels from the sea. Trapping of the

incoming youngsters and transporting them over the barriers has been practised for over a century, but the numbers caught in the traps have declined to an absolute minimum. Imported young eels from England or France have been used as a replacement since around 1990. The fisheries catch about one-third of the production, hydropower-related mortality kills forty percent, and just over a quarter escapes towards the sea (2014: nearly 100 t). As a compensation for the hydropower-related mortality, eel has been trapped & transported towards the sea, and compensatory restocking of young eel have been made on the west coast. The net effect of past and current management actions in inland waters is that the amount of eels escaping is actually going down since the implementation of Eel Management Plan, by about ten percent. That is largely the consequence of what happened in the early 2000s (smaller imports of young eels from abroad), not of today's actions. Today's protection level, however, is far below the targets of the Eel Regulation, as well as those of the national Eel Management Plan. However, without the restocking, there would hardly be an inland stock; without the fishery, there would be no trapping for transporting; and without the hydropower, there would be no financial basis – a real catch-22 situation.



All in all, it is difficult to indicate whether Sweden as a whole currently fulfils the requirements of the Eel Regulation, and has achieved the targets of its Eel Management Plan. That would require that we add up current estimates of spawner production from the west coast (unknown), to that from inland waters (complex) and the Baltic coast (incomplete). Evidently, current protection at the west coast is maximal; is far below the targets in inland waters; and is incomplete along the Baltic coasts. Even though the required long-term, country-wide protection level might have been achieved, the short-term contribution to the recovery is negligibly small. Since the implementation of Eel Management Plan, the escapement of silver eel from our territory has hardly changed.

Finally, we consider the overall protection of the European stock, and the likelihood that the decline has stopped or turned into an increase. The first protective actions under the Eel Regulation were implemented in 2009. For most protective actions in many areas (e.g. the Swedish west coast), it will take a considerable number of years before any effect on the spawner production can be expected. Actions affecting the fully grown eel, however, can lead to results only two years later: protective actions affecting the spawner migration in fall 2009 could be expected to give first results in spring 2012. Even though there was only a limited amount of immediate protection for the 2009 spawners across Europe, the 2012 young eel recruitment all over Europe did show an unprecedented increase, which was repeated in 2013 and 2014, but not in 2015. Whether that unexpected rise was actually related to protective actions (all over the continent or anywhere in particular), or reflected unknown external effects, remains to be seen.

However, the international post-evaluation in 2012 indicated that the minimal protection level of the Eel Regulation has not been achieved in many countries and areas; that many countries did report incompletely or not at all; that the average protection level in the reporting countries is falling short. Whatever the protection level achieved in Sweden, the recovery of the stock is highly unlikely without a more effectively coordinated effort to protect the eel all over the Baltic area and all over Europe.



# Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>Introduktion</b>	<b>1</b>
1.1	Ålens biologi	2
1.2	Mänsklig påverkan på ålen	3
<b>2</b>	<b>Den europeiska ålens beståndsstatus</b>	<b>4</b>
2.1	Rekryteringsserier	4
2.2	Landningsserier	5
2.3	Rumslig fördelning	6
2.4	Interaktioner mellan förvaltningsområden	8
	2.4.1 Fiske och utsättning av glasål	8
	2.4.2 Gränsöverskridande avrinningsområden	10
	2.4.3 Interaktioner i kustområden	10
2.5	Mål och långsiktiga gränsvärden	11
	2.5.1 Förvaltningsramar	11
	2.5.2 Samband mellan biomassa och rekrytering	12
	2.5.3 Biomassa kontra dödlighet	13
2.6	Kortfristiga gränsvärden/målsättningar och rådgivning	13
	2.6.1 Utvecklingen av rådgivningen för ål	13
	2.6.2 Återuppbyggandet av beståndet	14
<b>3</b>	<b>Västkusten</b>	<b>16</b>
3.1	Status	16
	3.1.1 Rekryteringsserier	16
	3.1.2 Landningar	18
	3.1.3 Provfiskeserier	18
	3.1.4 Indikatorer för beståndsstatus	19
3.2	Interaktioner mellan västkust, inland och Östersjön	19
3.3	Syften och mål på västkusten	19
3.4	Förvaltningsåtgärder och dess effekter	19
3.5	Scenarier	20
3.6	Övervakning	20
3.7	Rekommendationer	20
<b>4</b>	<b>Inlandsvatten</b>	<b>21</b>
4.1	Status för bestånden i inlandsvatten	21
	4.1.1 Naturlig rekrytering och utsättningar	21
	4.1.2 Landningsserier	23
	4.1.3 Antropogena dödligheter	23
4.2	Interaktioner inom och mellan inlandsvatten och övriga vattenområden	25

4.3	Syften och mål i inlandsvatten	26
4.4	Förvaltningsåtgärder och deras effekter	27
4.5	Scenarier	27
4.6	Övervakning och registrering	31
4.7	Rekommendationer	31
<b>5</b>	<b>Östersjökusten</b>	<b>32</b>
5.1	Status	32
	5.1.1 Rekryteringsserier	32
	5.1.2 Landningar	33
5.2	Indikatorer för beståndstatus	33
5.3	Interaktioner	34
5.4	Syften och mål på ostkusten	34
5.5	Förvaltningsåtgärder och deras effekter	35
5.6	Scenarier	35
5.7	Övervakning	36
5.8	Rekommendationer	36
<b>6</b>	<b>References</b>	<b>37</b>
	<b>Appendix A. Scenarier för förvaltningen av ålbeståndet i inlandsvatten</b>	<b>41</b>
	Scenario: Basnivån	42
	Scenario: Upptransport av ålyngel minskas med 50 %	44
	Scenario: Upptransport av ålyngel minskas årligen med 10 %	46
	Scenario: Upptransport av ålyngel stoppas helt	48
	Scenario: Upptransport av ålyngel ökas med 50 %	50
	Scenario: Utsättningarna minskas med 50 %	52
	Scenario: Utsättningarna minskas årligen med 10 %	54
	Scenario: Utsättningarna stoppas	56
	Scenario: Utsättningarna ökas med 50 %	58
	Scenario: Utsättningarna omfördelas från Väneren till Mälaren	60
	Scenario: Fisket minskas med 50 %	62
	Scenario: Fisket avvecklas över 10 år	64
	Scenario: Fisket stoppas	66
	Scenario: Fisket ökas med 50 %	68
	Scenario: Vattenkraftsrelaterad dödlighet minskar med 50 %	70
	Scenario: Vattenkraftsrelaterad dödlighet minskar med 10 % per år	72
	Scenario: Dödligheten i vattenkraftverken stoppas	74

Scenario: Dödligheten i vattenkraftverken ökas med 50 %	76
Scenario: Trap & Transport minskar med 50 %	78
Scenario: Trap & Transport minskas årligen med 10 %	80
Scenario: Trap & Transport stoppas	82
Scenario: Trap & Transport ökas med 50 %	84
Scenario: Minimal påverkan, men med vattenkraftsrelaterad dödlighet	86
Scenario: Minimal påverkan	88
Scenario: Maximerad lekflykt	90
<b>Appendix B. Efterfrågade scenarier</b>	<b>92</b>
<b>Appendix C. Relevant litteratur om utsättning – en uppdatering.</b>	<b>93</b>
Ålyngelutsättningar	93
Val av lokal för utsättning	93
Vandringshinder	93
Övriga faktorer som påverkar utsättningsstrategin	94
Vandringsbeteende	94





# 1 Introduktion

Den europeiska ålen *Anguilla anguilla* (L.) är stadd i stark minskning. EU beslutade 2007 om en förordning med åtgärder för att återställa ålbeståndet i Europa. Förordningen kräver att medlemsstaterna till 2009 skulle ta fram och verkställa sina respektive nationella ålförvaltningsplaner. Sverige lämnade in sin plan till EU under hösten 2008. Medlemsstaterna ska dessutom vart tredje år rapportera till Europeiska kommissionen vad respektive land har gjort inom ramen för planen, men också vad som genomförts när det gäller skydd och återuppbyggnad av ålbeståndet. Sverige har rapporterat till kommissionen, med beståndsuppskattningarna från Dekker (2012, 2015) som grund.

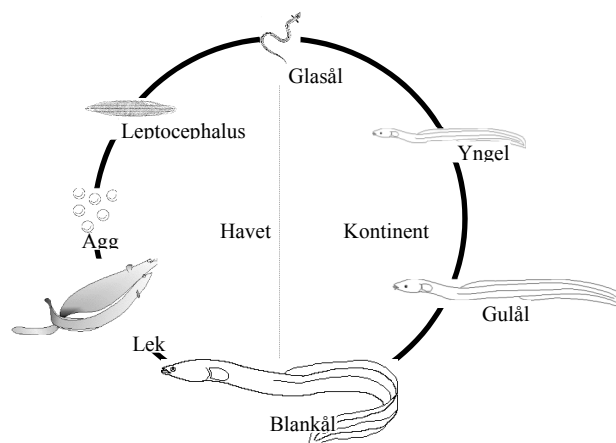
CITES (Convention on International Trade in Endangered Species of Wild Fauna and Flora) har fört in den europeiska ålen i Appendix II, en förteckning över arter som riskerar att bli utrotningshotade om inte handeln kontrolleras. Listningen trädde i kraft våren 2009. Då man inte kunnat visa att en internationell handel med ål inte skulle komma att skada beståndet, så beslutade EU hösten 2010 att import och export till och från EU från och med 2011 inte var tillåten. Detta handelsförbud gäller fortfarande. Förbudet gäller inte handel med ål inom EU.

År 2015 beslutade Regeringen att ”*Havs- och vattenmyndigheten (HaV), mot bakgrund av den Europeiska kommissionens utvärdering av den nationella ålförvaltningsplanen, ska analysera behovet av och vid behov föreslå revidering av ålförvaltningsplanen mot bakgrund av målen i EU:s förordning (EG) nr 1100/2007 och den vetenskapliga rådgivningen. Konsekvenserna av eventuella förslag till revidering ska redovisas. Uppdraget ska rapporteras till regeringen (Näringsdepartementet) senast den 1 december 2015*”. HaV har som underlag för sitt uppdrag beställt denna rapport, som presenterar bakgrunden till, och diskuterar ålens situation idag. Vi beskriver också konsekvenserna av ett antal tänkbara åtgärder för att öka lekflykten av blankål i ett flertal scenarier.

Rapporten har som syfte att stödja HaV i dess utvärdering av dagens ålförvaltningsplan och hänvisar läsaren till tidigare rapporter, där data och analyser förklaras mer i detalj. Tekniska detaljer rörande den senaste beståndsuppskattningen diskuteras inte, då de redan är behandlade av Dekker (2015). Angående den pågående diskussionen runt ålutsättningar, så har vi i ett Appendix (C) uppdaterat ämnet utifrån de senaste vetenskapliga rapporterna.

## 1.1 Ålens biologi

Den europeiska ålen, *Anguilla anguilla* (L.), är i många ögon en en udda och annorlunda fiskart. Även om inte alla detaljer i dess livscykel är kända måste den reproducera sig någonstans i Atlanten, sannolikt i Sargassohavet där de minsta och yngsta larverna har fångats. Men, ingen har någonsin observerat vare sig lekande ålar eller ålägg i naturen. Ålen växer och könsmognar efter mellan 2 och 50 år (medelålder 10 år och maximal ålder >85 år). I norra Europa, såsom i Sverige, växer ålen långsammare och blir också äldre. Honorna blir ungefär dubbelt så gamla och dubbelt så stora som hannarna, och nästan alla ålar som nu finns i Sverige är honor. Olika stadier i ålens liv har speciella namn: de genomskinliga ålynglen som kommer till de europeiska kusterna kallas glasål. Den ålodling som sker, baserar sig fortfarande på vildfångade ålyngel, så kallade glasålar. Under tillväxtfasen kallas de gulål. I Östersjön är det den unga gulålen (yngel), som vandrar upp i älvarna, även om många av dem också kan växa hela sitt liv i kustnära vatten, på såväl Väst- som på Östersjö-kusten. När ålen slutligen vandrar mot havet igen kallas den blankålen.



Figur 1 Den europeiska ålens livscykel. Namnen på de huvudsakliga livsstadier är angivna. Lek och ägg har aldrig observerats i naturen.

Den europeiska ålen utgör ett enda bestånd som är spritt över hela Europa, Nordafrika och de delar av Asien som avbördas till Medelhavet. Trots den vida utbredningen, så är beståndet fragmenterat över tusentals avrinningsområden, med litet eller inget utbyte sinsemellan. Området runt Biscayabukten tar emot ca 90 % av alla glasålar som rekryteras till Europa, samtidigt som gul- och blankålar förekommer mera jämt fördelade över hela utbredningsområdet. Ålen förekommer i kustområden, flodmynningar, laguner, floder, sjöar, träsk samt i diken, och de vandrar under hela livet ofta mellan dessa olika typer av uppväxtområden. De kan överleva under många olika och växlande förutsättningar, som till exempel olika temperatur, salthalt, djup och näringsstatus. En aktiv omflyttning, främst genom utsättning av ålyngel, har förändrat ålens utbredning, både inom avrinningsområden men också över hela den europeiska kontinenten.

## 1.2 Männsklig påverkan på ålen

Ålen fiskas överallt där den förekommer, ofta som en målart, men är även en värdefull bifångst i fisket efter andra arter. Beroende på förekomst och lokala förhållande, så fiskar olika länder efter antingen glasål, gulål eller blankål. I Sverige fångas det främst blankål i insjöarna och på Östersjökusten, medan gulål brukade fångas på västkusten. Fritidsfiske efter ål förbjöds generellt 2007 och ålfisket på västkusten förbjöds våren 2012.

Utöver fisket, så är det många andra mänskliga aktiviteter som har en svår inverkan på beståndet. Gången och pågående torrläggning, vattenhushållning, förorening, elproduktion mm är exempel på sådana aktiviteter. Sådana påverkansfaktorer har ofta en effekt som är i samma storleksordning som fisket, men som varierar från land till land, och från habitat till habitat.



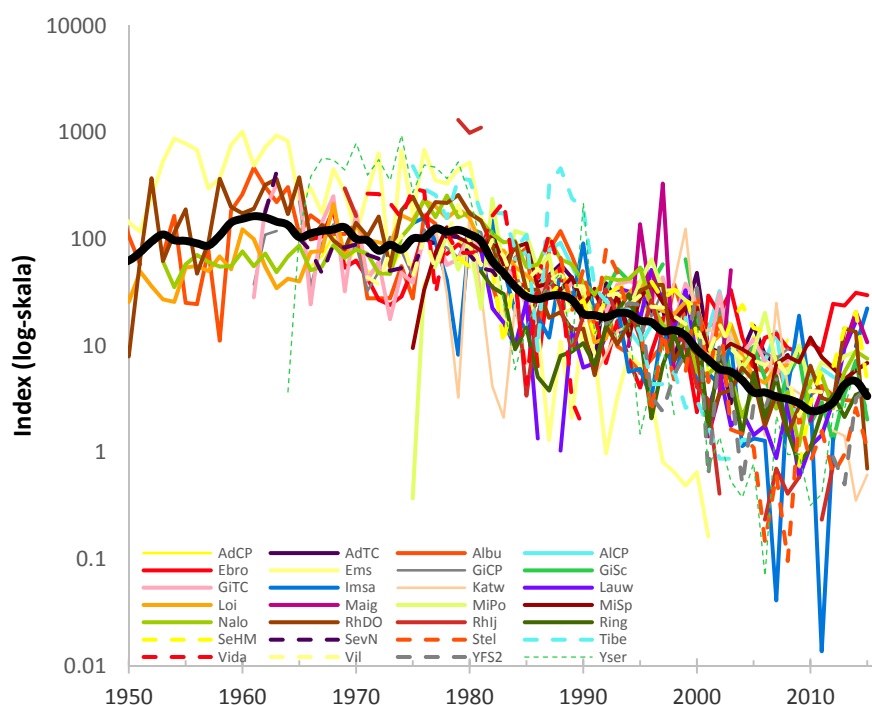
## 2 Den europeiska ålens beståndstatus

Den europeiska ålen förekommer, i tusentals söt- och brackvatten, samt i kustområden, över stora delar av Europa (även om en naturlig förekomst i Svarta havet är något tveksam). Ålen finns även längs Medelhavets afrikanska och asiatiska kuster. På alla platser exploateras den. Utbredningsområdet är stort men ålen förekommer i många separata avrinningsområden med litet eller inget naturligt utbyte mellan dem (Dekker 2000). Innan EU:s Ålförordning trädde i kraft, fanns ett fåtal områden med en fullgod beståndsuppskattning och statusbeskrivning. Lokala beståndsuppskattningar skiljde sig ofta från den europeiska beståndstatusen. Så var det också i Sverige, där den första nationella beståndsuppskattningen gjordes först 2012 (Dekker 2012), i samband med den första utvärderingen av vår svenska Ålförvaltningsplan. År 2012 skulle alla 19 EU:s medlemsstater rapportera om statusen för sina ålbestånd till EU-kommissionen. Bara 10 medlemsstater rapporterade för alla sina förvaltningsenheter och bara ett land, Sverige, presenterade alla de efterfrågade beståndsindikatorerna. Övriga länder presenterade således inte några sådana indikatorer. Därmed måste de internationella jämförelserna i föreliggande rapport basera sig på primärdata över rekrytering och landningar av ål, och inte på relevanta beståndsindikatorer. Vi presenterar dessutom befintliga nationella och regionala beståndsindikatorer från den utvärdering som gjordes av 2012-års rapporter till EU. 2015-års utvärdering återstår att analysera.

### 2.1 Rekryteringsserier

Invandringen av glasål och ålyngel övervakas i 12 länder, och man samlar in data från både kommersiell verksamhet och från vetenskapliga studier. Totalt finns det 51 tidsserier, men av dessa är bara 35 serier fortfarande aktiva och uppdateras årligen (cf ICES-WGEEL 2016). Även om alla rekryteringsserier visar en stor årlig variation, så ger de ändå en bild av hur stor rekryteringen till Europa är (Figur 2, Dekker 2000). Det gäller främst de serier som avser glasål. De rekryteringsserier som baserar sig på gulål av olika storlek och ålder visar en mer komplex bild. Dessa större ålar är mer påverkade av de kontinentala förhållanden som råder och verkar mellan glasålsstadiet och aktuell storlek.

Före 1980 varierade rekryteringen från år till år, men utan någon bestående europeisk trend. Efter 1980, gick rekryteringen av glasål ned med i genomsnitt 15 % per år, och nedgången varade under trettio år eller mer. Under åren 2012-2014 ökade emellertid rekryteringen av glasål betydligt, med nästan en fördubbling varje år. Trots uppgången var rekryteringen 2014 bara några få procent av nivåerna före nedgången under 1980-talet. Den uppåtgående trenden fortsatte dock inte 2015, utan gick tillbaka till en nivå nära den som rådde 2013 (ICES-WGEEL 2016) (Figur 2).

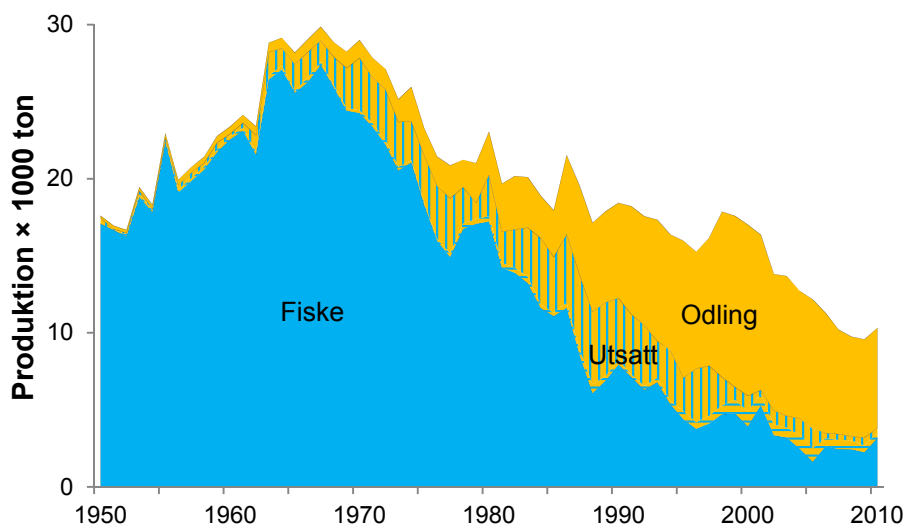


Figur 2 Trender i glasålsrekrytering på olika platser i Europa. Varje linje representerar ett vattendrag. Uppgifterna kommer från ICES-WGEEL (2016). Rekryteringsserier baserade på invandrande gulål eller på en blandning av olika yngelstadier är således inte inkluderade. Den tjocka, svarta linjen representerar den övergripande trenden (glidande medelvärde av det geometriska medelvärdet över tre år). För ytterligare detaljer och en beskrivning av de olika tidsserierna, se ICES-WGEEL (2016).

## 2.2 Landningsserier

Fångststatistik från insjöfiske är ofta ofullständig, och det gäller även Sveriges fångststatistik. FAO (2014) började samla in fångststatistik, från såväl sötvatten som från marin miljö, efter andra världskriget, men den är tyvärr också ofullständig (Dekker 2003a). Mellan åren 1950 och 1990 visar summan av alla ållandningar som rapporterats till FAO inte någon minskande trend (se ICES-WGEEL 2012, Fig 4-11), medan fångsten i de länder som rapporterat under motsvarande tidsintervall sjönk med ca 50 %. Det betyder att den relativt stabila fångstnivå som presenterats av FAO är en effekt av att allt fler länder rapporterar, och således inte ett resultat av stabila fångster. En rekonstruktion av den generella nedåtgående trenden, visar att landningarna har minskat sedan mitten av 1960-talet (Figur 3).

I en nyligen publicerad studie över ålutsätningarnas historia (Dekker & Beaulaton 2016) delas den totala produktionen upp i fångst av vild ål, fångst av ål som tidigare satts ut samt odling av vildfångad ål (Figur 3). Utsatta ålar har bidragit lite till produktionen jämfört med fångsterna av naturligt rekryterad ål. Ålodlingen har stadigt ökat över decennier och produktionen av odlad ål är nu större än den från fisket. Produktionen har totalt sett minskat, från en uppskattad mängd på nästan 30 000 ton under 1960-talet till mindre än 10 000 ton under senare år.



Figur 3. Ålproduktionen uttryckt som fiskefångster och odling. Den vertikalt streckade delen av fiskefångsten visar den fångst av ål som tidigare satts ut som glasål, medan den horisontellt streckade delen avser utsättning av något större sättålar. Data efter 2010 är ännu inte tillgängliga (ICES-WGEEL 2014). Ofullständiga data från tidigare år har rekonstruerats med hjälp av en modell från Dekker (2003a). Fångster baserade på utsatta ålar har rekonstruerats av Dekker & Beaulaton (2016) och är separerade från den totala fångsten av ål.

### 2.3 Rumslig fördelning

Ålen förekommer och exploateras i alla europeiska länder och längs Afrikas och Asiens Medelhavskuster (Dekker 2003a). Beståndsstorleken varierar stort, både mellan och inom länder. De historiska bestånden har varit mycket större än de är idag. Inom ramen för EU:s Ålförordning har medlemsstaterna 2012 rapporterat de kvantiteter producerad blankål som tagit sig ner mot havet på sin lekvandring. Den rapporteringen inkluderar uppskattningar av lekflykten, dels med den höga antropogena dödlighet vi har idag och dels med den lekflykt som skulle vara möjlig om det inte fanns någon antropogen dödlighet, men med dagens låga rekrytering, dvs. den bästa lekflykt som skulle vara möjlig idag. Den uppskattade jungfruliga produktionen, dvs. utan antropogen dödlighet och med den historiskt höga rekryteringen rapporterades också 2012. Även en kvantifiering av 40 % -målet i enlighet med Ålförordningen redovisades (se 2.5.1 för närmare detaljer). Olikheterna mellan ländernas beräkningsmetoder och hur man tolkade de olika beståndsindikatorerna var stora. Trots detta är 2012-års utvärdering förmodligen den mest konsekventa översikten som finns. Figur 4 visar de uppskattade kvantiteterna uttryckta per Ålförvaltningsenhet eller per land, baserade på data från 2012. Tabell 1 sammanfattar denna information och jämför Sveriges förvaltningsområden med hela Europas. Sammantaget har 60 länder/områden rapporterat sina estimat, medan 57 inte gjort det. Av de senare har tio länder runt Medelhavet nyligen anslutit till förvaltningsarbetet.

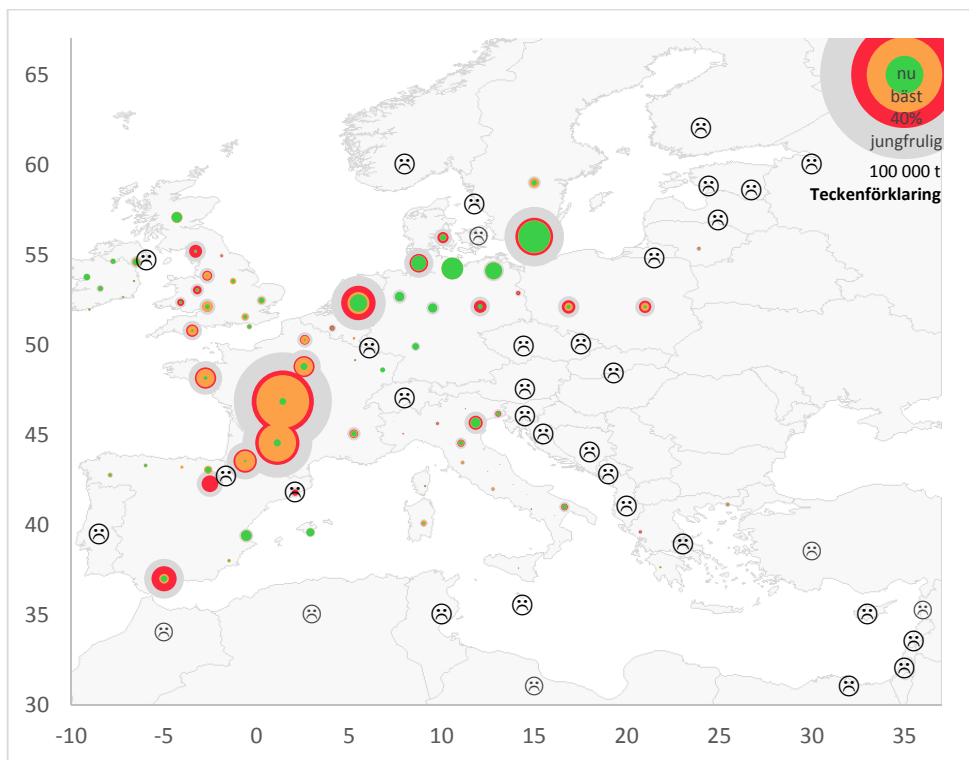
Tabell 1 Uppskattningar av lekflykten i ton från 2012 (2015-års estimat är ännu inte tillgängliga) för Sveriges förvaltningsområden och för hela Europa. Skattningarna har gjorts för dagens situation, den största möjliga lekflykten med dagens låga rekrytering, för 40 %-målet i EU:s Ålförordning respektive för ett jungfruligt tillstånd. Notera det höga antalet icke-rapporterande områdena.

Område	N	Nu	Bäst	40 %	Jungfrulig
SE-västkust	1	12	1 154	462	1 154
SE-insjöar	1	57	280	120	300
SE-Östersjön	1	3 499	3 770	5 000	12 500
Rapporterande (inkl. SE)	60	9 830	14 774	21 546	53 864
Icke-rapporterande	57	?	?	?	?

Dagens produktion av blankål, mätt som lekflykt, längs den svenska västkusten och i inlandsvattnen utgör mindre än 1 % av den totala europeiska produktionen (de orapporterade mängderna som kan vara stora är av naturliga skäl inte med i denna jämförelse). Dagens bästa möjliga produktion på västkusten är ungefär 10 % av den totalt rapporterade mängden från alla länder. Den jungfruliga produktionen från dessa två områden uppskattades till nära 3 % av den som rapporterats totalt. Uppskattningarna från Östersjökusten däremot, indikerar att bidraget från Östersjön utgör en avsevärd del (36 % (nu idag) respektive 25 % (avser både bästa möjliga och den jungfruliga situationen) av vad som rapporterats totalt. Uppskattningarna från Östersjökusten baserar sig på fiskeberoende data (fångst-återfångst samt landningar), insamlade från den svenska kusten. Detta fiske inriktar sig på ett blandat bestånd av närproducerad blankål respektive vandringsål från olika delar av Östersjön, och därför relaterar dessa beståndsuppskattningar till lekflykten från hela Östersjöområdet, dvs. inte bara till de ålar som kommer från Sverige. Detaljerna runt produktionsberäkningarna och antropogen påverkan i andra länder runt Östersjön har inte beaktats i denna rapport.

För västkusten så är 2012-års uppskattningar av lekflykten ca 1 % av den jungfruliga nivån. Men västkustfisket är stängt sedan 2012, och beståndet förväntas nu långsamt återhämta sig. 2012-års beräkningar för inlandsvattnen uppskattar lekflykten till 19 % av vad den varit som mest. För Östersjökusten är motsvarande uppskattning 28 % av den jungfruliga nivån, men då är inte interaktionerna med andra Östersjöstater med i beräkningarna. För Europa i stort, så är 2012-års estimat ca 18 % av den uppskattade jungfruliga nivån, men vi vill betona att totaluppskattningarna saknar data från de icke-rapporterande länderna och därmed är de inte är kompletta.

I Östersjöområdet saknas uppskattningar av ålproduktionen från Finland, Ryssland, Estland, Lettland och Litauen. 2012 rapporterade Polen, Tyskland, Danmark och Sverige sina uppskattningar av lekflykten från sina respektive områden. Sverige uppskattade kustfiskets påverkan på den ål som lämnade Östersjön (Dekker & Sjöberg 2013; Dekker 2015), men eftersom Danmark inte gjorde det, så är lekflykten från Östersjön okänd.



Figur 4 Uppskattningar av lekflykt (gröna prickar) och de olika målen (orangea, röda och gråa prickar), som de rapporterades 2015. Figuren visar uppskattningarna av biomassan från respektive stat. Dock är beräkningsmetodik och tolkning av data ibland inkonsekvent. För varje område så visas uppskattningarna för dagens lekflykt (grön), bästa möjliga lekflykt med dagens låga rekrytering (orange), 40 % målet för lekflykt enligt EU:s Ålförordning (röd), respektive den jungfruliga biomassan (grå). En gråtande smiley visar områden utan data. I de svenska uppskattningarna för Östersjö-kusten ingår inte interaktionen med de andra Östersjöstaterna, eftersom det inte finns någon sådan gemensam uppskattning. Den största symbolen i figuren visar uppskattningarna för hela Frankrike, eftersom de inte rapporterat separata estimat för de enskilda ålförvaltningsområdena.

## 2.4 Interaktioner mellan förvaltningsområden

Det kan förekomma en interaktion, en växelverkan mellan olika förvaltningsområden under glasåls-, gulåls- respektive blankålsstadiet. Det kan röra såväl mänsklig omflyttning av ålyngel, som blankål som vandrar från ett lands sötvatten mot ett fiske i ett annat land.

### 2.4.1 Fiske och utsättning av glasål

Med start 1840 började man fånga glasål i flodmynningar i Frankrike. Dessa sattes ut i områden med låga tätheter av ål, såväl uppströms i det vattendrag där de fångats, som i andra inhemska vattendrag, respektive i vattendrag utomlands (Dekker & Beaulaton 2016). Denna metod kallas utsättning (eng. restocking) och har bidragit till både en ökad produktion och ett fiske av ål.

Mängden glasål som använts för utsättning i Europa har varierat från mindre än 10 miljoner individer per år före andra världskriget, till som mest mer än 150 miljoner individer under slutet av 1970-talet (Dekker & Beaulaton 2016a). Sedan 1980 så har utsättningen av ål



minskat gradvis till ett minimum om bara 2 miljoner år 2008, i samklang med den generella nedgången i glasålstillgången. I EU:s Ålförordning ingår utsättning som en godkänd åtgärd för att förstärka lokala ålbestånd, och sedan 2009 har utsättningen ökat till 39 miljoner år 2014. Ålförordningen stipulerar dessutom att 60 % av glasålsfångsten skall göras tillgänglig för utsättning, men tillgänglig information kan inte verifiera att så sker (ICES-WGEEL 2014).

Importen av glasål till Sverige startade 1913 (0,3 miljoner glasålar per år), den nådde en topp 1999 (2,8 miljoner), minskade till 1,1 miljoner år 2005, och ökade sedan till 3,1 miljoner under 2014. Glasålarna importerades till Sverige från antingen England eller Frankrike.

Den glasål som används för utsättning kommer från fisken i ålens kärnområden, oftast från fiskare som säljer sin fångst på den kommersiella marknaden. Dessa fiskerier regleras i respektive lands nationella förvaltningsplan, med syfte hålla fisket inom hållbara gränser. Frankrike rapporterade 2012 att landets biomassa av glasål inte låg på en fiskeribiologiskt hållbar nivå, och inte heller dödligheten av ål låg inom acceptabla gränser. England rapporterade en dödlighet inom hållbara gränser, men en biomassa utom godtagbara gränser.

Av de länder som importerar glasål så anser flera länder att effekten av utsättningarna är en kompensation för antropogen påverkan. Andra länder betraktar i sin tur utsättningar av glasål som ett tillskott till det naturliga beståndet, och inte som en kompensation. I Sverige ser vi att de utsättningar som görs med offentliga medel i inlandsvatten och på västkusten som ett tillskott till beståndet, under det att de kustutsättningar som finansieras av vattenkraftsindustrin ses som en kompensation för den vattenkraftsrelaterade dödligheten hos utvandrande ål från inlandet.

Oavsett hur länderna betraktar sina egna utsättningar av glasål, så måste det initiala fisket efter glasål ses som en negativ påverkan i ursprungslandet, och den följande utsättningen räknas in på mottagarområdets pluskonto. Det har hävdats att fisket på glasål för utsättning skulle kunna betraktas som en neutral påverkan i ursprungslandet, då fångst av glasål där kompenseras genom av att de ålarna sedan sätts ut i ett annat land. Resonemanget är då att summan av fångst (som är en negativ påverkan) och utsättning (som är en positiv påverkan) skulle ta ut varandra och innebära att åtgärden som sådan är neutral, eftersom glasålen slutligen överlever. Det synsättet har emellertid inte anammats i den internationella beståndsuppskattningen. Det innebär att utsättning inte är inkluderad som en positiv effekt i ursprungsområdena, men den är inkluderad i mottagarområdena.

Bristen på glasål, främst för odlingsändamål i Ostasien, har medfört en enorm prisökning (Briand et al. 2008; Shiraishi & Crook 2015; Dekker & Beaulaton 2016), från priser på 40 €/kg under stora delar av 1900-talet till tillfälliga toppar på över 10 000 SEK/kg under senare år (priser korrigerade för inflation med år 2000 som basår). De höga priserna har utan tvivel gynnat glasålsfisket, men dagens förbud av export av ål från Europa och de fiskerestriktioner som gäller i ursprungsområdena har begränsat möjligheterna att öka glasålsfisket. Då den totala omsättningen för utsättning i Europa har minskat efter 1980 (Dekker & Beaulaton 2016), så tycks marknaden för glasål vara styrd av tillgång, och inte av efterfrågan. Det innebär att verkställandet av en ålförvaltningsplan i ursprungsområdet sannolikt kommer att minska tillgången på glasål för utsättning, något som sin tur påverkar ålförvaltningen i

mottagarländerna. Behovet av glasål för utsättning och odlingsändamål har ersatt den traditionella marknaden för direktkonsumtion, men har idag inte lett till ett ökat fisketryck.

#### 2.4.2 Gränsöverskridande avrinningsområden

Nästan varje nationsgräns i Europa skär genom någon flods avrinningsområde och följaktligen krävs gränsöverskridande koordinering av ålförvaltningen. I praktiken är dock huvuddelen av ett gränsöverskridande avrinningsområde ofta beläget i ett land och bara en mindre del i ett annat.

Flera svenska älvar som mynnar i Östersjön och på västkusten har sina källflöden i Norge. Två procent av Strömsåns, fyra procent av Dalälvens, 15 % av Göta älvs (Klarälven) och 29 % av Enningsdalsälvens avrinningsområde ligger nämligen i Norge.

Totalt sett är 3,5 % av avrinningsområdena söder om Indalsälven belägna i Norge. De flesta områden ligger långt uppströms och hyser bara små mängder ål. Undantagen är Strömsån och Enningdalsälven som har täta ålpopulationer (Dekker 2015), men varken ålyngeluppsamling, utsättning eller ålfiske bedrivs här numera. Följaktligen är behovet av att koordinera verksamheterna mellan Norge och Sverige litet.

I Storbritannien spänner floderna Solway-Tweed och Severn över regionala gränser och gränsen mellan UK och Irland delar Erne på mitten. I de fallen har gränsöverskridande förvaltningsplaner kommit till stånd.

Rhen och Meuse har båda betydande delar av sina avrinningsområden i flera länder (Nederländerna, Belgien, Tyskland, Frankrike och Luxemburg). Även om populationsuppskattningar och förvaltningsåtgärder kommuniceras länderna emellan, så har planerna inte integrerats.

För Minho, som ligger på den norra gränsen mellan Portugal och Spanien, har en gemensam förvaltningsplan nyligen tagits fram.

För Vistulalagunen, belägen mellan Polen och Ryssland (Kaliningrad), har också en gemensam förvaltningsplan lagts fram. För den Kuriska sjön (Curonian lagoon), mellan Ryssland (Kaliningrad) och Litauen, har en gemensam förvaltningsplan diskuterats, men ännu inte presenterats.

I stort är en gränsöverskridande koordinering av delade avrinningsområden antingen en fråga av mindre betydelse, eller så har frågan hanterats i samverkan. Floderna Rhen och Meuse samt Kuriska sjön (Curonian lagoon) utgör undantagen.

#### 2.4.3 Interaktioner i kustområden

Den europeiska ålen, liksom fiske på ål, förekommer i såväl inlandet som i kustvattnen. Ål och ålfiske vid kusten är mestadels begränsad till laguner, estuarier och flodmynningar, dvs. till vatten med nära kontakt till sötvatten. Ålfiske på öppet hav är ovanligt och har avkastat förhållandevis lite (Aker & Koops 1974; Dekker 2009a). Det finns således ett litet utbyte mellan inlandsfisket och fisket på öppet hav, och i praktiken ingen interaktion alls mellan olika länders marina områden.

Längs den svenska västkusten och i Östersjön är situationen dock annorlunda. Unga rekryterande ålar passerar flera nationsgränser på sin vandring in i Östersjön, merparten av beståndet stannar i kustområdet och de utvandrande blankålarna fiskas sedan upp på sin väg ut ur Östersjön. Mellan 70 % och 90 % av Östersjöfångsten härrör från ålar uppvuxna i marina områden (data från ICES-WKBaltEel 2010). I EU:s Ålförordning sägs uttryckligen “Inom ramen för den gränsöverskridande samordningen, såväl inom som utanför gemenskapen, bör särskild uppmärksamhet ägnas åt Östersjön och de delar av Europas kustvatten som inte omfattas av räckvidden för direktiv 2000/60/EG. En sådan samordning får emellertid inte hindra medlemsstaterna från att vidta brådskande åtgärder”. Inom ramen för HELCOM:s aktionsplan för Östersjön (BSAP) är Sverige ledande land för de åtgärder som riktas mot ålförvaltning (HELCOM 2009). ICES och HELCOM organiserade 2010 en workshop, där information sammanställdes (ICES-WKBaltEel 2010). 2013 lämnades en ansökan om en koordinerad övervakning och delad beståndsuppskattning in till BONUS, en ansökan där alla länder runt Östersjön var representerade (Dekker *et al.* 2013), men den ansökan prioriterades inte. Inga ytterligare åtgärder för att nå en gränsöverskridande koordinering i Östersjön har tagits.

## 2.5 Mål och långsiktiga gränsvärden

### 2.5.1 Förvaltningsramar

Det långsiktiga syftet med EU:s Ålförordning är “en ram för skydd och hållbar användning av beståndet av europeisk ål”. För detta ändamål så har ett återhämtningsmål formulerats: “Målet ... skall vara att minska den antropogena mortaliteten så att minst 40 % av biomassan av blankål ... tar sig ut i havet, i förhållande till den bästa uppskattningen av utvandring som skulle ha funnits om inte antropogena faktorer hade påverkat beståndet”, dvs. om inte heller rekryteringen minskat. Eftersom dagens rekrytering är långt under den som var före nedgången på 1980-talet (antaget att det beror på antropogen påverkan), så förväntas en återhämtning till den nivå ta decennier eller sekler, även om all antropogen påverkan skulle stoppas omedelbart (Åström & Dekker 2007).

När man först började diskutera åtgärder för återhämtning av beståndet av europeisk ål på ett internationellt plan, så övervägdes tänkbara förvaltningsåtgärder som skulle kunna appliceras över hela Europa (Dekker and Beaulaton 2016b). Det inkluderade minimimått, stängda fiskesäsonger, kvoter etc., och tanken var att samma åtgärd då skulle gälla över hela Europa. Eftersom ålen förekommer över ett så stort område, i så många olika typer av vatten och utsätts för så olika typer av mänsklig påverkan, så kunde man inte identifiera någon generell åtgärd som skulle kunna appliceras i alla länder. För att kunna hantera denna variation i påverkan föreslog Dekker (2009b), vid det internationella Ålsymposiet i Quebec 2003 (American Fisheries Society Symposium 58), en struktur som syftar till ett gemensamt och delat skyddsmål över hela Europa, som verkställs genom nationella eller regionala åtgärder. EU:s Ålförordning har strukturerats i enlighet med detta och det har satts upp ett gemensamt syfte (att skydda och återuppbygga beståndet) och ett mål (en lekflykt om 40 % av den

jungfruliga blankålsbiomassan), där den lokala planeringen avseende skyddsåtgärder, övervakning och utvärdering delegeras till medlemsstaterna (Anonymous 2007).

### 2.5.2 Samband mellan biomassa och rekrytering

EU:s 40 % -mål i Ålförordningen baserar sig på en långsiktig referenspunkt rekommenderad av ICES-ACFM (2002), en referenspunkt som i sin tur baseras på ett försiktighetsantagande om ett samband mellan biomassa och rekrytering, ett s.k. ”stock-recruitment” förhållande för ål. Det har hos många arter observerats att vid en stor lekbiomassa (> 30 % av en jungfrulig sådan), så visar antalet avkommor en svag eller ingen koppling till föräldradjurens numerär. Istället är det täthetsberoende dödlighet i blankåls- eller i larvstadierna som begränsar deras mängd. Vid en låg lekbiomassa däremot, så kan mängden reproducerande föräldrar vara begränsande och följaktligen kan mängden avkomma stå i ett ungefärligt förhållande till lekbiomassan. Rådet för ål är att hålla minst en lekbiomassa om 30 eller 50 % av den jungfruliga (se diskussion nedan), i huvudsak för att undvika en situation med minskad rekrytering. Om och när man får en lägre lekbiomassa, så måste man minska den antropogena påverkan för att bygga upp lekbiomassan över gränsnivån för att på så sätt öka rekryteringen till en hög nivå. I den här situationen kan ett misslyckande försämra situationen, men det innebär inte en situation “utan återvändo” utan en senare skyddsinsats kan på nytt bygga upp beståndet till en bärkraftig nivå.

Ingen har någonsin observerat lekande ålar i naturen och det är inte känt i detalj var och när ålarna möts och reproducerar sig. Det finns inte heller några direkta uppskattningar av lekbiomassans storlek. Tillämpligheten av ICES:s varning att iaktta försiktighet kan därför inte verifieras direkt i fält. Dekker (2003a, 2004a) argumenterade för att beståndet av äldre individer (till skillnad mot de rekryterande stadierna) av ål har minskat sedan decennier, vilket de observerade trenderna i landningsdata (Dekker 2003b) och oberoende beståndsundersökningar (Dekker 2004b) vittnar om. Hypotesen är att mängden lekflyktingar måste ha minskat parallellt med den minskningen (ICES-WGEEL, 2013, korrigerat för variationer i fiskeansträngning över decennier, något som inte ändrade slutsatsen). Om man använder landningsdata som ett ställföreträdande mått på lekbiomassan, så ger analysen en stark indikation på att den observerade rekryteringen av glasål inte är proportionell mot lekbiomassan: rekryteringen minskade snabbt till extremt låga nivåer redan vid ett intermediärt, långsamt minskande bestånd av vuxen ål. Om minskningen i rekrytering ändå orsakades av ett minskande antal vuxen ål, eller om den bara råkade sammanträffa i tid är en öppen fråga. Det skulle kunna vara så att förhållandet mellan adulter och avkomma är depensatoriskt, dvs. under en intermediär mängd lekålar, så skulle reproduktionen redan vara allvarligt störd. Dekker (2004a) föreslog att ålen har ett socialt, promiskuöst lekbeteende och att ensamma lekdjur därför kan ha det svårt att hitta tillräckliga antal partners att para sig med. Även andra processer kan dock leda till depensation. Oavsett mekanism, så måste man vid ett depensatoriskt förhållande fortast möjligt minska all dödlighet så långt det bara går, i hopp om att snabbt öka antalet lekålar till en nivå ovan gränsen för depensation. Ett misslyckande leder beståndet in den så kallade depensionsfällan, där det oavsett åtgärd redan är för liten

lekbiomassa för att öka beståndet ovan gränsen för depensation. Det skulle därmed inte finnas någon strategi för att återvända till de historiska nivåerna.

Ålförordningen som syftar till att återställa beståndet till 40 % på lång sikt, tillämpar underförstått en allmän "stock-recruitment-relation", och inte en försiktighetsansats anpassad till spekulativa tolkningar om ålspecifika förhållanden (depensation).

### 2.5.3 Biomassa kontra dödlighet

I dagens situation med ett svagt ålbestånd och en minskande rekrytering, så är beståndet långt under den biomassa förvaltningen försöker nå, och trots stora förvaltningsinsatser, så har kanske biomassan precis börjat öka. I det läget, så är inte gränsvärden för biomassa och beståndsuppskattningar så informativa (Dekker 2010). De indikerar bara att beståndet är i dåligt skick, men ger inte svar på vilka åtgärder som skulle kunna ge en återhämtning. Är dagens skyddsåtgärder tillräckliga eller behövs det högre ställda mål? Oavsett vad som görs, så är biomassan ändå under önskad nivå, och det kommer att ta många år innan någon ändring i biomassan visar sig.

Utöver gränsvärden för biomassan i Ålförordningen, så har ett parallellt system utvecklats, ett system som bygger på gränsvärden för dödlighet (Dekker 2010, ICES-WGEEL 2010, 2011, 2012, 2013a, 2014). Den logiska grunden för den ansatsen är att skyddsåtgärderna primärt påverkar beståndet genom att reglera dödligheten. Det betyder att dödligheten direkt speglar en effekt av en skyddsåtgärd medan biomassan förändras först som en konsekvens av en minskad antropogen dödlighet, och i de flesta fall därför ökar långsamt över många år. För varje tänkbart gränsvärde för biomassa, så kan ett motsvarande värde för den långsiktiga dödligheten tas fram. En över hela livet sammantagen dödlighet,  $\Sigma A=0,92$  motsvarar en livstids överlevnad från antropogen dödlighet om 40 %. Den överlevnaden kommer, om och när rekryteringen återgått till de historiska nivåerna, att resultera i en biomassa av fritt lekvandrande blankålar om 40 % av den jungfruliga nivån. Även om dödlighetsnivåer diskuterats frekvent, så har inga formella referenspunkter blivit antagna.

## 2.6 Kortfristiga gränsvärden/målsättningar och rådgivning

För de kortfristiga gränserna och målen samt motsvarande rådgivning, så finns det motstående åsikter som medför en förvirrad diskussion med oförenliga tolkningar. I det följande summeras hur rådgivningen utvecklats och argumenten bakom.

### 2.6.1 Utvecklingen av rådgivningen för ål

1997 efterfrågade EU vetenskapliga råd från ICES, med motiveringen "an increasing concern about the situation for the European eel stock and its future development" (Cavaco 1997). Därefter indikerade ICES-ACFM (1999) att "Actions that would lead to a recovery of the recruitment are needed", och ICES-ACFM (2000) lade till "that a recovery plan should be implemented for the eel stock and that the fishing mortality be reduced to the lowest possible level until such a plan is agreed upon and implemented". Dessutom förordade ICES (2002) användandet av referenspunkter, genom att hänvisa till att "Current scientific knowledge is

inadequate to provide management reference points for eel. [...] Exploitation, which provides 30 % of the virgin ( $F=0$ ) spawning stock biomass is generally considered to be [...] a reasonable provisional reference target. However, for eel a preliminary value could be 50%”. Sedan föreslog (Anonymous 2005) och antog (Anonymous 2007) EU sin Ålförordning, som satte målet att “at least 40% of the silver eel biomass relative to the best estimate of escapement that would have existed if no anthropogenic influences had impacted the stock. The Eel Management Plan shall be prepared with the purpose of achieving this objective in the long term”. Det betyder att EU godkände de långsiktiga målen i enlighet med ICES rådgivning, men satte inte några kortfristiga gränser och mål.

## 2.6.2 Återuppbyggandet av beståndet

De långsiktiga syftena och målen som diskuteras ovan karaktäriserar ett slutligt hållbart tillstånd. Ålförordningen vars mål är 40 % lekflykt, formulerar en slutpunkt, men anger inte vilken ambitionsnivå som skall gälla, och vilka åtgärder som skall tas för att nå målet. Det krävs en högre skyddsnivå för att nå en återhämtning än för att bara hålla beståndet på en godtagbar nivå. Med ett svagt ålbestånd, så måste dödligheten reduceras för att förbättra möjligheterna att återuppbygga beståndet.

Tyvärr så har framtagandet av en användbar strategi för en återuppbyggnad av ålbeståndet väckt mycken diskussion och förvirring, såväl på ett vetenskapligt plan som i den politiska debatten. Här summerar vi de olika ståndpunkterna.

ICES tillämpar standard strategier för beståndsåterhämtning, olika för långlivade, respektive kortlivade fiskarter. För de kortlivade arterna rekommenderar ICES normalt att reducera (fiskeri) dödligheten till noll så snart beståndsstorleken minskat under en viss miniminivå. På grund av en kort generationstid så skulle ett fortsatt fiske snabbt och allvarligt påverka beståndet. Å andra sidan kan man förvänta sig en snabb återhämtning efter det att adekvata åtgärder satts in. Vad som kanske är viktigare är att beståndet av en kortlivad art representeras av några få olika årsklasser och därmed är beståndet mer sårbart för kortfristiga miljöfluktuationer. Ett eller två ogynnsamma år skulle kunna påverka ett svagt bestånd av en kortlivad art högst väsentligt. Det har gjorts gällande (ICES 2013a, Technical Minutes from the Review Group on Eels) att eftersom ålen är en semelpar art, vs. den leker bara en gång i livet, medför detta att en ålindivid är sårbar inför kortfristiga miljöförändringar. ICES-WGEEL (2014) pläderade istället för att det är antalet årsklasser i beståndet som bidrar till leken i ett givet år som är avgörande, istället för hur många år en viss individ leker och att det är det som avgör sårbarheten för kortfristiga miljöförändringar. Ålen är en extremt långlivad art med många, upp till 50, årsklasser som leker samtidigt. Därmed kan man inte applicera de risker, som en kortlivad art är utsatt för, på ål. Om man skulle applicera reglerna för kortlivade arter på ålen skulle det krävas ett omedelbart stopp för allt fiske samt en reduktion till noll av all annan påverkan.

För långlivade arter så ger ICES normalt rådet att reducera (fiskeri) dödligheten i förhållande till lekbeståndets storlek. När exempelvis ett bestånds storlek bara är hälften av en överenskommen minimistorlek, så är rådet att minska (fiskeri) dödligheten till hälften av

vad som skulle gälla ett bärkraftigt bestånd. På grund av den långa livslängden hos arten så kommer en fortsatt (fiskeri) dödlighet att ha en måttlig och långsam effekt på det framtida beståndet, men det balanseras av att skyddsåtgärder också har en långsam och måttlig effekt. Beroende på de många årsklasserna i lekbeståndet så är sårbarheten för slumpmässiga miljöfluktuationer liten. I och med att ålen är en extremt långlivad art med så många som 50 årsklasser som leker samtidigt, så har ICES-WGEEL anammat ett sådant regelverk i sina beståndsuppskattningar och utvärderingar. Tillämpning av protokollet för långlivade arter innebär att det krävs en kraftig reducering av den antropogena dödligheten, speciellt i områden där aktuell dödlighet överskrider gränsvärdena i protokollet för långlivade arter (ICES-WKLIFE 2015).

Sedan 2000 så har ICES genomgående gett rådet att reducera den antropogena dödligheten till lägsta möjliga nivå (eller liknande formuleringar). Argumenten bakom har varierat över åren, och har inkluderat: bristen på en förvaltningsplan, avsaknaden av överenskomna referenspunkter, bristen på geografiskt täckande ålförvaltningsplaner, avsaknad av en internationellt koordinerad handlingsplan, och en oförutsedd brist på kvalitet i de nationella beståndsuppskattningarna. Samtidigt så har ICES förordat återhämtningsmål (30 eller 50 % lekflykt), har kommenterat EU:s Ålförordning, och har utvärderat de nationella ålförvaltningsplanerna samt 2012-års resultatutvärderingar. Det innebär att i väntan på en heltäckande, kvalitetssäkrad förvaltning så förordar ICES, som en försiktighetsåtgärd, en reduktion av all antropogen påverkan till minsta möjliga nivå, men har samtidigt tillrätt verkställandet av EU:s Ålförordning. Rådet från ICES blir därmed oklart och motsägelsefullt i skenet av EU:s Ålförordning

Den situation som beskrivs ovan har gett bränsle till en våldsamt samhällsdebatt mellan pragmatiker som fokuserar på att förbättra realiserandet av EU:s Ålförordning (som ex. [www.SustainableEelGroup.com](http://www.SustainableEelGroup.com)) kontra idealister som utan förbehåll poängterar ett förebyggande skydd (se ex. Seeberg et al. 2015). EU-kommissionen (Anonymous 2014) kom fram till att "In line with this scientific advice, additional measures may need to be considered to reduce current levels of humanly induced mortality". ICES-WGEEL (2014) drog slutsatsen att det inte fanns några "biological arguments for a low or a high mortality advice. [...] A high or a low reference point probably is more a reflection of a low or high ambition level". Det är tydligt att detta övervägande, och beaktandet av icke-biologiska argument går utöver vårt uppdrag.

I de följande kapitlen diskuterar vi den svenska ålbeståndets status. Enligt den svenska Ålförvaltningsplanen så utgör hela Sverige ett enda ålförvaltningsområde. Förvaltningsåtgärder och merparten av den antropogena påverkan däremot, de skiljer sig åt mellan olika geografiska områden, där inlandsvatten ställs mot kustområden och västkust mot Östersjökust. För att hantera det, så är beståndsuppskattningarna nedbrutna per område (Dekker 2015). I den här rapporten har vi samma ansats, dvs. vi diskuterar västkust, inlandsvatten och Östersjökusten var för sig.

## 3 Västkusten

Området omfattas av kuststräckan från norska gränsen till Öresunds norra del vid Kullaberg.

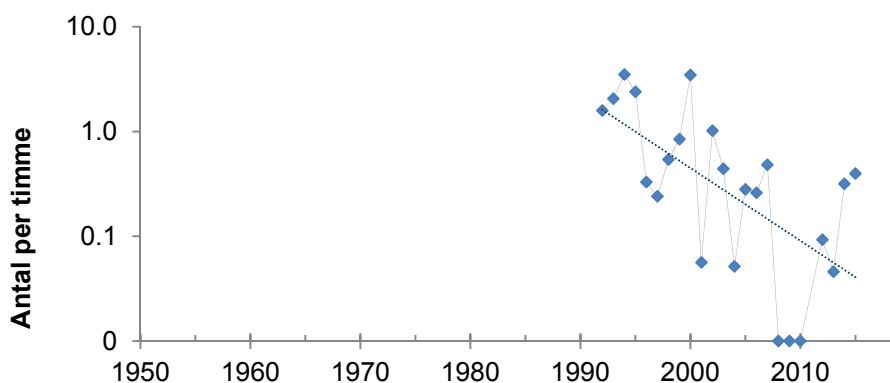
### 3.1 Status

För västkusten finns data tillgängligt i form av rekryteringstidsserier, landningar och provfiskedata.

I Ålförvaltningsplanen presenteras fiskeberoende skattningar av ålbeståndet på västkusten. Skattningarna tar inte hänsyn till att rekrytering (minskande), provfisken (ökande CPUE) och landningsdata (stabila) visar motsatta trender. Fisket stängdes våren 2012 och sedan finns ingen tillräckliga fiskeberoende data. 2012 fortsatte Dekker (2012) bara på den analysen utan att utveckla den vidare. I avsaknad av tillräckliga data 2015 har inga nya beståndsindikatorer kunnat tillhandahållas (Dekker 2015).

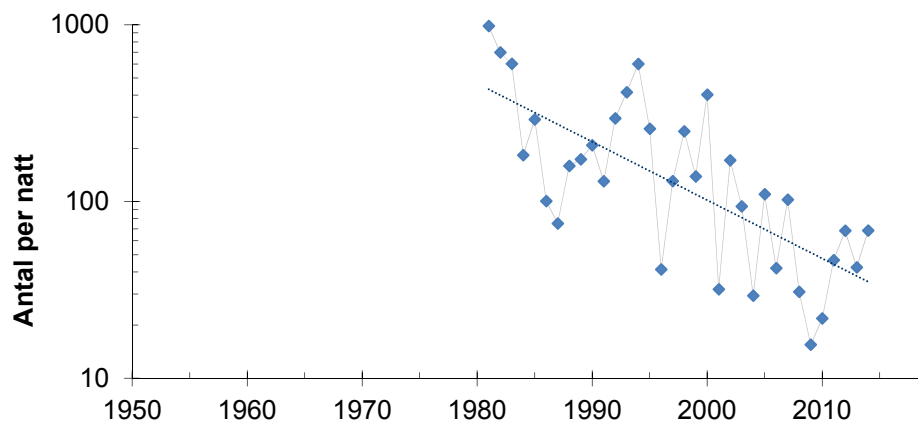
#### 3.1.1 Rekryteringsserier

Det finns tre olika datakällor för mängden ål som rekryteras till västkusten: fångsten av glasål från yngeltrålningar i Skagerrak-Kattegatt (Figur 5), fångsten av glasål som sugts in i kylvattenintaget på Ringhals kärnkraftverk (Figur 6) och fångst av ålyngel (glasål och mindre gulål) i uppvandringsfällor vid det första vandringshindret i västkustmynnande vattendrag (Figur 7). Dessa serier visar en nedåtgående trend efter 1980, och stämmer överens med vikande internationella rekryteringstrender.

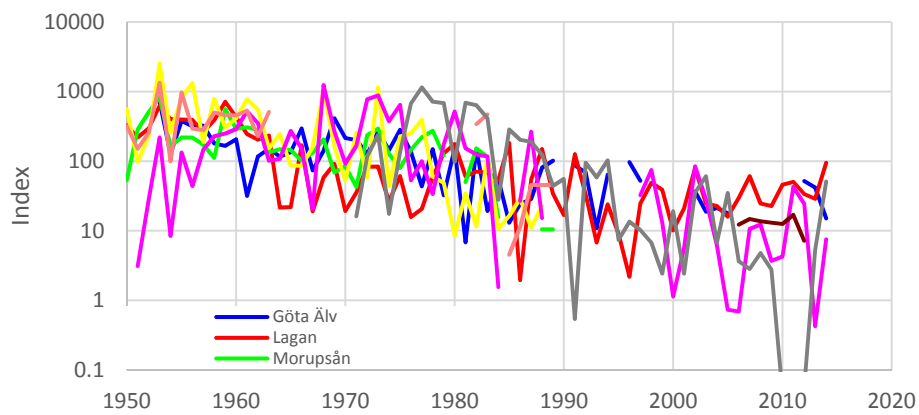


Figur 5 Fångst av glasål (antal per tråltimme) av en modifierad Methot-Isaacs-Kidd flyttrål (MIKT) i Skagerrak-Kattegatt. Under 2008-2010 fångades inga glasålar och år 2011 pågick ingen provtagning. Notera den logaritmiska skalan på y-axeln.





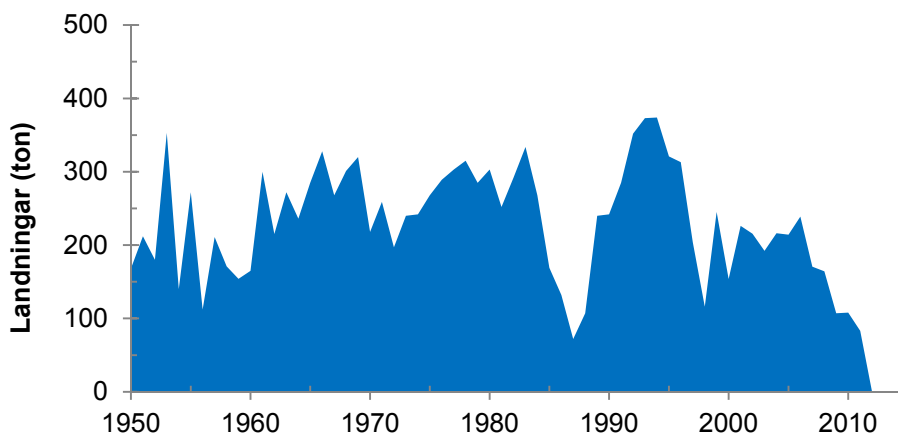
Figur 6 Rekrytering av glasål vid Ringhals kärnkraftverk. Notera den logaritmiska skalan på y-axeln.



Figur 7 Tidstrender för antal ålyngel som fångats vid vandringshinder i vattendrag på västkusten. Värden är uttryckta som standardiserade index (korrigerade för provtagningsplats). Notera den logaritmiska skalan på y-axeln.

### 3.1.2 Landningar

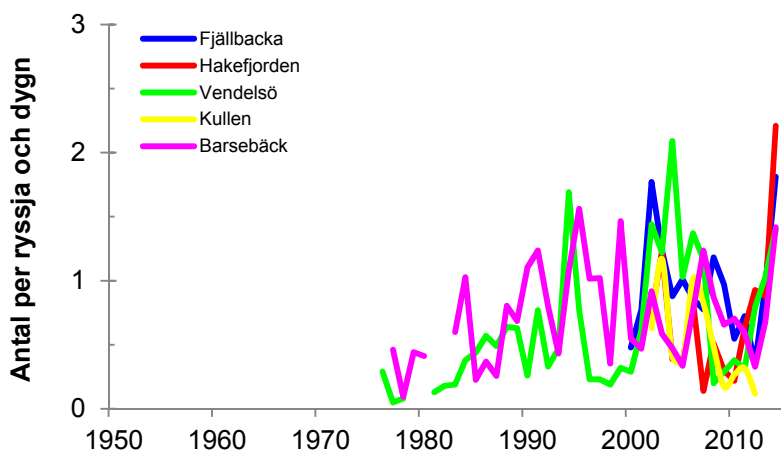
Fångst och landningar av gulål på västkusten har varierat utan trend från 72 till 374 ton mellan åren 1950 och 2011(Figur 8). Efter att man 2009 införde restriktioner i fisket har fångst och landningar minskat, och under våren 2012 stängdes fisket helt.



Figur 8 Årliga landningar från gulålsfisket på västkusten. Våren 2012 stängdes fisket.

### 3.1.3 Provfiskeserier

Catch per Unit of Effort (CPUE), eller fångst per ansträngning, är ett sätt att presentera fiskfångster på ett standardiserat sätt. I det här fallet är fångsterna beräknade och presenterade som antal ålar per ryssja och dygn (Figur 9).



Figur 9 Tidstrender i det fiskeoberoende ryssjeprovfisket på olika lokaler längs västkusten.

### 3.1.4 Indikatorer för beståndstatus

Det finns inga uppdaterade beståndsindikatorer för västkusten sedan 2012. De indikatorer som rapporterades under 2012 baserades på en extrapolation av de osäkra beräkningarna från år 2008. I avsaknad av ett uppföljningsprogram efter fiskestoppet våren 2012 är nuvarande status okänd.

Dekker (2012) uppskattade lekflykten till 12 ton, och en potentiell utvandring till 1 154 ton. På grund av osäkerheten i tolkningarna av den historiska beståndsdynamiken varierade skattningarna av lekflykten från svenska västkusten i ett jungfruligt tillstånd, till mellan 1 154 och 11 540 ton blankål som årligen lämnat västkusten.

## 3.2 Interaktioner mellan västkust, inland och Östersjön

Fångsten av blankål på västkusten har alltid varit mycket liten (Dekker 2012) och högst sannolikt föreligger ingen interaktion eller utbyte med ål från Östersjöområdet. Efter stängningen av fisket under våren 2012 finns inte längre någon inverkan på lekflyktsbeståndet ute på västkusten.

Det är osannolikt att fisket efter gulål på västkusten har påverkat de individer som vandrar upp i vattendragen. De har nämligen alltid varit långt mindre än de olika minimimått som gällt på västkusten. Fisket efter gulål på västkusten kan dock ha inverkat på ålar som migrerar in i Östersjön, men merparten av de förhållandevis stora ålyngel som vandrar upp i ostkustmynnande vattendrag, är också under de minimimått på gulål som gällt för västkustfisket.

Utsättningar på västkusten bör ha bidragit till det lokala ålbeståndet, samt kanske även till antalet ålar som väljer att vandra in i Östersjön. Se även diskussionen om utsättning på västkusten nedan.

## 3.3 Syften och mål på västkusten

Ålförvaltningsplanen har ett allmänt mål för hela landet. I det målet betonas en snabb ökning av lekflykten så att minskningen upphör och vänder till en ökning av mängden blankål som lämnar våra vatten. Den tillåtna antropogena påverkan var preliminärt beräknad till 20 % för gulålsdominerade områden, inklusive västkusten. Den faktiska effekten uppskattades dock till 40 % vid den tidpunkten (Dekker 2012). Efter stängningen av fisket under våren 2012 har det inte satts några nya gränser eller mål för biomassa eller dödlighet.

## 3.4 Förvaltningsåtgärder och dess effekter

Under våren 2012 stängdes fisket helt på västkusten. Vi vet inte hur fiskestoppet påverkat återhämtningen av ålbeståndet eftersom vi inte har en uppföljningsplan.

Efter genomförandet av Ålförvaltningsplanen har utsättningen av ålyngel ökat från 0,3 till nästan 1 miljon glasålekvalenter per år (Dekker 2015). En miljon glasålar motsvarar en förväntad blankålsproduktion i storleksordningen 30-100 ton, men det kommer att ta upp till 15 år innan vi når den mängden. Den förväntade produktionen är så liten i jämförelse med

den beräknade (potentiella) naturliga produktionen (1 154 ton eller mer), att det kan vara svårt att spåra effekten av utsättningar på västkusten.

### 3.5 Scenarier

Inga särskilda scenarier har begärts för västkusten. Vi har inte utforskat vad ett eventuellt återupptaget fiske där skulle få för effekter.

Nuvarande utsättningsvolymerna kan komma att ändras vilket kommer att påverka proportionen ål som härstammar från just utsättningar. Men eftersom den del som sätts ut är så liten i förhållande till den naturliga rekryteringen kommer det att krävas en mycket stor ökning av utsättningar för att de skall få någon egentlig betydelse för ålbeståndet. För närvarande är det högst osannolikt att tätheten i det utarmade beståndet begränsar blankålsproduktionen och därmed skulle inte heller utfallet av ytterligare utsättningar begränsas av eventuella täthetsberoende processer. Men om och när det naturliga beståndet återhämtar sig, eller om utsättningar skulle öka mycket kraftigt, så skulle vi kunna nå en nivå där densitetsberoende processer börjar bli begränsande. Då vi idag inte vet om och när ett täthetsberoende kan uppstå är vi i behov av en fortsatt övervakning för att kunna upptäcka och förutsäga sådana skeenden.

### 3.6 Övervakning

Efter att fisket stängdes under våren 2012 har de fiskeberoende dataserierna blivit föråldrade. Ett mindre provfiskeprogram med småryssjor har fortsatt. Dock räcker inte det för att kunna kvantifiera en återhämtning. På begäran av HaV pågår för närvarande arbetet med en särskild analys av datatillgänglighet och databehov.

### 3.7 Rekommendationer

Det rekommenderas

- att utveckla en helhetsplan för att övervaka den förväntade återhämtningen efter fiskeförbudet
- att effekten av utsättning vid kusten omprövas, eller att ett uppföljande kontrollprogram utvecklas

## 4 Inlandsvatten

Inlandsvatten inkluderar alla sötvatten, uppströms första vandringshindret i varje älv, med undantag för områden med en extremt låg ålförekomst (norr om 62,5°N), och några små områden som saknar relevanta data (Tabell 2).

Tabell 2 Storlek på olika typer av arealer för sötvattensområden.

Område	Yta (km <sup>2</sup> )
> 62.5°N (Indalsälven)	199 341
4 små vattendrag nära Norge	2 679
små vattendrag utan vandringshinder	8 379
Beståndsskattat område	235 209
Totalt	445 608

För sötvatten har helt nya skattningar, som rekonstruerar ålbeståndet, gjorts med hjälp av äldre information från yngelfällor, utsättningar samt fiske och vattenkraftsrelaterade data (Dekker 2015). Tidstrender för produktion av blankål rekonstruerades från 1960 och framåt vilket alltså avser ålar som rekryterats sedan 1940 och framåt. Tyvärr finns fiskedata endast tillgängligt från 1986 och därför kan mortaliteten i fiske och vattenkraft endast rekonstrueras för åren 1986 och senare. Ett arbete pågår dock med att bearbeta även äldre fångstuppgifter från diverse arkiv.

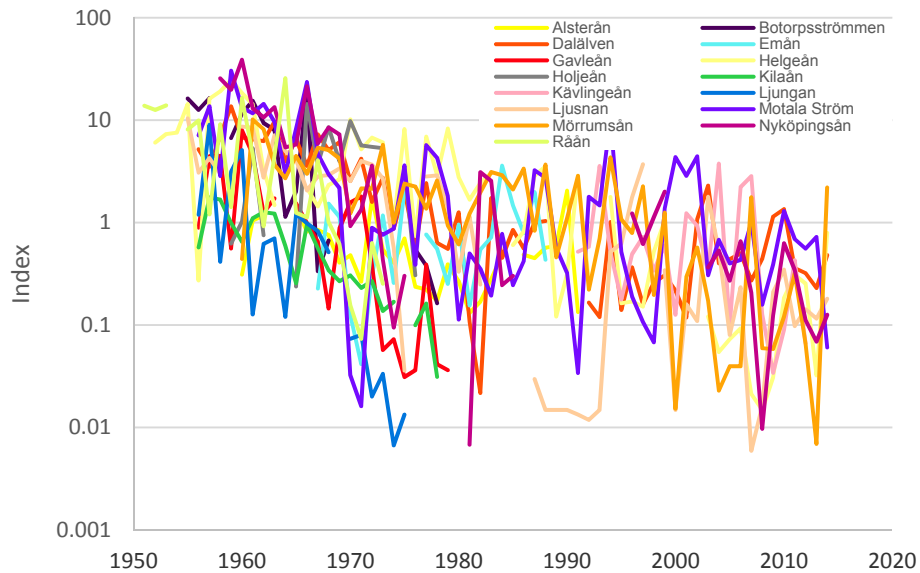
För mer detaljerad beskrivning och en utförligare presentation av analyserna hänvisar vi till Dekker (2015). Efter publiceringen i juni av Dekker (2015) och i samband med sammanställningen av denna rapport har det skett en större uppdatering av uppdragsfällornas databas (datafel, systematiskt utelämnande av s.k. ”nollobserveringar” och en omtolkning av tillförlitligheten i enskilda register). Detta påverkar främst observationer av låga tal, dvs. data från senare år. Det har tagits hänsyn till detta i de statistiska analyserna, vilket ger mindre statistisk vikt vid mindre tillförlitliga låga siffror. Som en följd har beräkningarna av antalet naturliga rekryter och av omflyttning av ålyngel förbättrats (icke trovärdiga negativa uppskattningar har tagits bort). Även uppskattningar av den antropogena mortaliteten har förbättrats, särskilt i slutet av 1990. Även om ingångsdata förbättrats i detalj, så har inte slutsatserna i stort förändrats.

### 4.1 Status för bestånden i inlandsvatten

#### 4.1.1 Naturlig rekrytering och utsättningar

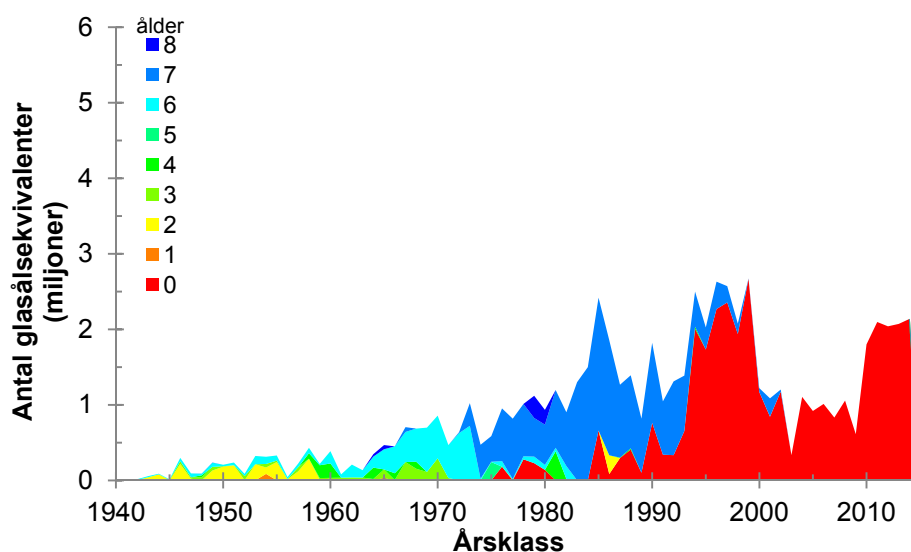
Data från ålyngelrekryteringen (glas- och gulål) kommer från fällor (ålyngelsamlare) vid de nedersta vandringshindren i åar och älvar som mynnar längs både västkusten (figur 7) och ostkusten (figur 10). Nya analyser visar att tidstrenderna skiljer sig åt beroende på ålynglens medelstorlek, vilken i sig är relaterad till avståndet från västkusten till respektive å på

ostkusten. Dataserier visar på en kraftig minskning av äldre ål (ostkusten) mellan 1950-1970 men dock inte alls mellan 1970-1990. För yngre ålar (västkusten) var nedgången liten före 1970 men 1980-1990 skedde en kraftig nedgång. Sedan 1990 har det alla serier visat på ytterligare, men mindre nedgångar.



Figur 10 Trender i antalet ålyngel som fångats vid ostkustmynnande vattendrag, uttryckt som standardiserade index korrigerade för provtagningsplats).

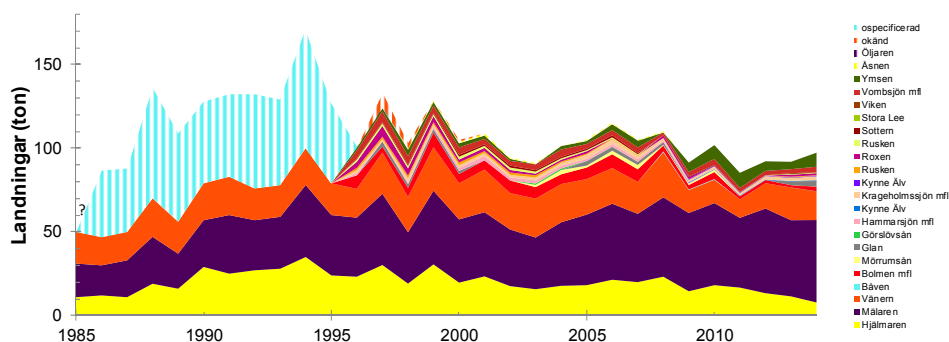
Glasål har allt sedan 1913 importerats från antingen England eller Frankrike för att sedan sättas ut i inlandsvatten. Även unga gulålar som fångats på västkusten har använts för utsättning i inlandet. Sedan andra världskriget har mängden utsatt ål ökat gradvis. Tills 1993 dominerade gulål från västkusten som utsättningsmaterial, men efter 1993 så ökade importen av glasål från utlandet (Figur 11). Under 1960 och 1970-talen, så kom mindre än 5 % av blankålen från utsättningar, men sedan 2010, är 85 % eller mer av utsatt ursprung (Figur 13).



Figur 11 Trend i antal ålar per åldersklass som använts för utsättning.

#### 4.1.2 Landningsserier

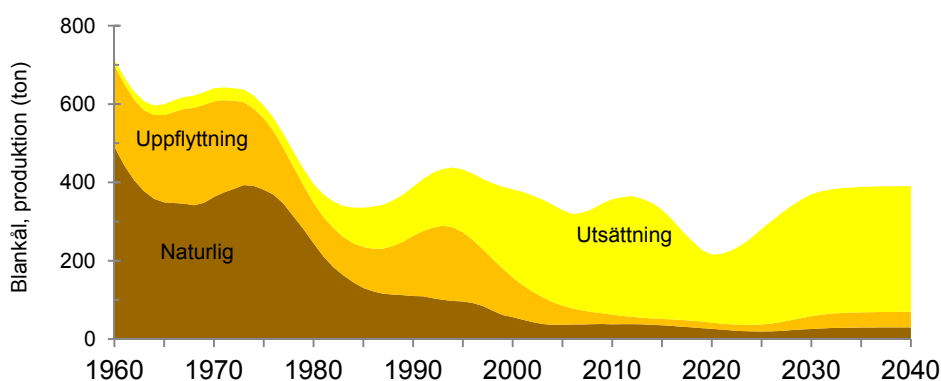
Det har förts statistik över fångster och landningar sedan sent 1800-tal, men tidsserierna är långt från kompletta och rapporteringssystemet har ändrats vid flera tillfällen. Fiskeriverket, (nu Havs- och vattenmyndigheten) har tillsammans med Statistiska Centralbyrån (SCB) hållit databaser över årliga landningar, ibland baserade på dagliga loggböcker, men mera vanligt, på månatliga eller årliga rapporteringar från individuella fiskare. Figur 12 visar fångststatistiken sedan 1985, och tidigare data är inte kompletta.



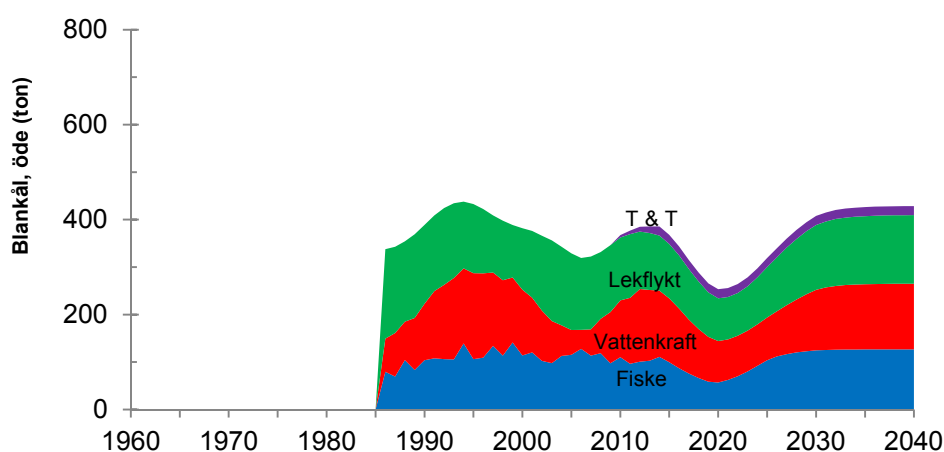
Figur 12 Trend i fiskets rapporterade landningar av ål för alla sjöar och år sedan 1985.

#### 4.1.3 Antropogena dödligheter

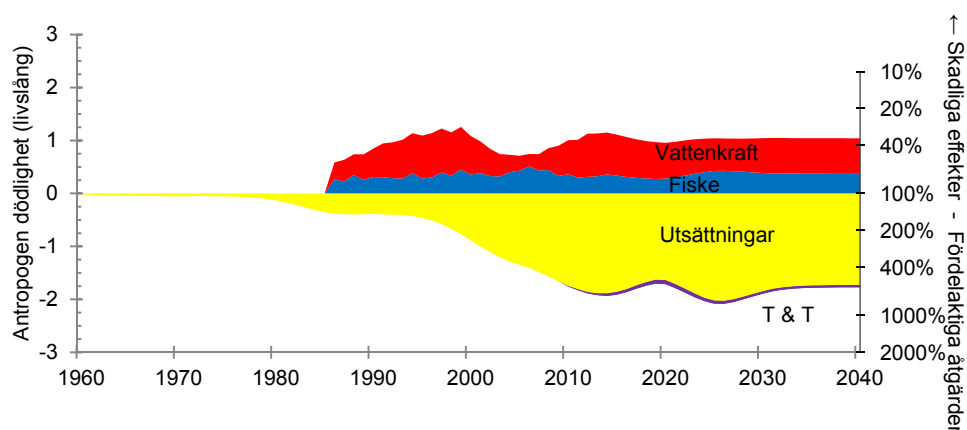
Nivån på den totala antropogena dödligheten ( $\Sigma A$ ) varierar från sjö till sjö, men också mellan år. Det finns lokaler utan antropogen dödlighet, lokaler med hög fiskeridödlighet och det finns de med en serie av vattenkraftverk nedströms som orsakar vattenkraftsrelaterad dödlighet. I den senaste beståndsuppskattningen rekonstruerade Dekker (2015) det öde varje omgång av ål gick till mötes och det för varje år vid varje lokal. Nedan presenteras de uppdaterade nationella summeringarna över biomassa och indikatorer för dödlighet (Figur 13, Figur 14 och Figur 15).



Figur 13 Produktion av blankål per år och ursprung (av ålen), dvs. den uppskattade totala produktionen före påverkan från fiske och vattenkraft.



Figur 14 Tidsserier för de inlandsproducerade blankålarnas öden. Data från före 1986 är inte kompletta. Med ”T & T” menas ”Trap & Transport”, se sektion 4.4.



Figur 15 Tidsserier för den uppskattade antropogena dödligheten, fördelad på fiske, vattenkraft, utsättning samt Trap & Transport (T & T, se sektion 4.4). Den dödlighet som utsättning och Trap & Transport representerar är negativ, dvs. åtgärderna ökar lekflykten.

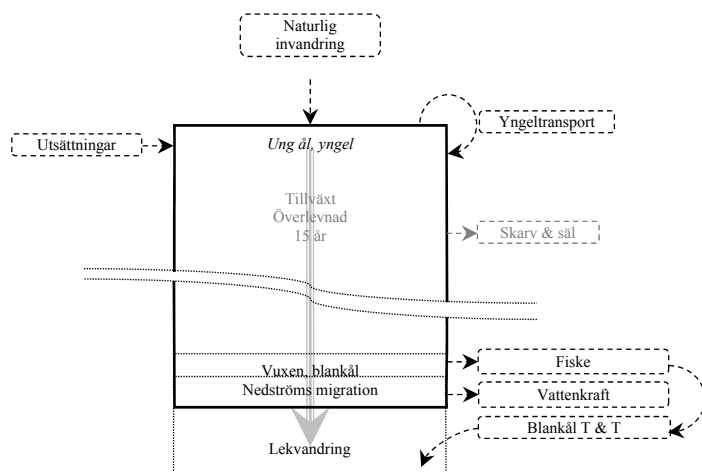


## 4.2 Interaktioner inom och mellan inlandsvatten och övriga vattenområden

Ålbeståndet i inlandsvatten har inte mycket interaktioner med andra områden. De blankålar som lämnar sötvatten på väg mot Östersjön måste passera kustfisket på sin väg mot Atlanten, men påverkan från kustfisket är litet i förhållande till fisket i de sjöar de kommer från, så den delen kan ignoreras i sammanhanget. Interaktioner med andra länder på grund av importen av glasål från Frankrike och England har diskuterats under 2.4.1.

I inlandsvattnen finns ett starkt samspel mellan olika påverkansfaktorer och åtgärder (*Figur 16*). I början av ålens liv har vi den kompletterande, förstärkande effekten av både yngeltransport och utsättning av importerat ålyngel. Det är valet av utsättningsplats som i stort avgör hur ålarna sedan kommer att påverkas av fiske och vattenkraft. Som ett exempel kan förändringen i var utsättningar görs tas upp, tidigare låg fokus på Mälaren och nu ligger det på Väneren, ett val som kommer att öka den vattenkraftsrelaterade dödligheten efter 2020 högst väsentligt.

I den andra änden av ålens liv, så följer påverkan relaterad till vattenkraften (se nedan) den som relaterar till fisket, dvs. en förändring i fisket kommer att påverka även den vattenkraftsrelaterade dödligheten, men inte tvärs om. Vi återkommer till en diskussion om dessa interaktioner i sektion 4.5, där detaljerade scenariesimuleringar presenteras.



Figur 16 Schematisk översikt av faktorer och åtgärder som påverkar inlandsbeståndet av ål.

### 4.3 Syften och mål i inlandsvatten

Den svenska Ålförvaltningsplanen (Anonymous 2008) ansluter till målen i den europeiska Ålförordningen. Ålförvaltningsplanen betonar att lekflykten måste öka fortare, så att ålrekryteringen ökar istället för att minska. En "balansekvation" har utvecklats för att kunna utvärdera de åtgärder som görs. I ekvationen jämförs de antropogena faktorerna, tillåtna enligt en hållbar förvaltning, med de verkliga effekterna. Baserat på analysen av Åström och Dekker (2007), var den tillåtna antropogena påverkan preliminärt beräknad (som en procentuell andel av den potentiella produktionen) till 20 % för gulålsdominerade områden och till 10 % för blankålsdominerade områden. En antropogen dödlighet,  $\Sigma A = 0,11$  skulle då överensstämja med en 10 % dödlighet enligt Ålförvaltningsplanen och  $\Sigma A = 0,22$  till en dödlighet om 20 %.

Från och med 2008 har analysen från Åström och Dekker (2007) upprepats, men då med hjälp av beräkningar som tar mer hänsyn till förutsättningarna som råder i den södra delen av det europeiska ålbeståndets utbredningsområde (Lambert 2008). Analysen indikerade att resultaten är starkt beroende av de antaganden som görs om biologiska parametrar som tillväxt och livslängd. De parametrar som används av Åström och Dekker (2007) har senare visat sig inte vara representativa för beståndet som helhet.

"Balansekvationen" jämför faktiska effekter på den potentiella produktionen. Eftersom både de faktiska och de potentiella värdena varierar över tid så ändras målen från år till år. Därför är det besvärligt att tillämpa "Balansekvationen" och extrapolera till andra år.

Vi rekommenderar att tillämpningen av "Balansekvationen" upphör, och därmed också att tillämpningen av målen för Ålförvaltningsplanen (10 % respektive 20 %) avslutas. Istället bör en uppdaterad och övergripande förvaltningsplan för sötvatten utvecklas, en plan som baseras på de förbättrade skattningarna med hänvisning till referenspunkter i internationella system för beståndsuppskattning (kapitel 2).

Den svenska Ålförvaltningsplanen beräknade produktionen av ål från sötvatten på grundval av storlek på habitat och relationen mellan känd produktivitet (fiskets utbyte), temperatur, näringshalter och avstånd till havet/Skagerrak. Däremot ingick inte effekterna av utsättningar. I analysen gjordes antagandet att produktionen är begränsad av habitatet, och detta betyder att utsättningar av ålyngel inte skulle leda till någon väsentligt ökad produktion eftersom livsmiljöernas kapacitet inte räcker till. I själva verket så har utsättningar avsevärt ökat fiskets avkastning och till nivåer som inte nåtts tidigare (*Figur 11*). Dessutom ses att överlevnaden från yngel till vuxen ål är mycket god då jämförelser görs mellan utsättningsmängder och yrkesfiskets fångster. Sålunda verkar den naturliga dödligheten vara långt under de konventionella uppskattningarna (Dekker 2015). Det verkar inte vara livsmiljöbetingelserna utan rekryteringen (vare sig den härrör från naturligt invandrade eller utsatta ålar) som begränsar produktionen av ål i sötvatten. Förutsatt att täthetsberoende processer inte nämnvärt påverkar produktionen ger det en mindre försiktighetsanpassad syn på beståndsstatus (Dekker 2010). Mot bakgrund av dagens svaga ålbestånd och till dess motsatsen är bevisad så ges våra råd med antagandet att täthetsberoende processer inte förekommer i dag.

#### 4.4 Förvaltningsåtgärder och deras effekter

I enlighet med Ålförvaltningsplanen har det sedan den infördes genomförts en rad förvaltningsåtgärder, som ökade utsättningar, fiskebegränsningar och kompenserande åtgärder för vattenkraftsrelaterad dödlighet. Var och en av dessa åtgärder kommer att ha en inverkan på beståndet, men det är svårt att kvantifiera de enskilda effekterna var för sig. För det första, skulle beståndet utvecklats i varierande grad även helt utan åtgärder, dels på grund av effekterna från fiske och vattenkraft, men främst beroende på tidigare omflyttningar och utsättningar av ålyngel. För det andra, så är effekterna av olika åtgärder är inte oberoende av varandra. Exempelvis leder en minskning av fisket till en ökning av vattenkraftsrelaterad dödlighet.

Ökningen av utsättningsmängderna sedan 2010 förväntas bidra till en ökad blankålsproduktion från 2020 och framåt (Figur 13). Så i dagsläget bidrar inte detta till återhämtningen.

Sedan Ålförvaltningsplanen antogs så har fiskeridödligheten sjunkit från 0,41 till 0,33 (i genomsnitt för sju år före, respektive efter 2009), men en del av denna förändring skulle ha inträffat även om inga ytterligare begränsningar i fisket hade genomförts.

Sedan Ålförvaltningsplanen antogs har den vattenkraftsrelaterade dödligheten fördubblats, från 0,36 till 0,73 (i genomsnitt för sju år före, respektive efter år 2009). Den stora ökningen av mortaliteten är till stor del en följd av de geografiska förändringar som skett av utsättningarna (exempelvis från Mälaren till Väneren). Omlöp and skonsam drift av kraftverk har inte genomförts.

Trap & Transport är att fånga blankål uppströms vattenkraftverk för att sedan transporteras för utsättning nedströms nedersta kraftverket. Trap & Transport påbörjades år 2009 och uppgick till 14 ton år 2014. Det kan kompensera för en dödlighet på upp till 0,07.

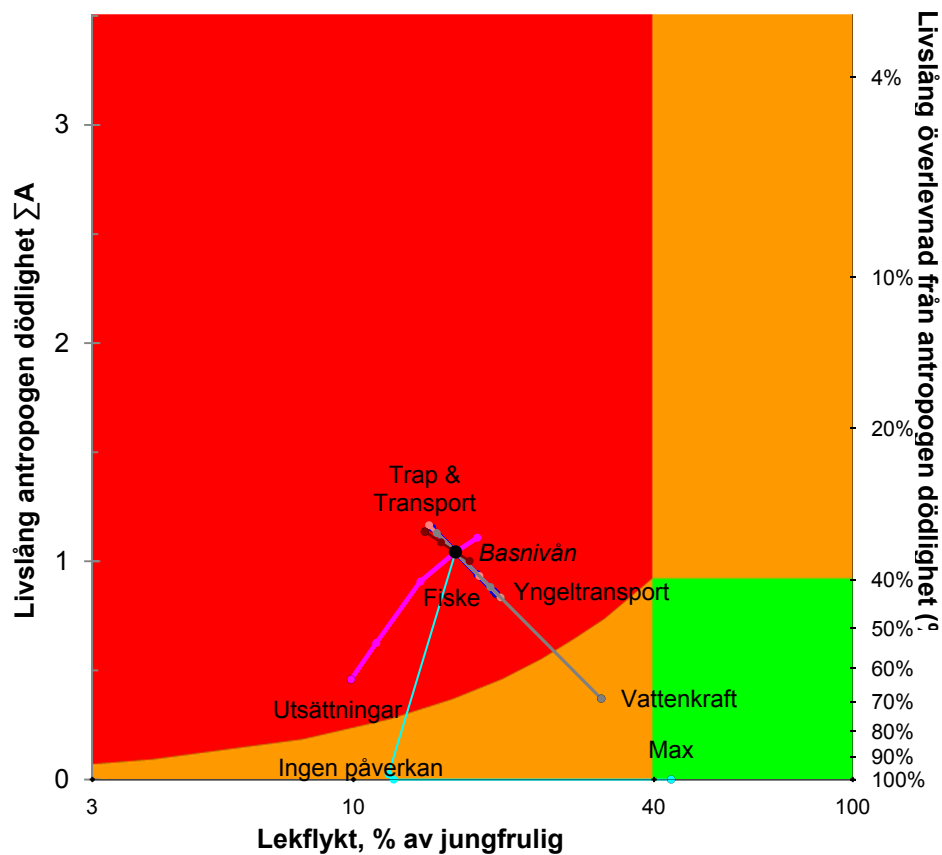
#### 4.5 Scenarier

För att undersöka (den möjliga) effekten av framtida förvaltningsåtgärder, så har en rad scenarier analyserats. För varje påverkansfaktor (a. yngeltransport, b. utsättning, c. fiske, d. vattenkraft och e. Trap & Transport), så antogs att påverkan: 1. ökade till 150 %, 2. dagens situation kvarstår, 3. den reducerades till 50 %, 4. en stegvis reduktion mot noll, eller 5. att en omedelbar minskning till noll verkställdes. Till det kommer att tre sammansatta scenarier analyserades: ett scenario där all påverkan, utom den från vattenkraft, stoppades, en där också vattenkraftens påverkan stoppades helt samt ett scenario där alla åtgärder för att maximera lekflykten ingår, dvs. utsättning och yngeltransport kvarstår och all dödlighet stoppas. Slutligen, på begäran av HaV, har vi lagt till ett specialscenario där effekten av att flytta dagens utsättningar i Väneren till Mälaren. Resultaten för de olika scenarierna redovisas i Appendix. *Figur 17* summerar resultaten, där bidraget från utsatta ålar beaktats och *Figur 18* visar samma sak, men då utan utsatta ålar.

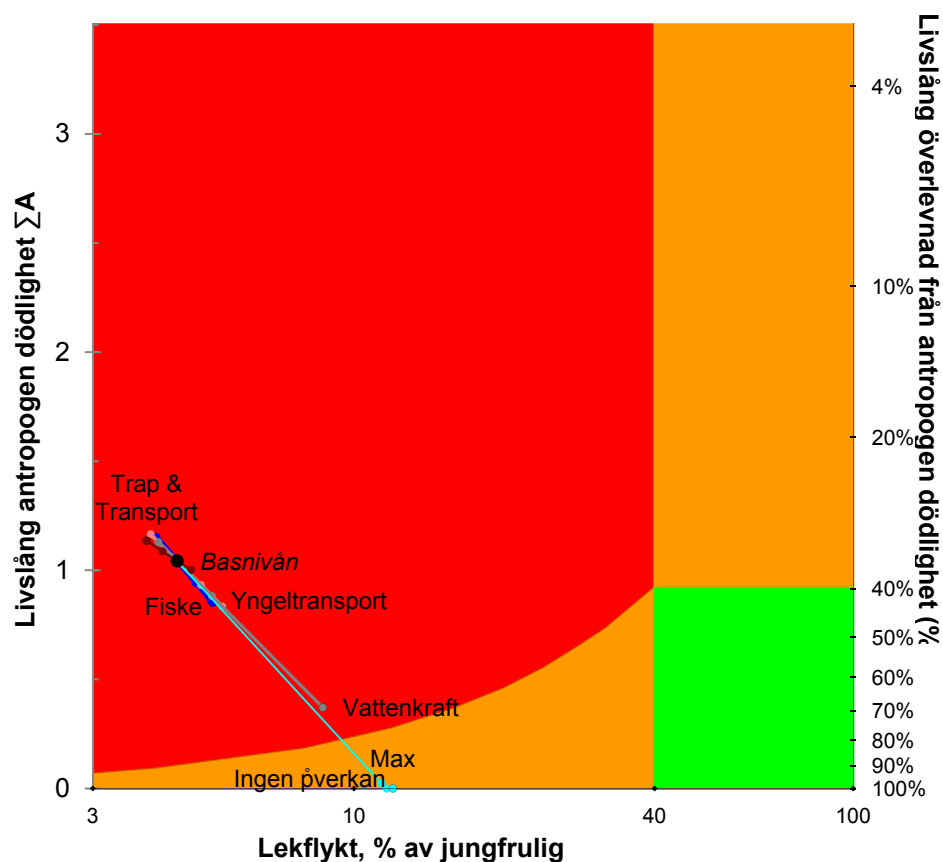
För basscenariot, så uppskattades den totala antropogena dödligheten  $\Sigma A$  för 2014 till  $\Sigma A=1,15$ , väl över det långsiktiga gränsvärdet om  $\Sigma A_{lim}=0,92$  (i överensstämmelse med 40 %

-målet i Ålförordningen), och även över ICES kortfristiga gränsvärde för långlivade arter ( $\sum A_{lim} = 0,37$  med utsättning, respektive  $\sum A_{lim} = 0,10$  utan utsättning). Om vi fortsätter med dagens skyddsåtgärder utan någon förändring före 2040, så uppskattas den totala antropogena dödligheten då till  $\sum A = 1,04$ , dvs. en liten men ej signifikant förbättring.

En reduktion av yngeltransport, av utsättning eller av fiske skulle, på lång sikt, förbättra beståndets tillstånd, men inte ens ett totalt stopp av någon av dessa faktorer skulle återföra beståndet till en långsiktigt hållbar nivå (Figur 17, Figur 18). Oavsett vilken kombination av dessa åtgärder man väljer, så når man inte en hållbar situation för inlandets ålbestånd, såvitt man inte högst avsevärt minskar vattenkraftens påverkan. Det sammansatta scenariot "Minimal påverkan, men med vattenkraftsrelaterad dödlighet" (likväl som för de andra två sammansatta scenarierna) kommer att återföra ålbeståndet i inlandet till en hållbar status. Men, det kommer till priset av en kraftigt reducerad storlek av beståndet och med nästan inga ålar alls ovan vattenkraftverk och andra vandringshinder. Det skulle innebära att merparten av inlandshabitaten inte skulle kunna utnyttjas av ål. Det skulle då komma i konflikt med förpliktelserna enligt EU:s ramdirektiv för vatten (Vattendirektivet), som bl.a syftar till att öppna upp fria vandringsvägar för diadroma arter: "Flodens kontinuitet är inte påverkad av människors verksamhet och den tillåter att vattenlevande organismer obehindrat kan vandra och sedimenttransport ske".



*Figur 17* Sammanfattande figur över resultaten från de olika scenarierna, där beståndsindikatorerna (lekflykt och dödlighet) vid år 2040 visas. Figuren visar indikatorerna för alla scenarier. För varje typ av påverkan och åtgärd är en linje, som kopplar samman de scenarier som relaterar till påverkan ifråga, ritad. Notera att förklaringstexterna är placerade vid noll påverkan, dvs. när den namngivna påverkan är frånvarande. Inga scenarier som kombinerar mer än en typ av åtgärd har analyserats, förutom ett scenario helt utan mänsklig påverkan och ett med en kombination av alla de åtgärder som maximerar lekflykten. Figuren inkluderar effekten av utsättning i alla indikatorer. Se Dekker (2015) för närmare förklaring av figuren.



Figur 18 Sammanfattande figur över resultaten från de olika scenarierna, där beståndsindikatorerna vid år 2040 visas. Figuren visar indikatorerna för alla scenarier. För varje typ av påverkan och åtgärd är en linje, som kopplar samman de scenarier som relaterar till påverkan ifråga, ritad. Notera att förklaringstexterna är placerade vid noll påverkan, dvs. när den namngivna påverkan är frånvarande. Inga scenarier som kombinerar mer än en typ av åtgärd har analyserats, förutom ett scenario helt utan mänsklig påverkan och ett med en kombination av alla de åtgärder som maximerar lekflykten. Figuren exkluderar effekten av utsättning i alla indikatorer. Se Dekker (2015) för närmare förklaring av figuren.

#### 4.6 Övervakning och registrering

Beståndsuppskattningen i Dekker (2015) baserar sig på rekryteringsdata (invandrings-, respektive utsättningsdata), fångster och vattenkraftsrelaterad dödlighet (antingen beräknad eller observerad), dvs. tillskott och förluster i beståndet kvantifieras. Fiskeriberoende beståndsuppskattningar, som de som rutinmässigt görs i marina sammanhang, följer samma metodik. Om däremot den antropogena påverkan på beståndet skulle minska eller minimeras, som när ålfisket på västkusten stängdes våren 2012, så kommer även dataserien i fråga att avslutas. Alternativet till en fiskeriberoende beståndsuppskattning är en fiskerioberoende sådan, där fokus ligger på beståndstäthet som observeras genom studier i fält. Dekker (2015) rekommenderade en förbättring för sin beståndsuppskattning genom att validera den mot resultaten från oberoende beståndsstudier (elfiske i rinnande vatten och ryssjefisken i sjöar). Genom att göra så, verifieras inte bara resultaten, utan det skulle även öka möjligheterna att göra beståndsuppskattningar oberoende av tillgång till data från ett fiske, något som skulle säkerställa förutsättningarna för framtida förvaltningsåtgärder. Det skulle också kunna ses som ett exempel för en nödvändig gemensam beståndsuppskattning för hela Östersjöområdet (Dekker *et al.* 2013).

Kvaliteten i vissa dataserier är inte optimal. I synnerhet rekommenderas det att förbättra landningsdata, eventuellt genom ett annat rapporteringssystem.

#### 4.7 Rekommendationer

Det rekommenderas

- att utveckla en uppdaterad och övergripande förvaltningsplan för inlandsbeståndet av ål, inkluderande reviderade gränsnivåer och mål.
- att förbättra kvaliteten i landningsdata, möjligen med ett annat system för rapportering.
- att förbättra beståndsuppskattningens kvalitet genom att validera med hjälp av oberoende beståndsundersökningar (elfiske i strömmande vatten och ryssjefisken i sjöar).

## 5 Östersjökusten

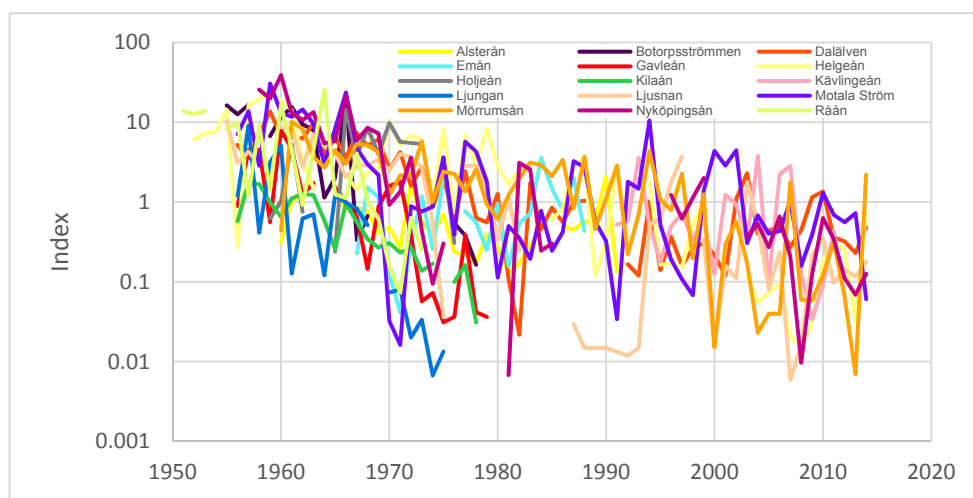
### 5.1 Status

Ålbeståndet längs Östersjökusten kan delas upp i två grupper. Ett gulålsbestånd som återfinns i grunda kust- och skärgårdsvatten och som det finns relativt liten kunskap om när gäller tätheter och förekomster. Den andra gruppen består av blankål som vandrar från hela Östersjöområdet. När dessa ålar passerar svenska kusten på sin väg ut ur Östersjön och mot lekområdet i Atlanten, exponeras de för bottengarnsfisket. Här finns statistik från både landningar, provtagningsprogram och märkningsstudier, men var de utvandrande ålarna kommer ifrån är mer eller mindre okänt.

Här presenteras främst information om rekryteringen av ålyngel i åar som mynnar ut i Östersjön, data från landningar i fisket, samt information om fiskeridödligheten.

#### 5.1.1 Rekryteringsserier

Data över antal ålyngel som vandrar upp i sötvatten erhålls genom att ålar fångas vid det första vandringshindret i Östersjömynnande vattendrag (Figur 19). Dessa ålyngel är i allmänhet större än de som fångas på motsvarande sätt på Västkusten. Nya analyser visar att tidstrenderna skiljer sig åt beroende på ålynglens medelstorlek, vilken i sig är relaterad till avståndet från västkusten till respektive å på Östersjökusten. Dataserier baserade på uppvandringen i ostkustmynnande vattendrag med äldre ålar visar på en kraftig minskning i uppvandring mellan 1950-1970, men nästan ingen minskning alls mellan 1970-1990 och sedan dess en långsam nedgång.

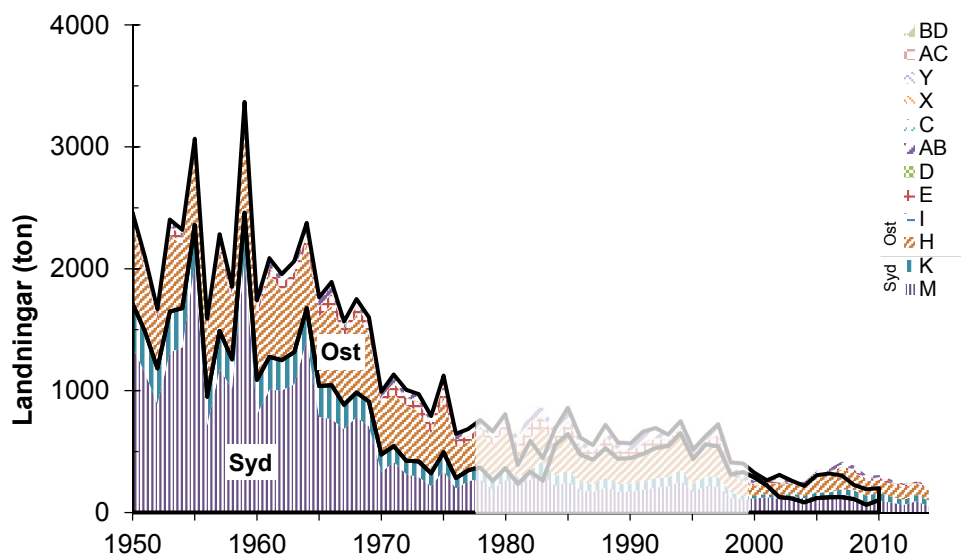


Figur 19 Trender i antalet ålyngel fångade i vattendrag som mynnar i Östersjön, uttryckt som standardiserade index (korrigerade för provtagningsplats).



### 5.1.2 Landningar

Fiskets fångster längs Östersjökusten har minskat från att på 1950-talet i genomsnitt vara 2 300 ton per år, till i genomsnitt 270 ton per år sedan genomförandet av Ålförvaltningsplanen (2009).



Figur 20 Fiskets landningar på Östersjökusten uppdelat på län. För en detaljerad diskussion om data från landningarna och vissa mindre korrigeringar (bl.a. mellan 1978 och 1999), se Dekker och Sjöberg (2013).

### 5.2 Indikatorer för beståndstatus

Beräkningarna i Dekker (2015) omfattar effekterna som det svenska blankålfisket har på den utvandrande ålen. Andra effekter på samma ål har inte tagits med, exempelvis vad som skett i andra länder och i tidigare levnadsstadiet. Ingen integrerad bedömning för hela Östersjöns ålbestånd har ju kommit till stånd.

I märkningsförsök har fiskeridödligheten för blankål skattats och försöken visar att påverkan har minskat från ca  $\Sigma A=0,10$  under 2000-talet till  $\Sigma A=0,02$  på 2010-talet.

Återfångst i fisket av märkta ålar från senare års märkningsstudier är låg (7 %) i jämförelse med tidigare decennier (30-55 %). Det är en indikation på att fiskets inverkan på beståndet har minskat högst avsevärt. Samtidigt medför dagens små antal och procentsatser att den statistiska säkerheten skulle kunna vara låg. En kontroll av analysresultaten indikerar dock att konfidensintervallen är så smala som de var decennier tillbaka (Dekker & Sjöberg 2013), ca 2 % för de nordligaste utförda experimenten och mindre för de sydligaste märkningarna.

Uppskattningarna av biomassan utfördes av Dekker & Sjöberg (2013) som en kvot mellan rapporterade landningar och uppskattningar av fiskeridödlighet, men dessa estimat påverkas dock väsentligt av de mycket låga fångstvärdena (se Dekker 2015 för en mer detaljerad diskussion). Då kvaliteten hos landningsdata inte kan kvantifieras (och det föreligger tveksamheter), så är det oklart hur säkra uppskattningarna av biomassan egentligen är. Dekker

(2015) presenterade skattningar av nuvarande biomassa i storleksordningen 2 000 ton per län, med undantag för Blekinge (5 400 ton) och Gävleborg (89 000 ton). Landningarna från Gävleborg var < 1 ton per år, medan landningarna i Blekinge var ca 50 ton per år. Uppenbarligen är den extrema skattningen av biomassan för Gävleborg högst osäker.

Bilden kvarstår dock, att från hela Östersjöområdet pågår en massiv vandring av blankål, där det svenska fisket har en marginell ( $\Sigma A = 0,02$ ) påverkan på beståndet. Notera dock att effekterna av det danska fisket fortfarande inte är kända.

### 5.3 Interaktioner

Den blankål som fiskas upp i det svenska fisket kan härröra från gulål från hela Östersjöområdet. Ålbeståndets storlek och lekvandringen påverkas således av alla åtgärder som åstadkoms i Östersjöns källområden, och det svenska blankålsfisket utgör en i raden av alla antropogena påverkansfaktorer.

### 5.4 Syften och mål på ostkusten

Den svenska Ålförvaltningsplanen (Anonymous 2008) ansluter sig till målen i den europeiska Ålförordningen. Ålförvaltningsplanen betonar en snabb ökning av lekflykten, så att utvecklingen vänder från minskande till ökande ålrekrytering. För att utvärdera de åtgärder som görs har en "balansekvation" utvecklats. I ekvationen jämförs de antropogena faktorerna, tillåtna enligt en hållbar förvaltning, med de verkliga effekterna. Baserat på analysen av Åström och Dekker (2007), var den tillåtna antropogena påverkan preliminärt beräknad (som procent av den potentiella produktionen) till 20 % för gulålsdominerade områden och till 10 % för blankålsdominerade områden. En dödlighet,  $\Sigma A = 0,11$  skulle överensstämja med en 10 % dödlighet enligt Ålförvaltningsplanen och  $\Sigma A = 0,22$  till en dödlighet om 20 %.

Sedan 2008 har analysen från Åström och Dekker (2007) upprepats, men då med hjälp av beräkningar som tar mer hänsyn till förutsättningarna som råder i den södra delen av det europeiska ålbeståndets utbredningsområde (Lambert 2008). Analysen indikerade att resultatet är starkt beroende av antaganden gjorda om biologiska parametrar som tillväxt och livslängd. De parametrar som används av Åström och Dekker (2007) har senare visat sig att inte vara representativa för beståndet som helhet. "Balansekvationen" jämför faktiska effekter på den potentiella produktionen. Eftersom både de faktiska och potentiella värdena varierar över tid så ändras målen från år till år. Därför är det besvärligt att tillämpa "Balansekvationen" och utföra extrapolering till andra år.

Vi rekommenderar att tillämpningen av "Balansekvationen" upphör, och därmed också tillämpningen av målen för Ålförvaltningsplanen (10 % respektive 20 %) avslutas. Istället bör en uppdaterad och övergripande förvaltningsplan för sötvatten utvecklas, en plan som baseras på de förbättrade skattningarna med hänvisning till referenspunkter i internationella regelsystem för utvärdering av beståndsuppskattningar (kapitel 4).

På grund av de interaktioner som finns mellan det svenska kustfisket efter blankål och förvaltningen av ål i dess uppväxtområden runtom Östersjön, kan ett förvaltningsmål inte sättas upp enkom för Sverige. Det är de kombinerade effekterna av förvaltningsåtgärder i källområdena och längs både de svenska och danska kusterna som avgör den totala effekten på beståndet. Detta understryker återigen behovet av en gemensam och samordnad förvaltnings- och beräkningsmodell i Östersjöområdet.

## 5.5 Förvaltningsåtgärder och deras effekter

I enlighet med Ålförvaltningsplanen har förvaltningsåtgärder implementerats gällande begränsningar av fisket samt ökade utsättningar av importerat ålyngel.

Utsättning av ålyngel på Östersjökusten har ökat från 0,017 till 0,125 miljoner glasålsekvivalenter per år. Antalet glasålar motsvarar en förväntad blankålsproduktion i storleksordningen 4-10 ton, men det kommer att ta upp till 15 år innan produktionen är så stor, det vill säga innan ålarna vuxit till sig och utvecklats till blankål. Den förväntade produktionen är dock så liten jämfört med den beräknade (potentiella) naturliga produktionen (3 770 ton), att den blir svår att härleda. Därmed blir det också svårt att bedöma effekten av utsättningarna på Östersjökusten.

Det finns uppskattningar av Östersjöfiskets fiskeridödlighet, men endast som ett genomsnitt för ett antal år. Mellan åren 2000 och 2010 uppskattas fiskeridödligheten i genomsnitt till  $\Sigma A = 0,10$ ; och efter år 2010 uppskattas fiskeridödligheten till  $\Sigma A = 0,02$ .

Vi vet idag inte hur stor den totala europeiska lekflykten från Östersjöområdet är, eftersom det saknas en gemensam ålförvaltning runt Östersjön. Information om effekterna från det danska kustfisket saknas också.

## 5.6 Scenarier

Inga särskilda scenarier har begärts för den svenska Östersjökusten men man kan tänka sig att nuvarande omfattning av utsättningar längs Östersjökusten kan komma att ändras och att ändringarna kommer att få en proportionell effekt på blankål med utsatt härkomst. Det kommer dock att krävas en betydande ökning av utsättningarna för att det ska bli möjligt att via monitoring synliggöra utsättningarnas effekter.

Fisketrycket kan ändras och eftersom fisket sker på blankål kommer en eventuell minskning av fångsterna att direkt bidra till en ökad lekflykt från Sverige. Men eftersom den relativa effekten (mortaliteten) i det nuvarande fisket är så låg, så kommer en ökning av den totala mängden lekvandrande blankål att utgöra en mycket liten andel. Fångsten år 2014 var 213 ton och den totala blankålsutvandringen uppskattades till 3 557 ton, vilket betyder att ett totalt fiskestopp endast skulle öka lekflykten med 6 %. Dessutom vet vi inte i vilken utsträckning en ökning av antalet blankålar som vandrar från svenska vatten kommer att bidra till lekflykten till Atlanten, eftersom effekterna av det danska fisket inte är kända.

## 5.7 Övervakning

Bedömningen av fiskets påverkan baseras på återkommande fångst-återfångstförsök där blankål märks på kusten. På grund av den lilla (och minskande) effekten av fisket, är antalet återfångster allt mindre vilket gör uppskattningar av biomassa-indikatorer mycket osäkra (i motsats till de mer exakta uppskattningarna av fiskeridödligheten). För att förbättra uppskattningarna av biomassa krävs det en övergripande bedömning av produktionen av det utvandrande blankålsbeståndet i hela Östersjöområdet.

## 5.8 Rekommendationer

Det rekommenderas

- att blankålsmärkningarna fortsätter samt att resultatet från våra nationella skattningar införlivas i ett gemensamt övervakningsprogram som täcker hela Östersjöområdet.
- att nationella skyddsåtgärder samordnas med övriga stater runt Östersjön för en integrerad Östersjöförvaltning.



## 6 References

- Aker E., & Koops H. 1974 On the eel fishery of the Federal Republic of Germany in the German Bight. ICES C.M. 1974/M:3 (mimeo).
- Als T. D., Hansen M. M., Maes G. E., Castonguay M., Riemann L., Aarestrup K. I. M. & Bernatchez L. 2011 All roads lead to home: panmixia of European eel in the Sargasso Sea. *Molecular Ecology*, 20(7), 1333-1346.
- Anonymous 2005 Proposal for a Council Regulation establishing measures for the recovery of the stock of European Eel (presented by the Commission). COM (2005) 472 final.
- 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:SV:PDF> (Svensk)  
<http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=OJ:L:2007:248:0017:0023:EN:PDF> (English)
- Anonymous 2008 Förvaltningsplan för ål. Bilaga till regeringsbeslut 2008-12-11 Nr 21 2008-12-09 Jo2008/3901 Jordbruksdepartementet. 62 pp.  
[https://www.fiskeriverket.se/download/18.7c5197de123343f05d280007183/%C3%85L\\_%C3%B6rvaltningsplan\\_bilagor\\_beslut\\_20081211.pdf](https://www.fiskeriverket.se/download/18.7c5197de123343f05d280007183/%C3%85L_%C3%B6rvaltningsplan_bilagor_beslut_20081211.pdf) (Svensk)  
[http://www.fishsec.org/downloads/1233757502\\_69937.pdf](http://www.fishsec.org/downloads/1233757502_69937.pdf) (English)
- Anonymous 2014 On the outcome of the implementation of the Eel Management Plans, including an evaluation of the measures concerning restocking and of the evolution of market prices for eels less than 12 cm in length. COM (2014) 0640 final.
- Boström, M. K., Öhman, K. 2014 Mellanskarvens i Roxen. Förändringar i fiskesamhället och mellanskarvens (*Phalacrocorax carbo sinensis*) föda. *Aqua reports* 2014:10. Sveriges lantbruksuniversitet, Öregrund. 44 pp.
- Boubée J., Jellyman D. & Sinclair C. 2008 Eel protection measures within the Manapouri hydro-electric power scheme, South Island, New Zealand. *Hydrobiologia*, 609(1), 71-82.
- Briand C., Bonhommeau S., Beaulaton L. & Castelnaud G. 2008 An appraisal of historical glass eel fisheries and markets: landings, trade routes and future prospect for management. In C. Moriarty (ed.), *The Institute of Fisheries Management Annual Conference 2007* (Westport: The Institute of Fisheries Management), 21 pp.
- Calles O. & Christiansson J. 2012 Ålens möjlighet till passage av kraftverk - En kunskaps-sammanställning för vattendrag prioriterade i den svenska ålförvaltningsplanen samt exempel från litteraturen. *Elforsk rapport* 12:37. 77 s.
- Calles O., Degerman E., Wickström H., Christiansson J., Gustafsson S. & Näslund I. 2013 Anordningar för upp- och nedströmspassage av fisk vid vattenanläggningar – en litteratursammanställning. *Havs- och vattenmyndighetens rapport*. 2013:14. 114 s.
- Calles O., Karlsson S., Hebrand M., & Comoglio C. 2012 Evaluating technical improvements for downstream migrating diadromous fish at a hydroelectric plant. *Ecological Engineering*, 48, 30-37.
- Calles O., Olsson I. C., Comoglio C., Kemp P. S., Blunden L., Schmitz, M. & Greenberg L. A. 2010 Size-dependent mortality of migratory silver eels at a hydropower plant, and implications for escapement to the sea. *Freshwater Biology*, 55(10), 2167-2180.
- Carr J. W., & Whoriskey F. G. 2008 Migration of silver American eels past a hydroelectric dam and through a coastal zone. *Fisheries Management and Ecology*, 15(5-6), 393-400.
- Cavaco A. 1997 Letter C1/OH D(97) from EU Commissioner Cavaco to the General Secretary of ICES, dated 30<sup>th</sup> September 1997, requesting advice on fish and shellfish in Community waters, with a dedicated paragraph on eel.
- Clevestam P., & Wickström H. 2008 Rädde ålen och ålfisket. Ett nationellt bidrag till en europeisk förvaltningsplan Slutrapport från pilotprojekt till Fonden för fiskets utveckling. Swedish Board of Fisheries (Dnr: 231-1156-04), 42pp.
- Dekker W. 2000 The fractal geometry of the European eel stock. *ICES Journal of Marine Science* 57, 109-121.
- Dekker W. 2003a Did lack of spawners cause the collapse of the European eel, *Anguilla anguilla*? *Fisheries Management and Ecology* 10: 365-376.

- Dekker W. 2003b On the distribution of the European eel and its fisheries. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 60, 787-799.
- Dekker W. 2004a Slipping through our hands - Population dynamics of the European eel. PhD thesis, 11 October 2004, University of Amsterdam, 186 pp.  
[http://www.diadfish.org/doc/these\\_2004/dekker\\_thesis\\_eel.pdf](http://www.diadfish.org/doc/these_2004/dekker_thesis_eel.pdf)
- Dekker W. 2004b What caused the decline of Lake IJsselmeer eel stock since 1960? *ICES Journal of Marine Science* 61: 394-404.
- Dekker W. 2009a Bottom trawl surveys in the southern North Sea. Working document presented to the Study Group on Anguillid Eels in Saline Waters, Goteborg Sweden, 3-5 September 2009, 11 pp.
- Dekker W. 2009b A conceptual management framework for the restoration of the declining European eel stock. Pages 3-19 in J.M. Casselman & D.K. Cairns, editors. *Eels at the Edge: science, status, and conservation concerns*. American Fisheries Society, Symposium 58, Bethesda, Maryland.
- Dekker W. 2010 Post evaluation of eel stock management: a methodology under construction. IMARES report C056/10, 67 pp.
- 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, Drottningholm. 77 pp.
- 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, Drottningholm. 93 pp.
- Dekker W. et al. 2013 Baltic eel: towards a comprehensive assessment in support of joint management of this shared stock. Project proposal submitted to Bonus call 2012: Viable Ecosystems.
- Dekker W., and 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., and Beaulaton, L. 2016a. Faire mieux que la nature – the history of eel restocking in Europe. *Environment and History*, 22(2): 255-300.
- Dekker, W., and Beaulaton, L. 2016b. Climbing back up what slippery slope? Dynamics of the European eel stock and its management in historical perspective. *ICES Journal of Marine Science*, 73(1): 5-13.
- FAO 2014 FishStatJ, a tool for fishery statistics analysis, Release 2.11.4. Datasets: Capture Production 1950-2012 & Fisheries Commodities Production and Trade 1976-2011.  
<http://www.fao.org/fishery/statistics/software/fishstatj/en>, last visited 01-Oct-2015.
- HELCOM 2009 Minutes of the Third meeting of Baltic fisheries/environmental Forum for implementation of the HELCOM Baltic Sea Action Plan Fish/Fisheries related Items (HELCOM FISH/ENV Forum), Copenhagen, 13 October 2009. Meeting report HELCOM FISH/ENV FORUM 3/2009.
- ICES-ACFM 1999 International Council for the Exploration of the Sea. ICES cooperative research report N° 229, Report of the ICES Advisory Committee on Fisheries Management, 1998: 393-405.
- ICES-ACFM 2002 ICES cooperative research report N° 255, Report of the ICES Advisory Committee on Fishery Management, 2002: 391-399.
- ICES-WGEEL 2010 Report of the 2010 session of the Joint EIFAC/ICES Working Group on Eels. Hamburg, Germany, from 9 to 14 September 2010. EIFAC Occasional Paper. No. 47. ICES CM 2010/ACOM:18. Rome, FAO/Copenhagen, ICES. 2011. 721p.
- ICES-WGEEL 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. Rome, FAO/Copenhagen, ICES. 2011. 841 pp. (Online.)
- ICES-WGEEL 2012 Report of the Joint EIFAAC/ICES Working Group on Eels (WGEEL), 3–9 September 2012, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2012/ACOM:18. 824 pp.
- ICES-WGEEL 2013 Report of the Joint EIFAAC/ICES Working Group on Eels (WGEEL), Copenhagen, Denmark. ICES CM 2013/ACOM:18. 877 pp.
- ICES-WGEEL 2014 Report of the Joint EIFAAC/ICES/GFCM Working Group on Eel, 3–7 November 2014, Rome, Italy. ICES CM 2014/ACOM:18. 203+704 pp.
- ICES-WGEEL 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. 130 pp. ICES-WKBaltEel 2010 Report of the

- Workshop on Baltic Eel (WKBALTEEL), 2–4 November 2010, Stockholm, Sweden. ICES CM 2010/ACOM:59. 97 pp.
- ICES-WKLIFE 2015 Report of the Fifth Workshop on the Development of Quantitative Assessment Methodologies based on Life-history Traits, Exploitation Characteristics and other Relevant Parameters for Data-limited Stocks (WKLIFE V), 5–9 October 2015, Lisbon, Portugal. ICES CM 2015/ACOM:56. 157 pp.
- Jansen H. M., Winter H. V., Bruijs M. C. M. & Polman H. J. G. 2007 Just go with the flow? Route selection and mortality during downstream migration of silver eels in relation to river discharge. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 1437–1443.
- Jepsen N., Klenke R., Sonnesen P. M. & Bregnballe T. 2010 The use of coded wire tags to estimate cormorant predation on fish stocks in an estuary. *Marine and Freshwater Research*, 61(3), 320-329.
- Lambert, P. 2008. Évaluation des effets possibles de différents niveaux de réduction des impacts sur le temps de estauracion du stock d'anguille européenne Rapport ONEMA-Cemagref. 15 pp.
- Larinier M. 2008 Fish passage experience at small-scale hydro-electric power plants in France. *Hydrobiologia*, 609(1), 97-108.
- McCarthy T. K., Frankiewicz P., Cullen P., Blaszkowski M., O'Connor W. & Doherty, D. 2008 Long-term effects of hydropower installations and associated river regulation on River Shannon eel populations: mitigation and management. *Hydrobiologia*, 609(1), 109-124.
- Montén E. 1985. Fish and turbines: fish injuries during passage through power station turbines. Vattenfall, Statens vattenfallsverk: Stockholm. SBN91-7186-243-9, 111 pp.
- Pawson M. 2012 Does translocation and restocking confer any benefit to the European eel population. Sustainable Eel Group-SEG, 54 pp.  
<http://www.sustainableeelgroup.com/wp-content/uploads/2012/11/Eel-stocking-final-draft-MGP-CW-MG.docx>
- Prigge E., Marohn L. & Hanel R. 2013 Tracking the migratory success of stocked European eels *Anguilla anguilla* in the Baltic Sea. *Journal of fish biology*, 82(2), 686-699.
- Seeberg G. et al. 2015 Efforts for the endangered eel. Letter to the European Commissioner Karmenu Vella, d.d. 4<sup>th</sup> August 2015.  
[http://www.ccb.se/wp-content/uploads/2015/08/EC\\_Endangered\\_Eel\\_FINAL1.pdf](http://www.ccb.se/wp-content/uploads/2015/08/EC_Endangered_Eel_FINAL1.pdf).
- Shiraishi H. & Crook V. 2015 Eel market dynamics: an analysis of *Anguilla* production, trade and consumption in East Asia. *TRAFFIC report, July 2015. Tokyo, Japan*.
- Sjöberg N. B. 2015 Eel migration-results from tagging studies with relevance to management. Doktorsavhandling. Stockholms universitet, Naturvetenskapliga fakulteten, Institutionen för ekologi, miljö och botanik. ORCID-id: 0000-0002-9803-7260
- Sjöberg N. B., Petersson E., Wickström H., & Hansson S. 2009 Effects of the swimbladder parasite *Anguillicola crassus* on the migration of European silver eels *Anguilla anguilla* in the Baltic Sea. *Journal of Fish Biology*, 74(9), 2158-2170.
- Svärdson G. 1972 The predatory impact of eel (*Anguilla anguilla* L.) on populations of crayfish (*Astacus astacus* L.). Reports of the Institute for Freshwater Research, Drottningholm, 52 p, 149-191.
- Westerberg H., & Sjöberg N. 2014 Overwintering dormancy behaviour of the European eel (*Anguilla anguilla* L.) in a large lake. *Ecology of Freshwater Fish* 24(4): 532-543.
- Westerberg H., Sjöberg N., Lagenfelt I., Aarestrup K., & Righton D. 2014 Behaviour of stocked and naturally recruited European eels during migration. *Marine Ecology Progress Series*, 496, 145-157.
- Westin L. 1998 The spawning migration of European silver eel (*Anguilla anguilla* L.) with particular reference to stocked eel in the Baltic. *Fisheries Research*, 38(3), 257-270.
- Westin L. 2003 Migration failure in stocked eels *Anguilla anguilla*. *Marine ecology. Progress series*, 254, 307-311.
- Wickström H. 2001 Stocking as a sustainable measure to enhance eel populations. Doktorsavhandling. Stockholms universitet.
- Wickström H., Clevestam P. & Sjöberg N.B. 2010 Vandringsmönster och orienteringsförmåga hos utsatt ål -en kunskapsgenomgång. Intern rapport Fiskeriverket, 2010.

- Wickström H. & Sjöberg N. B. 2014 Traceability of stocked eels – the Swedish approach. *Ecology of Freshwater Fish*, 23(1), 33-39.
- Åström M. and Dekker W. 2007 When will the eel recover? A full life-cycle model. *ICES Journal of Marine Science*, 64: 1–8.
- Östman Ö., Boström M. K., Bergström U., Andersson J. & Lunneryd S. G. 2013 Estimating competition between wildlife and humans—a case of cormorants and coastal fisheries in the Baltic Sea. *PloS One*, 8(12), e83763.





## Appendix A. Scenarier för förvaltningen av ålbeståndet i inlandsvattnen

Den rekonstruerade bilden av ålbeståndet i inlandsvatten som presenterades av Dekker (2015) baserade sig på trender i rekrytering, utsättning, fisket och vattenkraftens utveckling från förr till och med 2014. Den rekrytering och den utsättning som görs idag kommer till största del att bidra till lekflykten om ca femton år, men för mer långsamväxande eller sent könsmognande ålar kan det ta tjugofem år eller mer. Vid den tiden kommer ålbeståndet att domineras av årsklasser som ännu inte ens är födda och som kommer att förvaltas under de nu kommande åren. Det betyder att effekten av dagens åtgärder kan utvärderas först i framtiden, detta samtidigt som helt andra framtida och okända aktiviteter också kan ha en effekt. Då vi idag inte vet något om framtida trender och eventuella åtgärder, så uppskattade Dekker (2015) resultaten av dagens åtgärder genom att extrapolera dagens situation in i framtiden på obestämd tid. Det antogs då att den framtida rekryteringen är densamma som de senast observerade mängderna (konstanta antal av naturliga rekryter, och av de som transporteras upp samt av de blankålar som flyttas nedströms inom Trap & Transportprogrammet). Det förutsätts vidare att det framtida fisket och vattenkraftsutvinning har en påverkan lika stor som de senaste uppskattningar vi gjort, dvs. vi antar en konstant dödlighetstakt.

Enligt önskemål från HaV, så har vi i rapporten analyserat ett antal olika scenarier. Till skillnad från ”status-quo-antagandet” ovan, så antogs det medvetet att en och annan faktor kommer att förändras över tid på ett förutbestämt sätt. 2014 var det sista året som vi har data från, så de förändringar som görs, de startar 2015 och, beroende på detaljerna i respektive scenario, så nås ett stabilt förvaltningsläge före 2025 i alla scenarier. 15 års tillväxt för att 2025-års rekryter skall hinna nå blankålsstadiet, så får framtida, simulerade förvaltningsåtgärder full effekt till 2040. Av den anledningen presenterar vi scenarier för tiden fram till 2040.

För varje scenario ges tre diagram och en tabell. Figurerna visar (den rekonstruerade och den förutspådda) produktionen av blankål under åren 1960 till 2040, uppdelat på ursprung (rekonstruerade och förutspådda), på blankålarnas framtid, uppdelade på olika öden, och uppskattningar av antropogen dödlighet (fiske och vattenkraft). Den tredje av figurerna (dödligheter) i respektive scenario visar även dagens uppskattning av de (fördelaktiga) effekterna av utsättning och av Trap & Transport, uttryckta som (negativa) dödligheter. Även om utsättning och Trap & Transport bidrar till biomassan av lekflyktingar, så reducerar de egentligen inte dödligheten för ål i sötvatten, oavsett om de är naturligt rekryterade eller utsatta. Därför presenteras den totala antropogena dödligheten  $\Sigma A$  utan dessa fördelaktiga effekter. Tabellen visar samma information som i figurerna, men för tre utvalda år, nämligen 2014 (det sista året med data), 2020 (korttidseffekter relevanta för återhämtningen av beståndet) och 2040 (när gjorda åtgärder fått full effekt).

## Scenario: *Basnivån*

Beskrivning: Från och med 2015 förutsätts antalet ålar som flyttas upp från ålyngelsamlare och de som ingår i Trap & Transportprogrammet konstant ligga på 2014-års nivå. Påverkan från fiske och vattenkraft antas vidare vara konstant, procentuellt sett.

Scenariot ”Basnivån” är ett scenario som Dekker (2015) använt för att utforska långtidseffekterna av dagens ålförvaltningsåtgärder. För att beräkna fiskets och vattenkraftens påverkan är det den relativa dödligheten som hålls konstant, dvs. den procentuella andelen ål som påverkas av en åtgärd. Med det menas vad som händer om fisket är oförändrat och om vattenkraftverken har samma procentuella dödlighet. Eftersom vi inte känner till den framtida rekryteringen av ålyngel eller hur stora utsättningar som kommer att göras, så antar vi i detta scenario att de ligger kvar på dagens nivå. Observera att scenario ”Basnivån” antar att det framtida fisket ligger på samma nivå som år 2014, trots att nuvarande regler i praktiken innebär att fiskeansträngningen kommer att minska då antalet ålfiskestillstånd kommer att minska. I scenariot ”Fisket avvecklas över 10 år” analyseras effekterna av en minskad fiskeansträngning.

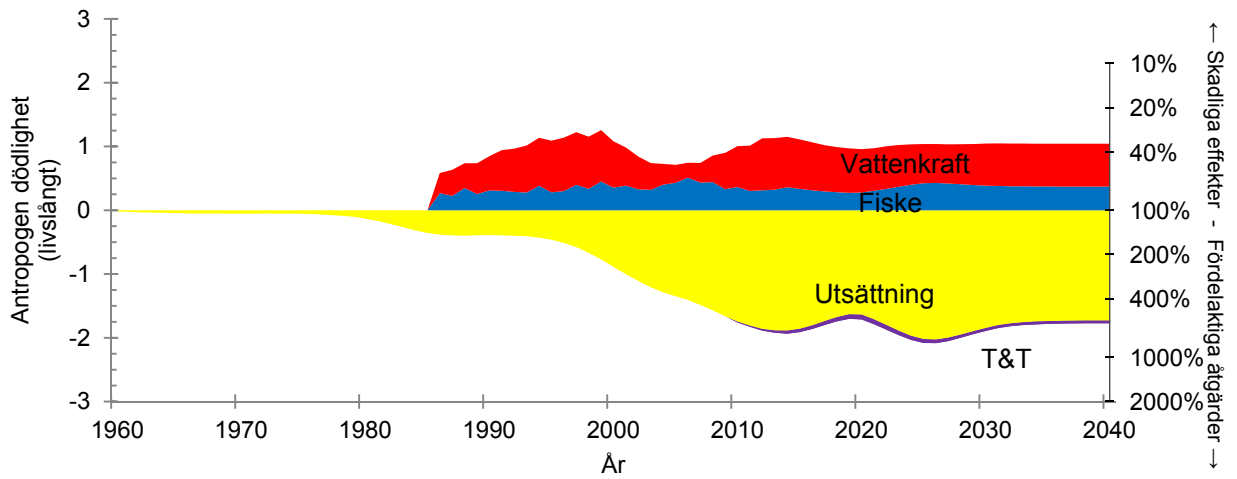
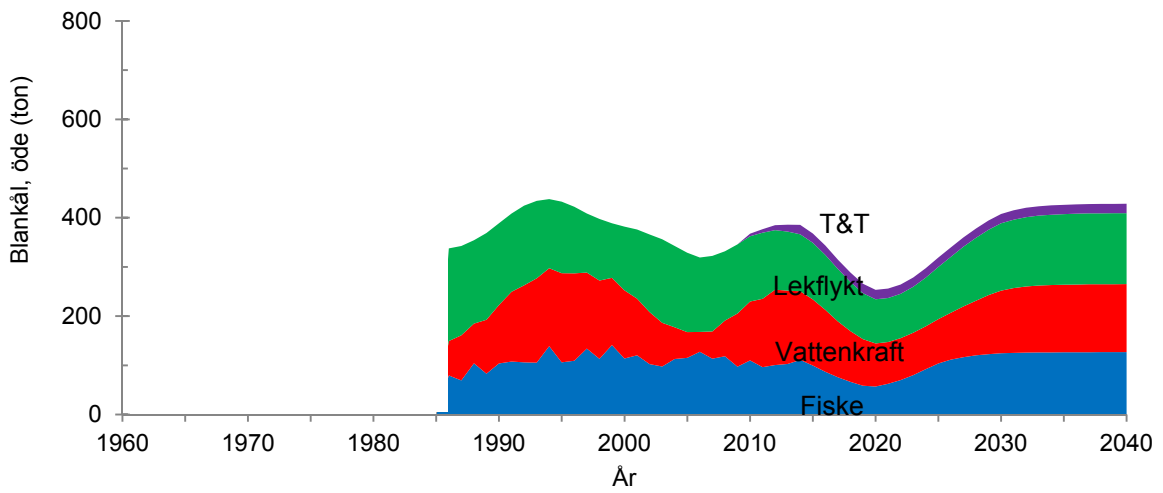
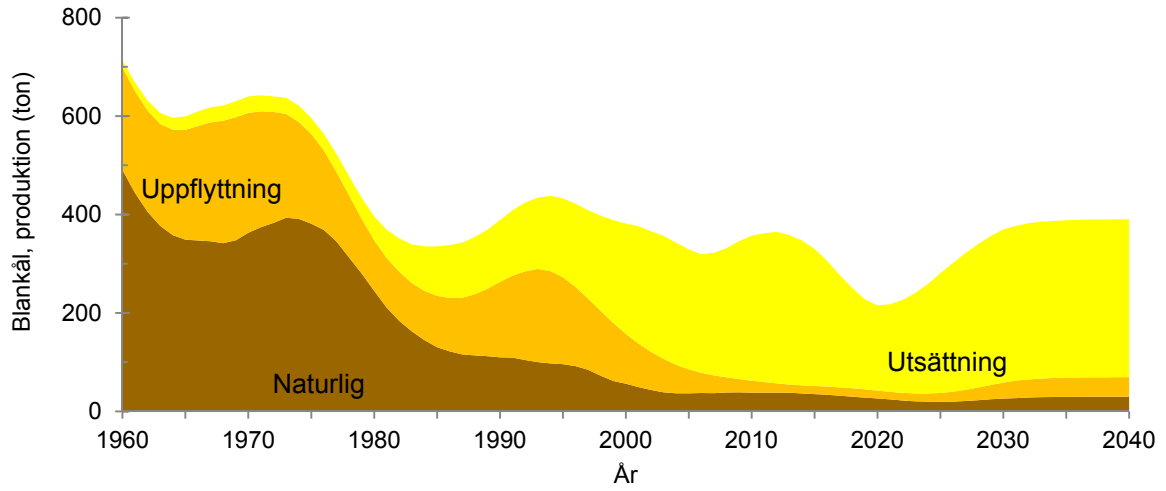
Tabell 3 Scenariot *Basnivån* uppskattar mängden producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	30	Fiske	111	57	127	Fiske	0,36	0,28	0,37
Uppflyttning	17	16	40	Vattenkraft	140	87	138	Vattenkraft	0,79	0,68	0,67
Utsättning	295	173	321	Lekflykt	97	71	125	Lekflykt			
T&T	19	19	19	T&T	19	19	19	T&T			
Summa	366	234	409	Summa	366	234	409	Summa	1.15	0.96	1.04

Merparten (80 %) av dagens ålbestånd i sötvatten härrör från utsatt ål, det vill säga ålar som importerats från England/Frankrike och sedan satts ut i våra insjöar. I slutet av 1990-talet sattes ca 2,5 miljoner ålyngel ut årligen och dagens nivå ligger på ca 2 miljoner. För omkring tio år sedan, sattes mindre än en miljon importerade ålyngel ut per år. Dessa ålyngel blir till blankål efter ca 15 år, så runt år 2020 kommer det att produceras färre ålar än det gör idag. Efter år 2020 kommer den större mängd ål som sätts ut idag att öka produktionen av blankål till strax över 400 ton. Fisket tar idag något mindre än en tredjedel av den uppskattade blankålsproduktionen, medan påverkan från vattenkraftens är något högre. Ca en fjärdedel överlever och vandrar fritt ner till havet. Utsättningarna av ålyngel har under senare år flyttats till mindre exploaterade sjöar, och detta får konsekvenser. Så, även om fiskeansträngningen är densamma och vattenkraftens påverkan inte förändras, så kommer andelen fiske, vattenkraft och överlevnad i alla fall att förändras under kommande år. Fisket kommer att minska sina fångster till en fjärdedel för att sedan öka igen och lekflykten ökar till nästan en tredjedel av blankålsproduktionen.

Den totala dödligheten 2014,  $\sum A=1,15$ , ligger klart över det långsiktiga tröskelvärdet  $\sum A_{lim}=0,92$  (i överensstämmelse med EU:s Ålförordnings 40 % -mål), och mycket högre än de kortsiktiga målen. Även om vare sig fiskets eller vattenkraftens relativa påverkan förändras, så kommer dödligheten att minska till  $\sum A=0,96$ . Minskningen är en konsekvens av den förändrade fördelningen av utsättningarna runt år 2005. På lite längre sikt kommer dödligheten att öka till  $\sum A=1,04$ , år 2040.

Scenario: *Bashivån*



## Scenario: Upptransport av ålyngel minskas med 50 %

Beskrivning: Från och med 2015 så minskar antalet uppsamlade och upptransporterade ålyngel med 50 % jämfört med 2014-års nivå.

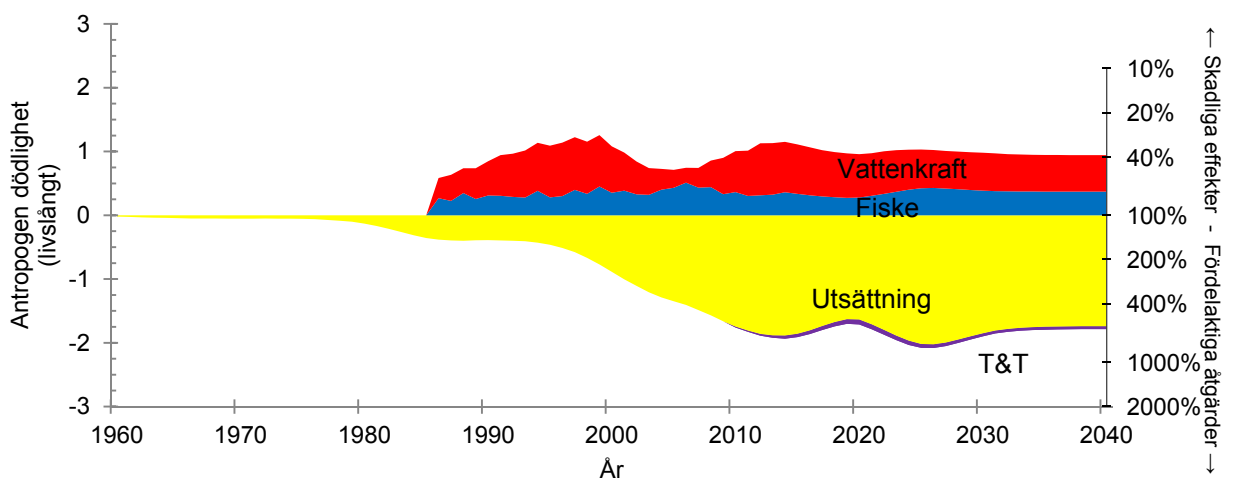
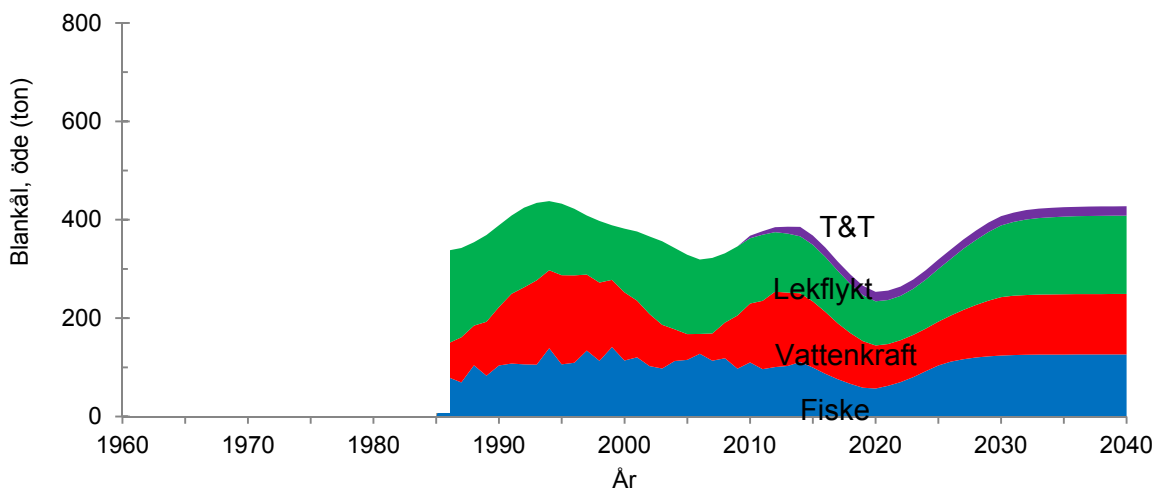
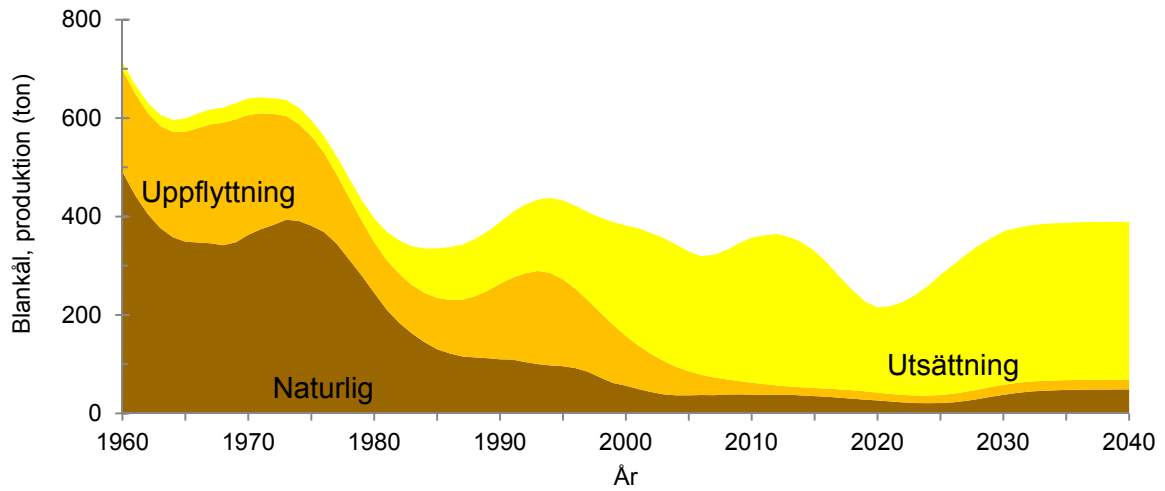
Tabell 4 Scenario *Upptransport av ålyngel minskas med 50 % uppskattar mängden producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).*

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	49	Fiske	111	57	126	Fiske	0,36	0,28	0,37
Uppflytning	17	16	20	Vattenkraft	140	87	123	Vattenkraft	0,79	0,68	0,57
Utsättning	295	173	321	Lekflykt	97	71	140	Lekflykt			
T&T	19	19	19	T&T	19	19	19	T&T			
Summa	366	234	408	Summa	366	234	408	Summa	1,15	0,96	0,94

Av den uppskattade ålproduktionen på 366 ton under år 2014, härrör 53 ton från naturligt invandrade ålar. Nästan en tredjedel av dessa fångas på sin vandring uppströms i ålyngelsamlare nedströms vattenkraftverk. Ålarna transporteras sedan uppströms för att släppas ut. I det här scenariot analyserar vi effekten av en 50 % reduktion av programmet för transporterering. Vi antar att alla ålyngelsamlare är i funktion, men att de har en reducerad fångsteffektivitet eller fångstansträngning. Under senare decennier, speciellt under 1970-talet, har flera ålyngelsamlare fallit bort av olika orsaker. Idag är 11, av tidigare 26, fortfarande i funktion. Det är föga sannolikt att en framtida minskning av ålyngeluppsamlingen skulle påverka alla ålyngelsamlare på samma sätt. Mer troligt är att vissa helt faller bort medan andra finns kvar. Vi kan inte analysera konsekvenserna av en utveckling eftersom den inte kan förutspås. Om ålyngeluppsamlingen skulle halveras från och med år 2015, så påverkar det blankålsproduktionen först när dessa ålar vuxit upp, dvs. en hel livslängd från och med nu. Ålbestånden ovan vandringshindren skulle minska något, samtidigt som bestånden nedström hindren, det vill säga i vattendraget ända ned till havet, inklusive en del av kustområdet, skulle öka i motsvarande grad. Fiskefångsterna skulle minska med ca 1 ton, medan den kraftverksrelaterade dödligheten skulle minska med ca 15 ton. Blankålsflykten skulle öka med samma mängd, en ökning om 12 % jämfört med basnivån.

I några fall har kravet på att möjliggöra uppvandring av ålyngel ersatts med en skyldighet att sätta ut ål uppströms. I det här scenariot har vi inte beaktat detta. En 50 % minskning av upptransporten av ålyngel skulle minska dödligheten i vattenkraftverken med ca 15 %. Den summerade dödligheten blir då  $\sum A = 0,94$  år 2040. Dödligheten ligger något över det långsiktiga målet ( $\sum A_{lim} = 0,92$ ) och också avsevärt över de kortfristiga målen för en återhämtning.

Scenario: *Upptransport av ålyngel minskas med 50 %*



## Scenario: Upptransport av ålyngel minskas årligen med 10 %

Beskrivning: Från och med 2015 så reduceras upptransporten av ålyngel med 10 % per år, dvs. år 2025 sker ingen upptransport.

Tabell 5 Scenario *Upptransport av ålyngel, minskas årligen med 10 % uppskattar mängden producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).*

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	65	Fiske	111	57	126	Fiske	0,36	0,28	0,37
Uppflytning	17	16	3	Vattenkraft	140	87	110	Vattenkraft	0,79	0,68	0,49
Utsättning	295	173	321	Lekflykt	97	71	153	Lekflykt			
T&T	19	19	19	T&T	19	19	19	T&T			
Summa	366	234	408	Summa	366	234	408	Summa	1,15	0,96	0,86

I det här scenariot fasas upptransporten av ålyngel ut under tio år. Från och med 2015 minskar upptransporten år för år med 10 % av 2014-års nivå. Därmed sker ingen upptransport fr.o.m. år 2024. Full effekt av en sådan Minskningen får full effekt 2040. Scenariot utgår från att minskningen inte kompenseras på annat sätt, till exempel genom utsättningar.

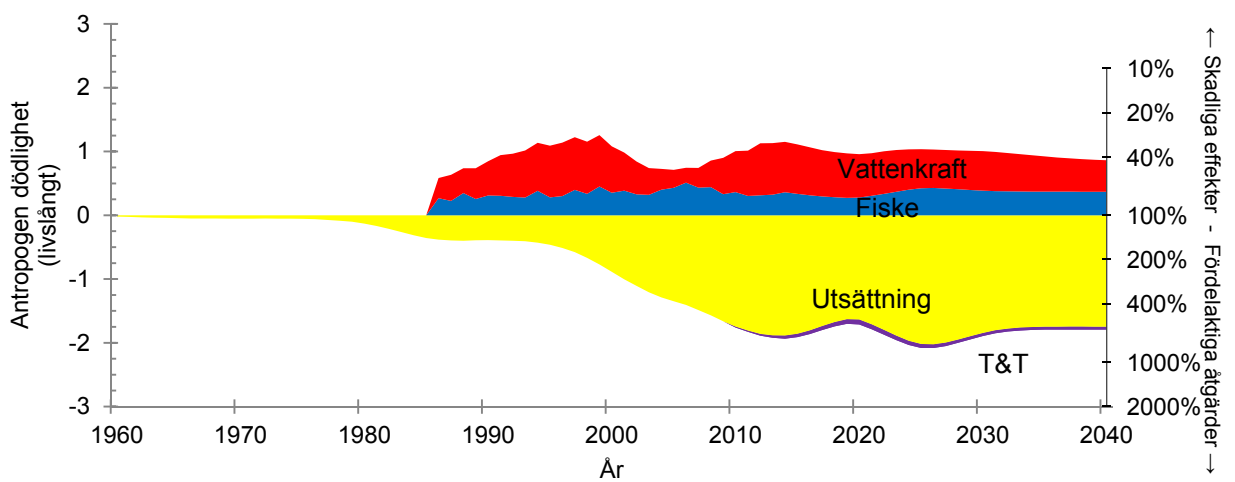
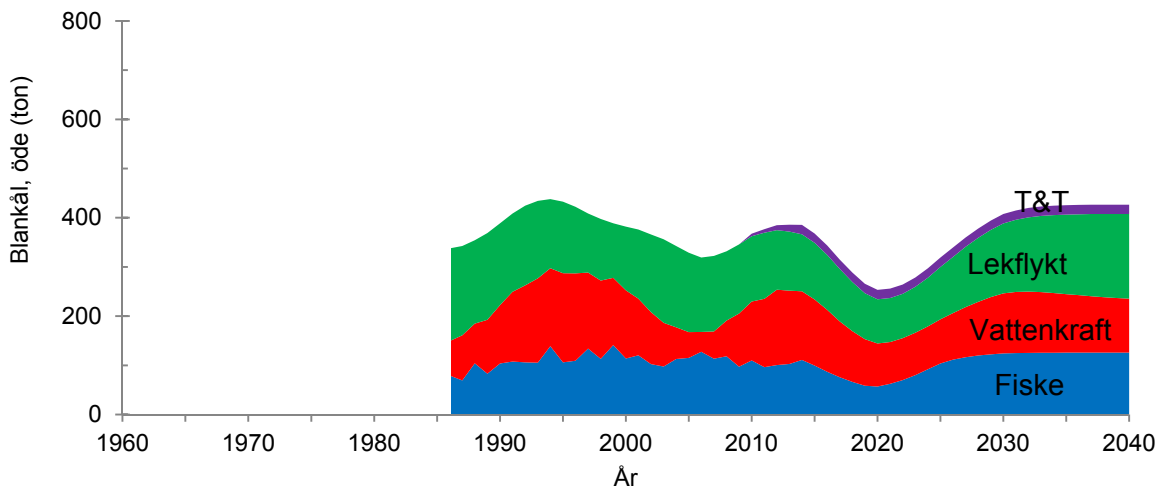
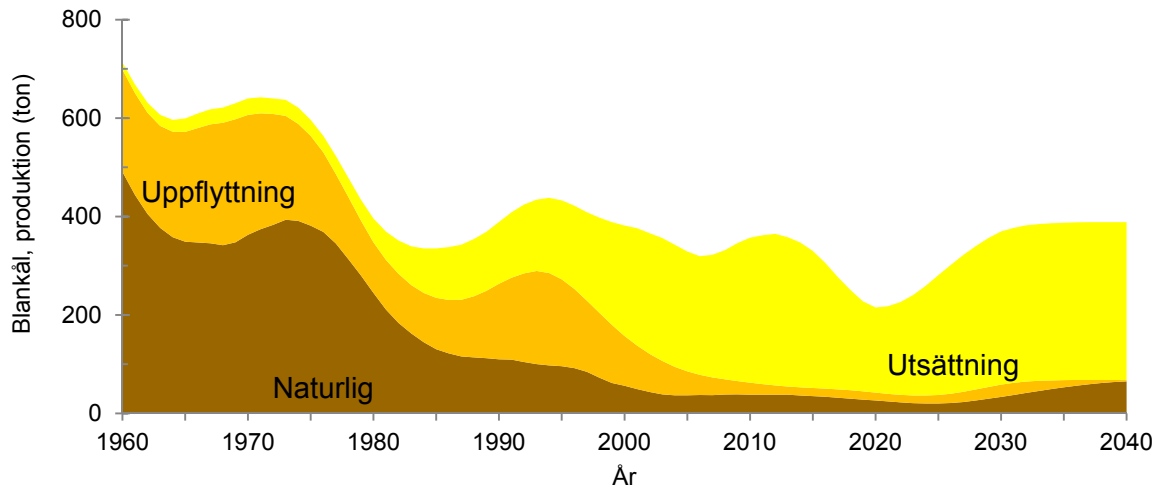
När ålyngeltransporten uppströms minskar, så minskar ålbeståndet uppströms, samtidigt som det ökar i motsvarande grad nedströms vandringshindret. Fisket efter ål minskar då med ca 1 ton, medan den vattenkraftsrelaterade dödligheten minskar med ca 28 ton. Blankålsflykten kommer att öka med motsvarande mängd, en ökning med 22 % jämfört med scenario "Basnivån".

En gradvis minskning i upptransporten av ålyngel medför en minskad sammantagen vattenkraftsrelaterad dödlighet om ca 27 %, vilket resulterar i en total dödlighet,  $\sum A = 0,86$  år 2040. Det är något lägre än det långsiktiga målet,  $\sum A_{lim} = 0,92$ , men fortfarande avsevärt över den kortfristiga nivån för en återhämtning ( $\sum A_{lim} = 0,11$  enligt Ålförvaltningsplanen, eller  $\sum A_{lim} = 0,1$  respektive 0,4, enligt ICES råd gällande långlivade fiskarter, om vi beaktar beståndstatus 2014 utan eller med utsättning av ålyngel).

Vi förutsätter att alla idag fungerande ålyngelsamlare gradvis samlar mindre ål. Under senare decennier, speciellt under 1970-talet, har flera ålyngelsamlare av olika orsaker fallit bort. Idag är 11 av de tidigare 26, fortfarande i funktion. Det är föga sannolikt att en framtida minskning av ålyngeluppsamlingen skulle drabba alla stationer på samma sätt. Mer troligt är att vissa helt faller bort medan andra finns kvar. Vi kan inte analysera konsekvenserna av en utveckling eftersom den inte kan förutspås.

Efter att upptransport av ålyngel upphört till 2025, så kommer stora sötvattensområden att vara utan ett naturligt ålbestånd. Att naturligt rekryterande ålar därmed blir begränsade till sötvatten nedströms vandringshinder och till kustlokaler begränsar sannolikt inte deras produktion på kort sikt i någon större grad, men när beståndet ökar och därmed tätar så kan det bli brist på tillgängliga habitat.

Scenario: *Upptransport av ålyngel minskas årligen med 10 %*



## Scenario: Upptransport av ålyngel stoppas helt

Beskrivning: Med start 2015, stoppas all upptransport av ålyngel.

Tabell 6 Scenariot Upptransport av ålyngel stoppas helt uppskattar mängden producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	67	Fiske	111	57	126	Fiske	0,36	0,28	0,37
Uppflyttning	17	16	0	Vattenkraft	140	87	107	Vattenkraft	0,79	0,68	0,48
Utsättning	295	173	321	Lekflykt	97	71	155	Lekflykt			
T&T	19	19	19	T&T	19	19	19	T&T			
Summa	366	234	407	Summa	366	234	407	Summa	1,15	0,96	0,85

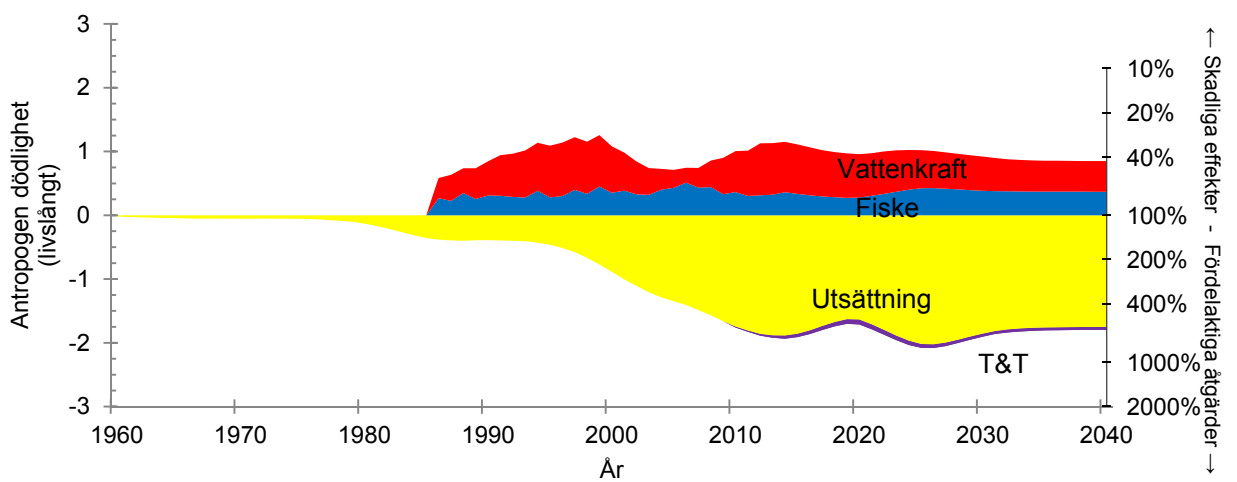
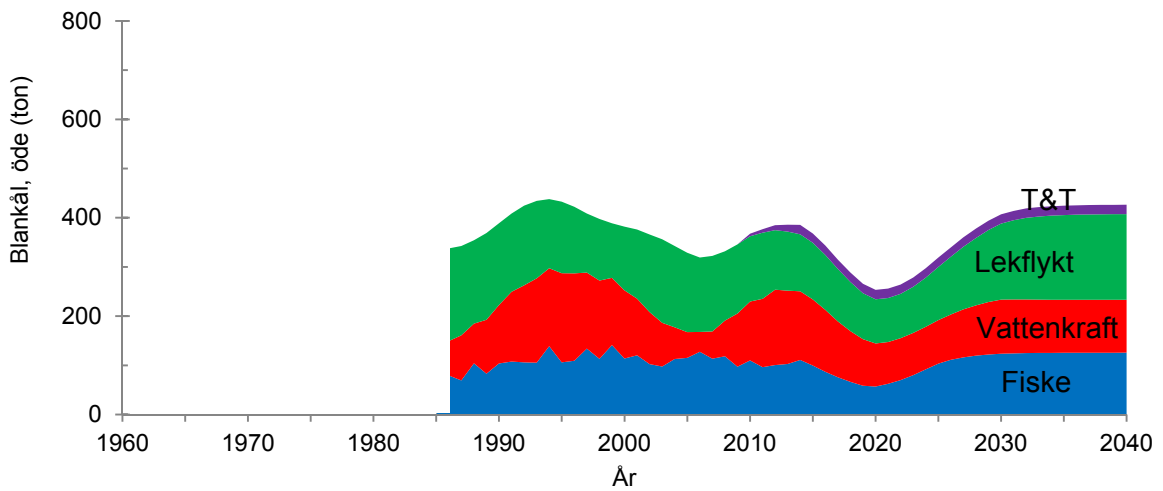
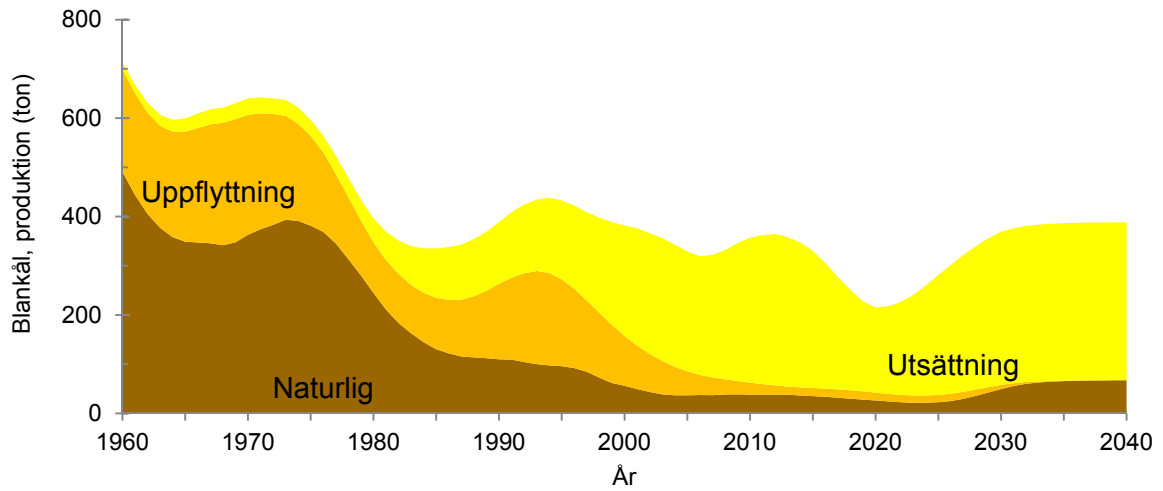
Scenariot ”Upptransport av ålyngel stoppas helt” analyserar en situation där upptransport av ålyngel från ålyngelsamlare stoppas med omedelbar verkan år 2015. Det tar åtminstone 15 år för att nå full effekt på blankålsproduktionen, så effekterna visar sig först på lång sikt. Scenariot utgår från att minskningen inte kompenseras på annat sätt, t.ex. genom utsättningar. När transporten uppströms av ålyngel upphör, så minskar ålbeståndet uppströms, samtidigt som beståndet ökar i motsvarande grad nedströms vandringshindret. Fisket efter ål minskar då med ca 1 ton, medan den vattenkraftsrelaterade dödligheten minskar med ca 31 ton. Blankålsflykten kommer att öka med 30 ton, en ökning med 24 % jämfört med scenario ”Basnivån”.

En stoppad upptransport av ålyngel kommer att minska den vattenkraftsrelaterade dödligheten med ca 28 %, vilket medför en total dödlighet  $\sum A = 0,85$  till år 2040. Det är något under det långsiktiga målet,  $\sum A_{lim} = 0,92$ , men fortfarande avsevärt över de kortfristiga målen för återhämtning ( $\sum A_{lim} = 0,11$  enligt Älförvaltningsplanen, eller  $\sum A_{lim} = 0,1$  respektive 0,4, i enlighet med ICES råd för långlivade fiskarter, beaktande 2014-års status utan eller med utsättning).

Om upptransport av ålyngel upphört till 2015, så kommer stora sötvattensområden att vara utan ett naturligt ålbestånd. Att rekryterande ålar därmed blir begränsade till sötvatten nedströms vandringshinder och till kustlokaler begränsar sannolikt inte deras produktion på kort sikt i någon större grad, men när beståndet ökar och därmed tätar så kan det bli brist på tillgängliga habitat.



Scenario: *Upptransport av ålyngel stoppas helt*



## Scenario: Upptransport av ålyngel ökas med 50 %

Beskrivning: Från och med 2015 ökas antalet uppströms transporterade ålyngel med 50 % från 2014-års nivå, till 150 %.

Tabell 7 Scenario *Upptransport av ålyngel ökas med 50 %* uppskattar mängden producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt)

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	11	Fiske	111	57	127	Fiske	0,36	0,28	0,37
Uppflytning	17	16	59	Vattenkraft	140	87	154	Vattenkraft	0,79	0,68	0,78
Utsättning	295	173	321	Lekflykt	97	71	110	Lekflykt			
T&T	19	19	19	T&T	19	19	19	T&T			
Summa	366	234	410	Summa	366	234	410	Summa	1,15	0,96	1,15

Scenario ”Upptransport av ålyngel ökas med 50 %” analyserar en situation där uppströmstransporten av ålyngel ökar med 50 % från 2014-års nivå. Scenariot förutsätter att alla nuvarande ålyngelsamlare ökar sin fångst på samma sätt. Vi förutsätter också att de extra ålarna faktiskt finns nedströms de vandringshinder som är aktuella. I stort kommer sex av sju naturliga rekryter att transporteras uppströms, men i vissa vattendrag finns det i realiteten sannolikt inte tillräckligt med ålyngel i respektive ålyngelsamlare för denna ökning.

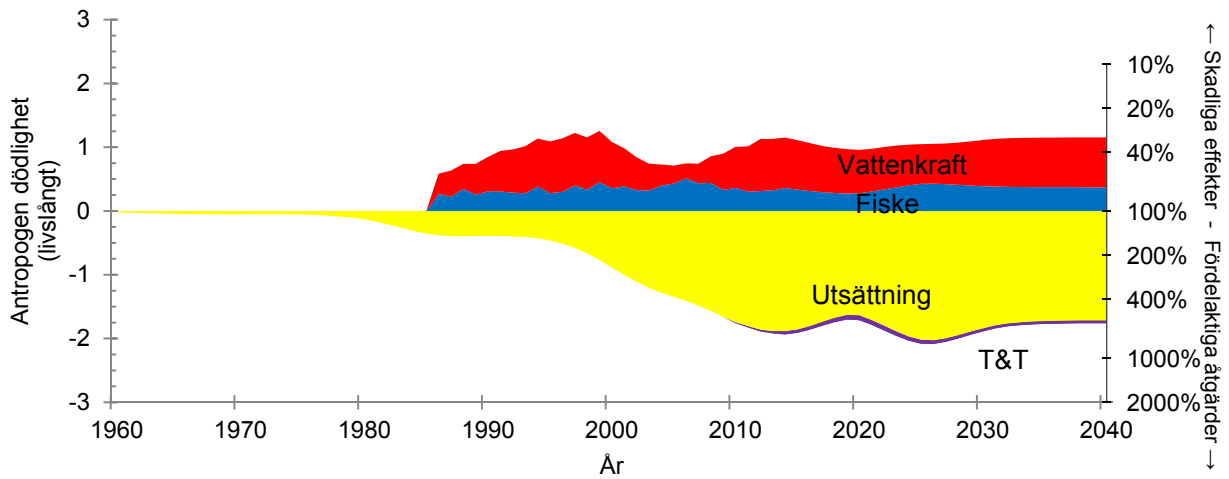
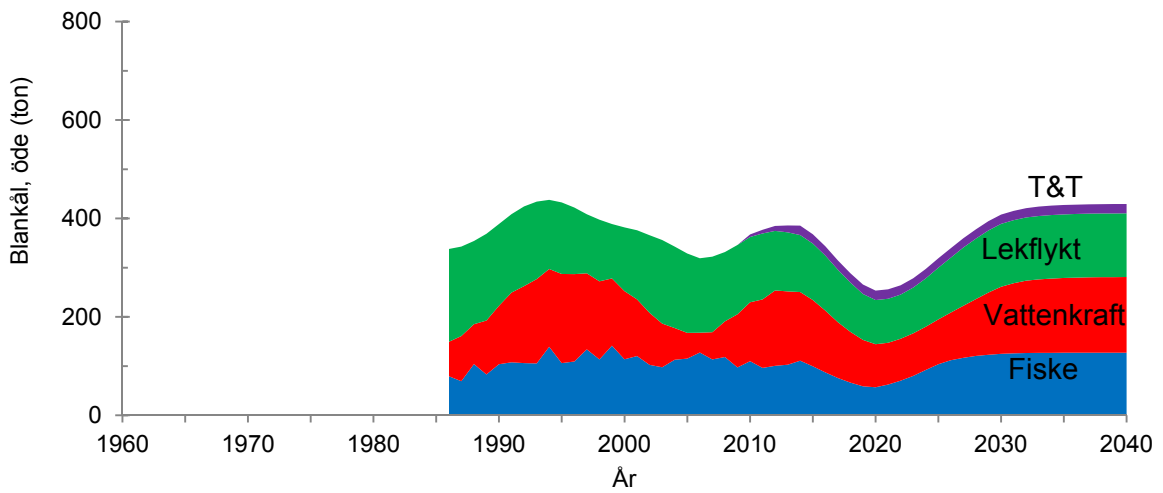
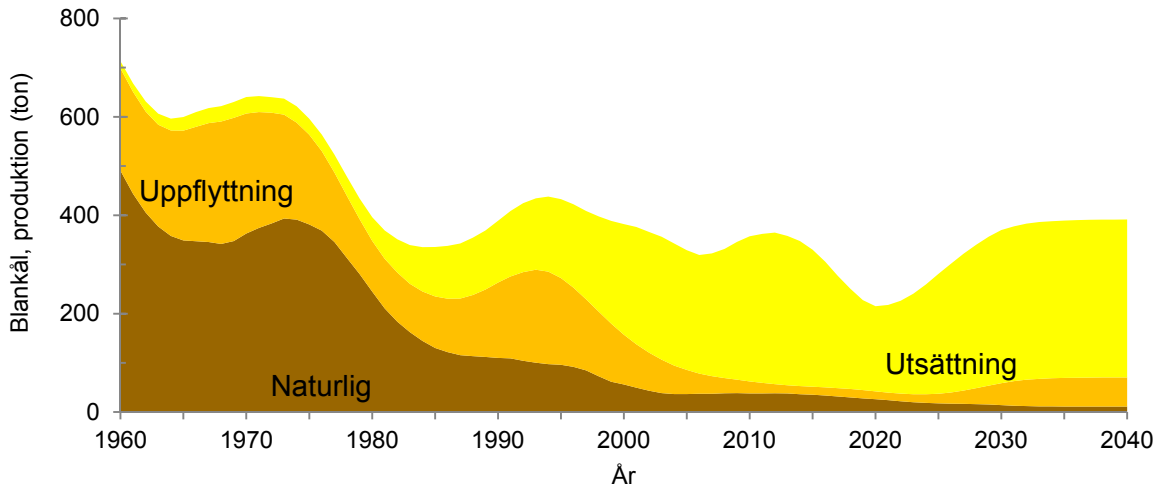
Scenariot förutsätter att mängden uppflyttade ålyngel ökar, men i övrigt förändras inget, inte ens den rumsliga fördelningen av uppflyttade ålyngel.

När transporten av ålyngel uppströms ökar, så ökar också ålbeståndet uppströms, samtidigt som det minskar i motsvarande grad nedströms vandringshindret. Fisket efter ål påverkas knappt, medan den vattenkraftsrelaterade dödligheten ökar med ca 16 ton. Blankålsflykten kommer att öka med 15 ton, en minskning med 12 % jämfört med basscenariot.

En ökning av upptransporten av ålyngel skulle öka den totala dödligheten i vattenkraften med ca 16 %, vilket medför en total dödlighet,  $\sum A = 1,15$  till 2040. Det är klart över det långsiktiga målet och gränsvärdet  $\sum A_{lim} = 0,92$ , och långt över det kortfristiga målet för en återhämtning av beståndet ( $\sum A_{lim} = 0,11$  enligt Ålförvaltningsplanen, eller  $\sum A_{lim} = 0,1$  respektive 0,4, i enlighet med ICES råd för långlivade fiskarter, beaktande 2014-års status utan eller med utsättning).

Det är uppenbart att en ökning av upptransporterade ålyngel kommer att försämra möjligheterna att nå en godtagbar dödlighetsnivå, om inte fördelningen av utsättningarna förändras, eller om inga ytterligare åtgärder sätts in för att minska fisket och den vattenkraftsrelaterade dödligheten. Om det går att öka uppsamlingen av ålyngel vore det klokt att koncentrera utsättningen av ynglen till områden med ett litet fiske och/eller till områden med liten påverkan från vattenkraften.

Scenario: *Upptransport av ålyngel ökas med 50 %*



## Scenario: Utsättningarna minskas med 50 %

Beskrivning: Med start 2015 minskas antalet importerade och utsatta ålyngel till 50 % av 2014-års nivå.

Tabell 8 Scenariot *Utsättningarna av ålyngel minskas med 50 % uppskattar mängden producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).*

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	30	Fiske	111	57	64	Fiske	0.36	0.28	0.30
Uppflytning	17	16	40	Vattenkraft	140	87	85	Vattenkraft	0.79	0.68	0.61
Utsättning	295	173	162	Lekflykt	97	71	82	Lekflykt			
T&T	19	19	19	T&T	19	19	19	T&T			
Summa	366	234	250	Summa	366	234	250	Summa	1.15	0.96	0.91

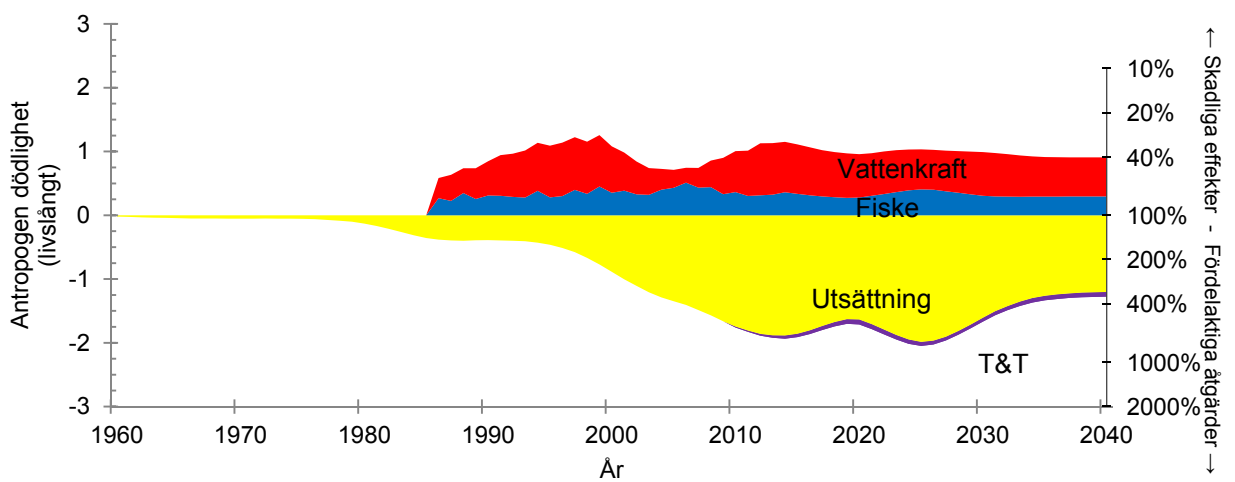
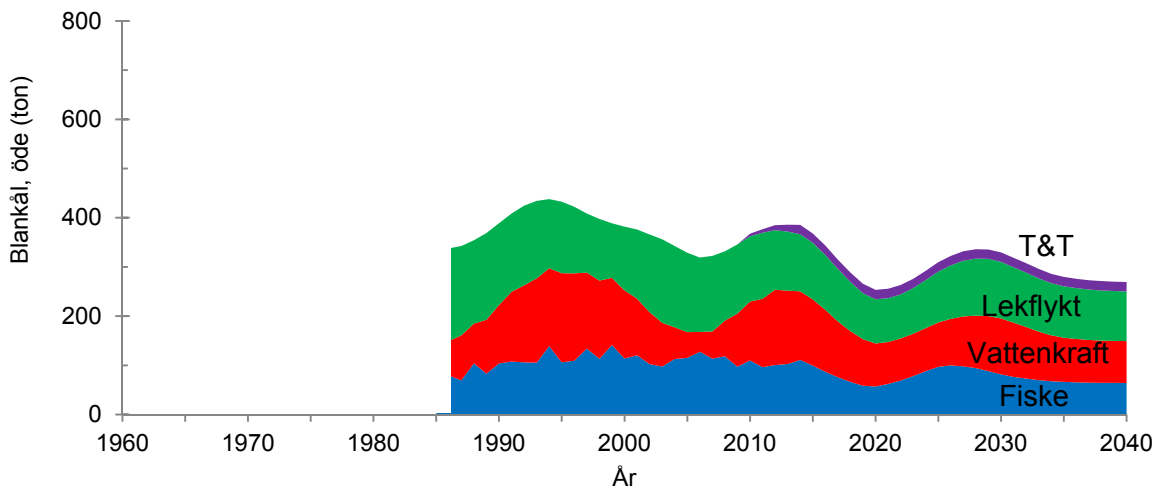
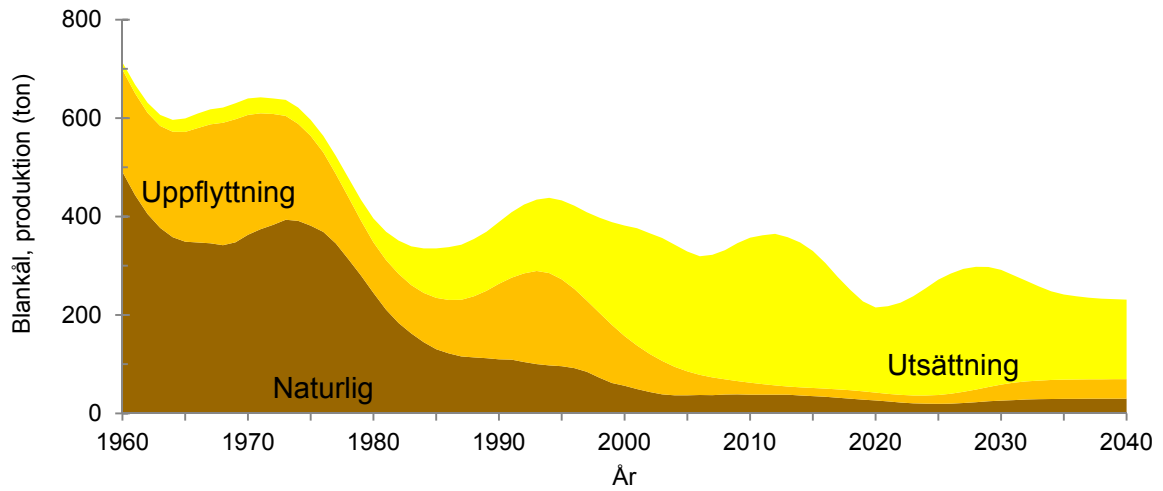
Merparten (80 %) av ålbestånden i sötvatten härrör från glasål som importerats från England och Frankrike. Scenario "Utsättning minskas med 50 %" analyserar vad som händer om 2014-års utsättningsprogram skulle minskas med 50 % och förbli på den lägre nivån från och med år 2015. Vi antar att den rumsliga fördelningen av utsättningarna inte förändras, men att alla utsättningar minskas med 50 %. Ett reducerat utsättningsprogram skulle på lång sikt resultera i en avsevärd minskning av blankålsproduktionen från sötvatten. Det skulle i sin tur medföra mindre ålfångster och att många fiskare sannolikt måste upphöra med sitt fiske. I det här scenariot analyserar vi dock enbart effekterna av minskade utsättningar och med förutsättningen att fiskeansträngningen hålls oförändrad.

En förändring i utsättningsprogrammet 2015 kommer att påverka blankålsproduktionen först efter att de utsatta ålarna nått blankålsstadiet, det vill säga ca 15 år senare. Följaktligen kan vi inte förvänta oss några effekter till 2020. År 2040 kommer den utsättningsbaserade blankålsproduktionen att minska med 162 ton, vilket är exakt 50 % av basnivån. Den totala blankålsproduktionen från sötvatten reduceras då från 409 ton till 250 ton, en minskning med 39 %. Det kommer i sin tur att påverka fisket (-49 %), påverkan från vattenkraften minskar (-38 %) och lekflykten av blankål minskar (-35 %).

År 2014 var utsättningarna koncentrerade till sjöar med ett högt fisketryck och med en stor påverkan från vattenkraft (främst till Väneren) samt till åar på västkusten utan vandringshinder. Tidigare sattes ål också ut i sjöar och vattendrag som mynnade i Östersjön, främst i Mälaren som saknar nedströms liggande vattenkraftverk. I detta scenario är det 2014-års situation vi utgår från, dvs. inte från tidigare förhållanden.

En minskning av utsättningsprogrammet med 50 % förväntas minska fiskeridödligheten med 20 %, och den vattenkraftsrelaterade dödligheten med 9 %. Orsaken är att dagens utsättningar är koncentrerade till relativt hårt påverkade sjöar (påverkade av fiske och vattenkraft). År 2040 kommer den totala dödligheten att vara 13 % lägre än basnivån, nämligen på  $\sum A=0,91$ . Det är precis under långtidsmålet i EU:s Ålförordning, men fortfarande avsevärt över de kortfristiga återhämtningsmålen. Den lägre dödligheten uppnås emellertid till priset av en avsevärt lägre produktion av blankål (-39 %). Den totala lekflykten beräknas i detta scenario minska med 35 %.

Scenario: Utsättningarna minskas med 50 %



## Scenario: Utsättningarna minskas årligen med 10 %

Beskrivning: Med start 2015 minskas antalet importerade och utsatta ålyngel årligen med 10 % av 2014-års nivå. År 2025 sker därför ingen utsättning.

Tabell 9 Scenariot *Utsättningarna minskas årligen med 10 %* uppskattar mängd producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	30	Fiske	111	57	9	Fiske	0,36	0,28	0,07
Uppflyttning	17	16	40	Vattenkraft	140	87	51	Vattenkraft	0,79	0,68	0,55
Utsättning	295	173	40	Lekflykt	97	71	50	Lekflykt			
T&T	19	19	19	T&T	19	19	19	T&T			
Summa	366	234	129	Summa	366	234	129	Summa	1,15	0,96	0,63

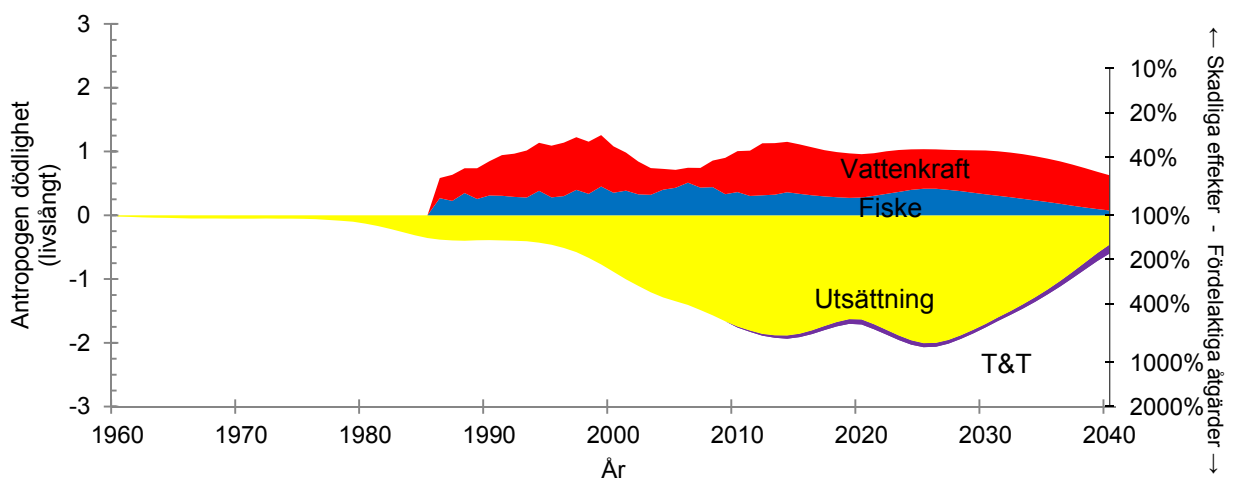
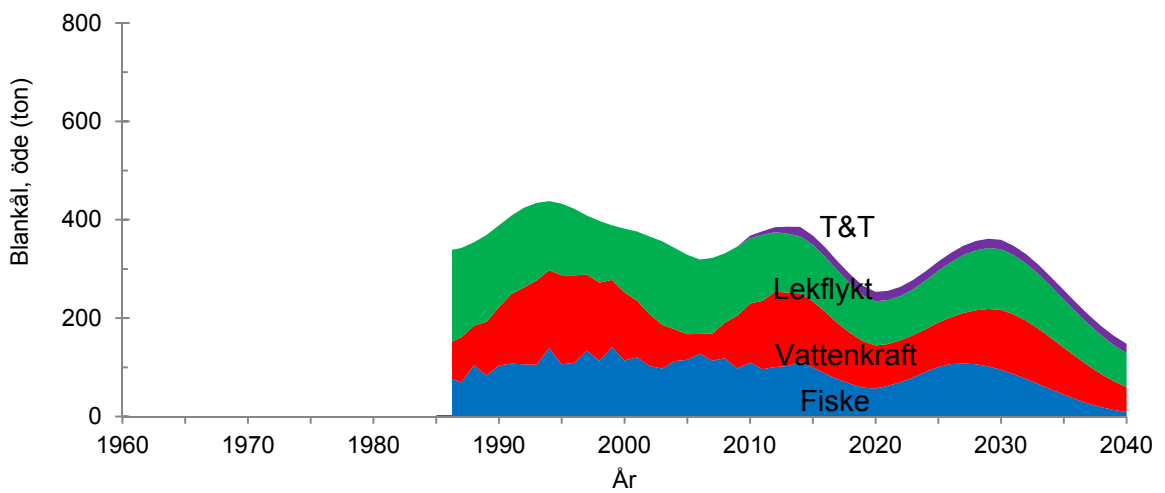
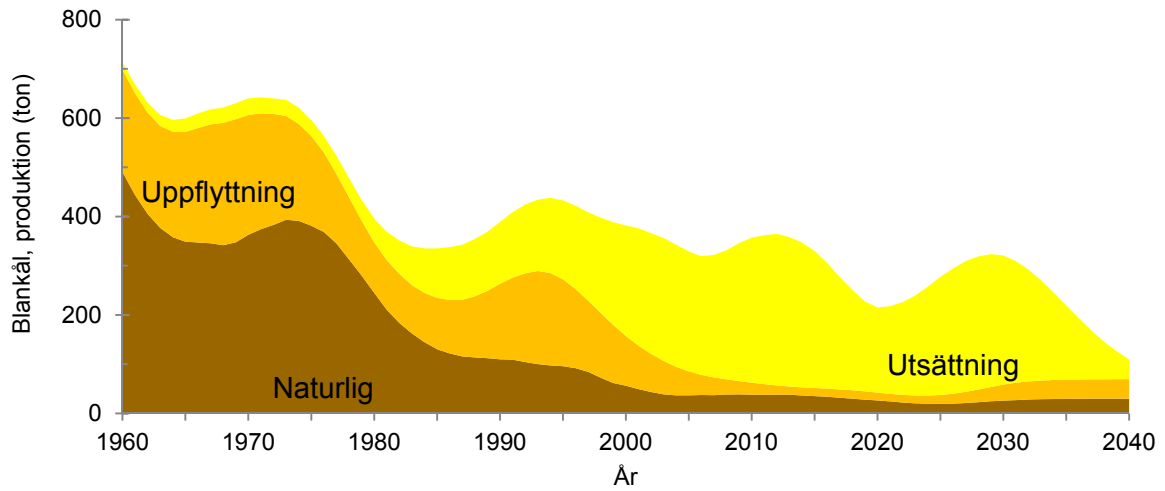
80 % av dagens ålbestånd i sötvatten härrör från utsättningar av importerade glasålar från England och Frankrike. Scenario "Utsättningarna minskas årligen med 10 %" beskriver vad som skulle hända om 2014-års utsättningsprogram skulle fasas ut över tio år, dvs. genom att årligen minska antalet utsatta ålyngel med 10 % av 2014-års utsättning. I det scenariot skulle inga utsättningar ske från och med 2025. Ett minskande utsättningsprogram skulle, på lång sikt, resultera i en avsevärd minskning av blankålsproduktionen i sötvatten. Det skulle i sin tur minska ålfiskets fångster och många fiskare skulle sannolikt vara tvungna att ge upp sitt fiske. Scenariots beräkningar förutsätter dock att fiskeansträngningen är konstant och att bara utsättningarna förändras (minskas).

En förändring i utsättningsprogrammet från och med år 2015 kommer att påverka produktionen av blankål först efter det att utsatta ålar vuxit till blankålsstadiet, dvs. efter 15 år. Det innebär att man inte får någon effekt till 2020. Till år 2040 kommer den utsättningsbaserade blankålsproduktionen att ha minskat till ca 40 ton, motsvarande 13 % av basnivån, och år 2050 kommer produktionen att vara mindre än 1 ton. Den totala blankålsproduktionen kommer att minska till 129 ton, motsvarande 31 % av basnivån. Den minskade produktionen kommer att påverka fiskets fångster (-93 %), påverkan från vattenkraften kommer att minska (-63 %) och blankålsflykten likaså (-69 %).

En utfasning av utsättningarna kommer att minska fiskeridödligheten med 80 %, den vattenkraftsrelaterade dödligheten minskar med 18 %, och den totala dödligheten minskar med 40 %, till ett värde om  $\sum A = 0,63$ , väl understigande det långsiktiga målet i EU:s Ålförordning ( $\sum A_{lim} = 0,92$ ; 40 % lekflykt), men fortfarande avsevärt över de kortfristiga målen för återhämtning ( $\sum A_{lim} = 0,11$  enligt Ålförvaltningsplanen, eller  $\sum A_{lim} = 0,1$  respektive 0,4, i enlighet med ICES råd för långlivade fiskarter, beaktande 2014-års status utan eller med utsättning). Den totala dödligheten minskas genom att fasa ut utsättningsprogrammet, med det är till priset av en kraftig minskning av mängden blankål (-79 %). Lekflykten kommer att minska med 60 %.

Det är uppenbart att den uppskattade minskningen i blankålsproduktion kommer att få allvarliga konsekvenser för ålfiskets lönsamhet. År 2040 kommer det bara att produceras 9 ton. Någon förändring i fisketrycket har inte beaktats i detta scenario, ett något orealistiskt antagande. Dessutom förutsätter scenariot att Trap & Transport programmet kan fortsätta, även om den beräknade tillgången på blankål inte kommer att räcka till. Sannolikt kommer även infrastrukturen runt ett ålfiske, inkl. sumpning, transporter och handeln med ål, att gå förlorad, vilket ytterligare kommer att försvåra för Trap & Transports verksamhet.

Scenario: Utsättningarna minskas årligen med 10 %



## Scenario: Utsättningarna stoppas

Beskrivning: Från och med 2015 stoppas utsättningen av importerade ålyngel helt.

Tabell 10 Scenariot *Utsättningarna stoppas* uppskattar mängden producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	30	Fiske	111	57	1	Fiske	0,36	0,28	0,02
Uppflyttning	17	16	40	Vattenkraft	140	87	32	Vattenkraft	0,79	0,68	0,44
Utsättning	295	173	3	Lekflykt	97	71	39	Lekflykt			
T&T	19	19	19	T&T	19	19	19	T&T			
Summa	366	234	91	Summa	366	234	91	Summa	1,15	0,96	0,46

80 % av dagens ålbestånd i sötvatten härrör från utsättningar av importerade glasålar från England och Frankrike. Scenario "Utsättningarna stoppas" beskriver vad som sker om utsättningsprogrammet stoppas helt. Stoppade utsättningar skulle efter ca 15 år medföra en avsevärd minskning av mängden blankål som produceras i sötvatten, något som i sin tur skulle reducera eller omöjliggöra ett insjöfiske efter ål. Scenariot förutsätter dock att fiskeansträngningen är oförändrad och att bara utsättningarna förändras, dvs. de stoppas helt.

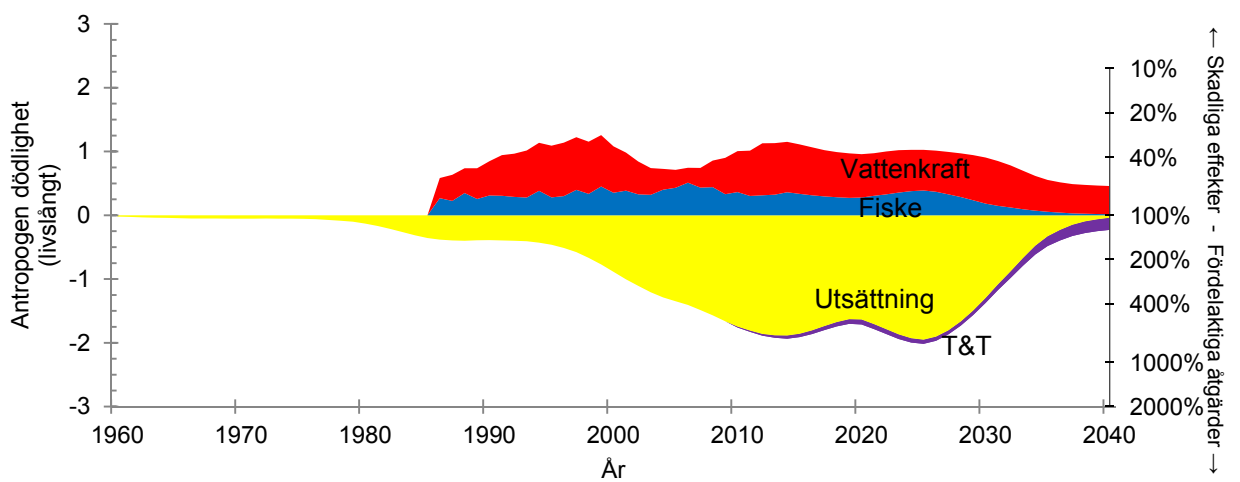
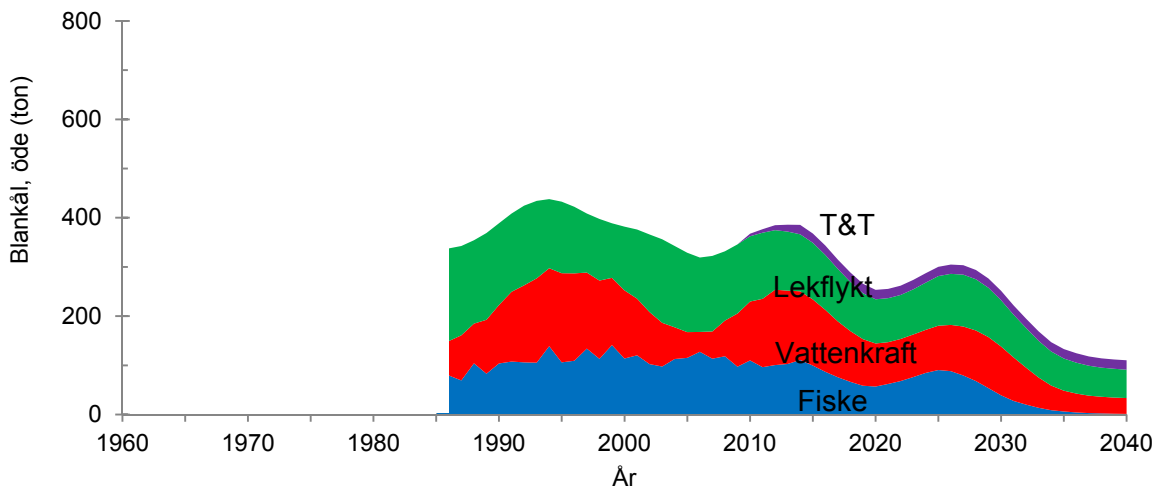
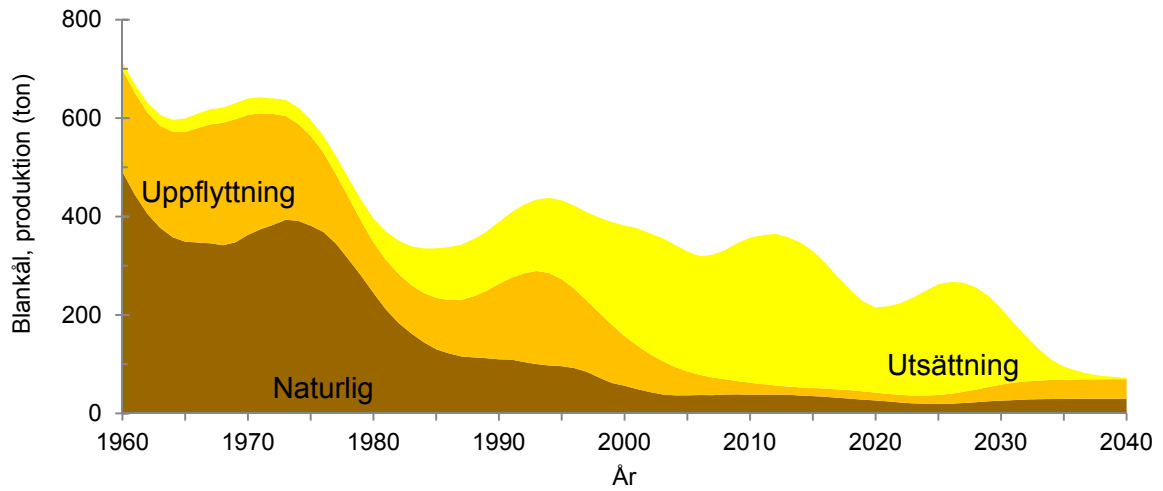
En förändring i utsättningsprogrammet med start 2015 skulle påverka produktionen av blankål först efter det att utsättningsålen vuxit upp till blankål, dvs. efter ca 15 år. Vi kan därför inte förvänta oss någon effekt fram till 2020. Till år 2040 däremot, kommer den utsättningsbaserade produktionen av blankål att ha minskat till ca 3 ton, bara 1 % av basnivån. Den totala blankålsproduktionen kommer att minska till 91 ton, vilket motsvarar 22 % av basnivån. Fisket kommer att minska (-99 %), påverkan från vattenkraft minskar (-77 %) och mängden lekflyktingar minskar (-78 %).

Ett stoppat utsättningsprogram skulle minska fiskeridödligheten med 96 %, vattenkraftrelaterad dödlighet skulle minska med 34 %, och den totala dödligheten skulle minska med 56 %, till ett värde  $\sum A = 0,46$ , väl under den långsiktiga nivån enligt EU:s Ålförordning ( $\sum A_{lim} = 0,92$ ; 40 % lekflykt), men fortfarande avsevärt över det kortfristiga återhämtningsmålet ( $\sum A_{lim} = 0,11$  enligt Ålförvaltningsplanen, eller  $\sum A_{lim} = 0,1$  respektive 0,4, i enlighet med ICES råd för långlivade fiskarter, vid beaktande 2014-års status utan eller med utsättningar). Den minskning i total dödlighet som ett stoppat utsättningsprogram resulterar i, medför emellertid att mängden blankål minskar med 82 %. Det totala antalet lekflyktingar kommer att minska med 78 %.

Det är uppenbart att den låga ålproduktion som stoppade utsättningar skulle leda till, inte kan bära ett fiske. Scenariot förutsätter dock att fisketrycket inte förändrats, ett ganska orealistiskt antagande i sig. Vidare förutsätts att Trap & Transport programmet kan fortsätta, även om det sannolikt inte kommer att finnas några ålfiskare som kan leverera ål. Inte heller torde behövlig infrastruktur runt Trap & Transport (lagerhållning, transport och handel) bestå, något som också kan försvåra ett fortsatt Trap & Transportprogram.



Scenario: Utsättnings stoppas



## Scenario: Utsättningarna ökas med 50 %

Beskrivning: Från och med 2015 så ökar utsättningen av importerade ålyngel med 50 % från 2014-års nivå.

Tabell 11 Scenariot *Utsättningarna ökas med 50 %* uppskattar mängd producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	30	Fiske	111	57	189	Fiske	0,36	0,28	0,41
Uppflyttning	17	16	40	Vattenkraft	140	87	191	Vattenkraft	0,79	0,68	0,70
Utsättning	295	173	480	Lekflykt	97	71	169	Lekflykt			
T&T	19	19	19	T&T	19	19	19	T&T			
Summa	366	234	568	Summa	366	234	568	Summa	1,15	0,96	1,11

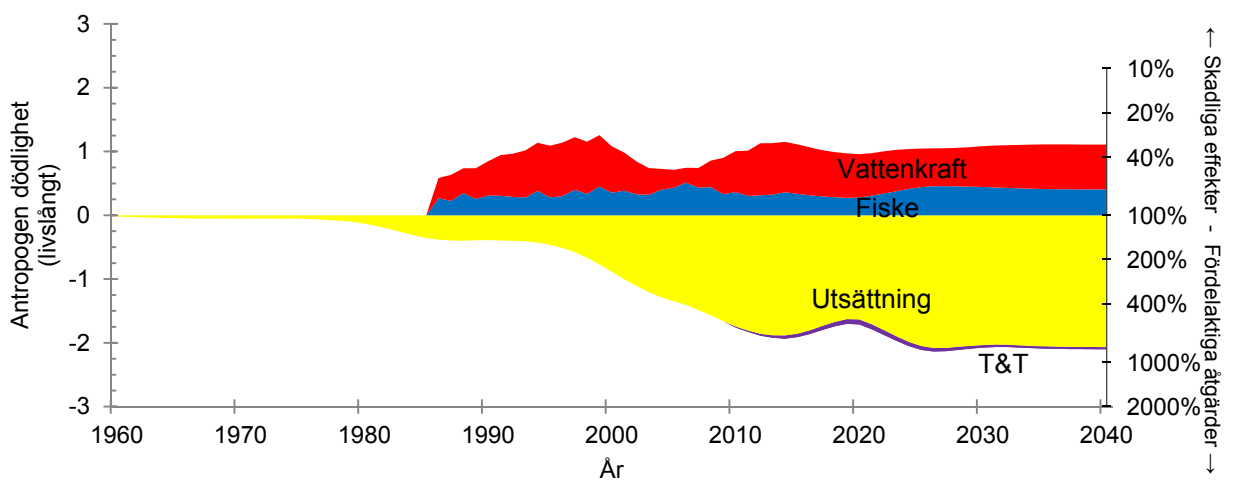
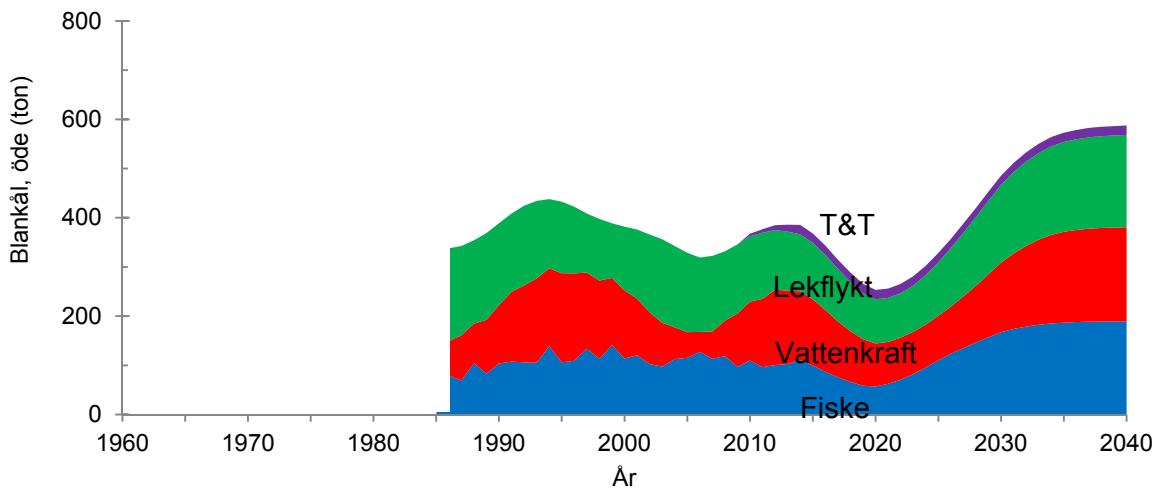
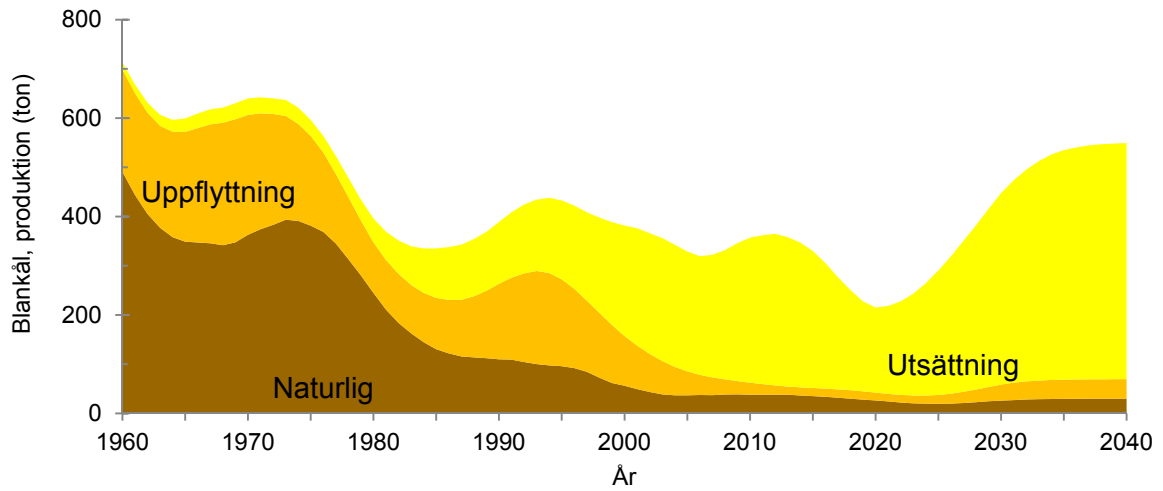
Merparten (80 %) av dagens ålbestånd härrör från de utsättningar som gjorts med ålyngel som importerats från Frankrike och England. Scenariot "Utsättningarna ökar med 50 %" undersöker konsekvenserna av en ökad utsättning av ålyngel. Det förutsätts att fördelningen av utsättningarna inte förändras jämför med situationen 2014.

En förändring av utsättningsprogrammet år 2015 får inte effekt förrän utsatta ålyngel nått blankålstadiet, dvs. efter ca 15 år. Vi kan således inte förvänta oss någon effekt fram till 2020. Till år 2040 däremot, kommer den utsättningsbaserade blankålsproduktionen att ha ökat till ca 480 ton, eller exakt 150 % av basnivån. Den totala blankålsproduktionen kommer att ha ökat till 568 ton, som är 39 % över basnivån. Det kommer att påverka fisket positivt (+49 %), vattenkraftens påverkan ökar (+38 %) och lekflykten minskar (-35 %).

Ett ökat utsättningsprogram kommer att öka fiskeridödligheten med 9 %, den kraftverksrelaterade dödligheten med 5 %, och den totala dödligheten med 6 %, till ett värde  $\sum A = 1,11$ , över det långsiktiga gränsvärdet från EU:s Ålförordning ( $\sum A_{lim} = 0,92$ , 40 % lekflykt), och mycket över alla de kortfristiga återhämtningensmålen ( $\sum A_{lim} = 0,11$  enligt Ålförvaltningsplanen, eller  $\sum A_{lim} = 0,1$  respektive 0,4, i enlighet med ICES råd för långlivade fiskarter, med beaktande av 2014-års status, med eller utan utsättning).

Det är uppenbart att ökade utsättningar kommer att försämra möjligheterna att nå en acceptabel nivå för dödlighet, om inte utsättningarna omfördelas och/eller om inte andra åtgärder tas för att minska fiskeri- och kraftverksrelaterad dödlighet. Om man avser att öka utsättningarna, så vore det klokt att styra dem till vattenområden med liten påverkan från fiske och vattenkraft. Alternativet är att åtgärda dessa dödlighetsorsaker i god tid innan utsatta ålar drabbas.

Scenario: Utsättningarna ökas med 50 %



## Scenario: Utsättningarna omfördelas från Vänern till Mälaren

Beskrivning: Från och med 2015 så stoppas utsättningarna i Vänern och ålynglen sätts istället ut i Mälaren.

Tabell 12 Scenario: Utsättningarna omfördelas från Vänern till Mälaren uppskattar mängden producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	30	Fiske	111	57	190	Fiske	0,36	0,28	0,61
Uppflytning	17	16	40	Vattenkraft	140	87	81	Vattenkraft	0,79	0,68	0,44
Utsättning	295	173	330	Lekflykt	97	71	127	Lekflykt			
T&T	19	19	19	T&T	19	19	19	T&T			
Summa	366	234	418	Summa	366	234	418	Summa	1,15	0,96	1,05

Under de senaste decennierna har en stor del av utsättningsålen dirigerats till Mälaren och Vänern, men utsättningarna i Mälaren stoppades 2010, medan de ökade i Vänern. Nedströms Vänern finns tre vattenkraftverk medan det i Mälarens utlopp till havet inte finns några vattenkraftverk. Ett av HaV efterfrågat förvaltningsalternativ är att återuppta utsättningarna i Mälaren, medan de i Vänern minskas i motsvarande grad.

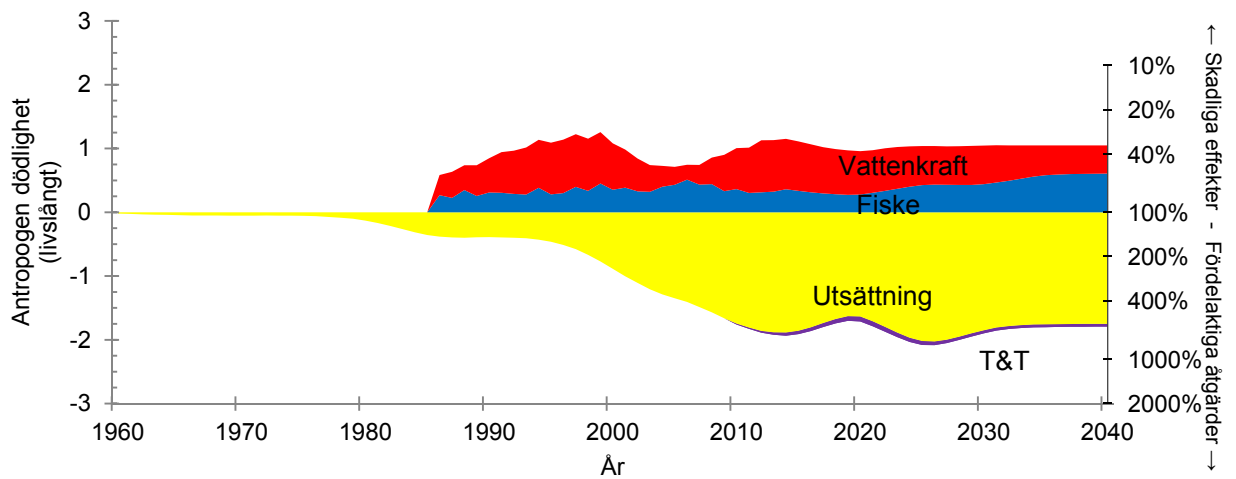
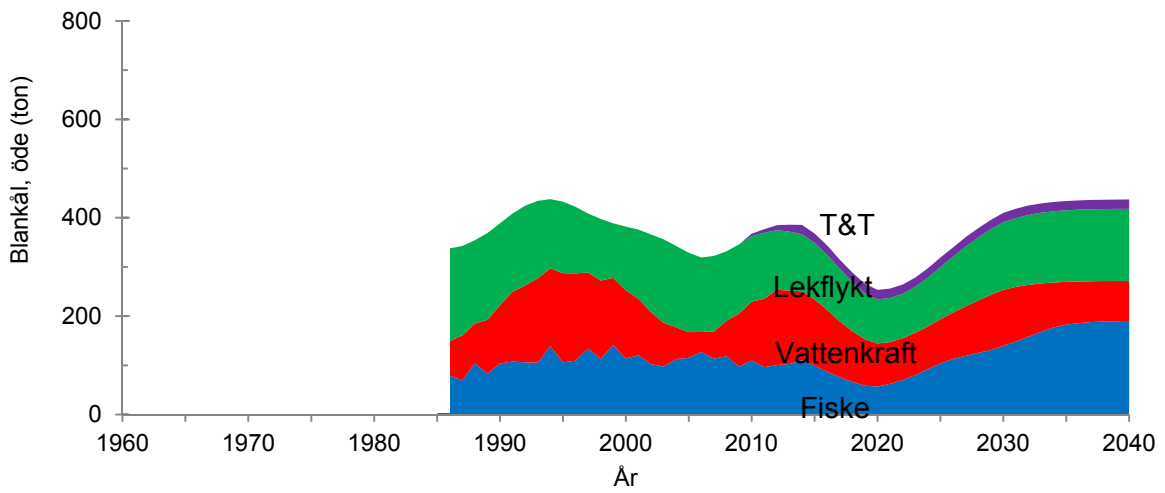
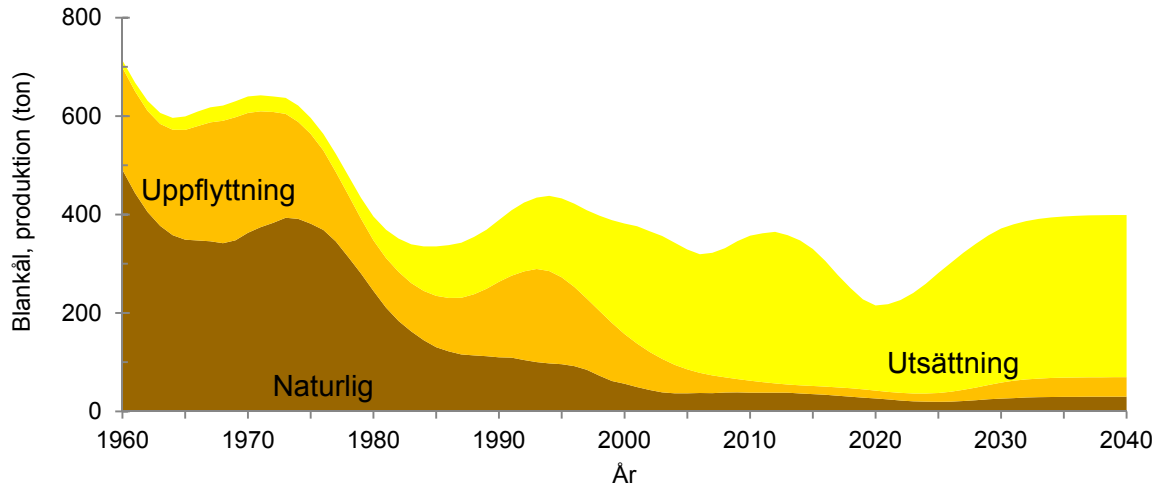
Ålyngel som sattes ut under 2015 och som därefter kommer att växa upp till blankålsstadiet på ca 15 år kommer således att bidra till fisket och lekflykten runt år 2030. Därmed blir resultaten identiska med basscenariot.

Om utsättningarna av ålyngel återupptas i Mälaren år 2015 så kommer de ålarna att ha bidragit till blankålsproduktionen fram till år 2040. Eftersom ålarna från Mälaren är något större än de från Vänern, och samtidigt som inget pekar på några skillnader i naturlig dödlighet, så förväntas ålproduktionen i inlandsvatten att öka med 3 %. Den samlade fångsten ökar från 127 ton på basnivån till 190 ton i det här scenariot, en ökning med 63 ton (+50 %). Den vattenkraftsrelaterade dödligheten minskar med 57 ton (-61 %). Lekflykten från alla inlandsvatten sammantagna uppskattas till 127 ton, att jämföra med 125 ton i basnivåscenariot.

Dödligheten år 2040 uppskattas till 1,05, nästan densamma som i Scenario "Basnivån" (1,04). Det är långt över det långsiktiga målet  $\sum A_{lim} = 0,92$  (i enlighet med 40 % målet för lekflykt i EU:s Ålförordning), och ännu högre än de kortfristiga målen.

Om utsättningarna flyttas över till Mälaren, så förväntas fiskets påverkan på hela inlandsbeståndet av ål öka från 0,37 till 0,61 till år 2040 eftersom fisketrycket i Mälaren är betydligt högre än i Vänern. Skattningen är baserad på en extrapolering. Efter 2014 baserades fisket i Mälaren på rika årsklasser av ål som sattes ut runt 2000, medan man i Vänern inte hunnit börja exploatera de rika årsklasserna av ålar som sattes ut 2010 och senare. Våra scenarier simulerar en situation där förutsättningarna är oförändrade (bortsett från att utsättningarna omfördelas). Produktion och fångst förutspås minska i Mälaren mellan 2015 och 2025 vilket kommer att försämra ekonomin i detta fiske. Några socioekonomiska aspekter beaktas dock inte i våra prognoser.

Scenario: Utsättningarna omfördelas från Vätern till Mälaren



## Scenario: Fisket minskas med 50 %

Beskrivning: Från och med 2015 så minskar fiskets relativa påverkan med 50 %

Tabell 13 Scenariot *Fisket minskas med 50 %* uppskattar mängden producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	30	Fiske	111	28	63	Fiske	0,36	0,13	0,17
Uppflytning	17	16	40	Vattenkraft	140	101	185	Vattenkraft	0,79	0,67	0,76
Utsättning	295	173	321	Lekflykt	97	86	142	Lekflykt			
T&T	19	19	19	T&T	19	19	19	T&T			
Summa	366	234	409	Summa	366	234	409	Summa	1,15	0,80	0,93

I Scenario "Fisket minskas med 50 %" utvärderar vi effekterna av en halvering av fiskeansträngningen från och med år 2015. Vi antar att ansträngningen sedan ligger kvar på den nivån och att andra antropogena aktiviteter hålls konstanta på nivån från 2014.

Fångsten av ål i sötvatten uppgick år 2014 till ca 111 ton. Om fiskeintensiteten hålls på den nivån skulle fisket ta upp 127 ton år 2040, och en halvering av fiskeansträngningen från och med 2015 skulle reducera fångsten till 63 ton år 2040. Detta förutsätter att fisketrycket minskas i samma grad i alla sjöar. I realiteten skulle vissa fiskare sannolikt inte kunna fortsätta sitt fiske, men vi har inte inkluderat sekundära effekter i det här scenariot.

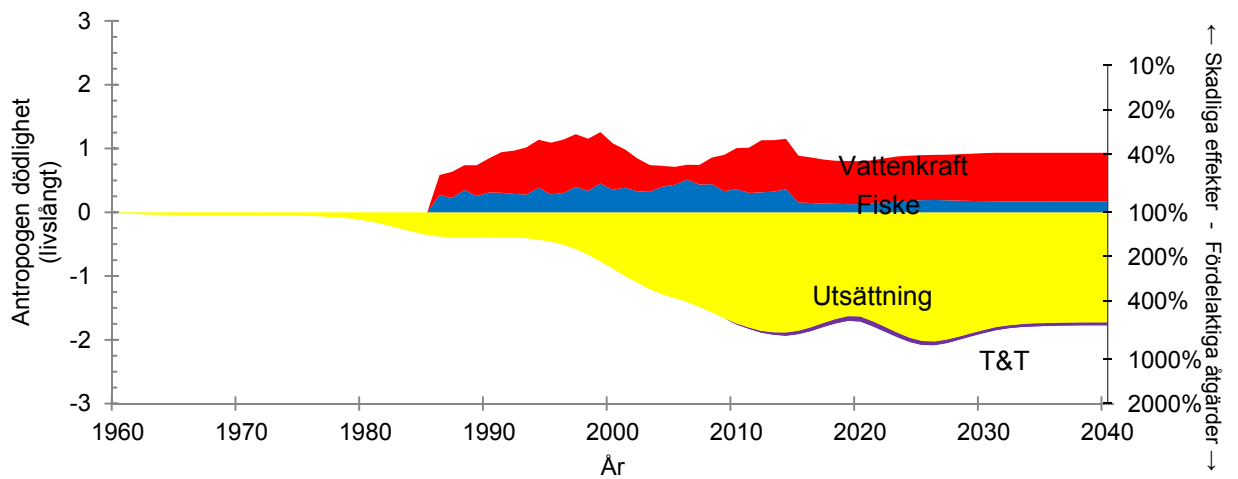
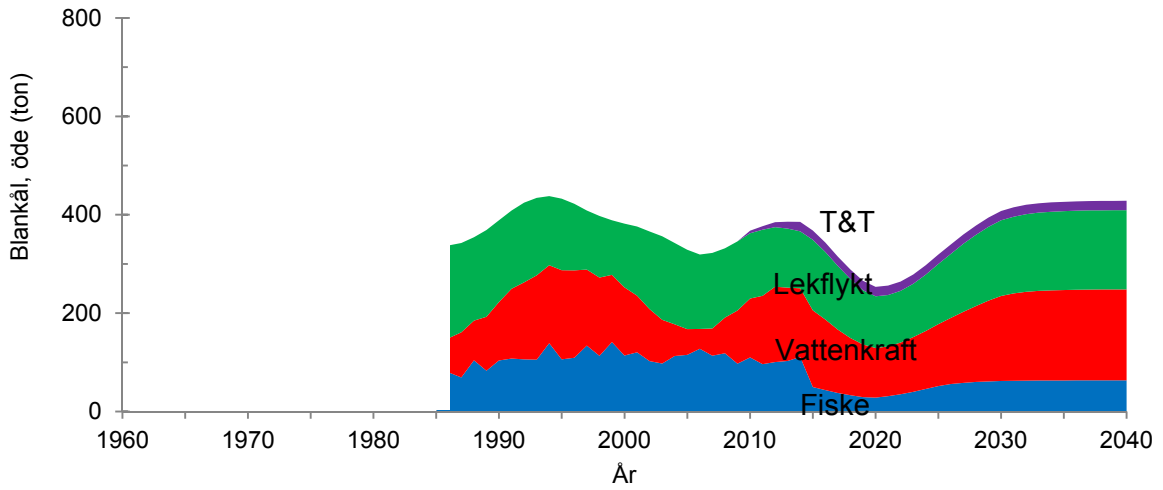
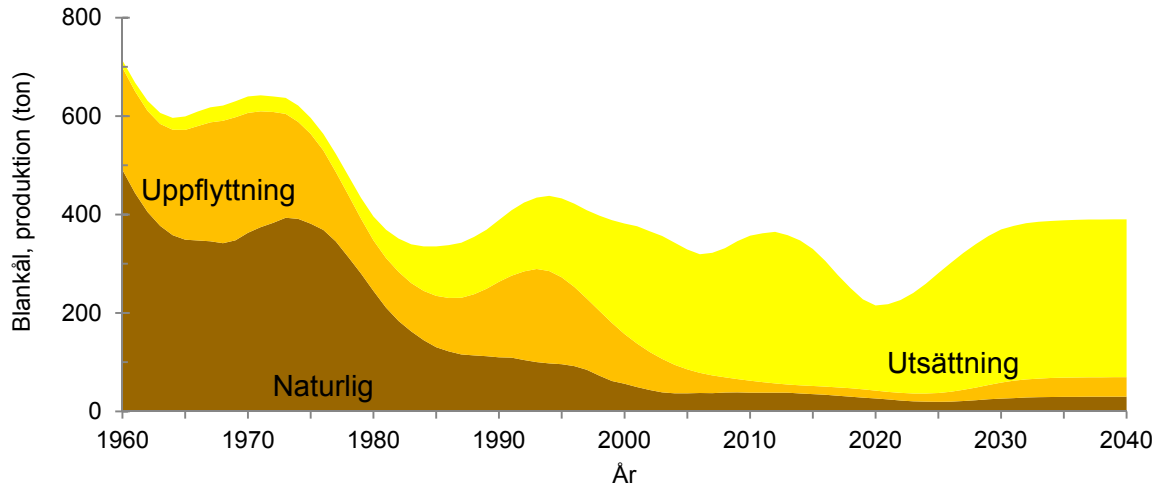
I många sjöar sker ålfisket uppströms vattenkraftverken, så om fisket reduceras ökar mängden ål som närmar sig turbinintagen. En reducerad fiskeansträngning med 50 % kommer därmed att öka den kraftverksrelaterade dödligheten till 185 ton år 2040, dvs. med 34 % över basnivån. Blankålsflykten till havet förväntas öka med 17 ton till 2014, och det motsvarar en ökning på 13 %.

Under senare decennier har en hög andel av utsättningarna gjorts i Mälaren och Vänern, men utsättningarna stoppades i Mälaren år 2010. Om fisketrycket skulle minska i Mälaren, där ingen vattenkraftsanläggning hindrar ålars passage till havet, så skulle lekflykten odelat öka. År 2020 kommer merparten av blankålen generellt att härröra från utsättningar som gjordes före 2010. Därmed skulle en reduktion i fisket förändra vattenkraftens påverkan mindre (+15 %) och inverka på lekflykten mer (+22 %) år 2020 än 2040. Detta är emellertid bara en temporär effekt tills utsättningarna efter 2010 gett resultat runt 2025.

En halverad fiskeansträngning 2015 kommer att reducera fiskeridödligheten från 0,28 till 0,13 år 2020 och från 0,37 till 0,17 år 2040. Den totala antropogena dödligheten minskar till 0,80 år 2020 och till 0,93 år 2040. Det är något under, respektive lika mycket som de långsiktiga målen från EU:s Ålförordning (0,92; 40 % överlevnad), men avsevärt över de kortfristiga korttidsmålen för återhämtning ( $\sum A_{lim} = 0,11$  enligt Ålförvaltningsplanen, eller  $\sum A_{lim} = 0,1$  respektive 0,4, i enlighet med ICES råd för långlivade fiskarter, beaktande 2014-års status utan eller med utsättningar).

Om man reducerar fisket med 50 %, så kommer mängden tillgänglig fångst att minska, men under både 2020 och 2040, så kommer fångsten att överskrida den mängd ål som idag används för Trap & Transport ändamål.

Scenario: Fisket minskas med 50 %



## Scenario: Fisket avvecklas över 10 år

Beskrivning: Med start 2015 så reduceras fisket årligen med 10 % av 2014-års värde. Från och med 2025 är därmed fisket helt avvecklat.

Tabell 14 Scenariot *Fisket avvecklas över 10 år* uppskattar mängden producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	30	Fiske	111	23	0	Fiske	0,36	0,10	0,00
Uppflyttning	17	16	40	Vattenkraft	140	103	232	Vattenkraft	0,79	0,67	0,83
Utsättning	295	173	321	Lekflykt	97	89	159	Lekflykt			
T&T	19	19	19	T&T	19	19	19	T&T			
Summa	366	234	409	Summa	366	234	409	Summa	1,15	0,77	0,83

I scenariot ”Fisket avvecklas över 10 år” utforskas effekterna av en stegvis minskning av fiskeansträngningen. Från och med 2015 till 2024 reduceras ansträngningen med 10 % av värdet för 2014, så år 2025 är fisket helt avvecklat. All annan antropogen påverkan hålls konstant på 2014-års nivå.

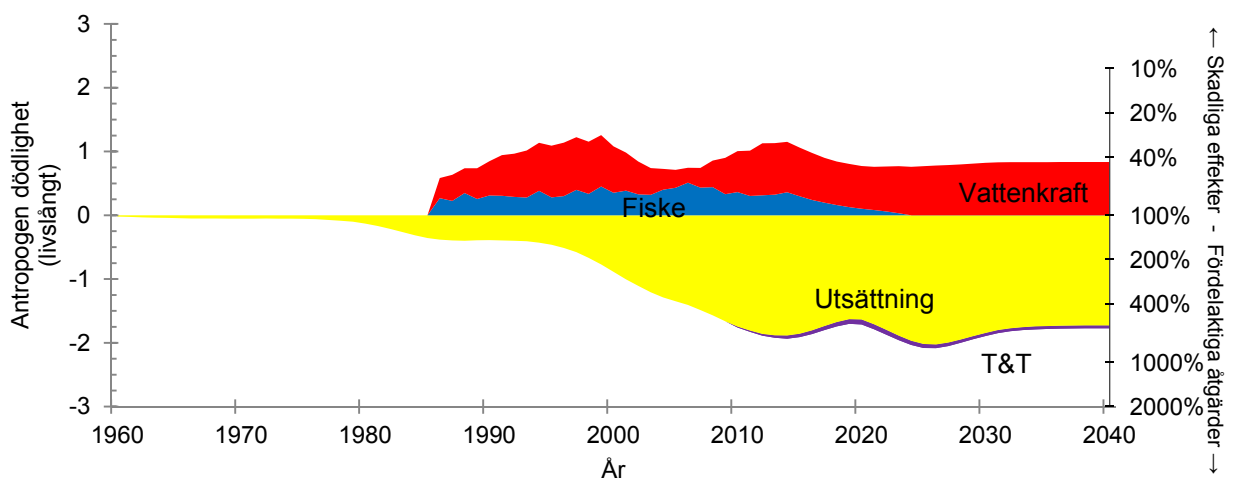
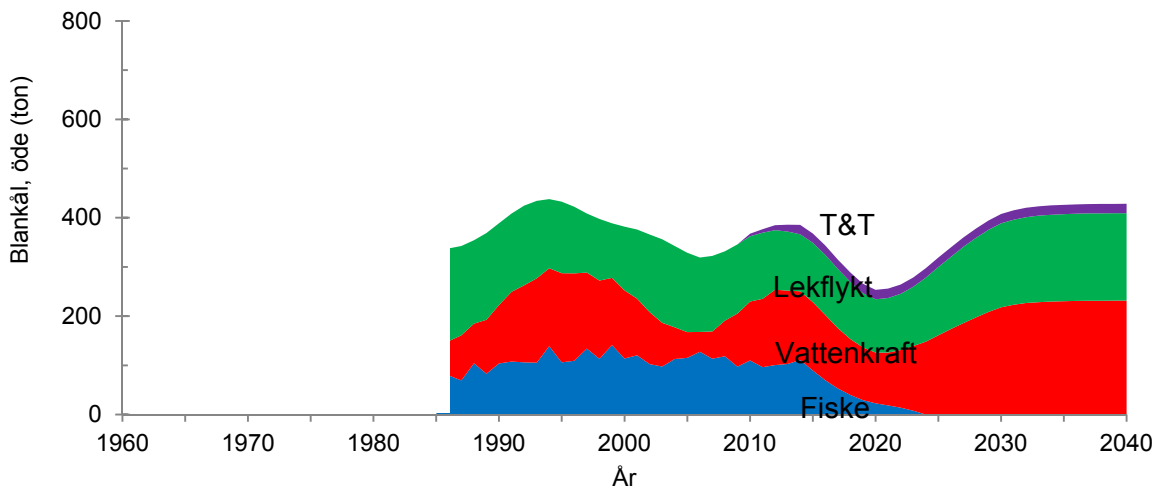
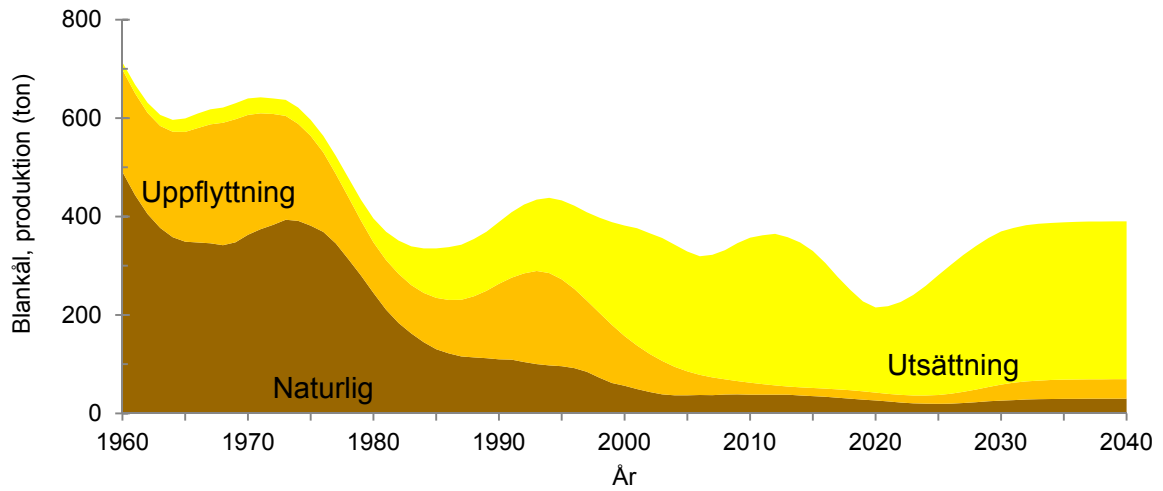
Fisket i sötvatten fångade 2014 ca 111 ton. Om fiskeintensiteten skulle reduceras stegvis, så skulle fångsterna minska till 23 ton (40 % av basnivån) år 2020, och till noll år 2040. Påverkan från vattenkraft kommer att öka från 87 till 103 ton år 2020 (+18 %), och från 168 till 232 ton år 2040 (+68 %). Lekflykten till havet skulle öka med 18 ton (+26 %) till år 2020, och med 34 ton (+27 %) till år 2040. Den mindre effekten på den vattenkraftsrelaterade dödligheten år 2020 beror på att det då produceras en större andel ål i sjöar som Mälaren, det vill säga i sjöar utan påverkan från vattenkraft.

Över tidsperioden 2015-2025, så kommer fiskeridödligheten att gradvis reduceras från 0,36 till noll. Till år 2040 kommer den vattenkraftsrelaterade dödligheten att ha ökat från 0,67 som i basnivåscenariot, till 0,83 i detta scenario. Den totala antropogena dödligheten kommer att minska med 20 % till 2040 på grund av ett stängt fiske. Den totala dödligheten om 0,83 är något under den långsiktiga nivån som EU:s Ålförordning förespråkar ( $\sum A=0,92$ , 40 % överlevnad), men fortfarande långt över de kortfristiga målen för återhämtning ( $\sum A_{lim}=0,11$  enligt Ålförvaltningsplanen, eller  $\sum A_{lim}=0,1$  respektive 0,4, i enlighet med ICES råd för långlivade fiskarter, beaktande 2014-års status utan eller med utsättning).

I detta scenario är ålfisket avvecklat till år 2025. Ett stoppat fiske får konsekvenser för ett fortsatt Trap & Transport program. Redan innan fisket är helt avvecklat, så torde nödvändig infrastruktur (lagring, transport och handel) för ett Trap & Transport program ha försvunnit.



Scenario: Fisket avvecklas över 10 år



## Scenario: Fisket stoppas

Beskrivning: Fisket stoppas helt 2015.

Tabell 15 Scenariot *Fisket stoppas* uppskattar mängden producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).

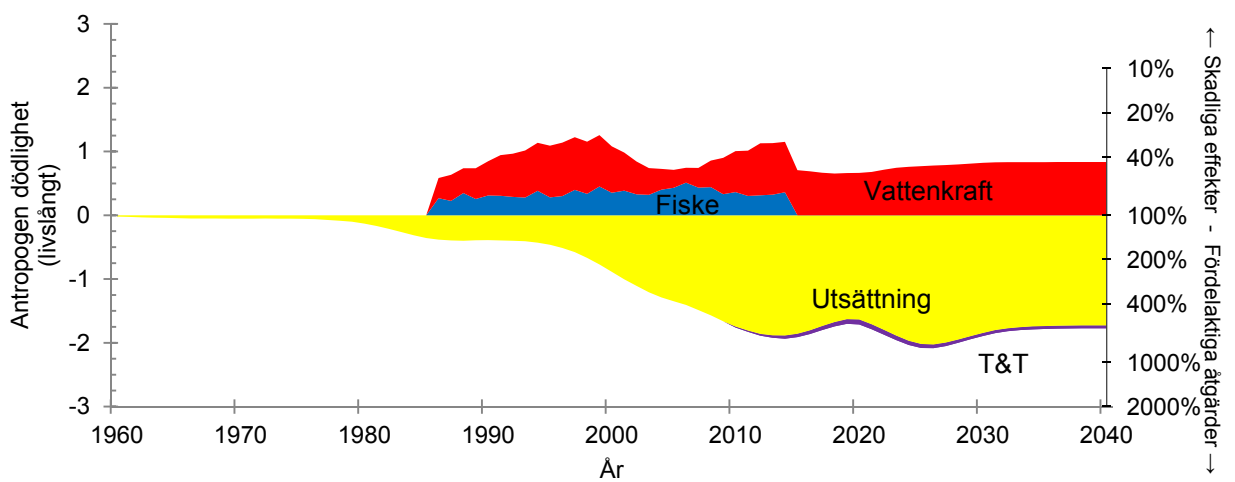
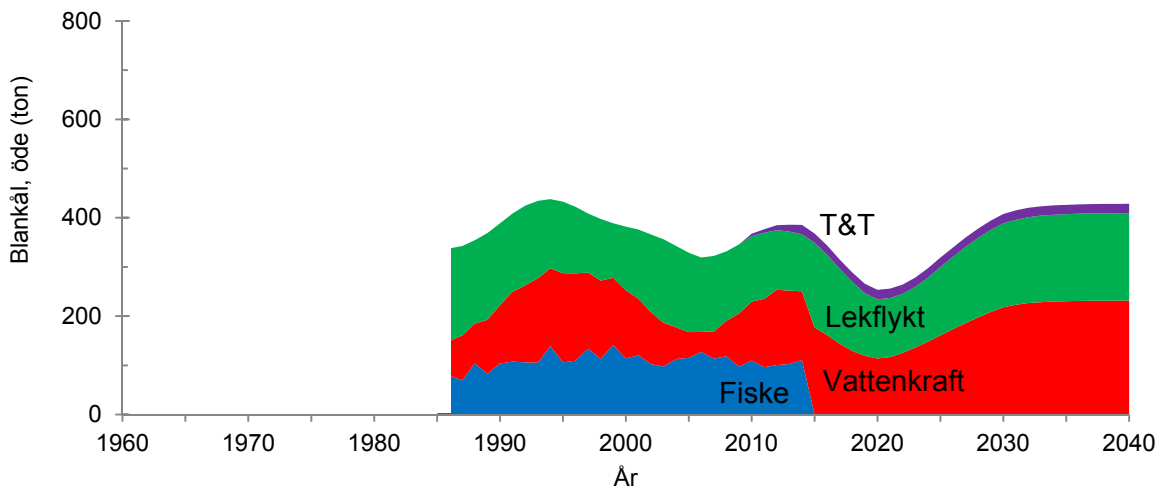
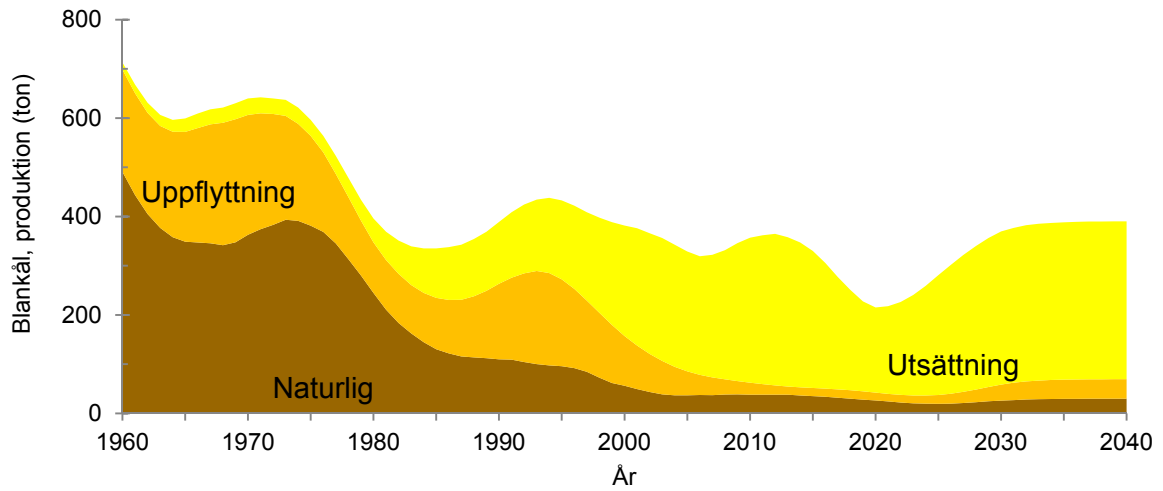
Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	30	Fiske	111	0	0	Fiske	0,36	0,00	0,00
Uppflyttning	17	16	40	Vattenkraft	140	114	232	Vattenkraft	0,79	0,66	0,83
Utsättning	295	173	321	Lekflykt	97	102	159	Lekflykt			
T&T	19	19	19	T&T	19	19	19	T&T			
Summa	366	234	409	Summa	366	234	409	Summa	1,15	0,66	0,83

I scenariot "Fisket stoppas" undersöks vad som händer om fisket stoppas helt år 2015. All annan antropogen påverkan hålls konstant på 2014-års nivå, inklusive Trap & Transport programmet, även om fisket i scenariot inte kan tillhandahålla ålar.

Självkärlat betyder ett stoppat fiske en utebliven fångst och ingen fiskeridödlighet. De blankålar som produceras dödas dock fortfarande i kraftverken. Ett stoppat fiske kommer därför att öka den kraftverksrelaterade dödligheten med 26 ton = 30 % år 2020, och med 93 ton = 68 % år 2040. Lekflykten kommer att öka med 31 ton = 43 % år 2020, och 33 ton = 27 % år 2040.

Nuvarande antropogena dödlighet uppskattas till 1,15. Ett stängt fiske kommer att reducera den till 0,66 år 2020, och till 0,83 år 2040. Det är under det långsiktiga målet från EU:s Ålförordning ( $\sum A = 0,92$ ; 40 % överlevnad), men mer än dubbelt så hög som de kortfristiga återhämtningsmålen ( $\sum A_{lim} = 0,11$  enligt Ålförvaltningsplanen, eller  $\sum A_{lim} = 0,1$  respektive 0,4, i enlighet med ICES råd för långlivade fiskarter, med beaktande av status 2014, utan och med utsättning).

Scenario: Fisket stoppas



## Scenario: Fisket ökas med 50 %

Beskrivning: 2015 tillåts fisket öka med 50 % av 2014-års nivå till 150 % av den nivån.

Tabell 16 Scenariot *Fisket ökas med 50 %* uppskattar mängden producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	30	Fiske	111	85	190	Fiske	0,36	0,45	0,62
Uppflyttning	17	16	40	Vattenkraft	140	74	91	Vattenkraft	0,79	0,69	0,54
Utsättning	295	173	321	Lekflykt	97	56	109	Lekflykt			
T&T	19	19	19	T&T	19	19	19	T&T			
Summa	366	234	409	Summa	366	234	409	Summa	1,15	1,14	1,17

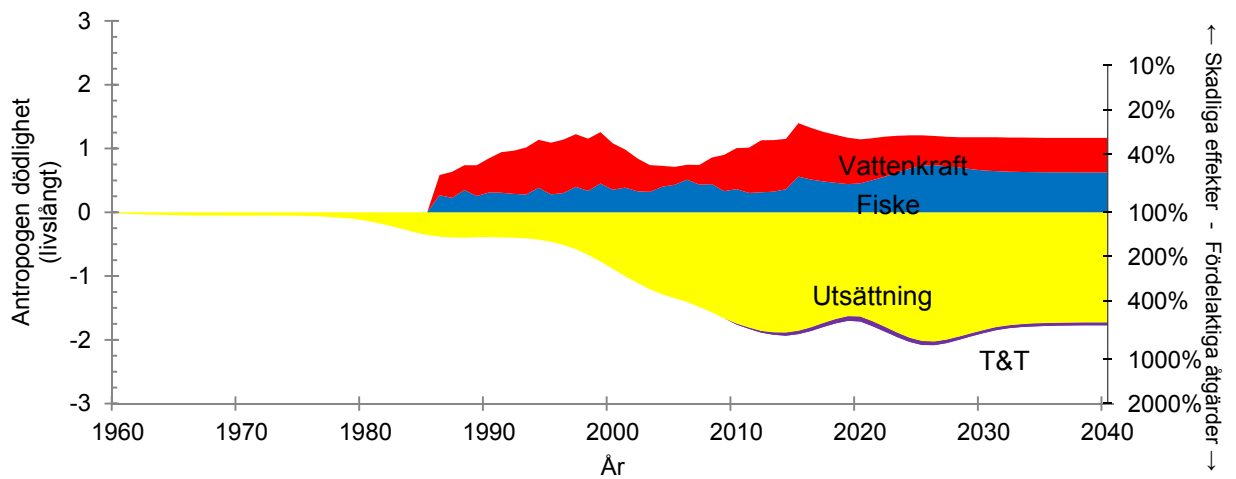
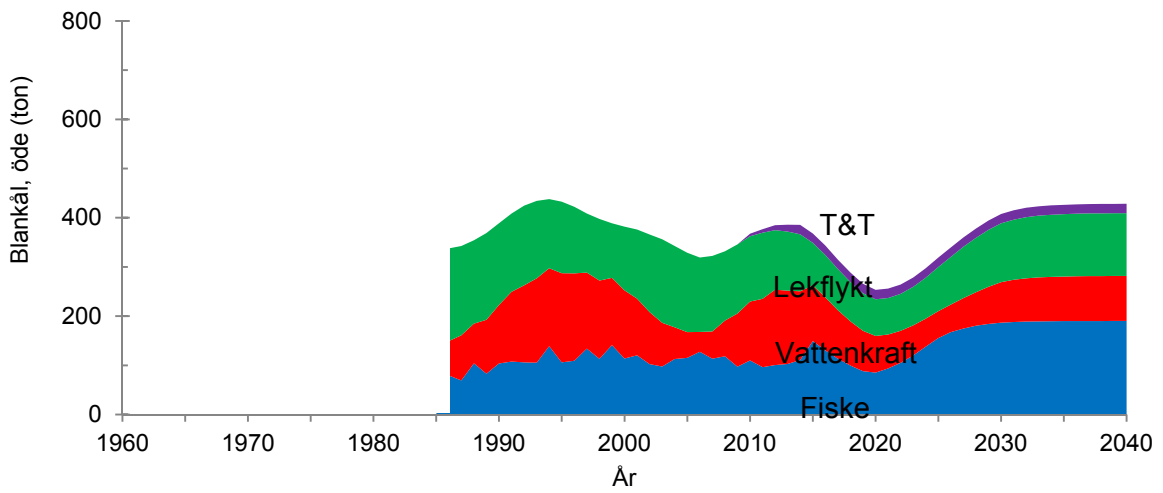
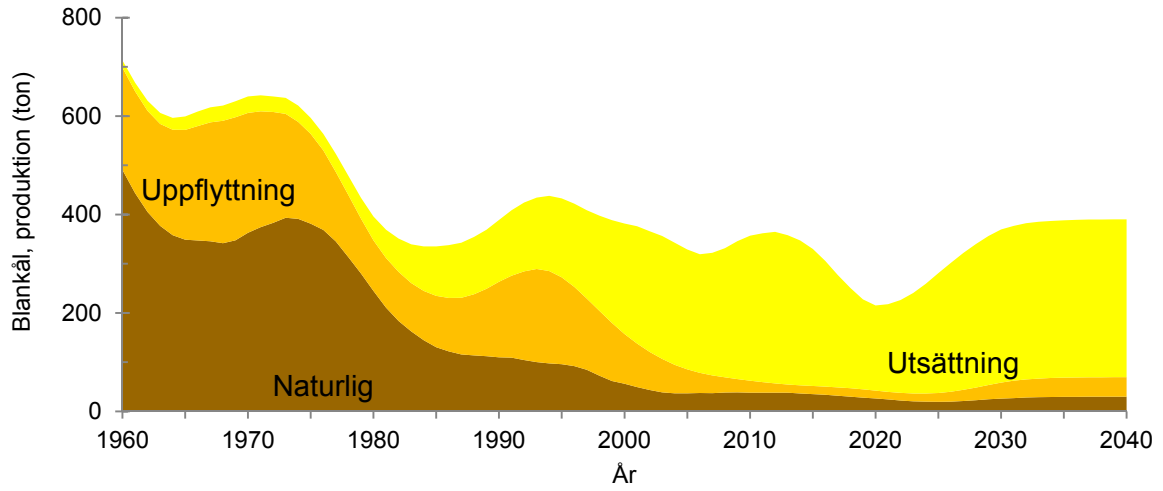
I scenariot "Fisket ökas med 50 %" analyserar vi en situation där fisket ökar med 50 % från fiskets nivå år 2014. All annan påverkan hålls konstant på 2014-års nivå.

Det fångades ca 111 ton ål i sötvatten år 2014. Om fiskeansträngningen vore oförändrad så skulle det bara fångas 57 ton år 2020 och 127 ton år 2040. Denna variation över tid är en direkt konsekvens av tidigare variationer i mängden utsatt ål, med ett minimum av utsatt ål år 2005 som resulterar i en minimal fångst 2020. Men, om man ökar fisket med 50 % från och med 2015, kommer 85 respektive 190 ton att fångas år 2015 respektive år 2020. Detta kommer också att påverka den vattenkraftsrelaterade dödligheten, som då minskar med 15 % till år 2020 och med 34 % till år 2040. Lekflykten blir 15 ton = 22 % lägre till år 2020, och 17 ton = 13 % lägre till år 2040.

Ett 50 % ökat fisketryck från och med 2015 kommer att öka fiskeridödligheten från 0,28 till 0,45 till år 2020 och från 0,37 till 0,62 in 2040. Den totala antropogena dödligheten kommer att öka från 1,15 år 2014, till 1,14 år 2020 och till 1,17 år 2040. Dödligheten ligger över det långsiktiga målet i EU:s Ålförordning (0,92 = 40 % överlevnad), och avsevärt över de kortfristiga målen för återhämtning ( $\sum A_{lim} = 0,11$  enligt Ålförvaltningsplanen, eller  $\sum A_{lim} = 0,1$  respektive 0,4, i enlighet med ICES råd för långlivade fiskarter, beaktande 2014: års status utan eller med utsättning).

I det här scenariot har vi antagit att fiskeansträngningen ökar med 50 %, men att Trap & Transport programmet kvarstår på nuvarande nivå. Ett kombinationsscenario med en ökad fiskeansträngning med syfte att bara öka volymen i Trap & Transport programmet, är förstås också möjligt. Men med tanke på att dagens Trap & Transport program bara använder sig av en mindre del av den totala fångsten, så kan Trap & Transport öka utan att fisket ökas. I ett annat scenario så analyseras en sådan utveckling, där fisketrycket hålls konstant på dagens nivå.

Scenario: Fisket ökas med 50 %



## Scenario: Vattenkraftsrelaterad dödlighet minskar med 50 %

Beskrivning: Från och med 2015 så reduceras den vattenkraftsrelaterade dödligheten med 50 %.

Tabell 17 Scenariot *Vattenkraftsrelaterad dödlighet minskar med 50 %* uppskattar mängden producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	30	Fiske	111	57	127	Fiske	0,36	0,28	0,37
Uppflytning	17	16	40	Vattenkraft	140	79	113	Vattenkraft	0,79	0,59	0,51
Utsättning	295	173	321	Lekflykt	97	79	150	Lekflykt			
T&T	19	19	19	T&T	19	19	19	T&T			
Summa	366	234	409	Summa	366	234	409	Summa	1,15	0,87	0,88

I scenariot ”Vattenkraftsrelaterad dödlighet minskar med 50 %” utforskas konsekvenserna av en snabb reduktion av den vattenkraftsrelaterade dödligheten av blankål, en minskning med 50 % år 2015, till en nivå som sedan kvarstår. Det kan göras genom att installera effektiva förbipassager, genom tillfälliga stopp i elproduktion eller på andra sätt. Scenariot förutsätter att varje vattenkraftverk minskar sin påverkan med 50 %. I realiteten kanske åtgärderna satsas i de kraftverk som har störst påverkan (i biomassa mätt). Då vi idag inte vet hur ett sådant eventuellt aktionsprogram skulle se ut, kan vi inte heller ta med det i beräkningarna. Vi förutsätter också att det bara är den vattenkraftsrelaterade dödligheten som förändras, det vill säga att Trap & Transport programmet fortsätter som tidigare. Eftersom den vattenkraftsrelaterade dödligheten uppstår först efter det att annan antropogen påverkan redan skett, så förändras inte andra, tidigare effekter i detta scenario.

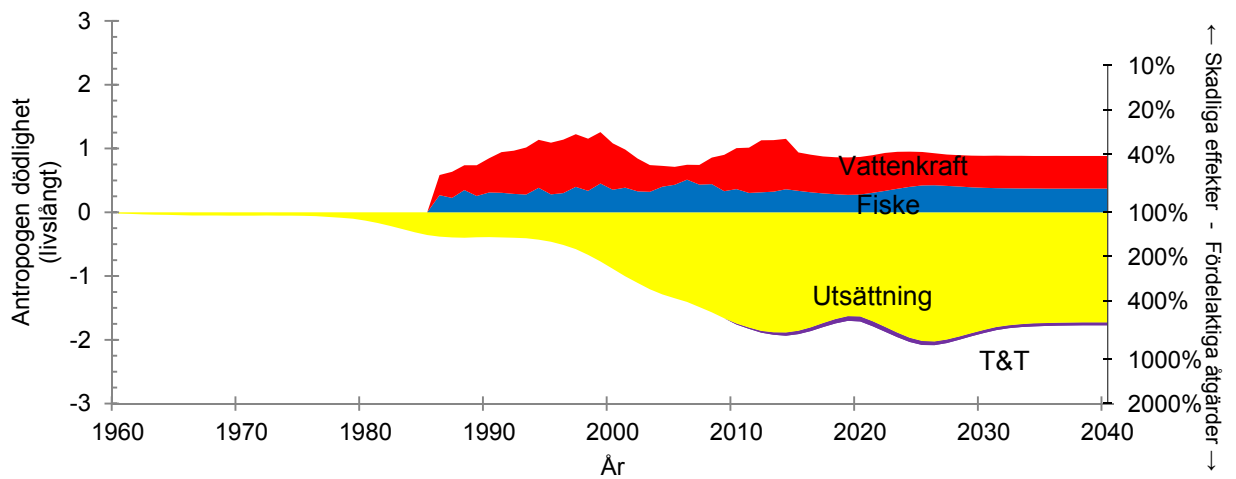
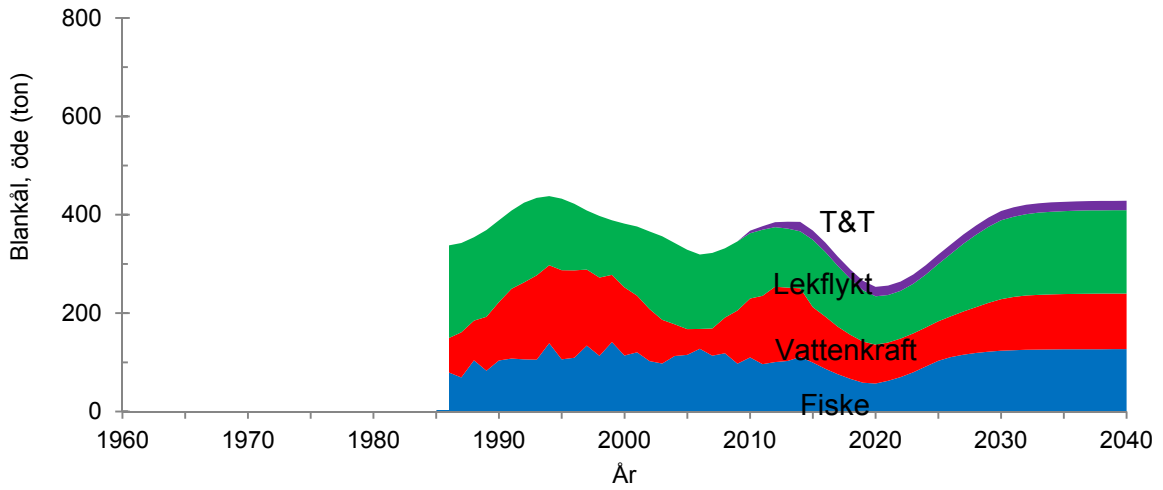
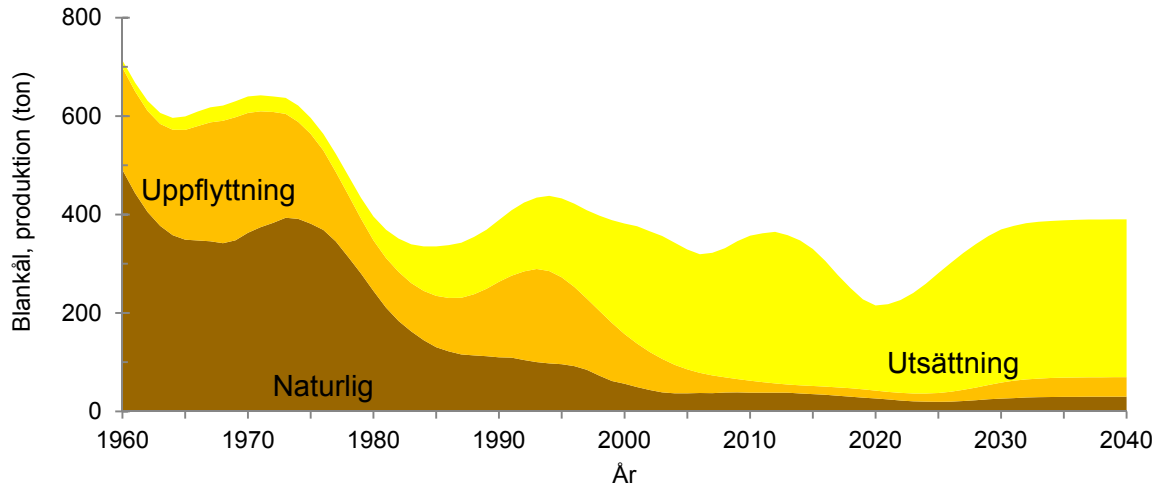
En förändring av den vattenkraftsrelaterade dödligheten ger full effekt omedelbart, samma år som den genomförs. Eftersom den vattenkraftsrelaterade dödligheten varierar över tid, så varierar även nettoeffekten av en reducerad dödlighet. Utan någon reduktion så uppskattas dödad ålbiomassa till 140 ton år 2014 ( $\sum H=0,79$ ), minskande till 87 ton ( $\sum H=0,68$ ) år 2020, men som ånyo ökar till 138 ton ( $\sum H=0,67$ ) år 2040. Motsvarande siffror efter en reduktion om 50 % är för 2012 79 ton ( $\sum H=0,59$ ) respektive 113 ton ( $\sum H=0,51$ ) 2040.

Även om påverkan från varje kraftverk är halverat i detta scenario, så minskar inte den totala påverkan i samma grad. Blankålarna måste passera ett flertal kraftverk(3-12+), där de ålar som överlever en första passage ändå dör vid nästa passage osv.

Utän en förändring av den vattenkraftsrelaterade dödligheten, så kommer mängden blankålar som fritt tar sig ner till havet att minska från 97 ton år 2014 till 71 ton år 2020, för att sedan öka till 125 ton till år 2040. Om den vattenkraftsrelaterade dödligheten halveras kommer lekflykten att minska till 79 ton till år 2020, och öka till 150 ton till år 2040, vilket är 12 % respektive 20 % över basnivån.

Den totala antropogena dödligheten förväntas minska från  $\sum A=1,15$  år 2014, till  $\sum A=0,87$  år 2020 och  $\sum A=0,88$  år 2040. Det är något under det långsiktiga målet  $\sum A_{lim}=0,92$  (40 % överlevnad) från EU:s Ålförordning, men fortfarande långt över de kortfristiga återhämtningsmålen ( $\sum A_{lim}=0,11$  enligt Ålförvaltningsplanen, eller  $\sum A_{lim}=0,1$  respektive 0,4, i enlighet med ICES råd för långlivade fiskarter, med beaktande av 2014-års status utan eller med utsättning).

Scenario: Vattenkraftsrelaterad dödlighet minskar med 50 %



## Scenario: Vattenkraftsrelaterad dödlighet minskar med 10 % per år

Beskrivning: Med start 2015, så reduceras dödligheten vid varje vattenkraftverk med 10 % av värdet för 2014. Därmed blir dödligheten noll från 2025.

Tabell 18 Scenariot *Den vattenkraftsrelaterade dödligheten minskas med 10 % per år uppskattar mängden producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).*

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	30	Fiske	111	57	127	Fiske	0,36	0,28	0,37
Uppflytning	17	16	40	Vattenkraft	140	75	0	Vattenkraft	0,79	0,55	0,00
Utsättning	295	173	321	Lekflykt	97	83	264	Lekflykt			
T&T	19	19	19	T&T	19	19	19	T&T			
Summa	366	234	409	Summa	366	234	409	Summa	1,15	0,83	0,37

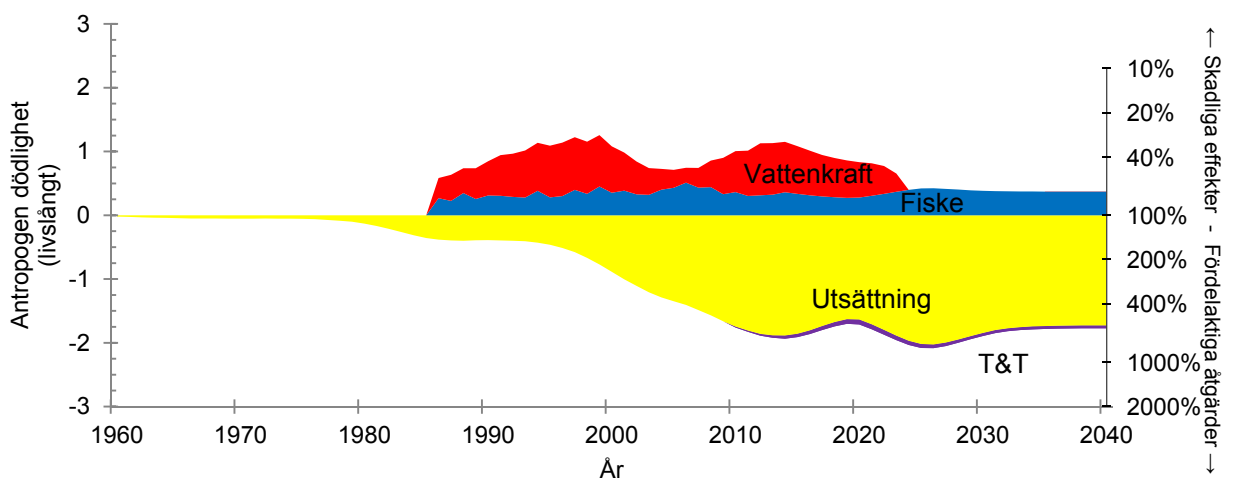
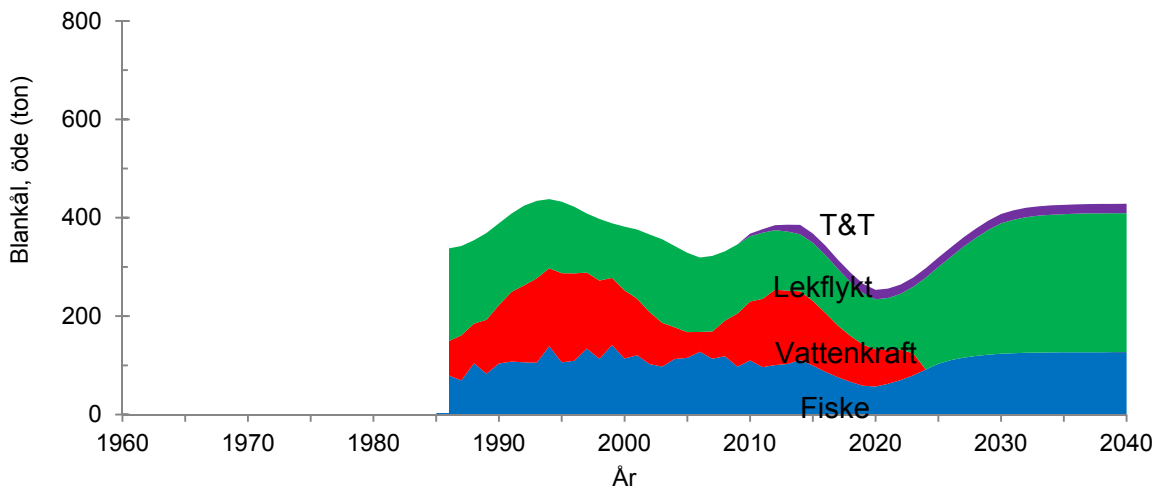
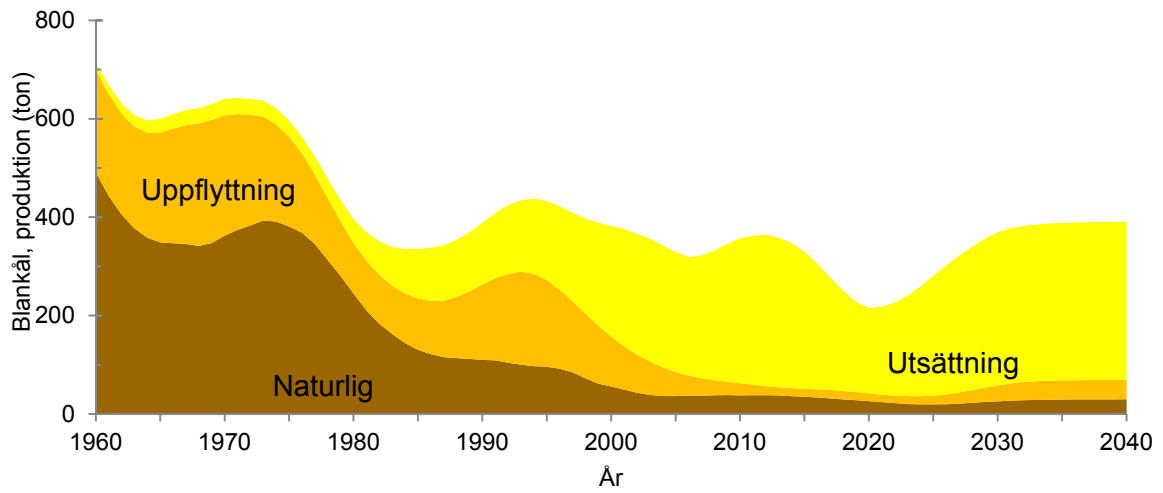
Scenariot ”Den vattenkraftsrelaterade dödligheten minskas med 10 % per år” beskriver konsekvenserna av en stegvis nedtrappning av den vattenkraftsrelaterade dödligheten för blankål, en minskning i tio steg med 10 % i taget. Minskningen kan göras genom att installera effektiva förbipassager, genom tillfälliga stopp i elproduktion eller på andra sätt. Scenariot förutsätter att varje vattenkraftverk minskar sin påverkan med 50 %. I realiteten kanske åtgärder istället görs i de kraftverk som har störst påverkan (i biomassa mätt). Då vi idag inte vet hur ett sådant eventuellt aktionsprogram skulle se ut, kan vi inte heller ta med det i beräkningarna. Det förutsätts också att det enbart är den vattenkraftsrelaterade dödligheten som förändras och att exempelvis Trap & Transport programmet fortgår som idag. Eftersom den vattenkraftsrelaterade dödligheten uppstår först efter det att annan antropogen påverkan redan skett, så förändras inte andra, tidigare effekter i detta scenario. En förändring av den vattenkraftsrelaterade dödligheten ger full effekt omedelbart, samma år som den genomförs. Om ingen förändring genomförs så uppskattas dödad ålbiomassa till 140 ton 2014 ( $\sum H=0.79$ ), och som går ner till 87 ton ( $\sum H=0.68$ ) 2020, för att sedan öka till 138 ton ( $\sum H=0.67$ ) 2040. Med en stegvis minskning så fås en dödlighet om 75 ton ( $\sum H=0.55$ ) 2020, och till år 2040 har all vattenkraftsrelaterad påverkan försvunnit ( $\sum A=0$ ).

Om inte den vattenkraftsrelaterade dödligheten förändras, så kommer mängden lekvandrande ålar från våra vatten att minska från 97 ton år 2014, till 71 ton år 2020, för att sedan öka till 125 ton år 2040. Med en stegvis nedtrappning däremot, kommer lekflykten att minska till 83 ton år 2020, för att sedan öka till 264 ton år 2040, vilket motsvarar 17 % respektive 110 % över basnivån.

Den totala antropogena dödligheten beräknas minska från  $\sum A=1,15$  år 2014, till  $\sum A=0,83$  år 2020 och till  $\sum A=0,37$  år 2040. Minskningen skulle medföra att inlandsbeståndet av ål hamnar under det långsiktiga målet  $\sum A_{lim}=0,92$  (40 % överlevnad) från EU:s Ålförordning, och precis under det kortfristiga målet för återhämtning, om effekterna av utsättning räknas med ( $\sum A_{lim}=0,11$  enligt Ålförvaltningsplanen, eller  $\sum A_{lim}=0,1$  respektive 0,4, i enlighet med ICES råd för långlivade fiskarter, med beaktande av 2014 års status utan eller med utsättning).



Scenario: Vattenkraftsrelaterad dödlighet minskar med 10 % per år



## Scenario: Dödligheten i vattenkraftverken stoppas

Beskrivning: All vattenkraftsrelaterade dödlighet stoppas från och med 2015.

Tabell 19 Scenariot *Dödligheten i vattenkraftverken stoppas* uppskattar mängden producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	30	Fiske	111	57	127	Fiske	0,36	0,28	0,37
Uppflyttning	17	16	40	Vattenkraft	140	0	0	Vattenkraft	0,79	0,00	0,00
Utsättning	295	173	321	Lekflykt	97	158	264	Lekflykt			
T&T	19	19	19	T&T	19	19	19	T&T			
Summa	366	234	409	Summa	366	234	409	Summa	1,15	0,28	0,37

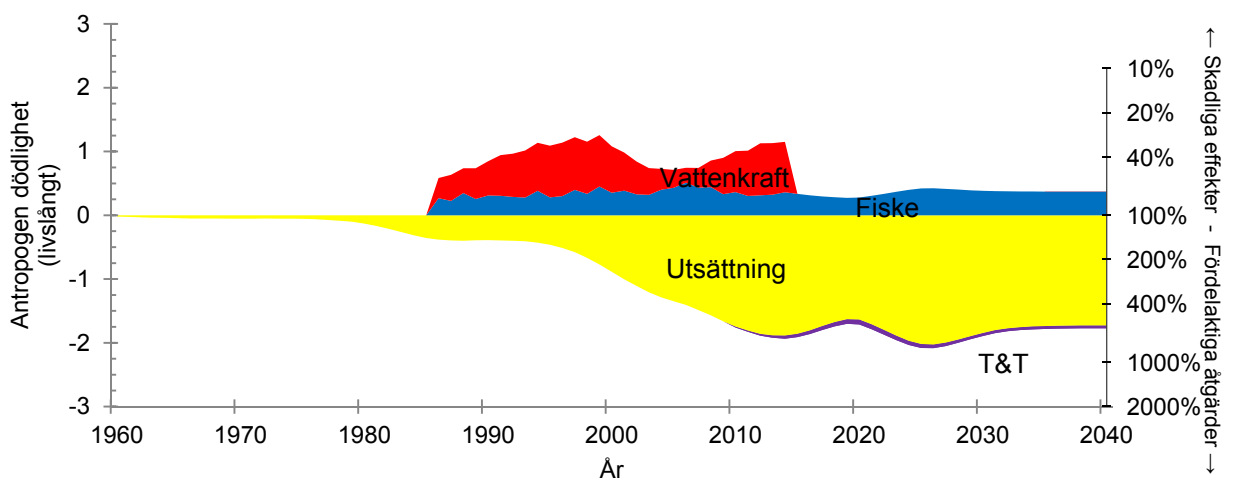
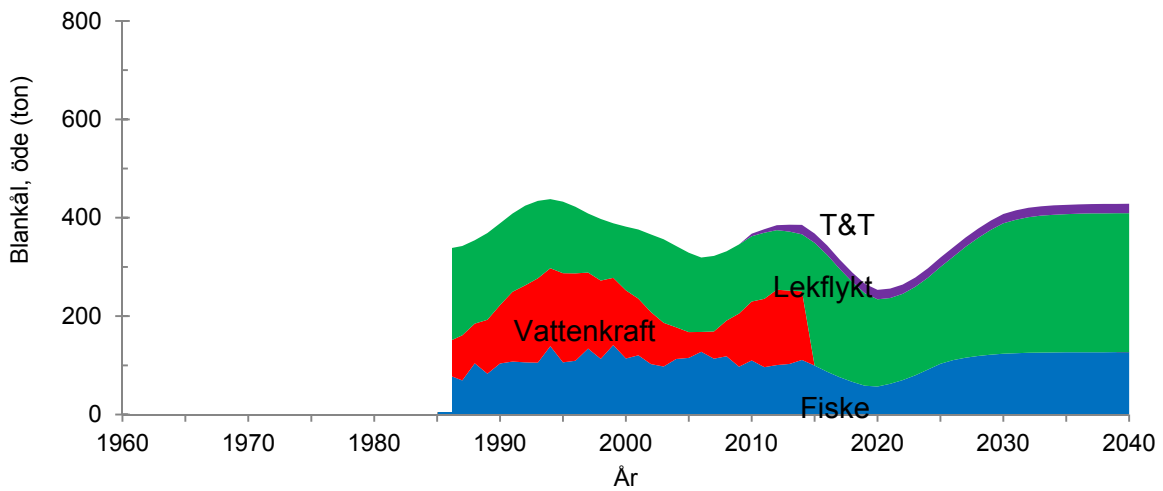
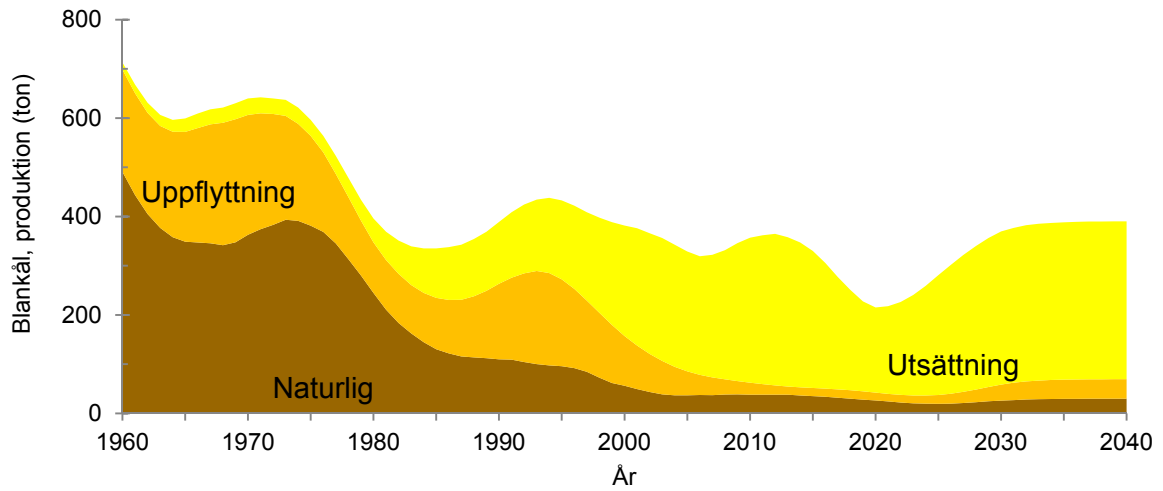
Scenariot "Dödligheten i vattenkraftverken stoppas" utforskar konsekvenserna av ett omedelbart stopp för den vattenkraftsrelaterade dödligheten från och med år 2015. Även om detta mål är svårt att uppnå i praktiken, så indikerar scenariot vilka förlusterna är om man väntar för länge med åtgärderna eller man går för långsamt fram. Scenariot förutsätter att alla andra antropogena effekter kvarstår oförändrat. Eftersom den vattenkraftsrelaterade dödligheten sker först efter andra antropogena effekter i sjöar, så påverkar inte en förändring i den här dödligheten någon av de andra påverkansfaktorerna.

En förändring av den vattenkraftsrelaterade dödligheten ger en omedelbar effekt på blankålsvandringen, samma år som förändringen sker. Utan en minskad dödlighet i vattenkraftverken uppskattas biomassan dödad ål bli 140 ton år 2014 ( $\sum H=0,79$ ), som minskar till 87 ton ( $\sum H=0,68$ ) 2020, som sedan ökar till 138 ton ( $\sum H=0,67$ ) år 2040. Så snart all vattenkraftsrelaterade dödlighet upphör så blir  $\sum A=0$ .

Om inte den vattenkraftsrelaterade dödligheten förändras så skulle mängden lekflyktingar minska från 97 ton år 2014 till 71 ton år 2020, för att sedan öka till 125 ton år 2040. Om den vattenkraftsrelaterade dödligheten hade eliminerats, så skulle lekflykten år 2020 öka till 158 ton (+123 %), och till 264 ton (+110 %) år 2040.

Den totala antropogena dödligheten är  $\sum A=1,15$  2014, men skulle minska till  $\sum A=0,28$  år 2020 och till  $\sum A=0,37$  år 2040. Det skulle medföra att ålbeståndet i inlandet hamnar långt under det långsiktiga målet  $\sum A_{lim}=0,92$  (40 % överlevnad) från EU:s Ålförordning och precis under det kortfristiga målet för återhämtning om effekterna av utsättning tas med i beräkningen ( $\sum A_{lim}=0,11$  enligt Ålförvaltningsplanen, eller  $\sum A_{lim}=0,1$  respektive 0,4, i enlighet med ICES råd för långlivade fiskarter, med beaktande av 2014-års status utan eller med utsättning).

Scenario: Dödligheten i vattenkraftverken stoppas



## Scenario: Dödligheten i vattenkraftverken ökas med 50 %

Beskrivning: Med start 2015 ökar dödligheten i varje vattenkraftverk med 50 %, till 150 % av nivån 2014.

Tabell 20 Scenariot *Dödligheten i vattenkraftverken ökas med 50 %* uppskattar mängden producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	30	Fiske	111	57	127	Fiske	0,36	0,28	0,37
Uppflytning	17	16	40	Vattenkraft	140	91	150	Vattenkraft	0,79	0,72	0,76
Utsättning	295	173	321	Lekflykt	97	68	113	Lekflykt			
T&T	19	19	19	T&T	19	19	19	T&T			
Summa	366	234	409	Summa	366	234	409	Summa	1,15	0,99	1,13

Scenariot "Dödligheten i vattenkraftverken ökas med 50 %" analyserar en situation där den vattenkraftsrelaterade dödligheten ökar med 50 % av värdet för 2014. All annan påverkan hålls konstanta på 2014-års nivå. Eftersom den vattenkraftsrelaterade dödligheten uppträder först efter annan antropogen påverkan på blankålen i våra inlandsvatten, så påverkas inte de senare av förändringar i kraftverksdödligheten.

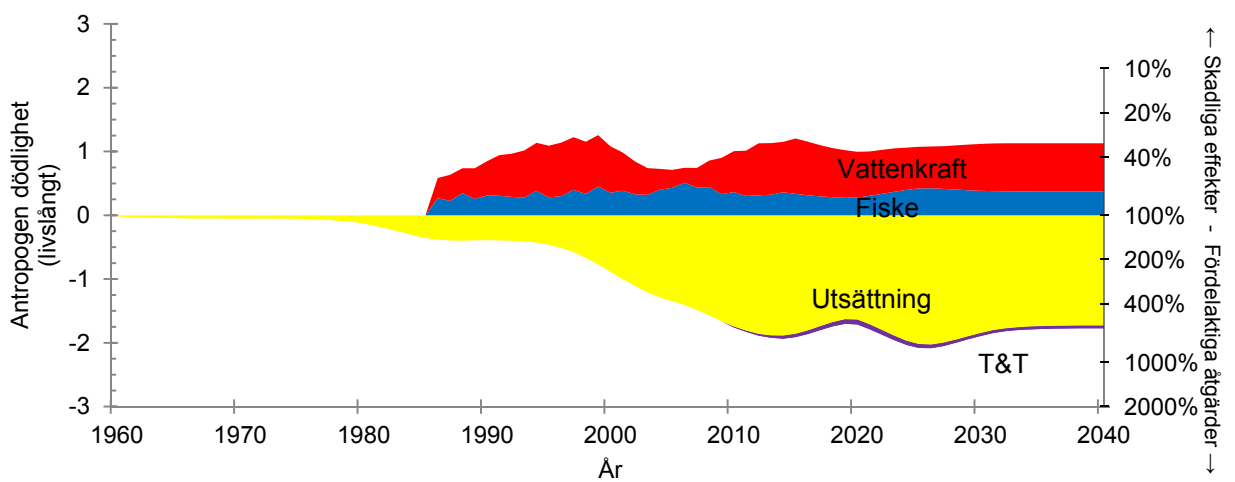
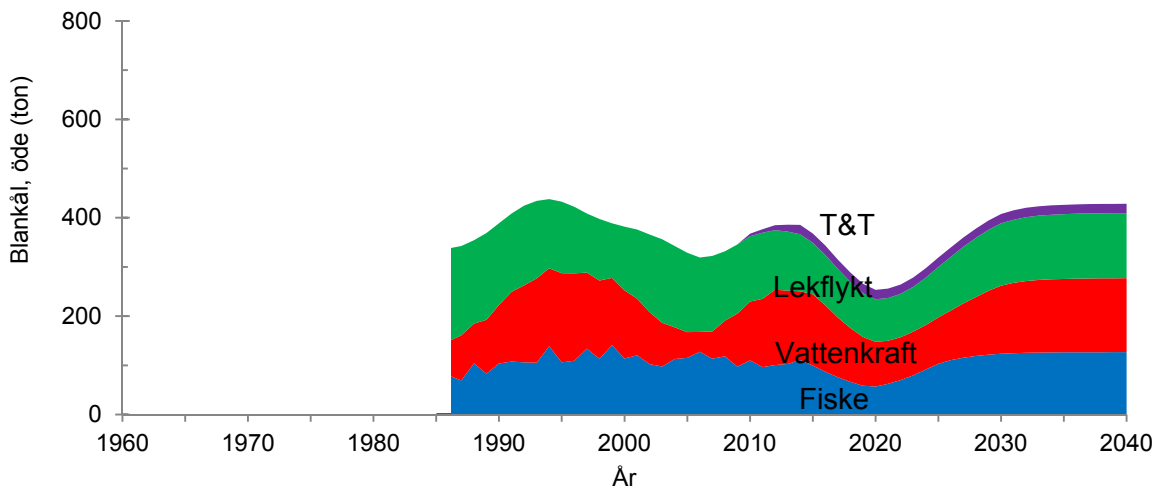
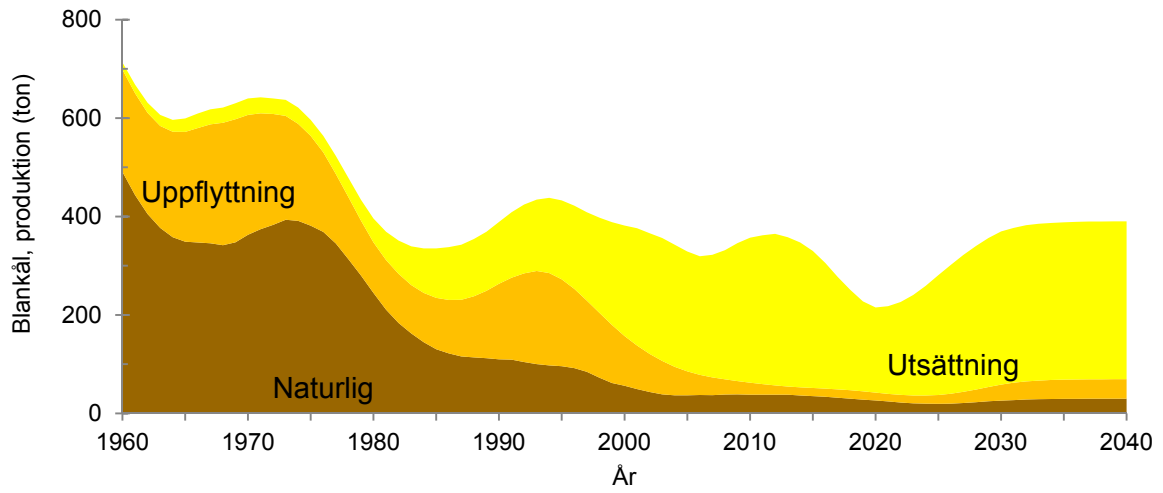
Om dödligheten i vattenkraftverken ökar får detta omedelbar effekt på lekflykten av ål. Eftersom den vattenkraftsrelaterade dödligheten varierar mellan åren, så varierar även nettoeffekten av en i övrigt konstant förändring av påverkan. Om dödligheten inte ändras så uppskattas den dödade ålbio massan till 140 ton år 2014 ( $\sum H=0,79$ ), som sedan minskar till 87 ton ( $\sum H=0,68$ ) år 2020, och som sedan ökar till 138 ton ( $\sum H=0,67$ ) år 2040. En ökning med 50 % förväntas resultera i en dödlighet om 91 ton ( $\sum H=0,72$ ) år 2020, ökande till 150 ton ( $\sum H=0,76$ ) år 2040.

Nettopåverkan av en ökad vattenkraftsrelaterad dödlighet är mycket mindre än den ökade dödligheten per vattenkraftverk. Det beror på att ålarna måste passera en kedja av kraftverk (3 – 12+ stycken), där en ål som inte dödas vid den första passagen, istället dödas vid nästa och så vidare.

Om den vattenkraftsrelaterade dödligheten inte förändras, så kommer mängden lekvandrande blankålar från inlandsvattnen att minska med från 97 ton år 2014, till 71 ton år 2020, och sedan öka till 125 ton år 2040. Vid en 50 % ökning av den vattenkraftsrelaterade dödligheten så kommer lekflykten att minska till 68 ton år 2020, och sedan öka till 113 ton år 2040, vilket innebär 5 % respektive 10 % under basnivån.

Den totala antropogena dödligheten förväntas minska från  $\sum A=1,15$  år 2014, till  $\sum A=0,99$  år 2020, men sedan åter öka till  $\sum A=1,13$  år 2040. Det är över det långsiktiga gränsvärdet  $\sum A_{lim}=0,92$  (40 % överlevnad) från EU:s Ålförordning, och mycket över det kortfristiga återhämtningsmålet ( $\sum A_{lim}=0,11$  enligt Ålförvaltningsplanen, eller  $\sum A_{lim}=0,1$  respektive 0,4, i enlighet med ICES råd för långlivade fiskarter, med beaktande av 2014-års status utan eller med utsättning).

Scenario: Dödligheten i vattenkraftverken ökas med 50 %



## Scenario: Trap & Transport minskar med 50 %

Beskrivning: Från och med 2015 så minskas mängden blankål som omfattas av Trap & Transport-programmet med 50 %.

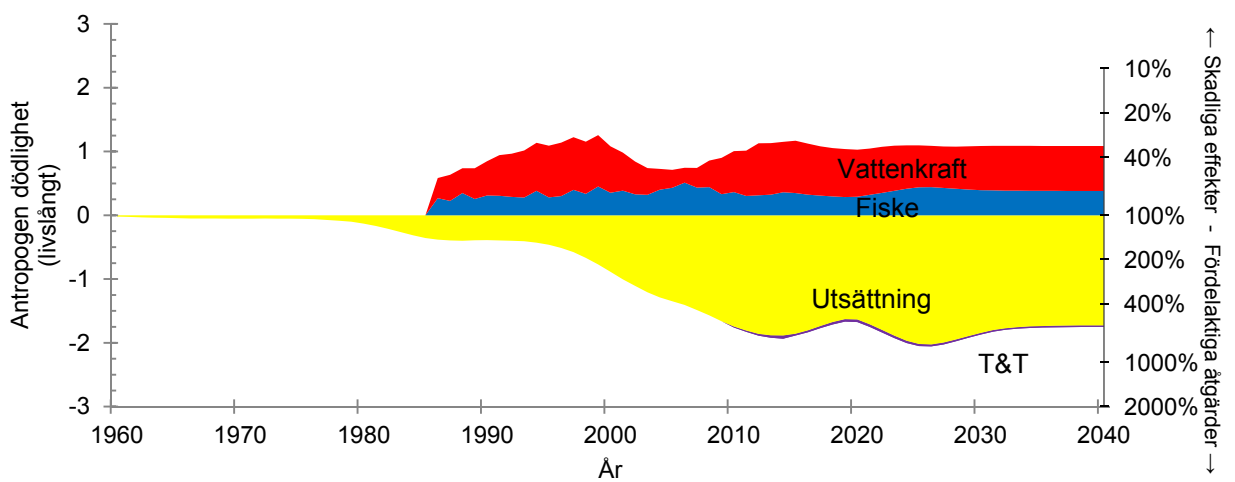
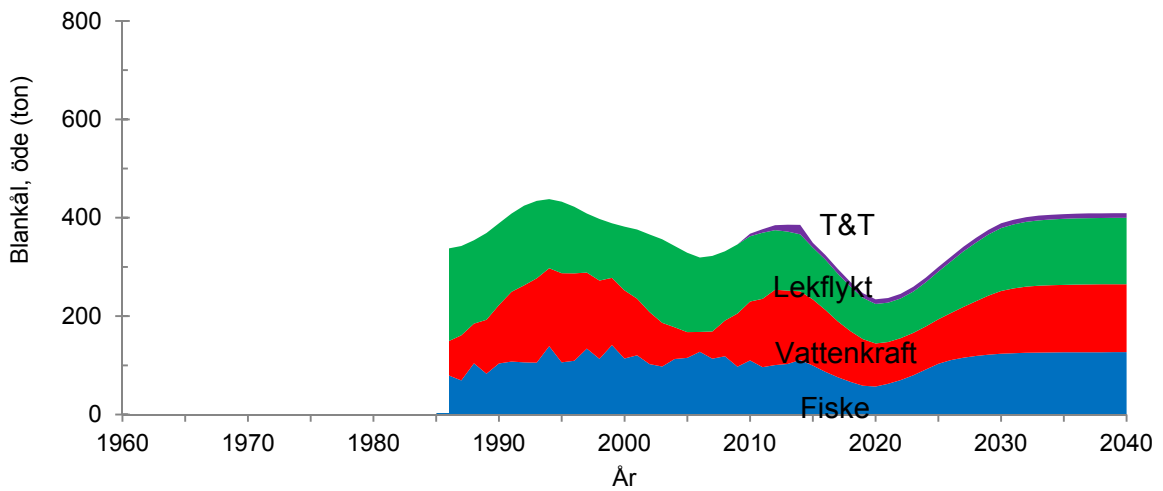
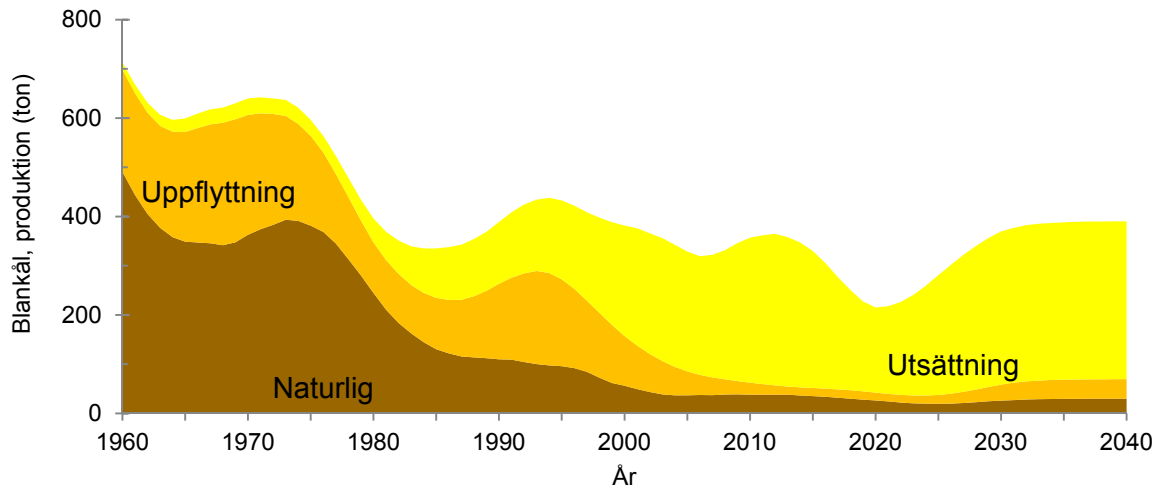
Tabell 21 Scenariot *Trap & Transport minskar med 50 %* uppskattar mängden producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	30	Fiske	111	57	127	Fiske	0,36	0,28	0,37
Uppflytning	17	16	40	Vattenkraft	140	87	138	Vattenkraft	0,79	0,68	0,67
Utsättning	295	173	321	Lekflykt	97	71	125	Lekflykt			
T&T	19	10	10	T&T	19	10	10	T&T			
Summa	366	225	400	Summa	366	225	400	Summa	1,15	0,96	1,04

Av de 366 ton blankål som uppskattas produceras år 2014, så fiskades 111 ton upp, 140 ton dödades vid vattenkraftsutvinning och 97 ton vandrade fritt ner till havet. Till detta adderas 19 ton blankål som togs från fångsten, transporterades nedströms och släpptes i mynningsområdet. Om mängden ål, som omfattas av detta Trap & Transport program, skulle reduceras med 50 % år 2015, så skulle den totala mängden blankål som fritt lämnar våra inlandsvatten minska från 116 ton år 2014, till 107 ton år 2015, 81 ton år 2020 (-10 %) och 135 ton år 2040 (-8 %).

Även om Trap & Transport programmet har en omedelbar effekt på mängden blankål som fritt kan lekvandra ner till havet, så finns det inget enkelt och entydigt sätt att beskriva åtgärdens effekt på den övergripande dödligheten. Dödlighetsindikatorerna kvantifierar den relativa påverkan, dvs. den andel av beståndet som påverkas. För att uttrycka Trap & Transport som en dödlighet, så måste man identifiera den mängd blankål den relaterar till. Man kan då beakta mängden blankål som produceras eller den del som vandrar från inlandsvatten mot kraftverk (efter det att fisket tagit sin del), eller den andel som passerar utsläppsplatsen för Trap & Transportålarerna. För att inte försvåra tolkningen av våra resultat, kommer vi inte att uttrycka Trap & Transport programmet i termer av dödlighet.

Scenario: Trap & Transport minskar med 50 %



## Scenario: Trap & Transport minskas årligen med 10 %

Beskrivning: Från och med 2015 till 2025, så reduceras kvantiteten av Trap & Transport-ål årligen med 10 % av 2014-års mängder.

Tabell 22 Scenariot *Trap & Transport minskas årligen med 10 %* uppskattar mängd producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).

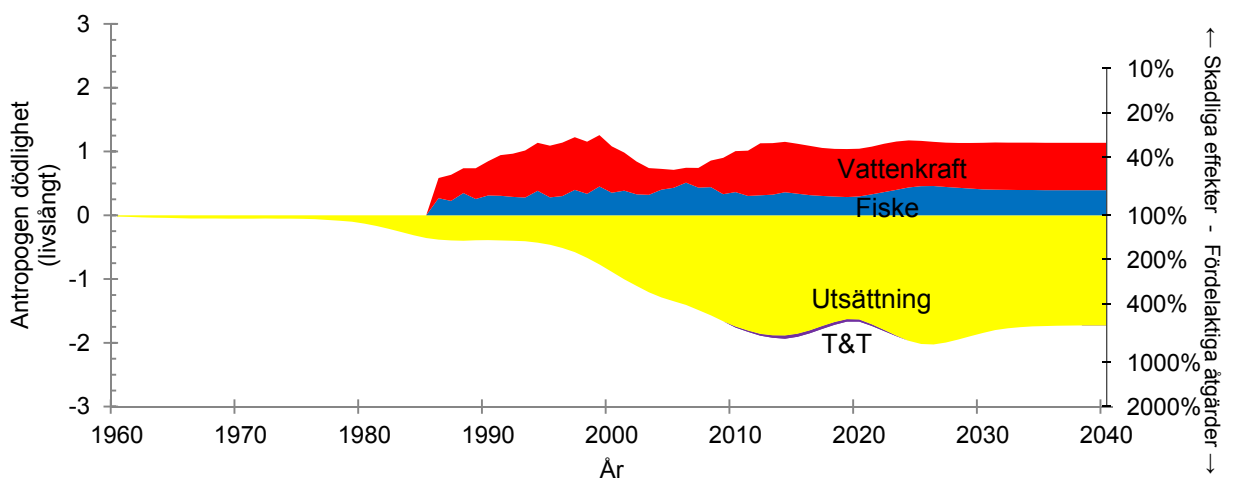
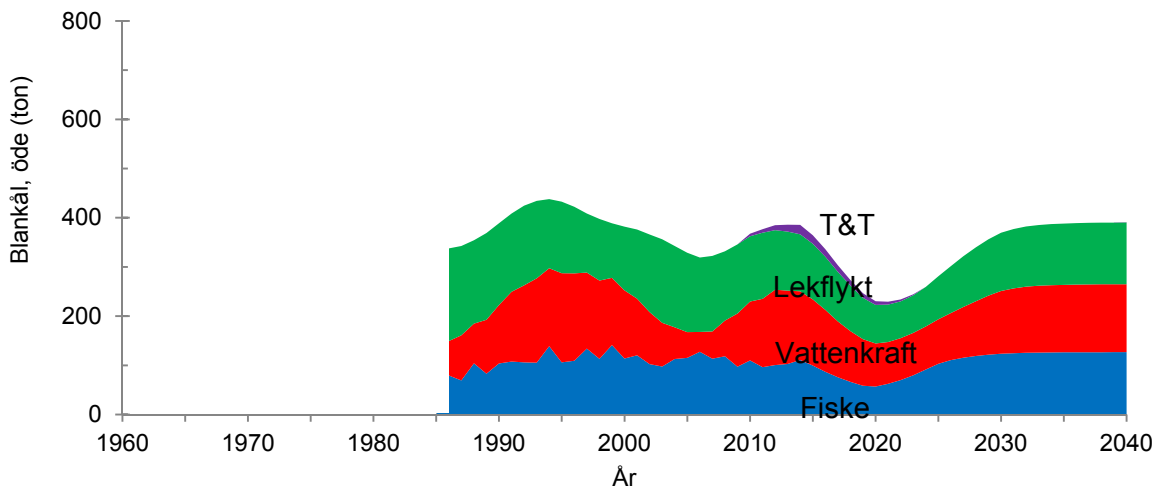
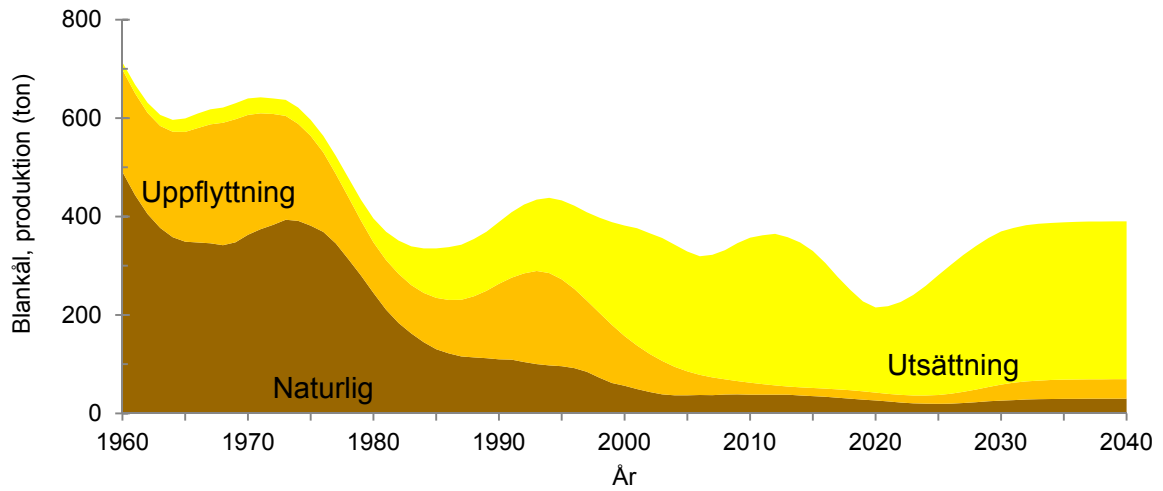
Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	30	Fiske	111	57	127	Fiske	0,36	0,28	0,37
Uppflytning	17	16	40	Vattenkraft	140	87	138	Vattenkraft	0,79	0,68	0,67
Utsättning	295	173	321	Lekflykt	97	71	125	Lekflykt			
T&T	19	8	0	T&T	19	8	0	T&T			
Summa	366	223	390	Summa	366	223	390	Summa	1,15	0,96	1,04

Av den uppskattade mängden producerad blankål 2014, 366 ton, så fiskades 111 ton upp, 140 ton dödades i vattenkraftverk och 97 ton vandrade fritt ner till havet. Till detta skall man addera de 19 ton blankål som togs från fångsten och transporterades ner till havet. Om mängden blankål i detta Trap & Transport program gradvis minskades till noll till år 2025, så skulle den totala lekflykten från inlandsvattnen minska till 79 ton år 2020 (-12 %) och vara 125 ton år 2040 (-13 %).

Även om Trap & Transport programmet har en omedelbar effekt på mängden blankål som fritt kan lekvandra ner till havet, så finns det inget enkelt och entydigt sätt att beskriva åtgärdens effekt på den övergripande dödligheten. Dödlighetsindikatorerna kvantifierar den relativa påverkan, dvs. den andel av beståndet som påverkas. För att uttrycka Trap & Transport som en dödlighet, så måste man identifiera den mängd blankål den relaterar till. Man kan då beakta mängden blankål som produceras eller den del som vandrar från inlandsvatten mot kraftverk (efter det att fisket tagit sin del), eller den andel som passerar utsläppsplatsen för Trap & Transport-ålarna. För att inte försvåra tolkningen av våra resultat, kommer vi inte att uttrycka Trap & Transport programmet i termer av dödlighet.



Scenario: Trap & Transport minskas årligen med 10 %



## Scenario: Trap & Transport stoppas

Beskrivning: Trap & Transport programmet avslutas helt 2015

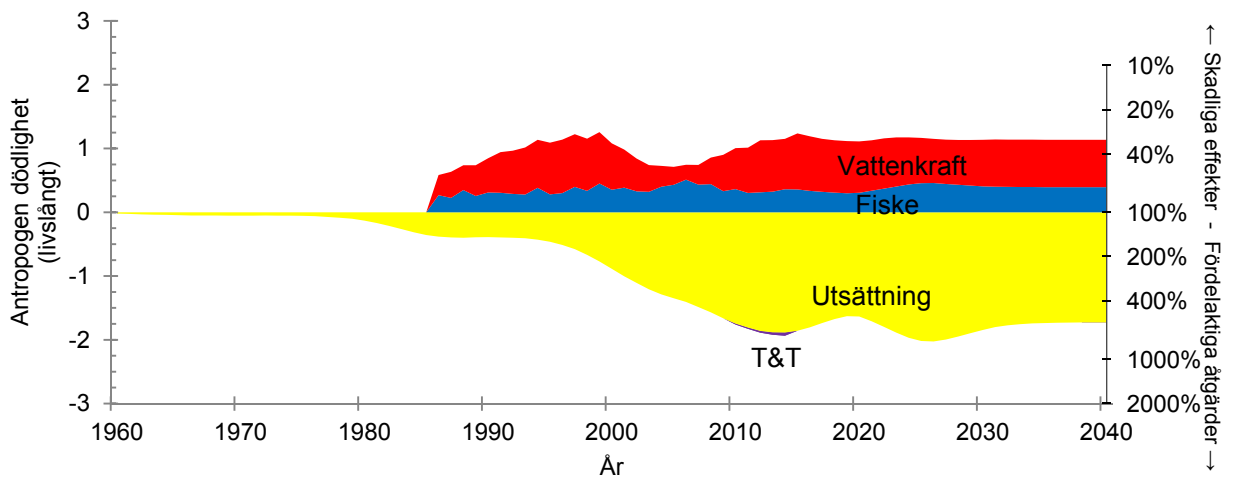
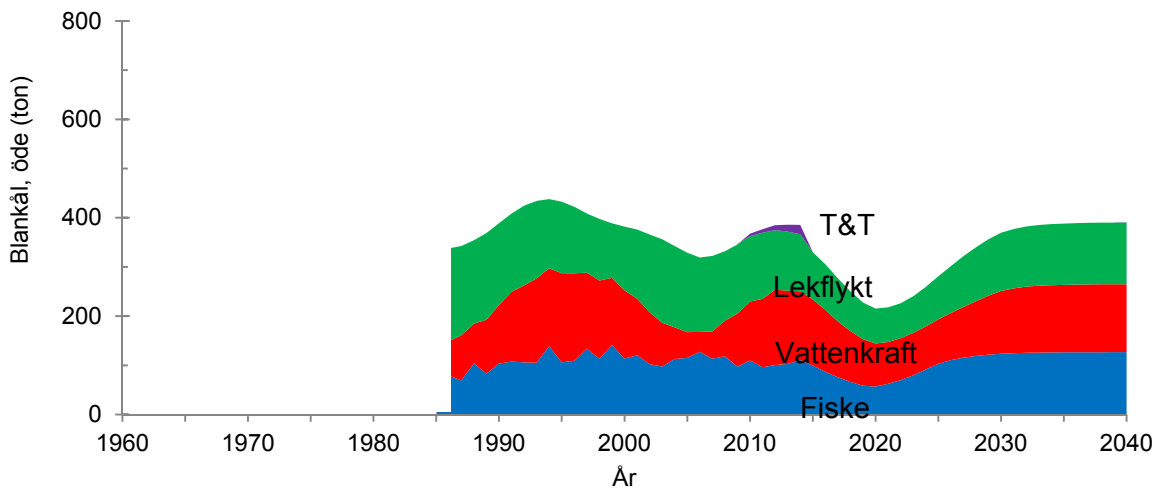
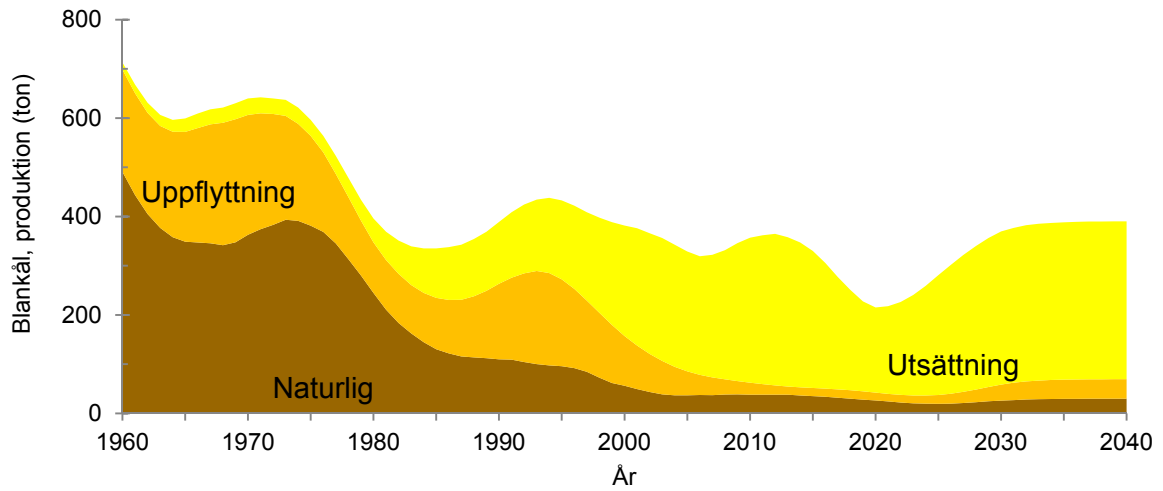
Tabell 23 Scenariot Trap & Transport stoppas uppskattar mängd producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	30	Fiske	111	57	127	Fiske	0,36	0,28	0,37
Uppflyttning	17	16	40	Vattenkraft	140	87	138	Vattenkraft	0,79	0,68	0,67
Utsättning	295	173	321	Lekflykt	97	71	125	Lekflykt			
T&T	19	0	0	T&T	19	0	0	T&T			
Summa	366	215	390	Summa	366	215	390	Summa	1,15	0,96	1,04

Av den uppskattade mängden producerad blankål på 366 ton år 2014, så fiskades 111 ton upp, 140 ton dödades i vattenkraftverk och 97 ton vandrade fritt ner till havet. Till detta skall man addera de 19 ton blankål som togs från fångsten och transporterades ner till havet. Om mängden blankål i detta Trap & Transport program omedelbart reducerades till noll år 2015, så skulle den totala lekflykten från inlandsvattnen minska till 71 ton år 2020 (-21 %) och till 125 ton år 2040 (-13 %).

Även om Trap & Transport programmet har en omedelbar effekt på mängden blankål som fritt kan lekvandra ner till havet, så finns det inget enkelt och entydigt sätt att beskriva åtgärdens effekt på den övergripande dödligheten. Dödlighetsindikatorerna kvantifierar den relativa påverkan, dvs. den andel av beståndet som påverkas. För att uttrycka Trap & Transport som en dödlighet, så måste man identifiera den mängd blankål den relaterar till. Man kan då beakta mängden blankål som produceras eller den del som vandrar från inlandsvatten mot kraftverk (efter det att fisket tagit sin del), eller den andel som passerar utsläppsplatsen för Trap & Transportålnarna. För att inte försvåra tolkningen av våra resultat, kommer vi inte att uttrycka Trap & Transport programmet i termer av dödlighet.

Scenario: Trap & Transport stoppas



## Scenario: Trap & Transport ökas med 50 %

Beskrivning: Från och med 2015 ökas mängden ål inom Trap & Transportprogrammet med 50 %, till 150 % av nivån 2014.

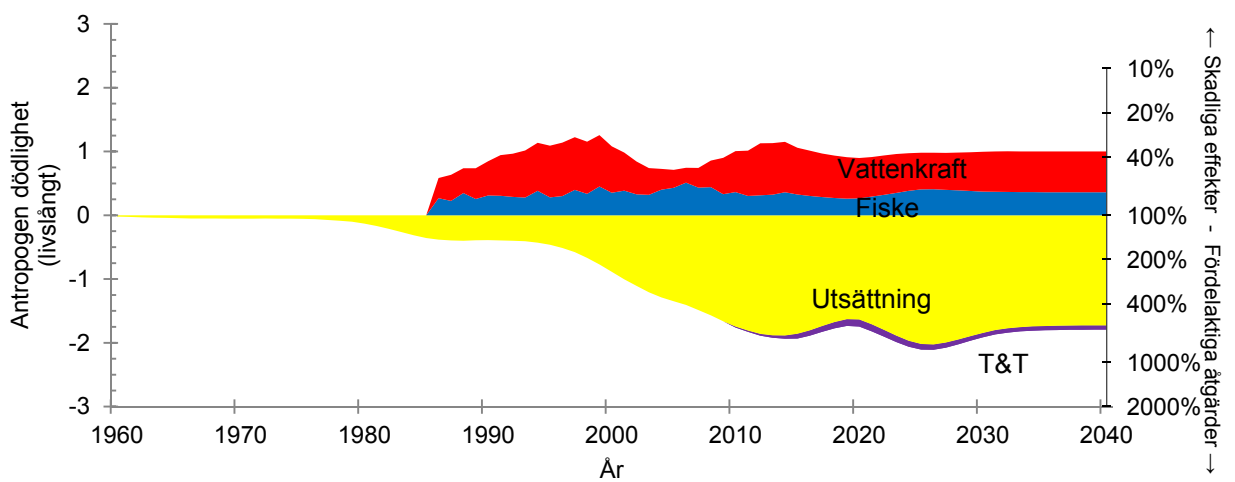
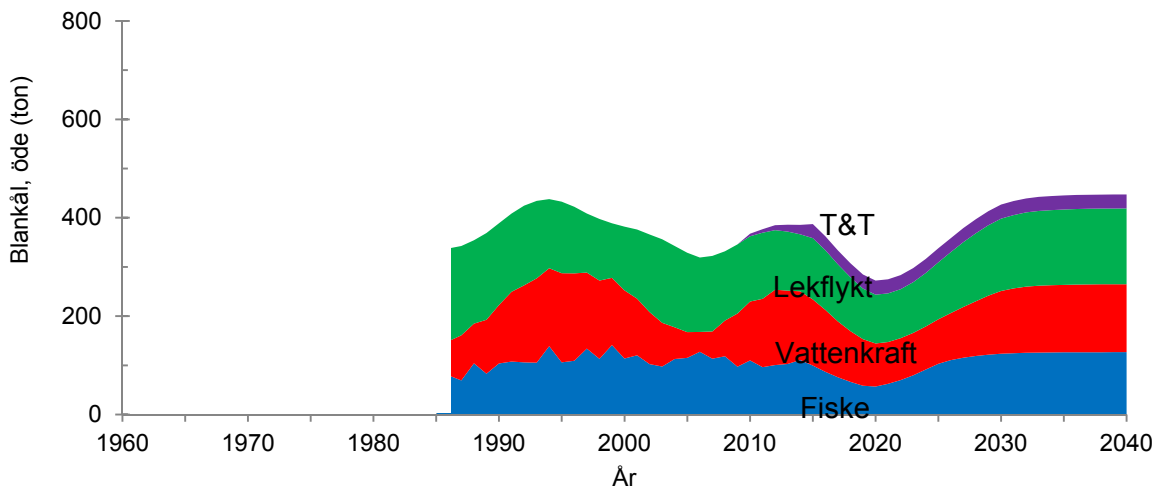
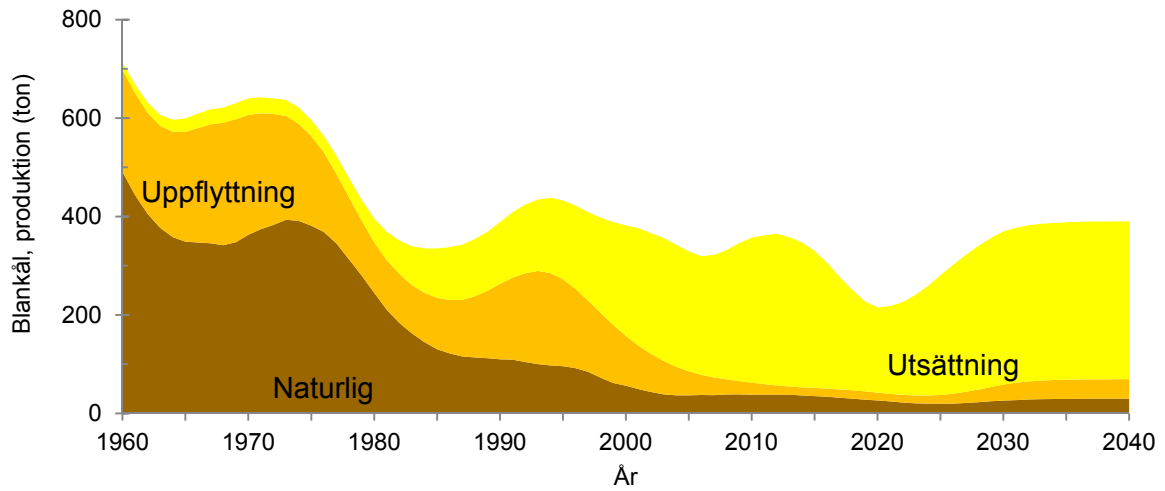
Tabell 24 Scenariot Trap & Transport ökas med 50 % uppskattar mängd producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	30	Fiske	111	57	127	Fiske	0,36	0,28	0,37
Uppflytning	17	16	40	Vattenkraft	140	87	138	Vattenkraft	0,79	0,68	0,67
Utsättning	295	173	321	Lekflykt	97	71	125	Lekflykt			
T&T	19	29	29	T&T	19	29	29	T&T			
Summa	366	244	419	Summa	366	244	419	Summa	1,15	0,96	1,04

Av den uppskattade mängden producerad blankål 2014 (366 ton), så fiskades 111 ton upp, 140 ton dödades i vattenkraftverk och 97 ton vandrade fritt ner till havet. Till detta skall man addera de 19 ton blankål som togs från fångsten och transporterades ner till havet. Om mängden blankål som omfattas av detta Trap & Transport program skulle ökas med 50 % från och med år 2015, så skulle den totala lekflykten från inlandsvattnen öka till 100 ton år 2020 (+11 %) och till 154 ton år 2040 (+23 %). Dagens ålfångst kan ge underlag för en sådan utvidgning av Trap & Transport programmet.

Även om Trap & Transport programmet har en omedelbar effekt på mängden blankål som fritt kan lekvandra ner till havet, så finns det inget enkelt och entydigt sätt att beskriva åtgärdens effekt på den övergripande dödligheten. Dödlighetsindikatorerna kvantifierar den relativa påverkan, dvs. den andel av beståndet som påverkas. För att uttrycka Trap & Transport som en dödlighet, så måste man identifiera den mängd blankål den relaterar till. Man kan då beakta mängden blankål som produceras eller den del som vandrar från inlandsvatten mot kraftverk (efter det att fisket tagit sin del), eller den andel som passerar utsläppsplatsen för Trap & Transportålarerna. För att inte försvåra tolkningen av våra resultat, kommer vi inte att uttrycka Trap & Transport programmet i termer av dödlighet.

Scenario: Trap & Transport ökas med 50 %



## Scenario: Minimal påverkan, men med vattenkraftsrelaterad dödlighet

Beskrivning: Från och med 2015 minimeras all antropogen påverkan, förutom den från vattenkraft.

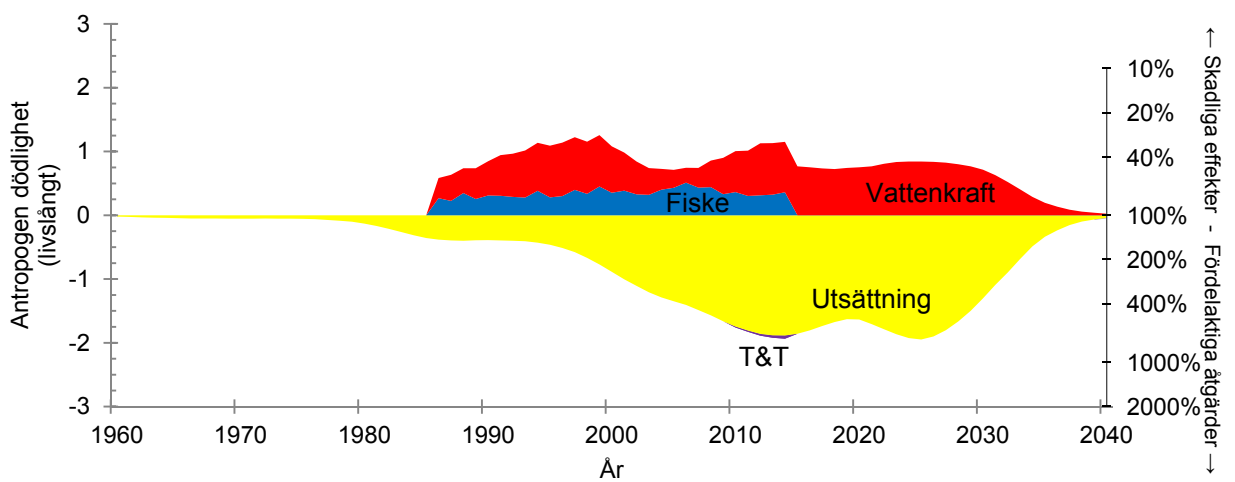
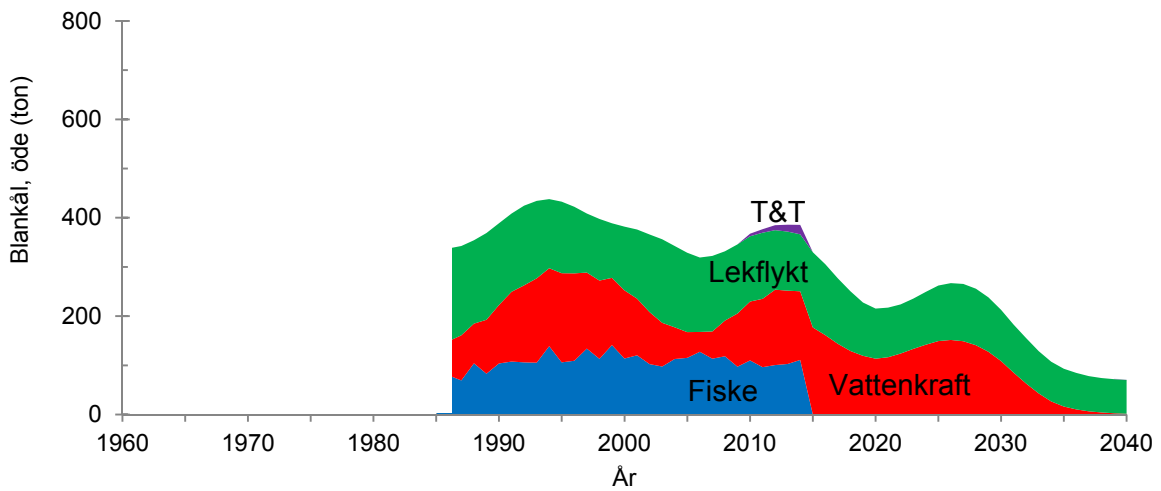
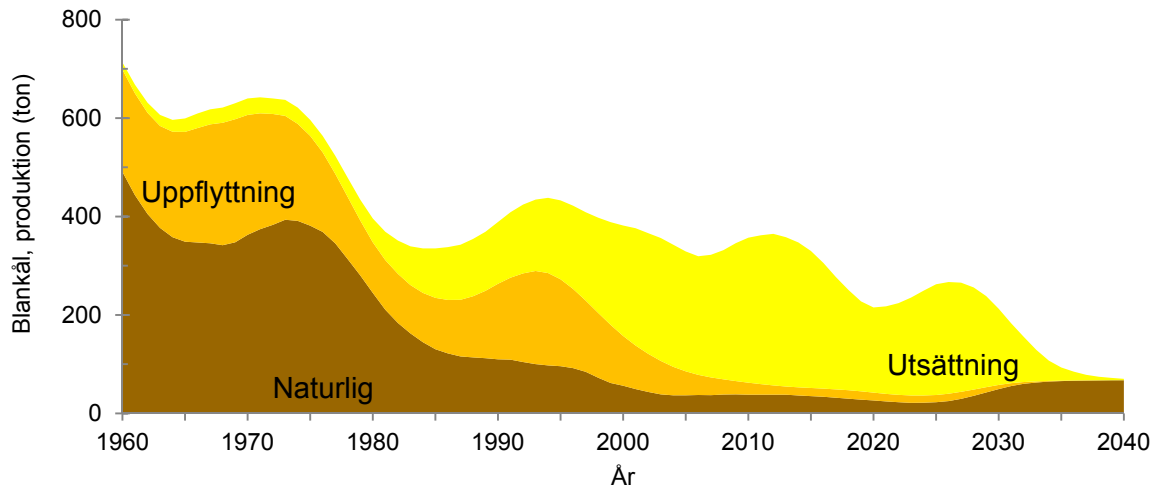
Tabell 25 Scenariot *Minimal påverkan, men med vattenkraftsrelaterade dödlighet uppskattar mängd producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).*

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	67	Fiske	111	0	0	Fiske	0,36	0,00	0,00
Uppflyttning	17	16	0	Vattenkraft	140	114	2	Vattenkraft	0,79	0,75	0,02
Utsättning	295	173	3	Lekflykt	97	102	69	Lekflykt			
T&T	19	0	0	T&T	19	0	0	T&T			
Summa	366	215	70	Summa	366	215	70	Summa	1,15	0,75	0,02

I scenariot ”Minimal påverkan”, men med vattenkraftsrelaterad dödlighet utforskas en situation där all antropogen påverkan reduceras till ett absolut minimum, med undantag för den vattenkraftsrelaterade dödligheten (som förblir oförändrad). I scenariot eftersträvas således så naturliga förhållanden som möjligt, men där vattenkraftens påverkan är svårare att åtgärda. Ålyngeltransport, utsättning, fiske samt Trap & Transport stoppas dock omedelbart.

Under 2014 (och 2015) har ålyngel transporterats uppströms och importerade ålyngel har satts ut i inlandsvatten. Dessa unga ålar kommer att växa till blankålsstadiet under de kommande 15 åren eller längre. I det här scenariot uppskattas att den totala produktionen av blankål minskar från 366 ton år 2014, till 215 ton år 2020 (92 % av basnivån), till bara 70 ton år 2040 (17 % av basnivån), och sedan stabiliseras på 67 ton baserat på bara naturlig rekrytering. Mängden blankål som dödas i vattenkraftverk kommer att minska från 140 ton år 2014, via 114 ton år 2020 (30 % över basnivån för att fisket stoppas) och till enbart 2 ton (bara 1 % av basnivån). Mängden blankål som når havet kommer att öka från 97 ton år 2014 till 102 ton år 2020 (+43 över basnivån) för att sedan minska till 69 ton (-45 % av basnivån) år 2040. Förekomst av utsatt ål uppströms vattenkraftverk betyder att, åtminstone till år 2030, dödligheten stannar på en hög nivå ( $\sum A=0,75$ , dvs. under det långsiktiga målet, men över det kortfristiga återhämtningsmålet). Efter år 2030 kommer dödligheten att snabbt minska till  $\sum A=0,02$  år 2040. Denna låga dödlighet verkar dock på en biomassa som bara är 17 % av basnivån.

Scenario: Minimal påverkan, men med vattenkraftsrelaterad dödlighet



## Scenario: Minimal påverkan

Beskrivning: Från och med 2015 minimeras all antropogen påverkan, där även den vattenkraftsrelaterade dödligheten sätts till noll.

Tabell 26 Scenariot *Minimal påverkan* uppskattar mängden producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).

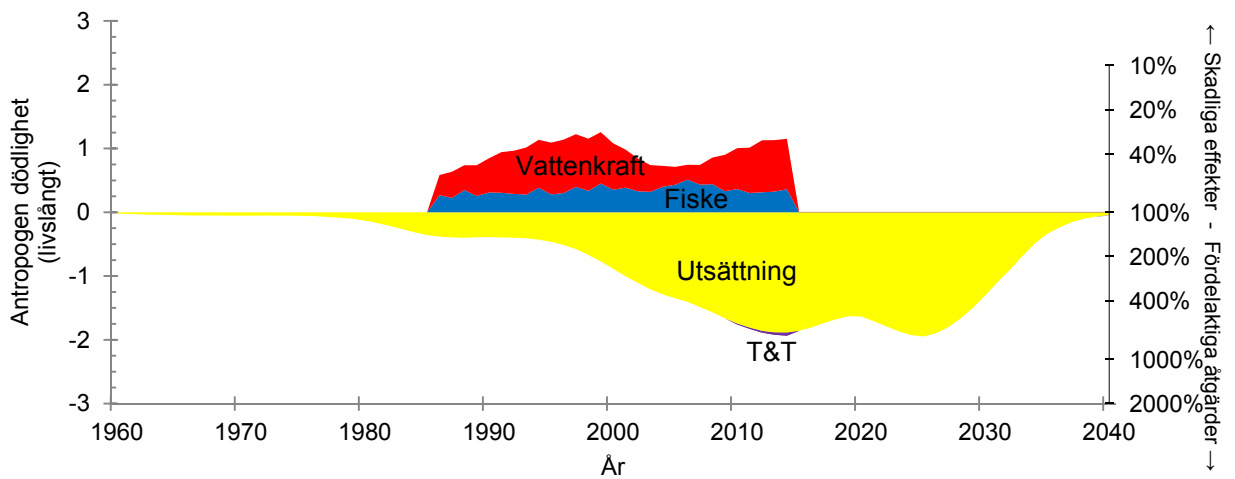
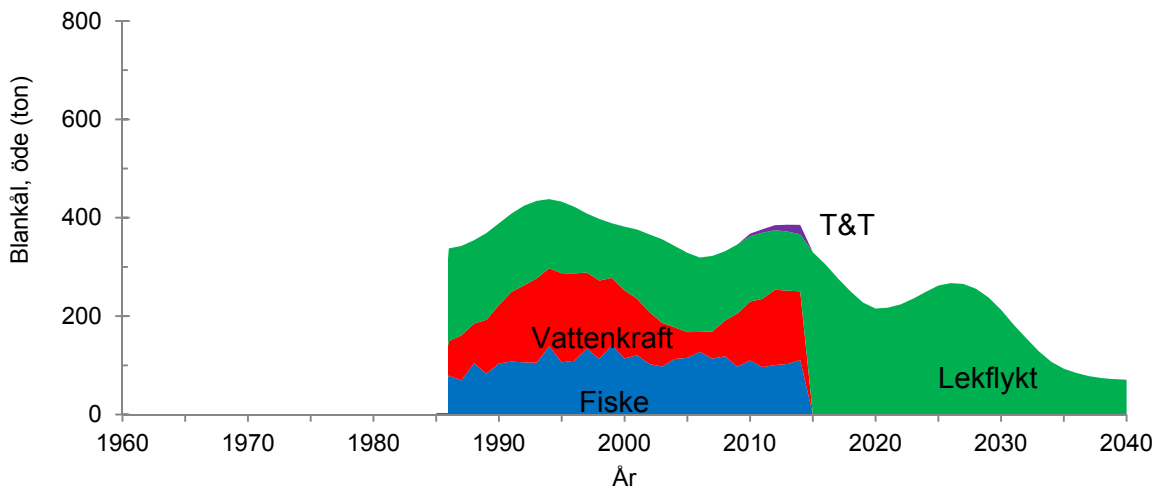
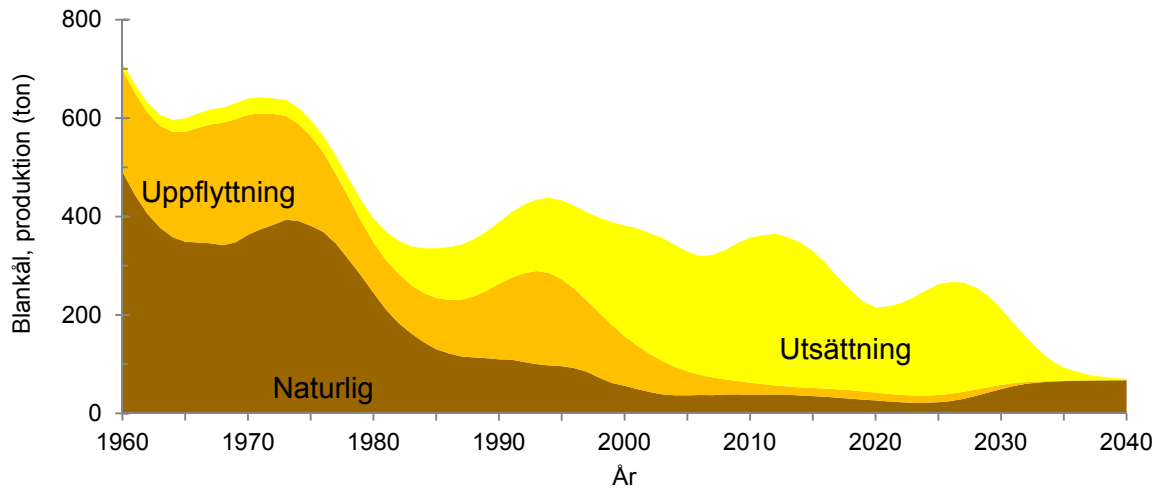
Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	67	Fiske	111	0	0	Fiske	0,36	0,00	0,00
Uppflyttning	17	16	0	Vattenkraft	140	0	0	Vattenkraft	0,79	0,00	0,00
Utsättning	295	173	3	Lekflykt	97	215	70	Lekflykt			
T&T	19	0	0	T&T	19	0	0	T&T			
Summa	366	215	70	Summa	366	215	70	Summa	1,15	0,00	0,00

Scenariot "Minimal påverkan" utforskar en situation där all antropogen påverkan, inklusive vattenkraftens, omedelbart reduceras till ett minimum. I scenariot eftersträvas således en så naturlig situation som möjligt. Ålyngeltransport, utsättning, fiske, Trap & Transport och den vattenkraftsrelaterade dödligheten stoppas med omedelbar verkan.

År 2014 (och 2015) transporterades ålyngel upp och det sattes ut importerade ålyngel i våra inlandsvatten. Till skillnad mot scenariot Minimal påverkan, men med vattenkraftsrelaterade dödlighet, så kommer dessa ålar, när de vuxit upp till blankål, inte att utsättas för någon antropogen dödlighet. Mängden blankål som produceras påverkas och därmed också mängden lekvandrare. Lekflykten av ål till havet kommer således att öka till 215 ton år 2020 (+204 % över basnivån), men sedan minskar den till 70 ton (44 % under basnivån) på grund av ett minskande tillskott från ålar utsatta före 2015.



Scenario: Minimal påverkan



## Scenario: Maximerad lekflykt

Beskrivning: Från och med 2015 vidtas alla tänkbara åtgärder för att maximera den fria vandringen av lekål till havet. Det innebär att all negativ påverkan stoppas omedelbart, medan uppflyttning och utsättning av ålyngel behålls på dagens nivå.

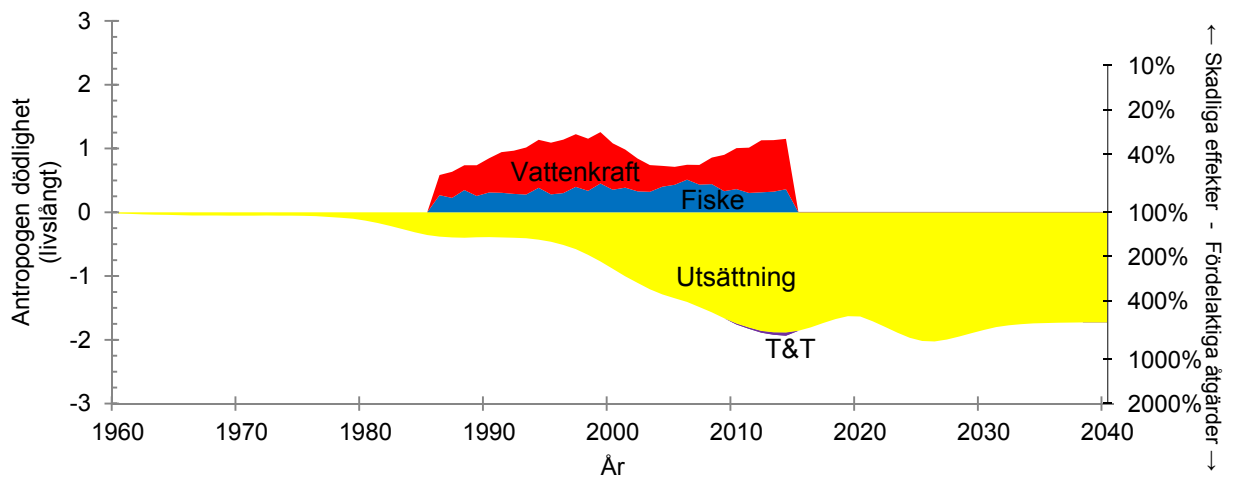
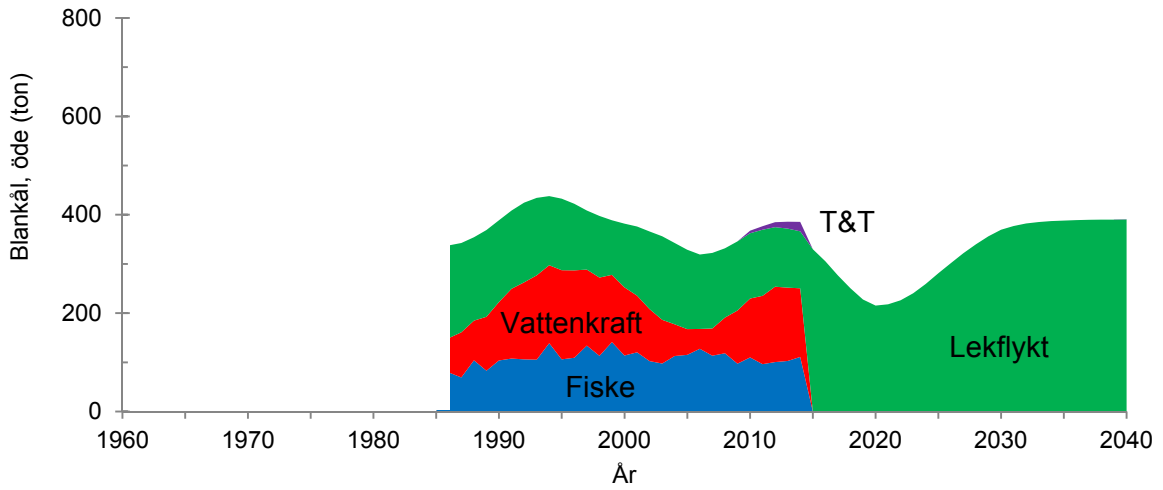
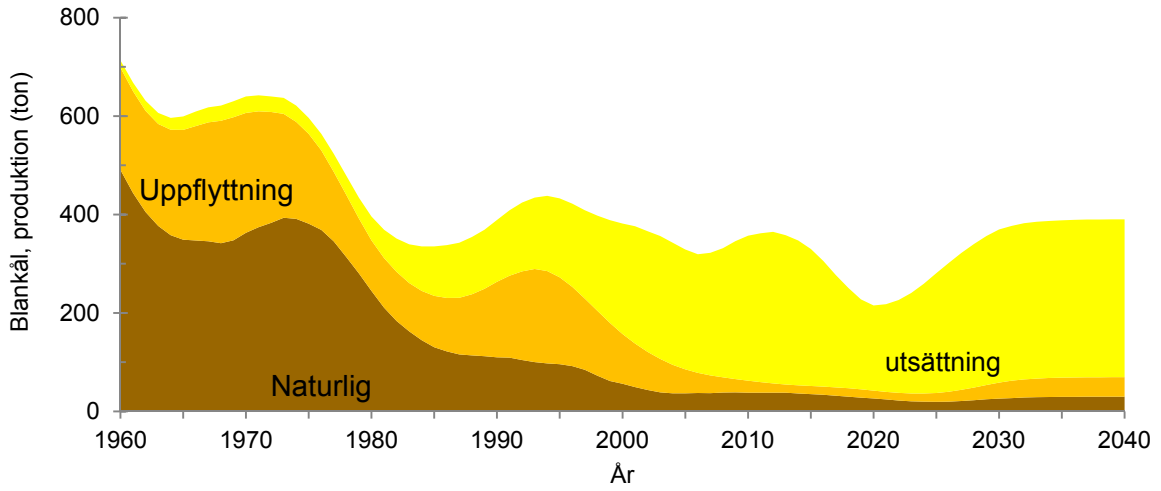
Tabell 27 Scenariot *Maximerad lekflykt* uppskattar mängden producerad blankål (ton), deras öde samt livslång dödlighet för åren 2014, 2020 respektive 2040 (åren representerar nutid, på kort sikt, respektive på lång sikt).

Produktion	2014	2020	2040	Öde	2014	2020	2040	Dödlighet	2014	2020	2040
Naturlig	36	26	30	Fiske	111	0	0	Fiske	0,36	0,00	0,00
Uppflyttning	17	16	40	Vattenkraft	140	0	0	Vattenkraft	0,79	0,00	0,00
Utsättning	295	173	321	Lekflykt	97	215	390	Lekflykt			
T&T	19	0	0	T&T	19	0	0	T&T			
Summa	366	215	390	Summa	366	215	390	Summa	1,15	0,00	0,00

Det sista scenariot, ”Maximerad lekflykt”, syftar till att ta bort all skadlig påverkan. Upptransporten av inhemskt ålyngel samt utsättning av importerat ålyngel fortsätter som idag. Det kommer att få effekter på blankålsproduktionen i framtiden, speciellt kommer de minskade utsättningarna runt 2005 att märkas. År 2020 beräknas den totala blankålsproduktionen bara vara 215 ton. Till år 2040 ökar den totala produktionen till 390 ton. I en simulerad situation utan antropogen påverkan skulle all produktion av lekål nå havet. Det skulle innebära en ökning med 204 % över basnivån 2020, och +211 % över basnivån år 2040. Per definition är då den antropogena dödligheten noll.

Lekflykten av 390 ton blankål år 2040, av vilka 321 ton härrör från utsättningar, motsvarar 43 % av den teoretiska ”jungfruliga biomassan”. I enlighet med Ålförvaltningsplanen beräknas den ”jungfruliga biomassan” som summan av uppskattningen av det historiskt rekryterade ålbeståndet (300 ton) plus den produktion som härrör från utsättning (321 ton). Den biomassan (43 %) ligger precis över det långsiktiga målet som EU:s Ålförordning föreskriver (40 % av det jungfruliga beståndet).

Scenario: Maximerad lekflykt



## Appendix B. Efterfrågade scenarier

I uppdraget som ligger bakom denna rapport, efterfrågas ett antal olika förvaltningsalternativ. Vi har täckt in dessa alternativ genom att presentera en rad scenarier. I detta appendix jämför och stämmer vi av våra resultat mot den ursprungliga förfrågan från uppdragsgivaren. Vi kommenterar även de få mer komplexa alternativen.

Tabell 28 Lista över de förvaltningsalternativ som efterfrågades och motsvarande scenarier som presenteras i denna rapport.

Efterfrågade förvaltningsalternativ	Motsvarande scenarier
Förväntad effekt av att inga nya fiskare beviljas tillstånd. Det vill säga att vi fortsätter enligt nuvarande förvaltning där regelverket medför en succesiv utfasning.	I avsaknad av information om en tänkbar utfasningstakt (åldersstruktur hos fiskare), så har vi gjort ett antagande i scenariot "Fisket avvecklas över 10 år"
Fisket efter ål förbjuds helt	Scenario "Fisket stoppas"
Enbart fiske för Trap & Transport tillåts	Nästan identiskt med scenariot "Fisket stoppas", dvs. F=0, såvitt inte T & T ökar långt över vad som är fallet i scenariot "Trap & Transport minskar med 50 %".
Fisket efter ål tillåts fortsätta enligt nuvarande nivå (det vill säga att nuvarande ansträngning upprätthålls genom möjlighet att släppa in nya ålfiskare i takt med att andra slutar)	Scenario "Basnivån"
Fisket efter ål tillåts öka, exempel 50 %	Scenario "Fisket ökas med 50 %"
Utsättningarna upphör	Scenario "Utsättningarna stoppas"
Utsättningarna omfördelas till enbart kust eller sötvattensområden med fri passage och ej befintligt fiske	Scenario "Utsättningar i inlandet stoppas", i kombination med scenariot "Ökade utsättningar på kusten".
Utsättningarna tillåts öka.	Scenario "Utsättningarna ökas med 50 %"
Utsättningarna omfördelas från Vänern med tre kraftverk till Mälaren helt utan kraftverk.	Scenario "Utsättningarna omfördelas från Vänern till Mälaren"
Alla sötvattensområden tillgängliggörs för naturlig uppvandring samt nedströmsvandring	Vid dagens låga rekrytering och beståndstätheter, så skulle åtgärden inte få någon större effekt och dessa ålar skulle sannolikt hitta lämpliga nischer i kustområdena. Tillgänglighet och fria vandringvägar är dock ett mål i enlighet med Vattendirektivet.
Sötvattensområdet tillgängliggörs för naturlig uppvandring och nedströmsvandring i avrinningsområdena med störst produktionspotential (möjligen scenarier som ger olika mycket effekt)	I avsaknad av bevis för täthetsberoende processer vid dagens låga tätheter av ål, finns det inte något sätt att prioritera mellan olika habitat.

## Appendix C. Relevant litteratur om utsättning – en uppdatering.

### *Ålyngelutsättningar*

Dekker & Beaulaton (2016a) beskriver ålutsättningsverksamheten, hur den startade på 1800-talet och hur verksamheten utvecklats fram till dagens situation som präglas av EU:s gemensamma europeiska ålförvaltningsplan.

Kunskapen är förhållandevis god när det gäller ålar som satts ut i svenska sötvatten (Wickström 2001; Clevestam & Wickström 2008). En litteraturstudie över utsatta ålars överlevnad och tillväxt fram tills att de blir blankålar mogna att vandra tillbaka till havet har tidigare presenterats (Wickström *et al.* 2010).

På kusten är det dock svårare att utföra studier motsvarande de som gjorts i sötvatten. Längs kusterna har betydligt färre ålar satts ut och det har inte funnits verktyg för att säkert identifiera och skilja dessa från naturligt invandrade ålar (Wickström *et al.* 2010). Sedan år 2009 är all utsatt ål märkt (Wickström & Sjöberg 2014) och de kan därför lätt identifieras. Sådana märkta ålar kommer inom kort att finnas representerade bland lekvandrade blankålar. På så sätt är det möjligt att göra likartade uppföljningar på kusten så som tidigare gjorts i sjöar.

Sedan EU:s gemensamma Ålförvaltningsplan började tillämpas år 2009 har syftet med ålutsättningar ändrats. Tidigare var målet att öka ålbiomassan och att bidra till ett rationellt småskaligt fiske, men nu är målet att öka antalet blankålar som vandrar tillbaka mot lekplatsen.

### *Val av lokal för utsättning*

Det finns ett flertal faktorer att ta hänsyn till vid val av lokal för utsättning av ål. Fisketrycket är en sådan faktor. I sjöar som Vänern och Mälaren är fisketrycket relativt högt, och i Mälaren har märkningsstudier visat att en stor andel av de märkta fiskarna återfångades av yrkesfisket (Westerberg & Sjöberg 2014). Ute på kusten fiskas det främst i svenska och danska vatten. Det svenska fisketryckets inverkan på blankål som vandrar mot Östersjöns utlopp beskrivs i Dekker & Sjöberg (2012). Det danska fisket fångar stora mängder ål från svenska vatten (Sjöberg 2015) men det finns i dagsläget inga beräkningar hur stor den andelen är.

### *Vandringshinder*

Vandringshinder har naturligtvis stor inverkan på ålars överlevnad och utbredning och följaktligen även på utsatta ålars möjlighet att vandra tillbaka till havet (t.ex. Montén 1985; Jansen *et al.* 2007; Boubée, Jellyman & Sinclair 2008; Carr & Whoriskey 2008; Larinier 2008; McCarthy *et al.* 2008, Calles *et al.* 2010; Calles *et al.* 2012). Ålens situation kräver ofta speciella lösningar och Calles *et al.* (2013) beskriver svårigheter och möjligheter i en litteratursammanställning.

### **Övriga faktorer som påverkar utsättningsstrategin**

Täthetsberoende faktorer kan ha betydelse för vilken utsättningsstrategi man väljer och olika hypoteser har beskrivits av Dekker (2015). Andra faktorer som har betydelse för var ålutsättningar ska göras är konkurrensen med kräftor, vars två arter ofta utgör en värdefull resurs (Svärdson 1972). Även predation av skarv kan ha betydelse (Jepsen *et al.* 2010; Östman *et al.* 2013, Boström & Östman 2014). Man bör också ta hänsyn till en eventuell förekomst av simblåsemask när man väljer lokal för utsättning av ål (Sjöberg *et al.* 2009). Däremot råder idag enighet över att ålen är panmiktisk och att utsättning av ål inte äventyrar den genetiska strukturen (t.ex. Als *et al.* 2011; Pawson 2012).

### **Vandringsbeteende**

En intensiv debatt om huruvida utsatta ålar klarar av att vandra tillbaka mot Atlanten i samma grad som naturligt invandrade ålar har pågått under flera årtionden, och man har mer eller mindre tydligt kunnat påvisa avvikelser från förväntade vandringsvägar för ål som satts ut (Westin 1998; Prigge *et al.* 2013; Westerberg & Sjöberg 2014). Den enkla slutsatsen har därför ibland varit att utsatta ålar inte alls bidrar till antalet lekålar i Atlanten (Westin 2003). Kontrollgrupper har dock saknats och därmed har det varit svårt att visa hur en naturligt invandrad ål skulle betett sig i motsvarande situation (Sjöberg 2015).

Vid ett märkningsförsök i Mälaren märktes ålar som uppfyllde de kriterier som används på ostkusten för att klassa ål som utvandrande s.k. blankålar. Trots att de därmed bedömdes som blankål, lämnade de inte Mälaren de närmsta åren efter märkning. Huvudparten av de märkta ålarna minskade också i vikt, men den observerade viktminskningen var dock inte så stor som i rena svältförsök, utan ålarna hade sannolikt ätit efter märkningen. Även om resultaten från märkningsförsöken i Mälaren har lett till osäkerhet om utsatta ålars vandringsförmåga är det ändå fullt möjligt att ålarna som minskat i vikt bidrar till rekryteringen när de väl kommit iväg på sin vandring mot Östersjöns utlopp. De få ålar som nådde kusten vandrade som förväntat mot de danska sunden (Westerberg & Sjöberg 2014, Sjöberg 2015).

Inga ålar, vare sig naturligt invandrade eller utsatta, har någonsin kunnat spåras tillbaka till lekområdet. Pawson (2012) konstaterar i sin litteraturstudie att utsatta ålyngel växer upp till gulål och blankål, men att vi alltså inte vet om de bidrar till att öka antalet lekande ålar. Vidare har det i försök med utsatta ålar inte funnits naturliga kontroller att jämföra med, varpå det eventuellt avvikande beteendet hos utsatt ål alltså inte kunnat bekräftas. Men sedan Pawsons omfattande litteraturstudie publicerats har ålar spårats inom EU-projektet EELIAD och dessa resultat har nu publicerats (Westerberg *et al.* 2014). I den studien har man visat att utsatt respektive naturlig ål hade likartade vandringsmönster. Oavsett bakgrund tog ålarna samma rutt norr om brittiska öarna mot öppna Atlanten, och det är så långt man hittills kunnat följa ål från svenska vatten i sin vandring mot lekplatsen.

Innan resultaten från Westerberg *et al.* (2014) blev kända var det lätt att dra slutsatsen att man måste vara försiktig med att låta utsättningar kompensera för antropogen dödlighet, så som exempelvis fiske och vattenkraft. Nu är läget annorlunda och det finns anledning att tro att utsatta ålar kan bidra till en återhämtning av beståndet, men flera frågor återstår att lösa.

Framförallt är vandringsförmågan hos ålar utsatta i Östersjön eller i sjöar som mynnar i Östersjöområdet fortfarande oklar (Sjöberg 2015) och därmed är det osäkert om dessa utsatta ålyngel bidrar till reproduktionen på motsvarande sätt som naturliga rekryter.

Referenserna till detta Appendix har inkluderats i referenslistan för hela rapporten på s. 37.



