

Kunskapsunderlag för hållbar förvaltning av svenska laxbestånd

Johan Dannewitz, Ida Ahlbeck Bergendahl, Caroline Ek, Anders Kagervall, Katarina Magnusson, Stefan Palm, Rebecca Whitlock



Lek- och uppväxtområde för lax i Ljungan

Innehåll

1	Inledning.....	3
2	Förvaltningsmål för lax	3
2.1	Produktionsinriktade förvaltningsmål	4
2.1.1	MSY-baserade förvaltningsmål	4
2.1.2	Andra produktionsinriktade förvaltningsmål	7
2.2	Biologiska och bevarandeariktade förvaltningsmål	8
3	Beståndsanalyser och biologisk rådgivning.....	9
3.1	Östersjön	9
3.1.1	Beståndsmodell.....	9
3.1.2	Nuvarande beståndsstatus.....	10
3.2	Västkusten	12
3.2.1	Beståndsmodell.....	12
3.2.2	Nuvarande beståndsstatus.....	14
3.3	Vänern.....	16
3.3.1	Beståndsmodell.....	16
3.3.2	Nuvarande beståndsstatus.....	17
3.4	Biologisk rådgivning	19
4	Dagens förvaltning av svenska laxbestånd	20
4.1	Internationell förvaltning.....	20
4.2	Nationell förvaltning	22
5	Biologisk kunskap av relevans för vidareutveckling av förvaltningen	24
5.1	Indelning av laxbestånd i förvaltningskategorier – exempel från Östersjön.....	24
5.2	Beståndssammansättning och kustfiske i Bottniska viken.....	25
5.3	Östersjölaxens hälsa	27
5.3.1	M74	27
5.3.2	Hudskador, blödningar och orkeslös lekfisk.....	28
5.4	Laxen i ekosystemet.....	29
5.5	Effekter av klimatförändringar	30
6	Modeller för framtida förvaltning.....	30
6.1	Internationell förvaltning av östersjölax.....	30
6.1.1	Förändringar av den internationella förvaltningen.....	31
6.2	Nationell förvaltning	32
6.2.1	Förvaltning av kustfisket genom indelning av kusten i förvaltningsområden.....	34
6.2.2	Modell med individuella kvoter i kombination med tidsmässiga regleringar	36
6.2.3	Förvaltningsmodell för sötvattensområdet.....	37
6.2.4	Regional och lokal förankring	38
6.2.5	Vattenkraftens påverkan på förekomsten av lax	38
6.2.6	Ekosystemaspekter i förvaltningen	39
7	Kunskaps- och databehov	40
8	Erkännanden.....	42
9	Referenser.....	42

1 Inledning

Havs- och vattenmyndigheten (HaV) ska under 2023 revidera den nationella förvaltningsstrategi för landets lax- och öringbestånd som ursprungligen togs fram 2015 inom ramen för ett regeringsuppdrag (HaV 2015). I strategin från 2015 inkluderades endast havsvandrande lax och öring i svenska vattendrag upp till första vandringshindret. I den reviderade versionen ska även lax i Vänerin, samt öring i samtliga inlandsvatten. HaV har inför revideringen av förvaltningsstrategin beställt två separata kunskapsunderlag från SLU Aqua - ett som behandlar landets laxbestånd och ett med fokus på öring.

I detta underlag beskrivs kunskapsläget för landets laxbestånd, som kan delas in i tre geografiska grupper – lax i Östersjön, lax på svenska västkusten och lax i Vänerin. Nedan benämns dessa grupper som östersjölax, atlantlax respektive vänerlax. Sammanställningen fokuserar i första hand på hur kunskapsläget och situationen för svenska laxbestånd förändrats sedan den förra förvaltningsstrategin presenterades 2015. I avsnitt 2 beskrivs olika typer av förvaltningsmål, från produktionsmål till mer bevarandeariktade mål. Avsnitt 3 innehåller resultat från de senaste analyserna av beståndens status och utveckling. Avsnitt 4 sammanfattar dagens laxförvaltning på internationell och nationell nivå. Avsnitt 5 fokuserar på nyvunnen biologisk kunskap av relevans för vidareutveckling av en bestånds- och ekosystembaserad förvaltning, medan tänkbara framtida förvaltningsmodeller för både yrkes- och fritidsfiske efter lax diskuteras i avsnitt 6. Avsnitt 7 behandlar kunskaps- och datainsamlingsbehov, dels i relation till dagens förvaltningssystem och dels med fokus på den framtida förvaltningens förväntade krav på biologisk rådgivning. Vi har i underlaget främst fokuserat på biologisk kunskap och hur denna kan användas för att utveckla laxförvaltningen, men går inte in på andra relevanta aspekter (sambandsökonomi, juridik mm) som ligger utanför vårt kompetensområde.

2 Förvaltningsmål för lax

Grundläggande vid all fiskförvaltning är att skydda och bevara de biologiska resurser som utgörs av välmående och produktiva bestånd i hav, sjöar och vattendrag. Utöver biologiska hänsedden är ofta målet att gynna och utveckla hållbart fiske med hänsyn taget till bl.a. sambandsökonomiska aspekter. För att utvärdera måluppfyllelse och beståndstatus krävs biologiska referensnivåer som kan jämföras med data och resultat från miljöövervakning. Nedan ges en kortfattad beskrivning av de förvaltningsmål och referensnivåer som används, eller kan användas, för statusbedömningar och vid förvaltning av vilda bestånd av östersjölax, atlantlax och vänerlax.

2.1 Produktionsinriktade förvaltningsmål

2.1.1 MSY-baserade förvaltningsmål

Inom EU:s gemensamma fiskeripolitik (*Common Fisheries Policy* - CFP) har medlemsländerna tagit ett övergripande beslut om att fiskbestånd som är kommersiellt exploaterade i havet ska förvaltas enligt principen om MSY (*Maximum Sustainable Yield*). För lax gäller detta specifikt bestånden i Östersjön, där yrkesmässigt havsfiske förekommer och en internationell fiskekvot (TAC) beslutas årligen baserat på biologisk rådgivning från Internationella havsforskningsrådet (ICES).

MSY kan beskrivas som den största årliga fångst som kan tas ut från ett bestånd utan att detta minskar i numerär över tid. Eftersom östersjöloxen exploateras kommersiellt i havet gäller således MSY som förvaltningsmål, och beståndsstaus utvärderas därför i förhållande till den mängd lekfisk (eller produktion av smolt från dessa) som motsvarar detta mål. För lax som vandrar ut i Atlanten (t.ex. från vattendrag längs svenska västkusten) finns ingen motsvarande EU-kvot. Istället koordineras den internationella förvaltningen via NASCO, *North Atlantic Salmon Conservation Organization*, ett samarbetsorgan omfattande ett flertal länder varav flera utanför EU (se avsnitt 4). Även för atlantlaxen är förvaltningsmålen relaterade till MSY (se nedan). Förvaltningen av vänerlaxen är en nationell fråga. I Väneren är landning av vildfödd lax (med intakt fettfena) sedan länge inte tillåten, men fiskerelaterad dödlighet förekommer ändå eftersom vild lax utgör bifångst i olika fisken. Idag finns en beståndsmodell utvecklad med vilken beståndsstaus kan uppskattas i relation till rekryteringsfunktioner för den vilda laxen i Klarälven och Gullspångsälven (se avsnitt 3). För Klarälven finns ett förvaltningsmål ("lekbeståndsmål") som relaterar till älvens produktionspotential (Hindar m.fl. 2007; Hedenskog m.fl. 2015), medan det för Gullspångsälven tagits fram ett bevarandemål (Länsstyrelsen 2021, 2022) som explicit syftar till att långsiktigt bibehålla en genetiskt livskraftig population (se avsnitt 2.2).

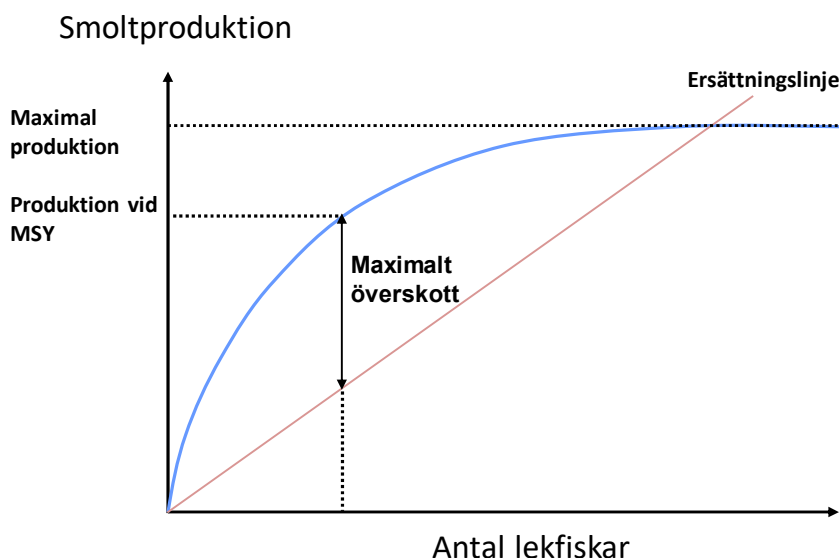
Figur 1 illustrerar MSY-principen med hjälp av en typisk rekryteringsfunktion för lax. Funktionen beskriver sambandet mellan antalet lekfiskar och den resulterande smoltproduktionen. Vid ett lågt antal lekfiskar ökar mängden smolt nästan linjärt, medan ett ökat antal lekfiskar och högre täthetsberoende dödlighet (t.ex. via ökad födokonkurrens) leder till att rekryteringskurvan böjer av för att slutligen närma sig det aktuella vattendragets bärkraft (*carrying capacity*). I samma figur är även en så kallad ersättningslinje inlagd, vilken visar den mängd smolt som teoretiskt sett behöver produceras för att beståndets numerär varken ska minska eller öka över tid. Linjens lutning beror av hur hög dödligheten är från smoltstadiet till dess individerna återvänder för att reproducera sig (ju högre sådan dödlighet desto brantare lutning, då fler smolt behövs för att ersätta ett givet antal lekfiskar).

Det faktum att rekryteringsfunktionen överlag anger fler smolt än ersättningslinjen innebär att beståndets numerär förväntas öka till nästa generation, så länge fiskets uttag är mindre än vad som anges av skillnaden mellan kurvan och linjen.

Vattendragets maximala produktionspotential utgörs av skärningspunkten mellan ersättningslinjen och rekryteringsfunktionen (det ofiskade jämviktsläget), medan MSY motsvarar den nivå där "överskottet" - avståndet mellan ersättningslinjen och

rekryteringsfunktionen - är som störst (figur 1). Vid fiskeförvaltning strikt enligt MSY-principen bör beståndet alltså befinna sig på denna nivå vilken ligger under produktionspotentialen, och fiskets uttag ska där varken vara lägre eller högre än det beräknade överskottet. I verkligheten fluktuerar dock både formen på rekryteringsfunktionen och ersättningslinjens lutning samtidigt som det råder osäkerhet för parametrarna i dessa funktioner. Detta innebär att fiskets maximala uttag (enligt MSY) behöver justeras över tid, samtidigt som en säkerhetsmarginal kan behövas för att minska risken att beståndet hamnar under sin MSY-nivå.

Det faktum att produktionen av smolt är högre än vad som anges av ersättningslinjen är själva grunden till att det finns möjlighet att bedriva ett hållbart fiske. Notera dock att fisket kan vara långsiktigt hållbart, d.v.s. bedrivs utan att antalet individer i beståndet minskar långsiktigt, även om det ligger under eller över MSY-nivån. Skillnaden är att det möjliga uttaget (antalet landade/avlivade fiskar) i så fall blir mindre.



Figur 1. Exempel på rekryteringsfunktion hos lax (s.k. Beverton-Holt-funktion, se figur 2 för en motsvarande Ricker-funktion). Ersättningslinjen illustrerar hur mycket smolt som krävs för att beståndet inte ska minska (eller öka) i numerär. MSY definieras som den nivå där produktionsöverskottet (avståndet mellan ersättningslinjen och kurvan), och därmed det möjliga fiskeuttaget, är som störst. Se texten för mer information. Från Dannewitz m.fl. (2020a).

I ICES senaste statusbedömningar för **östersjölox** (ICES 2021a) har man frångått det tidigare 75%-målet (en smoltproduktion motsvarande 75% av potentialen), som länge utgjorde en ungefärlig ”proxy” för MSY för de bestånd från Sverige och Finland som hittills ingår i den analytiska beståndsmo- dell som används för östersjölox. Istället tillämpas nu beståndsspecifika MSY-nivåer (R_{MSY} : ICES 2020a,b; 2021a) vilka varierar mellan 60 och 85% av älvarnas potential. Denna variation mellan laxvattendrag beror på att rekryteringsfunktionerna ser delvis

olika ut. Vissa laxbestånd tycks ha en brantare rekryteringsfunktion än andra, sannolikt beroende på att den täthetsberoende dödligheten för laxungarna (stirren) under sötvattensfasen är jämförelsevis lägre. Vattendrag med branta rekryteringsfunktioner kan producera stora mängder ungar per vuxen individ då vattendraget ännu inte är fullbesatt och effekten av täthetsberoende dödligheter fortfarande är låga. I vattendrag med flackare rekryteringsfunktioner krävs under motsvarande omständigheter fler lekfiskar för att producera samma mängd smolt beroende på en generellt högre täthetsberoende dödlighet.

Som en del av den MSY-baserade förvaltningen av östersjölax har dessutom en lägre referensnivå (R_{LIM}) implementerats (ICES 2020a,b; 2021a). R_{LIM} definieras som den nivå från vilket ett bestånd förväntas nå R_{MSY} inom en laxgeneration (6-7 år) om allt fiske i hav och älv upphör. Enligt ICES senaste analyser skattas smoltproduktionen vid R_{LIM} att variera mellan bestånd från 15 till 40% av smoltproduktionspotentialen (ICES 2021a). Tidigare användes ett lägre delmål ("50% av potentiell smoltproduktion") formulerat under 1990-talet inom dåvarande Salmon Action Plan (SAP). R_{LIM} bör dock inte betraktas som en uppdaterad (beståndsbaserad) variant av detta tidigare delmål, utan snarare som en "lägsta säkerhetsnivå" vilken inget bestånd bör underskrida – en analog till referensnivån B_{LIM} vilken används inom ICES rådgivning för andra marina arter (t.ex. torsk och sill). Bestånd som underskrider R_{LIM} har reducerad reproduktiv kapacitet som det tar lång tid (>1 laxgeneration) att återuppbygga, även vid mycket kraftiga begränsningar av fisket.

Att lax i olika älvar har rekryteringsfunktioner av avvikande form kan vara en förklaring till varför bestånd i södra och sydöstra Östersjön inte uppvisat samma positiva utvecklingstrend som de i Bottniska viken (ICES 2014; 2020a). Sydliga laxbestånd, såväl i Östersjön som i Atlanten, tycks överlag ha flackare rekryteringsfunktioner, vilket indikerar en generellt högre täthetsberoende dödlighet från romkorn till smolt. Laxen i dessa vattendrag förväntas därför inte tåla ett lika högt fisketryck som bestånd från mer nordligt belägna älvar. Tänkbara orsaker till relativt flacka rekryteringsfunktioner i mer sydliga vattendrag kan bl.a. vara ett högre predationstryck på laxungarna och/eller olika former av miljöbetingad stress (t.ex. höga sommartemperaturer).

MSY-målet utgör ett produktionsmål vilket inte bör sammanblandas med bevarandemål (se nedan). Notera vidare att MSY-nivån för laxbestånden i Östersjön (samt relaterade statusbedömningar) gäller under nuvarande omständigheter avseende produktionsarealer mm. Således tas inte hänsyn till förekomst av eventuella produktionsområden ovan definitiva vandringshinder som t.ex. kraftverksdammar, vilka kan utgöra potentiella lek- och uppväxtområden om vandringshinder tas bort (eller fungerande fiskvägar installeras). Detta innebär att ett bestånd i en delvis utbyggd älv, där en betydande del av de lämpliga habitaterna idag inte kan nås av laxen, ändå kan erhålla en högt skattad beståndsstatus givet att mängden lekfiskar och smolt är tillräckligt hög i relation till den rådande potentiella produktionskapaciteten (se avsnitt 3).

Slutligen bör noteras att HaVs uppställda mål för den nationella förvaltningen, som beslutades i samband med att den förra förvaltningsstrategin togs fram (HaV 2015), anger att "de svenska bestånden av naturproducerad vild lax ska nyttjas långsiktigt

hållbart på nivåer där bestånden når minst 80% av den potentiella smoltproduktionen”. Denna målnivå utgår från den proxy för MSY som ICES tidigare använde vid statusutvärdering (75% av den potentiella smoltproduktionskapaciteten, se ovan), men justerades upp något för att beakta bl.a. osäkerheter i data och analyser (HaV 2015). Även i den motsvarande finska fleråriga förvaltningsstrategin används 80%-nivån som förvaltningsmål.

I samband med att ICES nu utvecklat ett system där status utvärderas i relation till beståndsspecifika MSY-nivåer som varierar mellan 60 och 85% av potentialen (se ovan) kan den nationella målnivån behöva revideras. Det är även oklart hur HaVs målnivå ska tolkas för vattendrag med vandringsproblematik orsakad av t.ex. kraftverk med dåligt fungerande fiskvägar som sänker produktionspotentialen (exempelvis Testeboån, se Dannewitz m.fl. 2022); ska status utvärderas i relation till produktionspotentialen under nuvarande förhållanden (likt ICES utvärderingar, vilket kan vara lämpligt som underlag för fiskeförvaltning) eller potentialen i en situation med förbättrade eller mer ”ursprungliga” vandringsmöjligheter (vilket kan vara lämpligt vid t.ex. utvärderingar av vattenkraftens miljöpåverkan)?

För **atlantlax** används rekryteringsfunktioner med delvis annan form (exempelvis s.k. Ricker-kurvor) än de som tillämpas för lax i Östersjön (s.k. Beverton-Holt-kurvor). Enligt en Ricker-funktion (se figur 2) avtar smoltproduktionen åter när antalet lekfiskar uppnått en tillräckligt hög nivå, exempelvis beroende på att honor som leker på samma område gräver sönder varandras lekgropar. Den maximala smoltproduktionen (kurvans topp) kan därför hamna till vänster om den punkt där rekryteringsfunktionen korsar ersättningslinjen. Inom NASCO har man valt att betrakta den maximala smoltproduktionen som förvaltningsmål (*”management target”* eller *”spawning target”*) medan MSY-nivån, vilken ofta ligger något längre till vänster på rekryteringsfunktionen, definieras som s.k. *”conservation limit”* – den lägsta beståndsnivå som ej bör understigas (t.ex. Potter m.fl. 2003). För en antagen Beverton-Holt-funktion kan dock inte samma förvaltningsmål tillämpas, då beståndets maximala smoltproduktion endast kan uppnås utan fiske (se figur 1).

För atlantlaxen på svenska västkusten har älvspecifika förvaltningsmål enligt ovan (maximal produktion och MSY/conservation limit) endast kunnat beräknas för indexvattendraget Högvadsån, ett biflöde till Ätran där långa tidsserier med data för återvändande lekfisk och smoltproduktion finns att tillgå. För övriga laxvattendrag längs västkusten används istället mängden äldre laxungar (pre-smolt) enligt elfiskeundersökningar som proxy tillsammans med information överförd från indexvattendraget Högvadsån (se avsnitt 3).

2.1.2 Andra produktionsinriktade förvaltningsmål

Vid fiskeförvaltning kan man tillämpa andra mål än MSY. Det kan i vissa fall finnas argument för att sätta högre mål, t.ex. för att tillgodose att det finns ”tillräckligt” med lax i en älv för att skapa underlag för gynnsam utveckling av sportfisketurism. Exempelvis förekommer begreppet *Maximum Economical Yield* (MEY) där beståndsmålet och förvaltningen anpassas så att de ekonomiska intäkterna från fisket blir så stora som möjligt (Holma m.fl. 2018). För älvfiske efter lax som förvaltas enligt MEY krävs ett högre antal lekfiskar och ett lägre

fiskeuttag än vid en MSY-baserad förvaltning, eftersom det är möjligheten att fånga fisk som främst attraherar fisketurister (t.ex. Goodyear 2007; Beardmore m.fl. 2011).

2.2 Biologiska och bevarandeariktade förvaltningsmål

Utöver produktionsmål kan även andra/kompletterande mer biologiskt grundade förvaltningsmål formuleras med fokus på andra aspekter än endast antalet landade individer. För lax kan detta exempelvis innebära att man eftersträvar en ålders/storleksstruktur med en hög andel flergångslekare (individer som lekt tidigare är i regel större samt lägger fler och större romkorn, vilket kan ses som positivt för såväl beståndet som fisket). Ett högre antal lekfiskar än vid MSY kan eventuellt även bedömas som behövt med hänsyn taget till ekosystemaspekter (t.ex. andra arter i vattendraget), även om vi hittills inte känner till att några sådana vetenskapligt förankrade mål finns formulerade.

För svaga och hotade populationer kan bevarandeariktade förvaltningsmål behövas. Dessa formuleras vanligen i termer av ett lägsta antal reproducerande individer som krävs för att risken för utdöende ska förbli tillfredställande låg sett över en viss tidshorisont. Liknande mål förekommer även med avseende på genetisk variation, där den genetiskt effektiva populationsstorleken (N_e) utgör en avgörande faktor för hur hastigt inaveln ökar och ärftlig variation förloras genom slumpmässig s.k. *genetisk drift*. Utöver demografiskt och genetiskt definierade minsta populationsstorlekar diskuteras ibland även ekologiskt inriktade målnivåer, där antalet individer sätts i relation till artens behov av och påverkan på det övriga ekosystemet (t.ex. Evens m.fl. 2021). För en art som lax utgörs ytterligare bevarandeariktade aspekter av potentiella evolutionära förändringar (t.ex. tidigare lagd könsmognad eller vandringsstid) som kan bli resultat av ett hårt och selektivt fiske samt negativa effekter av att odlade individer ”felvandrar” till vilda bestånd (Östergren m.fl. 2021; Palm m.fl. 2021).

För vilda laxbestånd saknas idag allmänt etablerade bevarandebiologiska mål i linje med ovan. Exempelvis finns, oss veterligen, inga analyser som belyser hur olika populationsstorlekar relaterar till lokala utdöendesannolikheter och/eller förlust av genetisk variation (men se Rogell m.fl. 2022 för en förenklad analys). Genomförande av sådana ”sårbarhetsanalyser” förväntas ge värdefulla insikter, även om svårigheterna att i praktiken genomföra denna typ av beräkningar inte ska underskattas. En komplicerande faktor är att lokala älvbestånd inte är helt reproduktivt isolerade ifrån varandra, vilket behöver tas hänsyn till när effekter av slumpmässiga demografiska och genetiska processer i små lokala populationer utvärderas (Rogell m.fl. 2022).

För sårbarhetsanalyser krävs individbaserade simuleringsmodeller särskilt anpassade för laxens demografi och livshistoria (inkl. fiske) – ett ”verktyg” som hittills saknas (Rogell m.fl. 2022). Möjlighet att med samma modeller analysera effekter av vandringshinder i utbyggda vattendrag är också viktigt för att erhålla realistiska och mer generella resultat. Det senare framstår som särskilt angeläget givet att det idag saknas en tydlig definition av vad som utgör *gynnsam bevarandestatus* (GYBS) för en vandrande art som lax vilken förekommer

uppdelad i många lokala populationer (Ek m.fl. 2022). GYBS utgör ett centralt begrepp inom EU:s Art- och habitatdirektiv, och det hänvisas exempelvis ofta till GYBS i samband med den nyligen inledda nationella miljöprövningen av vattenkraft (NAP) i Sverige.

De MSY-baserade förvaltningsmål som idag används för lax (se ovan) ska inte förväxlas med biologiska bevarandemål vilka fyller andra syften. Trots detta förekommer ibland missuppfattningen att ett laxbestånd är ”biologiskt hotat” när de inte uppnår sin MSY-nivå. Så behöver dock inte vara fallet. Exempelvis är bestånden i Östersjöns större vildlaxälvar sannolikt inte hotade av lokalt utdöende eller genetisk utarmning när antalet lekfiskar befinner sig strax under MSY-nivån; trots att beståndet i en större älv befinner sig långt under sin produktionskapacitet kan antalet individer vara tillräckligt omfattande för att risken för negativa demografiska och genetiska slumphändelser är mycket liten. Situationen kan dock vara en annan i små laxvattendrag där det absoluta antalet individer som behövs för att uppfylla MSY-nivån är betydligt lägre (Rogell m.fl. 2022). Exempelvis har det beräknats att det i ett reproduktivt isolerat bestånd kan behövas drygt 800 lekande laxar per år för att uppfylla det etablerade långsiktiga bevarandemålet $N_e \geq 500$ (minst 500 genetiskt effektiva individer per generation) (Palm 2021; Ek m.fl. 2022). Utan kompletterande sårbarhetsanalyser kan därför inte uteslutas att vissa av dagens produktionsinriktade förvaltningsmål är (alltför) låga för en del av de allra minsta laxvattendragen (t.ex. Gullspångsälven i Vänern), sett ur ett biologiskt bevarandeperspektiv.

3 Beståndsanalyser och biologisk rådgivning

Nedan beskrivs kortfattat de beståndsmodeller som används för att utvärdera laxbeståndens status och utveckling, vilket följs av aktuella statusutvärderingar för respektive geografiskt område. Varje delavsnitt avslutas med en diskussion om tänkbara orsaker till varför situationen ser ut som den gör och varför status i många fall varierar mellan lokala bestånd. I slutet ges en kort presentation av hur den biologiska rådgivningen till förvaltningen är strukturerad, både på internationell och nationell nivå.

3.1 Östersjön

3.1.1 Beståndsmodell

För laxen i Östersjön genomför ICES arbetsgrupp för lax och öring i Östersjön (WGBAST) årliga analyser av beståndens status och utveckling. Dessa analyser är baserade på data som i många fall samlas in på årlig basis av länderna runt Östersjön. Datainsamlingen finansieras i stor utsträckning av EU:s datainsamlingsprogram (DCF), och inkluderar både biologiska data (elfiskedata, smolträkning, räkning av vuxen lax etc.) och fiskerelaterad information (t.ex. fångster i olika områden). Resultat från modellen används när ICES formulerar råd till EU avseende fiskemöjligheter. Data och resultat används även för rådgivning och beslutsunderlag på nationell nivå. Nedan följer en kortfattad beskrivning av hur

data analyseras och används inom ICES/WGBAST. För en mer komplett beskrivning av datainsamlingen och livshistoriemodellen med referenser hänvisas till ICES (2021a) med tillhörande ”*Stock annex*”. Hittills omfattar den beståndsmodell som används inom WGBAST endast svenska och finska laxvattendrag i Bottniska viken och egentliga Östersjön, medan vattendrag med lax i Baltikum och Finska viken hanteras på ett mer förenklat vis.

Initialt används elfiskedata tillsammans med smolträkningsresultat och annan älvspecifik information (t.ex. area för tillgängliga uppväxtområden i vattendragen) för att beräkna årlig smoltutvandring i samtliga vildlaxvattendrag. Dessa årliga skattningar (med osäkerheter) används sedan tillsammans med tidsserier för bl.a. fiskestatistik, utsättningsmängder, antalet vuxna laxar räknade i vissa älvar, märkningsdata samt ”expertbedömningar” av t.ex. orapporterat fiske (där data per definition saknas) i en större livshistoriemodell. Förenklat används denna livshistoriemodell för att (1) beräkna hur mycket vild smolt som lämnat älvarna olika år, samt (2) hur stor andel av denna lax som överlevt den s.k. postsmolt-fasen och nått fångstbar storlek. Vidare beräknas (3) hur stor andel av det fiskbara beståndet som dör p.g.a. yrkes- och fritidsfiske till havs, längs kusterna och i älvarna, (4) hur stor naturlig dödlighet för vuxen lax (t.ex. via sälpredation) som ägt rum parallellt med fisket, samt (5) hur stora mängder ägg som slutligen producerats av den lax som överlevt fram till leken. Baserat på relationen mellan mängden deponerade ägg olika år och antalet smolt (några år senare) beräknas slutligen (6) älvspecifika rekryteringsfunktioner som ligger till grund för ICES årliga statusbedömningar (se avsnitt 2.1 samt nedan). Rekryteringsfunktionens form beräknas baserat på längre dataserier över mängden uppstigande lax/antal deponerade romkorn och antalet utvandrande smolt och styrs således av förhållandena i vattendraget under den tidsperiod då dessa data samlats in.

3.1.2 Nuvarande beståndsstatus

Som beskrivs i avsnitt 2.1 utvärderas status årligen för Östersjöns laxbestånd i förhållande till älvspecifika MSY-nivåer. Vid dessa utvärderingar jämförs den nuvarande smoltproduktionen med den smoltproduktion som krävs för att ge MSY för det aktuella vattendraget. MSY-nivån beror i sin tur bl.a. av vattendragets smoltproduktionspotential (figur 1) under rådande förhållanden avseende t.ex. vandringsmöjligheter, lek- och uppväxthabitatens storlek och kvalitet etc.

Utvecklingen av laxbestånden i Bottniska viken har varit positiv sedan slutet av 1990-talet, främst beroende på minskat havsfiske, omfattande restaureringsarbeten i vattendragen samt relativt låg dödlighet i laxsjukdomen M74 (se t.ex. Dannewitz m.fl. 2020a för en mer detaljerad beskrivning av laxbeståndens utveckling). Resultaten från den senaste statusutvärderingen från ICES (ICES 2021a,b; sammanfattad på svenska av Dannewitz & Palm 2021) är baserad på data till och med år 2020 och presenteras i tabell 1. Enligt denna senaste utvärdering befann sig samtliga svenska bestånd av östersjöfax förutom tre över den lägre R_{LIM} -nivån, medan en handfull bestånd även hade uppnått sina respektive R_{MSY} -nivåer med relativt hög sannolikhet.

Den påtagliga variationen i beståndsstatus beror av flera faktorer. En viktig förklaring är att älvarnas bestånd befann sig på olika nivåer då återhämtningen

startade för drygt två decennier sedan. Det kan ta flera laxgenerationer, motsvarande flera årtionden, innan ett bestånd med låg status uppnår det uppsatta MSY-målet, även om inget fiske sker (ICES 2020a,b). Under återhämtningsfasen har laxen i vissa vattendrag dessutom återkoloniserat nya områden, vilket innebär att produktionsarealerna och därmed vattendragens produktionspotential successivt har ökat. Detta är positivt men får som konsekvens att status skattas lågt under en övergångsperiod tills rekryteringen av lax i återkoloniserade områden nått samma nivåer som i övriga delar, vilket kan ta många år. Lögdeälven, Öreälven och Rickleån utgör exempel på vattendrag där status idag skattas relativt lågt beroende på att laxen koloniserat nya områden och produktionsarealerna därmed ökat. Utvecklingstrenden för dessa bestånd är dock tydligt positiv under nuvarande fisketryck (ICES 2021a,b), och beståndens status förväntas successivt öka i takt med att rekryteringen i de återkoloniserade områdena tar fart.

I andra vattendrag är de bakomliggande orsakerna till låg status mer problematiska. I Ljungan har exempelvis sjukdomsutbrott hos återvändande vuxen lax under senare år resulterat i låg rekrytering av ungar, och beståndet bedöms idag ha mycket låg status (Dannewitz m.fl. 2019, 2020a; ICES 2021a). Även beståndet i Vindelälven har drabbats av sjukdomsrelaterad dödlighet under en serie av år, men där har hälsoläget nu förbättrats avsevärt och rekryteringen av ungar återgått till nivåer liknande de som förelåg innan sjukdomsutbrottet (ICES 2021a).

I en del vattendrag med vildlaxbestånd råder konnektivitetsproblem orsakade av kraftverk och dammar som påverkar laxens möjligheter för upp- och nedströmsvandring. Eftersom ICES bedömer status under rådande förhållanden i vattendragen (med avseende på tillgänglig areal lek- och uppväxtområde, eventuell vandringsproblematik etc., se ovan) kan ett bestånd erhålla god status trots att det finns passageproblem förbi t.ex. ett kraftverk. Exempel på vattendrag där rådande beståndsstatus klassats som relativt hög trots uppenbar vandringsproblematik är Piteälven, Åbyälven och Testeboån (för en mer detaljerad beskrivning av situationen i Testeboån, se Dannewitz m.fl. 2022). Brist på kunskap om i vilken omfattning kraftverk och dammar påverkar vandringsframgången och överlevnaden hos passerande fisk (smolt och utlekt vuxen fisk) gör dessutom statusbedömningarna för dessa vattendrag mer osäkra.

I avsnitt 5.1 presenteras en modell för indelning av laxbestånden i förvaltningskategorier som syftar till att identifiera behov av förvaltningsåtgärder som t.ex. restriktioner i fisket. Indelningen är inte enbart baserad på nuvarande beståndsstatus utan väger också in utvecklingstrend och i vissa fall även annan relevant information.

Tabell 1. Nuvarande status för svenska vildlaxbestånd i Östersjön enligt ICES (2021) senaste utvärdering av beståndsspecifika miniminivåer (R_{LIM}) och MSY-mål (R_{MSY}). Siffror i rutorna anger sannolikhet (mellan 0 och 1) för måluppfyllelse. Gröna celler indikerar att referensnivån är uppnådd med minst 70% sannolikhet (d.v.s. $\geq 0,70$ i tabellen), gula att sannolikheten är mellan 50 och 70%, medan röd markering indikerar att sannolikheten är under 50%. I tabellen anges även förväntad framtida utvecklingstrend enligt ICES senaste långtidsprognos vid rådande fisketryck (ICES 2021a, tabell 4.3.2.5). I den högra kolumnen presenteras ett exempel på indelning av bestånden i tre förvaltningskategorier baserat på nuvarande status (i förhållande till R_{MSY}), förväntad framtida utvecklingstrend samt (i vissa fall) kompletterande information, där det senare legat till grund för att höja (Ja+) eller sänka (Ja-) den ursprungliga kategoriseringen med ett steg. Se texten (avsnitt 5.1) samt Dannewitz m.fl. 2020a för detaljer.

Bestånd	R_{LIM}	R_{MSY}	Utvecklings-trend	Annan information	Förvaltnings-kategori
Torneälven	1,00	0,79	Stabil	Nej	1
Kalixälven	1,00	0,68	Positiv	Nej	2
Råneälven	0,99	0,60	Positiv	Ja (+) ¹	1
Piteälven	1,00	0,77	Stabil	Ja (-) ²	2
Åbyälven	0,88	0,44	Positiv	Ja (-) ³	3
Byskeälven	1,00	0,74	Stabil	Nej	1
Kågeälven	0,78	0,28	Positiv	Nej	2
Rickleån	0,65	0,09	Positiv	Nej	2
Sävarån	0,89	0,37	Positiv	Nej	2
Vindelälven	0,97	0,19	Positiv	Ja (-) ⁴	3
Öreälven	0,62	0,17	Positiv	Nej	2
Lögdeälven	0,40	0,09	Positiv	Nej	2
Ljungan	0,38	0,21	Positiv	Ja (-) ⁵	3
Testeboån	0,99	0,75	Stabil	Ja (-) ⁶	2
Emån	0,28	0,09	Positiv	Nej	2
Mörrumsån	1,00	0,76	Stabil	Nej	1

¹ Valfungerande lokal fiskeförvaltning, tillförlitlig fångstrapporering samt möjlighet att begränsa fiskeuttaget i älven

² Osäker statusbedömning p.g.a. bristfälligt dataunderlag, oklar påverkan från vattenkraftverk

³ Lekkfishräkning uppvisar negativ trend under senare år, smoltträkning indikerar lägre produktion än förväntat enligt ICES modell

⁴ Tidigare sjukdomsutbrott med förväntad negativ påverkan på återvandringen av vuxen lax fram till och med år 2024

⁵ Pågående sjukdomsutbrott med kraftigt minskad rekrytering. Positiv utvecklingstrend bygger på antagande om att hälsoproblemen är övergående

⁶ Osäker statusbedömning p.g.a. negativ och varierande påverkan från vattenkraftverk

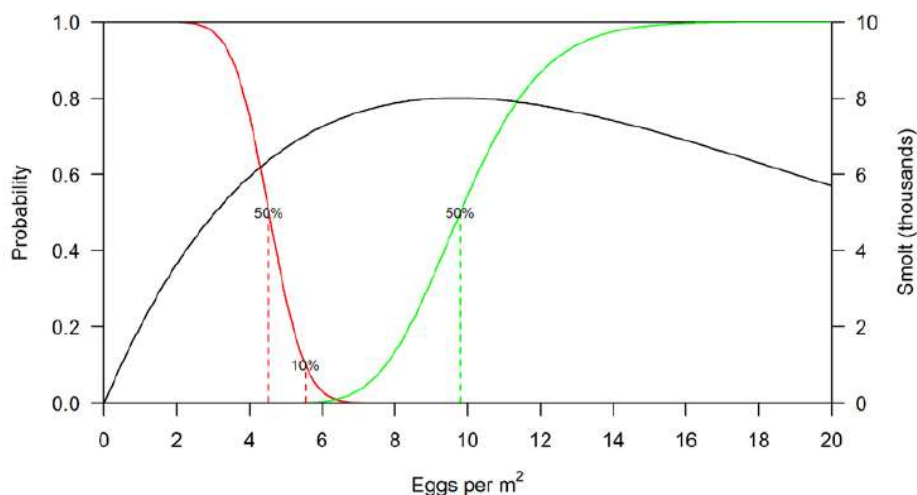
3.2 Västkusten

3.2.1 Beståndsmodell

Vid 2017 års ICES-möte med arbetsgruppen för atlantlax (WGNAS) presenterade Tamario och Degerman (2017) nya biologiska referensvärden för laxen på svenska västkusten. En rekryteringskurva av Ricker-typ (avsnitt 2.1.1, figur 2) togs fram baserat på smolt- och lekfiskdata i indexvattendraget Högvadsån.

Rekryteringskurvan användes för att fastställa beståndsstorlek för maximal rekrytering (S_{RMAX}) och beståndsstorlek för maximalt hållbart uttag (S_{MSY}) varifrån ett lekmål ("spawning target") och en lägre bevarandegräns ("conservation limit", CL) bestämdes. Lekmålet utgjordes av den beståndsstorlek där man med 50% sannolikhet väntas nå maximal rekrytering (figur 2). Bevarandenivån (CL_{50}) bestämdes till 4,5 deponerade romkorn per m² laxhabitat, vilket motsvarar 50% sannolikhet att falla under S_{MSY} (figur 2). För särskilt känsliga populationer

rekommenderades dock att använda det högre CL_{90} (5,5 romkorn per m^2 laxhabitat) vilket motsvarar 10% sannolikhet att falla under S_{MSY} . Bevarandenivån (CL_{50} eller CL_{90}) som laxbestånden på svenska västkusten inte bör understiga är således direkt relaterad till MSY , vilket innebär att CL för atlantlax inte utgör ett egentligt bevarandemål enligt de kriterier som diskuteras i avsnitt 2.2 där hänsyn tas till t.ex. utdönderisk, förlust av genetisk variation etc.



Figur 2. Rekryteringskurva (svart linje) av Ricker-typ baserad på data från Högvadsån (Åtran). Den röda heldragna kurvan visar sannolikhet att underskrida S_{MSY} , där 50% respektive 10% anges med streckad linje. Den gröna heldragna kurvan visar sannolikhet att överskrida S_{MAX} , där 50% anges med streckad linje. Figur från Tamario och Degerman (2017).

Genom extrapolering av referensvärden och CL -nivåer från Högvadsån samt tillgängliga arealer laxhabitat för samtliga laxvattendrag på svenska västkusten skattade Tamario & Degerman (2017) totala mängden honor/romkorn som behövs för att nå CL_{50} för alla vattendrag sammantaget till ca 2 800 honor eller ca 14 miljoner romkorn.

Eftersom räkning av lekfisk och smolt saknas i de flesta av västkustens laxvattendrag är det inte möjligt att bedöma om CL har nåtts i dessa baserat på sådan empirisk information. Däremot finns i de flesta fall elfiskedata. För att ta fram en CL -nivå baserad på elfiskedata beräknades nya rekryteringskurvor för stirr (istället för smolt) och lekfisk i åtta utvalda ”opåverkade” vattendrag (Tamario & Degerman 2017). Eftersom uppskattningar av lekuppvandringen i varje enskilt vattendrag saknas användes lekuppvandringen i Högvadsån som en proxy för de utvalda vattendragen med elfiskedata. Det senare genomfördes under antagandet att det i första hand är nivån på laxens (förmodat) gemensamma, och mellan år variabla, havsöverlevnad som avgör hur stort antal individer som årligen återvänder till västkustens laxvattendrag för att reproducera sig.

Majoriteten av smolten i Högvadsån är två år vid utvandringen. Detta innebär att majoriteten av den 1+ stirr (eller äldre) som fångas vid elfiskeundersökningarna vandrar ut som smolt följande vår. Äldre stirr kan därmed betraktas som en proxy för vattendragens smoltproduktion (s.k. ”pre-smolt”). Ricker-kurvor anpassades till elfiskedata för de åtta vattendragen för att identifiera den högsta rekryteringsnivån för pre-smolt i varje vattendrag (”*spawning target*”), vilket i medeltal visade sig motsvara 21 pre-smolt per 100 m² laxhabitat. Bevarandenivån (CL₅₀) sattes därefter till 50% av den maximala rekryteringen, vilket motsvarar 10 pre-smolt per 100 m² laxhabitat.

Ovanstående stirrbaserade CL-nivå föreslogs tillämpningsbar när data från minst fem elfiskelokaler är tillgängliga för ett vattendrag under ett specifikt år (Tamario & Degerman 2017). Om färre lokaler elfiskats kan data från tidigare år inkluderas tills minst fem observationer uppnås (dock ej längre tillbaka i tiden än fyra år för att undvika alltför gamla data). Följande kategorisering föreslogs för att skatta status baserat på elfiskedata:

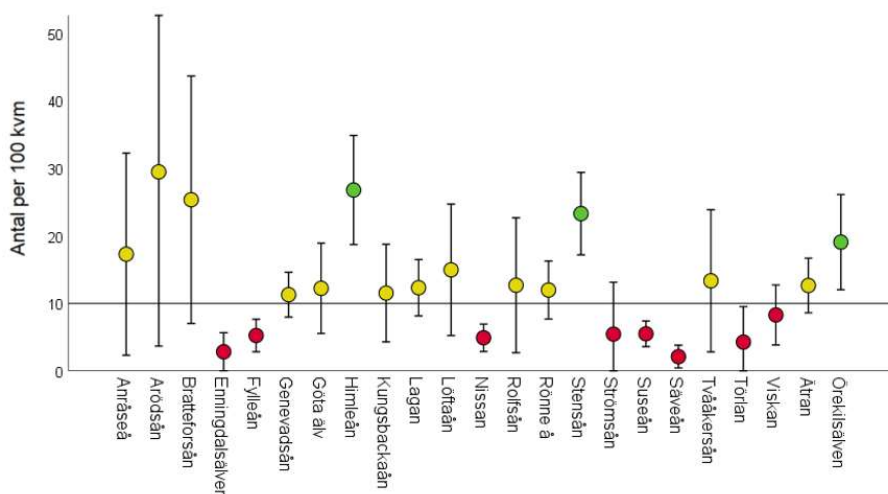
- Bestånd anses ha full reproduktiv kapacitet (uppnått CL₅₀) när de har ett medelvärde över 10 pre-smolt (stirr > 0+) per 100 m² och när den nedre gränsen för ett 95% konfidensintervall också ligger över 10 pre-smolt per 100 m².
- Bestånd med ett medelvärde över 10 pre-smolt per 100 m², men med en nedre konfidensgräns som faller under 10, anses löpa risk för minskad reproduktiv kapacitet.
- Bestånd med ett medelvärde som underskrider 10 pre-smolt per 100 m² anses ha reducerad reproduktiv kapacitet.

Viktigt att notera är att stirrförekomsten ett visst år speglar antalet lekfiskar två år tidigare (eller ännu längre tillbaka i tiden om äldre elfiskedata används).

3.2.2 Nuvarande beståndsstatus

Den senaste statusbedömningen (baserad på elfiskedata från 2017-2021) visade att endast tre av 23 bestånd har god reproduktiv kapacitet (figur 3), vilket är den lägsta andelen sedan älvspecifika mål infördes. Tolv bestånd löper risk för reducerad reproduktiv kapacitet och åtta bestånd har reducerad reproduktiv kapacitet (Ahlbeck Bergendahl & Staveley 2022).

Inom ICES/WGNAS bedöms inte status för individuella vattendrag utan alla bestånd längs svenska västkusten hanteras sammanslaget. För detta används CL uttryckt som antalet deponerade romkorn som krävs (totalt ca 14 miljoner) samt motsvarande antal återvändande laxar för att uppnå detta totalantal uppdelat för lax med ett (1SW, ca 2 100 st.) respektive flera havsår (MSW, ca 2 600 st.; se *Stock Annex* i ICES 2021c). Omräkning från CL₅₀ för romkorn till CL i antal 1SW och MSW lax är baserat på uppgifter om romantal per kilogram hona och medelvikt för dessa, samt fördelningen av 1SW och MSW honor/hanar i fångstdata från västkusten. Enligt WGNAS senaste analyser bedöms svenska västkusten som helhet nå full reproduktiv kapacitet för både 1SW- och MSW-lax (ICES 2021c).



Figur 3. Beståndsstatus baserat på elfiskedata för enskilda vattendrag med atlantlax uttryckt som antal äldre sturrar ("pre-smolt", >0+) per 100 m² under åren 2017-2021. Medeltäthet (här med 95% konfidensintervall) visas på y-axeln. Helden horisontell linje indikerar referensnivån för bevarande (CL₅₀). Gröna cirklar representerar "god reproduktionskapacitet", gula cirklar "risk för nedsatt reproduktionskapacitet" och röda cirklar "nedsatt reproduktionskapacitet".

Till NASCO rapporteras också status för individuella vattendrag baserat på stirrtätheter, men vattendragen delas då upp i fyra statusklasser (<50%; 50-75%; 75-100% och >100% av CL₅₀) samt en klass för "artificiellt understödda" populationer, d.v.s. vattendrag med utsättning av odlad lax. I tabell 2 visas statusbedömningar (dock baserade på äldre data än de bedömningar som presenteras i figur 3) enligt Sveriges senaste implementeringsplan för åren 2019-2024 (NASCO 2020).

Tabell 2. Statusklassning enligt Sveriges implementeringsplan för åren 2019-2024 inom NASCO (NASCO 2020).

Laxklasskategori	Antal vattendrag
Ingen risk (>100% av CL)	6
Låg risk (75-100% av CL)	8
Måttlig risk (50-75% av CL)	4
Hög risk (<50% av CL)	4
Artificiellt understödd	1 (Lagan)

Som sammanfattas av Jones (2020) kan undermålig status hos flera av västkustens laxpopulationer bero på många faktorer. Generellt har atlantlaxens havsöverlevnad sjunkit sedan flera decennier. För de svenska laxvattendragen anses vidare minskad konnektivitet (definitiva vandringshinder och/eller problematiska fiskvägar) och

vattenreglering vid vattenkraftsutvinning ha haft en negativ påverkan på lek- och uppväxtområden i åarna och därmed på smoltproduktionen. Försurning och klimatförändring (somrar med lågt tillflöde av vatten ger höga vattentemperaturer) har sannolikt också påverkat reproduktionen negativt. Omfattande fiske har påverkat atlantlaxens status och utveckling under lång tid. Yrkesfisket i havet har dock minskat kraftigt, både internationellt (sedan 1970-talet, ICES 2022a) och i Sverige (inget sedan 2015, Ahlbeck Bergendahl & Staveley 2022), tyvärr utan någon motsvarande återhämtning av bestånden. Även parasiten *Gyrodactylus salaris* kan ha påverkat enskilda bestånd negativt, men i vilken utsträckning detta har skett är inte klarlagt (Jones 2020). Under senare år har också inkommit rapporter om återvändande lekfisk med hudskador, blödningar, svampinfektioner och orkeslöst beteende. Därtill har man kunnat visa på inblandning av gener från förrymd odlad lax från Norge i flera av västkustens laxvattendrag, vilket kan ha resulterat i sänkt överlevnad och smoltproduktion (Palm m.fl. 2021).

3.3 Vänern

3.3.1 Beståndsmodell

Tidigare fanns fem bestånd av vild lax i Vänern. Idag återstår endast två av dessa, Klarälvslox och Gullspångslox. För laxbeståndet i Klarälven har lekbeståndsmål tagits fram baserat på det antal laxhonor som krävs för att utnyttja den reproduktiva potentialen i vattendraget (Hedenskog m.fl. 2015). Metoden bygger på den modell som används för laxbestånd i norska vattendrag (Hindar m.fl. 2007), och anger för Klarälven ett lekbeståndsmål på ca 1 300 honor eller knappt 2 200 individer av båda könen vid antagande om 60% honor. Denna målnivå kan behöva justeras uppåt beroende på pågående återställningsarbeten i älven som förväntas öka produktionspotentialen (Pär Gustafsson, Lst Värmland, pers. komm.).

För små bestånd som laxbeståndet i Gullspångsälven bör förvaltningen fokusera på bevarandenaspekter snarare än produktionsmål (se avsnitt 2). För att uppnå uppsatta bevarandemål för små bestånd i mindre vattendrag kan omfattande åtgärder i form av bl.a. fiskerestriktioner, restaurering av habitat samt utökade produktionsarealer behöva genomföras (Ek m.fl. 2022; Rogell m.fl. 2022). Ett bevarandemål för Gullspångsälvens laxbestånd kan t.ex. baseras på genetiska bevarandekriterier i syfte att minimera risken för att inavel ackumuleras och ärftlig variation förloras genom slumpmässig s.k. genetisk drift. Den genetiskt effektiva populationsstorleken per generation (N_e) bör kortsiktigt inte understiga 50, vilket för laxen i Gullspångsälven beräknats kunna motsvara drygt 80 lekfiskar per år (Palm 2021). På längre sikt kan dock nivån behöva sättas högre, exempelvis till $N_e = 500$ (motsvarande drygt 800 lekfiskar per år), för att populationen ska förbli långsiktigt livskraftig (Palm 2021). För laxen i Gullspångsälven har Länsstyrelsen (2021, 2022) därför valt att ange ett förvaltningsmål motsvarande minst 800 lekfiskar per år.

På uppdrag av HaV har SLU Aqua utvecklat en populationsmodell för Vänerns laxbestånd (Whitlock m.fl. 2021a; Sandström m.fl. 2018) som färdigställdes 2022. Det är en Bayesiansk ålders-strukturerad populationsdynamisk modell, liknande

den som används inom ICES för Östersjöns laxbestånd (ICES 2021a; se även avsnitt 3.1). Modellen kan användas för att utvärdera laxbeståndens status, både historiskt och i nutid, i förhållande till uppsatta förvaltningsmål som t.ex. MSY, de målnivåer som anges ovan eller andra referensnivåer. Därutöver har en projektningsmodell utvecklats i syfte att kunna studera beståndens framtida utveckling. Projektningsmodellen kan användas som verktyg för att utvärdera förväntade effekter av olika typer av förvaltningsåtgärder, vilket inkluderar både fiskeregleringar och konnektivitetsförbättrande åtgärder i vattendragen.

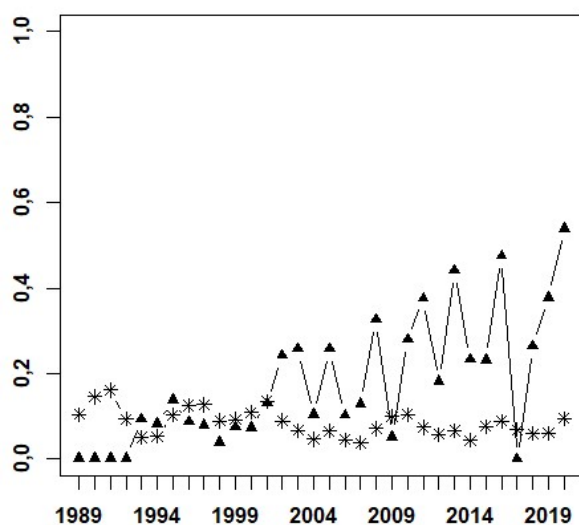
Modellen kommer att utvecklas vidare efter behov och varefter ny data och information tillkommer. Under 2023 kommer bland annat resultat från PIT-märkningar av odlad fisk som släpps ut i Klarälven att inkluderas, likaså data från märkningar av smolt i Gullspångsälven, samt data från trollingtävlingar. I samarbete med länsstyrelserna pågår också arbete med att uppdatera vissa ingångsvärden som används för att skatta produktionspotentialen av vild smolt i Gullspångsälven och Klarälven.

På uppdrag av HaV har SLU Aqua i samarbete med länsstyrelserna även tagit fram ett förslag på långsiktigt övervakningsprogram för lax i Vänern (Magnusson m.fl. 2022). Förslaget utgår från den ovan beskrivna modellens databehov, och inkluderar bl.a. räkning av stirr, smolt och lekfisk, och ett märkningsprogram för att skatta dödligheten i fisket.

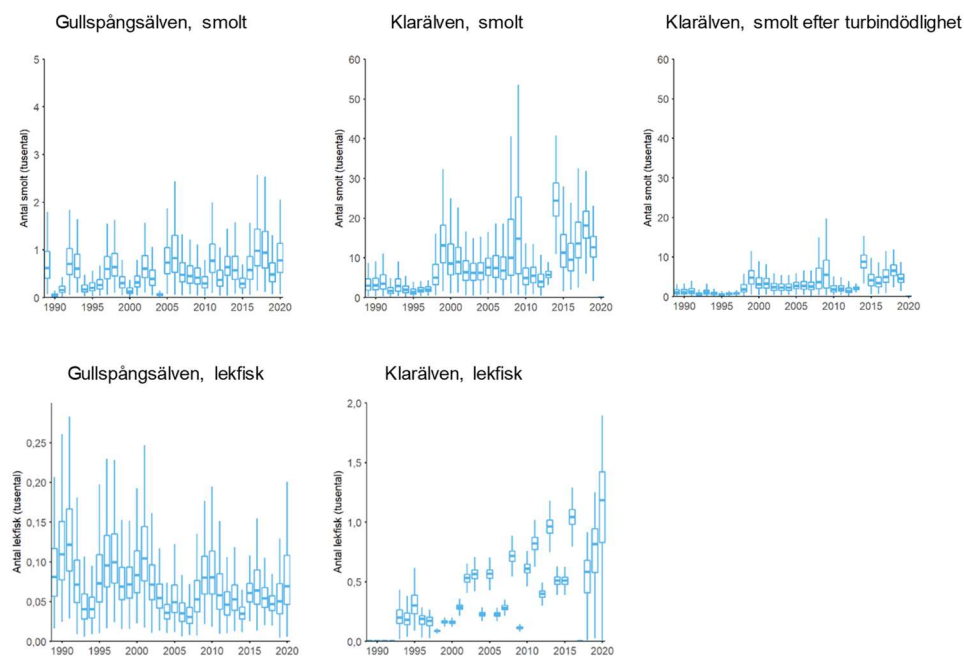
3.3.2 *Nuvarande beståndsstatus*

De kvarvarande vilda laxbeståndens status är kraftigt försämrad jämfört med situationen i början av seklet. Särskilt Gullspångsälvens laxbestånd är i nuläget att betrakta som mycket svagt, med ett lekbestånd som är påfallande litet i förhållande till det nyligen framtagna bevarandemålet (figur 4), samt med en produktion av smolt som är betydligt lägre än vattendragets potential (Magnusson m.fl. 2018). I Klarälven visar antalet upptransporterade laxar en positiv trend, men antalet individer som förväntas överleva till lek är fortfarande betydligt lägre än lekbeståndsmålet (figur 4).

I figur 5 presenteras preliminära skattningar från den nyutvecklade Bayesianska beståndsmodellen av smoltproduktionen och mängden lekfisk i Gullspångsälven och Klarälven sedan slutet av 1980-talet och fram till idag. Preliminära resultat från denna modell visar att det krävs ungefär 6 400 lekfiskar (90% konfidensintervall: 3 100 – 11 400) för att uppnå MSY i Klarälven. Detta gäller under rådande förhållanden i älven avseende vandringsmöjligheter, tillgängliga arealer lek- och uppväxtområde samt andel av lekfisken som fångas vid Forshaga avelsfiske, och under antagandet att samtliga fångade lekfiskar transporteras uppströms förbi kraftverken. Den förväntade mängden lekfisk i Klarälven vid ett ofiskat jämviktsläge under rådande förhållanden uppgår till ungefär 21 200 lekfiskar (90% konfidensintervall: 10 900 – 37 700) enligt samma modell. Den relativt stora skillnaden mellan dessa nivåer och det tidigare beräknade lekbeståndsmålet (ca 2 200 lekfiskar, se ovan) beror sannolikt på olika antaganden om mängden romkorn per ytenhet som (minst) behövs för att fullt ut nyttja älvens produktionskapacitet.



Figur 4. Laxbeståndets storlek enligt preliminära resultat från en nyutvecklad beståndsmodell (Whitlock m.fl. 2021a), uttryckt som en andel av det uppsatta förvaltningsmålet, för Klarälven (fyllda trianglar) och Gullspångsälven (asterisker) under perioden 1989-2020. Förvaltningsmålet för Klarälven motsvarar ca 2 200 lekfiskar per år och för Gullspångsälven 800 lekfiskar per år. Sannolikheten för måluppfyllelse är nära 0 för båda bestånden under hela tidsperioden. Se text för detaljer.



Figur 5. Skattad mängd smolt och lekfisk i Gullspångsälven och Klarälven (medianvärden med osäkerhetsintervall) enligt preliminära resultat från en nyutvecklad beståndsmodell (Whitlock m.fl. 2021a). Notera att dagens laxbestånd befinner sig långt under uppsatta förvaltningsmål om 800 och 2 200 lekfiskar för Gullspångsälven respektive Klarälven. Se text för detaljer.

Klarälvsloxens låga status beror delvis på tidigare hög fiskedödlighet, men också på att rekryteringen av ungar begränsas av hur mycket lekfisk som körs upp med lastbil förbi kraftverken upp till älvens huvudsakliga lek- och uppväxtområden, samt på smoltens och keltens begränsade överlevnad genom och förbi turbinerna under utvandringen till Väneren. Antalet lekfiskar som fångas och kan transporteras uppströms förbi kraftverken beror i sin tur på effektiviteten på fiskfällan i Forshaga. Med hjälp av märkningsstudier (telemetry) har fällans effektivitet skattats under två år, och då varierade effektiviteten mellan 20 och 78% beroende på flödet i älven och mängd spillvatten förbi kraftverken (Hedenskog m.fl. 2015). Dessutom kan fångsten påverkas av fällans öppettider som varierat mellan 46 och 125 dagar per år under perioden 2012-2021. Smolt och kelt kan ha mycket hög dödlighet vid utvandring genom de åtta kraftverk som de måste passera på väg ut till Väneren. Nära 100% av keltens når aldrig Väneren, vilket medfört att det knappt finns några flegångslekare i beståndet (Greenberg m.fl. 2015). Mellan 70 och 84% av smolten dör under utvandringen, beroende på hur mycket spillvatten som släpps vid kraftverken (Bergman & Norrgård 2015).

Gullspångsälvens vilda laxbestånd befinner sig långt under en nivå som kan betecknas som långsiktigt livskraftig. Beståndets låga status beror sannolikt främst på den begränsade produktionsarealen (cirka 5 ha) och korttidsreglering, men sannolikt även av fiskerelaterad dödlighet i Väneren (Magnusson m.fl. 2018). Det är även möjligt att beståndsutvecklingen hämmas av demografiska och genetiska slumpändelser, samt effekter av tidigare förstärkningsutsättningar med odlad lax i älven (Palm m.fl. 2012; Palm 2021; Rogell m.fl. 2022).

3.4 Biologisk rådgivning

Kunskapsunderlag och biologisk rådgivning till förvaltningen produceras både på internationell och nationell nivå. För laxen i Östersjön och i västerhavet levererar ICES biologisk rådgivning till förvaltande organ (EU respektive NASCO, se avsnitt 4), medan beståndsanalys och biologisk rådgivning gällande bestånden i Väneren tas fram på nationell nivå av bl.a. SLU Aqua och levereras till främst HaV samt länsstyrelserna.

För bestånden i Östersjön utvärderar ICES via s.k. ”fiskescenarier” hur olika mängd yrkesfiske under nästkommande kalenderår (för vilket en fiskekvot skall beslutas) förväntas påverka de vilda laxbeståndens utveckling och framtida status (ICES 2021a). Baserat på dessa framtidsprognoser beslutas därefter centralt inom ICES vilket biologiskt råd som skall ges till EU inför kommande kvotförhandlingar (ICES 2021b). Slutligen är det ländernas fiskeministrar som vid ett årligt möte avgör storleken av nästkommande års fiskekvoter för lax och andra kommersiellt fiskade arter i Östersjön.

På liknande sätt som för Östersjön utvärderar ICES det möjliga fiskeuttaget på atlantlax. För olika fångstalternativ utvärderas sannolikheten för bestånden att nå sin respektive SER (*Spawner Escapement Reserve*). ICES rekommendationer till NASCO om fiskemöjligheter bygger på att sannolikheten att nå SER uppgår till minst 95% (ICES 2022a). Baserat på ICES rekommendationer förhandlas sedan

fiskekvoter inom NASCO för fisket nästkommande två säsonger vid Färöarna och Grönland. Till skillnad från Östersjön beslutas dock inte om några kvoter utöver Färöarnas och Grönlands fiske. Övriga medlemmar åtar sig dock genom konventionen att reglera sitt fiske inom 12 sjömil från kusten (fiske utanför 12 sjömil får ej ske) och i vattendragen på ett sådant sätt att mål för bestånden kan nås (HaV 2015).

Mer detaljerad rådgivning för svenska laxbestånd, inklusive bestånden i Vänern, tas fram på nationell nivå av bl.a. SLU Aqua. Den nationella rådgivningen sker ofta på uppdrag av bl.a. HaV, och hanterar uppkomna frågor som är av relevans för den nationella förvaltningen. Som exempel på aktuell biologisk rådgivning till förvaltningen som tagits fram av SLU Aqua under senare år kan nämnas årliga analyser (tillsammans med finska Luke) av beståndssituationen i Torneälven, där fisket förvaltas gemensamt av Sverige och Finland (t.ex. Palm m.fl. 2022), utvärdering av möjliga åtgärder för att begränsa uttaget av fisk i vattendrag (Kagervall m.fl. 2020), indelning av kusten i förvaltningsområden och fördelning av den nationella kvoten i syfte att minska exploateringen av svaga laxbestånd i kustfisket (Dannewitz m.fl. 2020b), analyser av ICES rådgivning för lax i Östersjön (t.ex. Dannewitz & Palm 2021), analys av vattenkraftens påverkan på fiskvandring i Testeboån (Dannewitz m.fl. 2022), kvantifiering av laxens behov av livsmiljö i sötvatten (Ek m.fl. 2022), samt förslag på övervakningsprogram för lax på västkusten (Ahlbeck Bergendahl & Degerman 2021), i Vänern (Magnusson m.fl. 2022) och i indexvattendraget Högvadsån (Staveley m.fl. 2022).

4 Dagens förvaltning av svenska laxbestånd

Östersjö laxen förvaltas enligt EU:s gemensamma fiskeripolitik medan atlant laxen förvaltas på internationell nivå via NASCO (North Atlantic Salmon Conservation Organisation). Riktlinjer för förvaltningen av laxen i Östersjön och längs södra västkusten (Kattegatt) har även beslutats av Helsingforskommissionen (HELCOM 2011), samt för lax i Skagerrak, delar av Kattegatt och Nordostatlanten av OSPAR (OSPAR 2022). Utöver dessa internationella ramverk förvaltas arten även på nationell och lokal nivå längs kuster och i vattendrag. Laxbestånden i Vänern omfattas dock inte av internationella överenskommelser för fiske, men förvaltningen påverkas ändå av EU-regelverk som t.ex. Art- och habitatdirektivet.

4.1 Internationell förvaltning

Östersjö laxen består av många genetiskt distinkta bestånd som exploateras i havet, längs kusterna och i älvarna, vilket utgör en utmaning för förvaltningen. Fisket sker sekventiellt eftersom laxen först exploateras i havsfisket i södra Östersjön, därefter under lekvandringen längs kusterna och slutligen i älvarna. Ett kvotsystem (TAC – *Total Allowable Catch*) med två förvaltningsområden och separata kvoter används i syfte att reglera fisket; Östersjön och Bottniska viken (ICES delområden 22-31) samt Finska viken (ICES delområde 32). Kvoterna för dessa båda områden fördelas mellan medlemsländerna enligt ett politiskt överenskommet system, den så kallade

”relativa stabiliteten”, vilket förhandlades fram i början av 1990-talet baserat på ländernas relativa laxfångster åren innan kvotsystemet infördes.

Utöver ett kvotsystem initierade Internationella fiskerikommissionen för Östersjön (IBSFC) en aktionsplan, *Salmon Action Plan* (SAP), för att skapa förutsättningar för återhämtning av de då mycket svaga vildlaxbestånden i Östersjön. Aktionsplanen trädde i kraft 1997 och innehöll tydliga förvaltningsmål, bl.a. att alla vildlaxbestånd skulle uppnå en smoltproduktion motsvarande 50% av den potentiella smoltproduktionskapaciteten till år 2010 då planen löpte ut (ICES 2008). Internationella och nationella regleringar av fisket (bl.a. försommarfredning) i kombination med sjunkande lönsamhet inom yrkesfisket, låg dödlighet i M74 samt restaureringar av älvmiljöer gjorde att många vildlaxbestånd, framförallt i Bottniska viken, uppvisade en positiv utveckling under SAP-perioden (ICES 2008) – en trend som fortsatt även efter 2010.

Andra internationella förvaltningsbeslut för östersjölax inkluderar den landningsskyldighet som EU införde 2015 för alla kommersiellt viktiga fiskarter som regleras med TAC, inklusive lax i Östersjön. Syftet var att minska utkastet av bl.a. undermålig fisk, skapa incitament för utveckling av selektiva redskap samt förbättra fångststatistiken. För lax finns dock ett undantag från landningsskyldigheten om fisket sker med vissa typer av redskap som möjliggör skonsam hantering av fångsten. Undantaget gör det möjligt att bedriva fiske efter andra arter (t.ex. sik) utanför laxfiskeperioden eller när den nationella laxkvoten är fylld. Att kunna återutsätta fångad lax gör det också möjligt att styra exploateringen mot odlad (fenklippt) lax, eftersom vild lax (oklippt) kan identifieras och återutsättas. Mängden lax som får återutsättas begränsas dock via en utkastkvot då studier från senare år i Sverige och Finland visar att återutsättning medför extra dödlighet som varierar beroende på bl.a. laxens hälsoläge, typen av redskap och hur fisken hanteras i samband med vittjning (Dannewitz & Palm 2022 med referenser).

Ett viktigt steg mot en mer bestånds Anpassad förvaltning togs 2021 då EU:s fiskeministrar enades om ett förbud mot riktat yrkesfiske efter lax i södra Östersjön (söder om Ålands hav) under fiskesäsongen 2022. Samtidigt infördes även restriktioner för fritidsfiske efter lax i södra Östersjön. Syftet var att minska fisket på svaga bestånd från Baltikum och södra Sverige, och beslutet tillkom som en konsekvens av en striktare biologisk rådgivning från ICES (ICES 2021b; Dannewitz & Palm 2021). Detta beslut gäller även för fiskesäsongen 2023 (ICES 2022b).

Slutligen bör betonas att samtliga 24 vildlaxbestånd i Östersjön (ICES delområden 22-31) idag alltså förvaltas med endast en internationell kvot som fördelas mellan länderna enligt en fast nyckel. Eftersom det fortfarande bedrivs blandfiske på vilda och odlade bestånd längs kusterna i Bottniska viken och Ålands hav, baseras den internationella kvoten (TAC) på det svagaste vildlaxbeståndet i området, vilket för närvarande är det i Ljungan (som under senare år drabbats av omfattande hälsoproblem).

Samtidigt finns starka vilda och kompensationsodlade bestånd längre norrut, där vild lax från Ljungan inte förekommer, som idag av yrkesfisket inte kan nyttjas

fullt ut i linje med MSY-principen. En tidigare grov uppskattning visade exempelvis att det årligen kan finnas ett överskott på omkring 40 000-60 000 odlade laxar över minimimåttet som återvänder till svenska älvar men inte fiskas upp (Östergren m.fl. 2015a), trots att syftet med dessa utsättningar är att kompensera fisket för bortfallet av naturlig produktion i vattendrag med utbyggd vattenkraft. En alltför stor återvandring av odlad lax som inte fiskas upp utgör ett hot mot den vilda laxens genetiska diversitet och integritet (Palmé m.fl. 2012; ICES 2020a; Östergren m.fl. 2021), och denna risk förväntas öka ju större mängd odlad lax som återvandrar.

Den internationella förvaltningen av yrkesfisket efter lax i Östersjön såsom den är utformad idag kan således inte fullt ut nyttja enskilda bestånds exploateringsmöjligheter. Å andra sidan innebär detta att fångstmöjligheterna i många älvar idag är relativt goda jämfört med en situation där det överskott som kan exploateras enligt MSY i högre grad nyttjas inom havsfisket (avsnitt 6.1.1). Se Dannewitz m.fl. (2020a) för en mer detaljerad beskrivning av den internationella förvaltningen och hur den har utvecklats över tid.

Även laxen i Atlanten består av många genetiskt distinkta bestånd (betydligt fler än i Östersjön) i västra Europa och östra Nordamerika som exploateras i havet, längs kusterna och i älvarna. Likt för östersjölaxen utgör fisket på blandade bestånd, vilket främst sker vid kusterna, en speciell utmaning för förvaltningen. Redan 1983 togs viktiga steg för att fasa ut blandbeståndsfiske i Atlanten genom att införa laxfiskefria zoner utanför 12 nautiska mil från kusten (Konventionen om bevarande av atlantlaxen). Tillämpning av försiktighetsprincipen inom NASCO från 1998 och framåt, samt riktlinjer för förvaltning av laxfiske (NASCO 2009), har varit till stor hjälp för medlemsländerna när det gäller att fastställa referensvärden på älvnivå, vilket varit betydande för förvaltningen samt lett till nedläggningen av regionalt kommersiellt laxfiske på blandbestånd, t.ex. det irländska drivgarnsfisket 2007. Dessa riktlinjer ligger även till grund för den implementeringsplan för restaurering och bevarande som beslutats för laxbestånd på svenska västkusten (se avsnitt 4.2).

4.2 Nationell förvaltning

Förvaltningsbeslut på internationell nivå påverkar i viss mån möjligheterna att utforma och utveckla den nationella förvaltningen (Östergren m.fl. 2015a; Dannewitz m.fl. 2020a; avsnitt 4.1). Den totala mängden lax som svenska yrkesfiskare i Östersjön får fånga i havet och längs kusten begränsas t.ex. av den internationellt beslutade fångstkvoten för ICES delområde 22-31. Hur Sverige väljer att nyttja den tilldelade kvoten i tid och rum är dock ett nationellt beslut. Likaså har svenska myndigheter och fiskerättsägare rådighet över förvaltningen i sötvatten, vilken t.ex. inkluderar laxfisket i älvarna.

Nationella regleringar av kustfisket efter lax längs Sveriges och Finlands kuster i Östersjön har införts och skärpts successivt sedan början/mitten av 1980-talet (Romakkaniemi m.fl. 2003). Införande av olika typer av försommarfredning av lax i kustfisket under 1990-talet, i kombination med införande av den internationella TAC-regleringen 1993, anses vara den huvudsakliga orsaken till att vildlaxbestånden i Bottniska viken började återhämta sig i slutet av 1990-talet

(ICES 2021a). Syftet med försommarfredning är att låta en del av den återvändande leklaxen vandra förbi och upp i vattendragen innan kustfisket startar. Sedan 2012 har dock kvoten begränsat kustfisket i Finland och Sverige, och betydelsen av försommarfredning för bestånden bedöms därför ha minskat jämfört med tidigare (då kvoten inte var begränsande).

Sverige fasade ut sitt yrkesmässiga fiske efter lax i södra Östersjön 2012-13. Syftet var att flytta exploateringen från uppväxtområdet (där samtliga laxbestånd uppehåller sig) till svenska kusten där möjligheterna är större att rikta fisket mot odlad lax och starkare vildlaxbestånd. Under senare år har Sverige även valt att dela upp den nationella laxkvoten i olika kustområden, samt under vissa år reserverat en del av kvoten för fenklippt lax, i syfte att fördela fiskemöjligheterna längs kusten samt styra exploateringen mer mot odlad lax. I samband med att det svenska yrkesfisket till havs fasades ut infördes 2013 även förbud mot att landa vild (oklippt) lax i det svenska fritidsfisket med trollding i havet.

Variation i lokala förutsättningar gör att förvaltningen av fisket ibland måste ske på relativt begränsad geografisk nivå. Under 2019 infördes t.ex. en separat kvot och fisketid för fredningsområdet utanför Umeälven, i syfte att minska på exploateringen av den vilda Vindelälvs laxen som under senare år drabbats hårt av hälsorelaterade problem. Förvaltningen av fisket i Torneälven, vilken utgör gräns mot Finland, är ett annat exempel. Fisket i gränsälven och dess mynningsområde förvaltas gemensamt av Sverige och Finland enligt en gränsälvsöverenskommelse vilken bl.a. innehåller specifieringar av när yrkesfiske efter lax i mynningsområdet kan starta (se vidare information i Palm m.fl. 2022).

För västkusten har Sverige genom HaV beslutat om en implementeringsplan för restaurering och bevarande av laxbestånden för att svara upp mot beslut och riktlinjer tagna i NASCO (HaV 2015). Antalet bottengarn i kustfisket längs västkusten har exempelvis minskat från ca 60 st på 1980-talet till 0 under senare år; under perioden 2015-2021 rapporterades ingen kommersiell fångst av lax i blandbeståndsfisket längs västkusten (Ahlbeck Bergendahl & Staveley 2022). Skyddade mynningsområden med speciella regler finns utanför alla laxälvar på västkusten, och fiske efter lax eller öring med fällor eller nät i vattendrag och sjöar är inte tillåtet, förutom i Rolfsån.

I Vänern råder förbud mot att landa vild lax och öring. Vid handredskapsfiske får man fånga och behålla sammanlagt högst tre odlade laxar eller öringar per fiskare och dygn. Yrkesfiskets fångster av odlad lax har minskat på senare år, främst på grund av en minskning av dispenser för fiske efter lax (lax fångas numera främst med fasta bottengarn). För att skydda lax och öring i Vänern införde HaV från 1 oktober 2021 restriktivare fiskeregler och ett utökat fredningsområde runt Gullspångsälvens mynningsområde (från 7 500 ha till 47 000 ha, d.v.s. 8% av Väners yta) där allt fiske efter lax och öring är förbjudet under hela året. Fler förslag på inskränkningar i fisket är under remiss.

Fritidsfiske efter lax i vattendragen och i havet regleras nationellt genom bl.a. fångstbegränsningar och tidsmässiga begränsningar. Bestämmelserna om tillåtna/förbjudna redskap, fångst och fredningstider är omfattande och varierar dessutom mellan och inom olika älvar samt mellan kust/havs-områden. På HaVs

hemsida (www.havochvatten.se) finns föreskrifter som reglerar bl.a. fiske i älvar och i kustområden. Detaljerad information gällande bestämmelser för fritidsfiske i Sverige finns även på www.svenskafiskeregler.se. Ytterligare fiskerestriktioner kan införas lokalt av fiskerättsinnehavare.

5 Biologisk kunskap av relevans för vidareutveckling av förvaltningen

Inom Sverige finns en uttalad ambition att utveckla laxförvaltningen mot att bli mer beståndsanpassad (HaV 2015). En sådan utveckling har uppenbara fördelar genom att den kan möjliggöra snabbare återhämtning av idag svaga bestånd, om fisket riktas främst mot odlad lax och de vilda bestånd som tål ett uthålligt fiske enligt uppsatta mål. Dagens internationella förvaltningssystem i Östersjön begränsar dock manöverutrymmet inom den nationella förvaltningen (se avsnitt 4) och gör det i praktiken svårt att fullt ut bedriva en beståndsbaserad laxförvaltning på nationell nivå. För de svenska bestånden och den svenska delkvoten finns dock möjligheter att i högre grad än hittills anpassa kustfisket (och annat fiske) efter de enskilda beståndens bärkraft, med hänsyn även till andra arter i ekosystemet. Nedan presenteras och diskuteras nyvunnen biologisk kunskap som möjliggör vidareutveckling av en bestånds- och ekosystembaserad nationell förvaltning.

5.1 Indelning av laxbestånd i förvaltningskategorier – exempel från Östersjön

I en beståndsbaserad förvaltning anpassas fiskeuttaget och förvaltningsåtgärder efter enskilda bestånd status och bärkraft. Identifiering av bestånd som är i behov av förvaltningsåtgärder bör inte enbart bygga på information om nuvarande status som av olika anledningar varierar påtagligt (se avsnitt 3). Ett minst lika viktigt kriterium är beståndsutvecklingen, d.v.s. om utvecklingstrenden är positiv eller negativ. Dessutom förekommer databrist och svagheter i beståndsanalyser som påverkar bedömningen av vissa bestånd nuvarande status. Ett system för indelning av bestånden i olika kategorier som speglar behovet av förvaltningsåtgärder behöver således ta hänsyn till både nuvarande status, beståndens utveckling, annan relevant information samt det faktum att trovärdiga statusbedömningar i vissa fall saknas.

I tabell 1 presenteras ett förslag på indelning av de svenska laxbestånden i Östersjön i förvaltningskategorier. Indelningen bygger på den metod som presenterades i Dannewitz m.fl. (2020a), uppdaterad enligt den senaste informationen om beståndens status och utveckling (ICES 2021a). Denna kategorisering kan förenkla anpassningen av exempelvis lokala fiskeregler till de enskilda beståndens status och förutsättningar. Enligt detta system ges bestånd som uppnått det beståndsspecifika MSY-målet (R_{MSY}), och förväntas ligga kvar vid denna nivå eller öka ytterligare i framtiden, **grönt ljus**. Bestånd som ännu inte uppnått R_{MSY} men som förväntas uppvisa en positiv utveckling ges **gult ljus**. Bestånd som uppvisar en negativ utveckling (oavsett orsak och nuvarande status),

och där t.ex. fiskerestriktioner kan vara ett sätt att vända utvecklingen, ges **rött ljus**. Genom att, baserat på annan information, möjliggöra justeringar av kategorier erhållna enligt ovan, finns vidare en viss flexibilitet för att hantera de bestånd vars statusbedömningar av olika skäl kan anses osäkra. I linje med en adaptiv förvaltning bör indelningen av bestånden i de olika förvaltningskategorierna ses över och uppdateras med jämna mellanrum. Indelningen i förvaltningskategorier har skett enligt följande:

- Kategori 1 (grönt ljus). Bestånd som med minst 70% sannolikhet överskrider R_{MSY} -målet (R_{MSY}). Utöver detta ska bestånden i denna kategori även uppvisa en stabil eller fortsatt positiv utveckling enligt ICES framtidsprognoser för ett fiske av nuvarande omfattning (ICES 2021a, tabell 4.3.2.5).
- Kategori 2 (gult ljus). Bestånd som ännu inte uppnått R_{MSY} med minst 70% sannolikhet, men som förväntas uppvisa en positiv utveckling enligt ICES framtidsprognoser.
- Kategori 3 (rött ljus). Bestånd som 1) inte uppnått R_{MSY} och inte förväntas uppvisa en positiv utveckling enligt ICES framtidsprognoser, eller 2) uppvisar en tydligt negativ utvecklingstrend, oavsett nuvarande status.
- Kompletterande information vid bedömning. Vid en indelning av de vilda bestånden i förvaltningskategorier enligt ovan har i vissa fall även annan information använts (kolumn ”Annan information” i tabell 1). Ett bestånd kan dock inte justeras mer än ett steg. I tabell 1 har av olika skäl fem bestånd flyttats ner en kategori, medan ett bestånd flyttats upp.

Ovanstående kategorisering kan användas som förvaltningsunderlag på lokal, regional och nationell nivå. På lokal nivå kan t.ex. fiskevårdsområdesföreningar dimensionera försäljningen av fiskekort och anpassa lokala fiskeregler efter beståndssituationen. På regional nivå kan ansvarig länsstyrelse använda resultaten för prioritering av åtgärder i länets vattendrag. På nationell nivå kan kategoriseringen motivera olika fiskeföreskrifter i olika områden och vattendrag samt användas som underlag vid fördelning av yrkesfiskekvoten mellan olika kustområden i syfte att minska fisket på svagare bestånd.

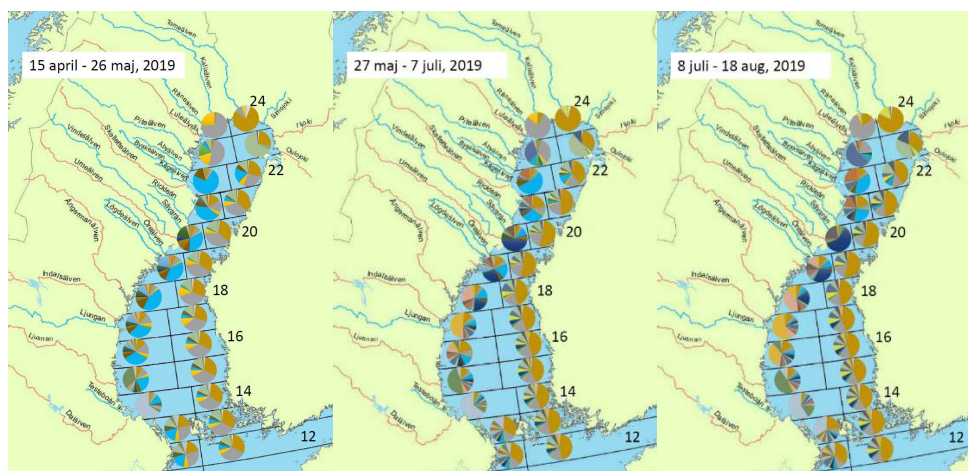
5.2 Beståndssammansättning och kustfiske i Bottniska viken

Kustfisket i Bottniska viken är att betrakta som ett blandbeståndsfiske. Tidigare genetiska undersökningar av fångstprover visar att beståndssammansättningen ser olika ut längs olika kustavsnitt och att lokala bestånd dominerar fångsterna endast då fisket sker nära älvmyrningar (t.ex. Östergren m.fl. 2015a,b). Dessa resultat byggde dock på genetisk analys av sporadiskt insamlade stickprov, vilket gjorde det svårt att erhålla en komplett bild av hur beståndssammansättningen och exploateringen av enskilda bestånd varierar längs Sveriges och Finlands kuster.

För att studera förekomsten av olika bestånd i tid och rum längs olika kustområden har SLU Aqua utvecklat en Bayesiansk statistisk migrationsmodell för laxbestånden i Bottniska viken och södra Sverige (Whitlock m.fl. 2018a,b; 2021b). I denna ”kustmodell” används ICES skattningar av relativa förekomster av olika

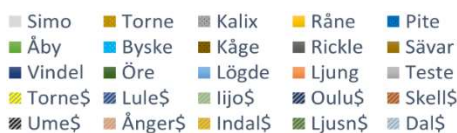
laxbestånd i södra Östersjön som ingångsdata tillsammans med information från tidigare märkningsstudier om vandringshastighet och vandringsvägar från uppväxtområdena i södra Östersjön. Till modellen tillförs vidare resultat från genetiska analyser (*Mixed Stock Analyses*, MSA) av stickprov från både det svenska och finska kustfisket. Som ingångsdata ingår också information om fenklippning (för odlad lax) vilket ger möjlighet att skilja på (genetiskt lika) laxar från vilda och odlade bestånd från samma eller närliggande vattendrag (t.ex. odlad lax från Umeälven och vild lax från Umeälvens biflöde Vindelälven). Även detaljerad geografisk information om fångster används, vilket bl.a. möjliggör skattningar av totala fångster och exploateringsgrad för enskilda laxbestånd.

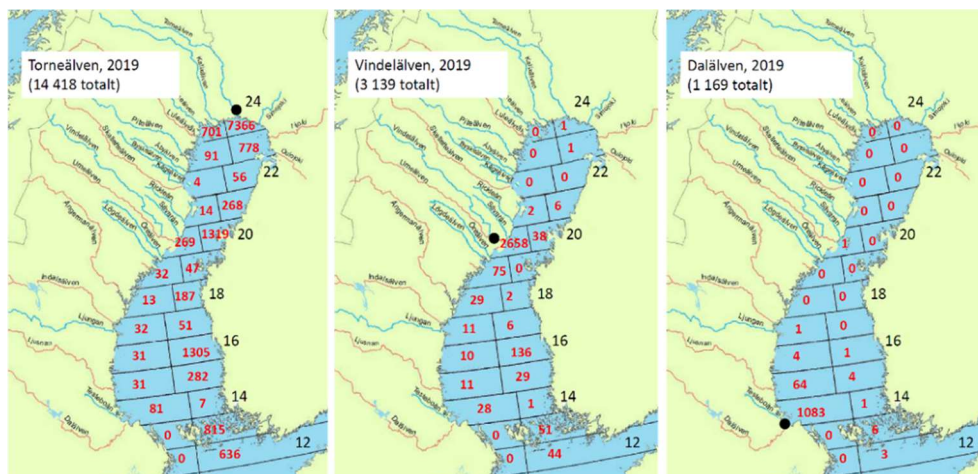
Kustmodellen möjliggör sammantaget mer precisa skattningar av förekomst och fångster i tid och rum för olika laxbestånd längs de svenska och finska kusterna jämfört med tidigare analyser. Möjligheten att modellera förekomsten av olika laxbestånd i tid och rum utgör ett kraftfullt verktyg som kan användas för att vidareutveckla en beståndsbaserad förvaltning av kustfisket (Dannewitz m.fl. 2020a,b; Whitlock m.fl. 2021b; se avsnitt 6). Figur 6 illustrerar som exempel skattningar från ovanstående modell av beståndssammansättningen i olika områden och under olika tidsperioder, medan figur 7 illustrerar exploateringen av tre laxbestånd längs den finska och svenska kusten under vandrings säsongen 2019.



Figur 6. Beståndssammansättningen i Ålands hav och Bottniska viken under tre perioder från 15 april till 18 augusti 2019 enligt modellresultat. Odlade bestånd anges med \$. Rutorna i figuren

illustrerar modellens geografiska upplösning (områden som spänner över 0,5° latitud uppdelade i västlig och östlig del). Från Dannewitz m.fl. 2020b.





Figur 7. Kustfiskets exploatering av tre laxbestånd i Bottniska viken. Det aktuella beståndets hemälv illustreras med svart prick. Siffror i figuren anger punktskattningar av antalet fångade laxar i det yrkesmässiga kustfisket under fiskesäsongen 2019, framtagna med den kustmodell som beskrivs i texten. Exploateringsgraden skattades till 7% för Torneälven, 13% för Vindelälven och 9% för Dalälven. Observera att samtliga punktskattningar är behäftade med osäkerheter vilka inte framgår i figuren. Motsvarande kartor för samtliga svenska laxbestånd i Bottniska viken presenteras i Dannewitz m.fl. 2020b.

5.3 Östersjöloxens hälsa

5.3.1 M74

”Miljöfaktor-74” (M74) är en reproduktionsstörning hos östersjölox vilken främst kännetecknas av dödlighet hos nykläckta yngel (ICES 2021a; Dannewitz m.fl. 2020a). Fenomenet orsakas av brist på tiamin (vitamin B1) i laxens ägg, där också föräldragenerationen uppvisar låga tiaminhalter, en obalans mellan fettsyror samt tecken på oxidativ stress. Tidvis syns även beteenderubbningar hos vuxen fisk (s.k. ”vinglare”). Vid odling av lax kan utvecklingen av M74 motverkas genom tiaminbehandling av rom och yngel. Tiaminbrist har även föreslagits för andra fiskarter i Östersjön samt sjöfågel som gråtrut och ejder (t.ex. Balk m.fl. 2016; Engelhardt m.fl. 2020).

Förekomst av M74 sammanställs årligen baserat på observationer av yngeldödlighet på laxodlingar, där ny återvändande avelsfisk används varje år (t.ex. ICES 2021a). Vidare analyseras tiaminhalter i obefruktad laxrom från ett begränsat antal vilda och odlade stammar. Sammantaget uppvisar älvarna en likartad trend över tid där M74-prevalensen varierat kraftigt mellan år. Under 1990-talets första del nådde M74 vissa år extrema nivåer, med över 80% drabbade honor. Därefter sjönk nivåerna gradvis, om än med periodiska ökning, och under tidiga 2010-talet var M74-prevalensen mycket låg (några enstaka procent). Dock skedde en ny ökning kläckningsåren 2016-18 varefter andelen åter sjunkit till endast några procent (ICES 2021a).

De bakomliggande mekanismerna till laxens tiaminbrist och M74 är till stora delar ännu okända. M74-prevalensen hos lax har visat sig korrelera till

populationsstorleken av ung skarpsill i Östersjön (Mikkonen m.fl. 2011). Senare studier har dock visat att detta korrelativa samband även kan förklaras av artsammansättningen av växt- och djurplankton, samt av biomassan strömning såväl som skarpsill (Majaneva m.fl. 2020). Problematiken med tiaminbrist verkar således böttna i en förändrad födovävsstruktur och hur tiamin överförs mellan trofiska nivåer i Östersjöns ekosystem, där även abiotiska faktorer som exempelvis koncentrationer av näringsämnen och vattnets grumlighet anses påverka flödet (Ejsmond m.fl. 2019). I de amerikanska Stora sjöarna antas konstaterad tiaminbrist hos laxfisk (med symptom liknande M74) huvudsakligen bero på förekomst av tiaminnedbrytande enzymer i dieten (Harder m.fl. 2018). Denna förklaringsmekanism är dock relativt utforskad ur ett Östersjöperspektiv.

5.3.2 Hudskador, blödningar och orkeslös lekfisk

Sedan 2014 har delvis nya hälsoproblem hos lax rapporterats från flera älvar runt Östersjön. Återvändande lekfisk har uppvisat interna blödningar och hudskador som i sötvatten följts av sekundära svampinfektioner, vilka relativt omgående leder till fiskens död (SVA 2017, 2019, 2021). ”Syndromet” med hudskador följt av svampangrepp har döpts till *Red skin disease* (RSD). Förekomsten av dessa hälsoproblem har varierat avsevärt mellan älvar och år. I vissa älvar har mängden död lax vissa år varit betydande, även om kvantitativa uppskattningar av antalet individer och dess andel av beståndet saknas. Från andra älvar finns hittills inga säkra rapporter om förhöjda nivåer av död lax. Rapporter har även inkommit om lax med snarlika symptom från laxvattendrag utanför Östersjön (svenska västkusten, södra Norge, Brittiska öarna och Kolahalvön).

Det finns även observationer från vissa älvar i Östersjön att till synes frisk lax, med god kroppskondition och utan hudskador, kan vara i dåligt skick. Vid märkningsförsök i Ume/Vindelälven under senare år har endast en mycket låg andel av de märkta laxarna lyckats passera fisktrappan vid Norrfors ett par mil upp i älven. Det finns också observationer på att de flesta märkta laxarna inte dör utan blir kvar i älvens nedre del och senare återvänder till havet. Uppenbarligen tycks proceduren att fänga, hantera och märka lax allvarligt ha påverkat fiskens förmåga eller ”vilja” att vandra uppströms till skillnad mot tidigare år (när hälsoläget varit bättre). En överraskande låg vandringsframgång för radiomärkt lax har också observerats i en nyligen genomförd märkningsstudie av lax utanför Torneälven, där även en hög andel fisk med hudskador kunnat observeras (Huusko m.fl. 2020).

Orsakerna till observerade hudskador, blödningar och orkeslös lekfisk är ännu okända (SVA 2021; Weichert m.fl. 2021), inklusive möjliga kopplingar mellan dessa symptom och tiaminbrist (M74). Den årliga datainsamling som genomförs inom DCF indikerar dock att hälsoläget i svenska laxälvar har förbättrats sedan 2019 (t.ex. ICES 2021a). Bl.a. tycks rekryteringen av laxungar i Vindelälven återgått till nivåer motsvarande de som förelåg innan sjukdomsproblemen började. Dock är situationen i Ljungan fortfarande problematisk (ICES 2021a).

5.4 Laxen i ekosystemet

Med sin anadroma livshistoria är laxen beroende av rinnande sötvatten, älvmynningar, kuster och öppet hav. De vandringar som sker mellan dessa akvatiska ekosystem innebär att laxen under livet påverkas av ett flertal miljöfaktorer samtidigt som den är beroende av god vattenkvalitet och fungerande vandringsvägar.

I sötvattensmiljön är laxen väl anpassad till ett liv i snabbt strömmande vatten. De uppväxande laxungarna påträffas företrädesvis på platser där få andra fiskarter trivs. Laxen fyller därmed en unik nisch där den anses upprätthålla en viktig del av den lokala födoväven i vattendraget genom att konsumera insekter och smådjur samtidigt som den själv utgör byte åt andra arter (Kulmala m.fl. 2013).

Uppväxande lax (och öring) utgör även värdorganism för larver av den starkt hotade arten flodpärlmussla (*Margaritifera margaritifera*) vilken är rödlistad och omfattas av EU:s Art- och habitatdirektiv. Den vuxna laxens grävande vid leken bidrar till att hålla bottensubstrat rena från sediment och växtlighet. Den lax som dör efter leken bidrar även med transport av näringsämnen från havet upp i vattendraget, även om denna effekt inte anses vara lika betydelsefull som hos stillahavslaxarna där samtliga individer dör efter leken (t.ex. Naiman m.fl. 2002).

I havet utgör den vuxna laxen en pelagisk predator där god tillgång på föda resulterar i snabb kroppstillväxt. I Östersjön domineras födan bland större individer (>30 cm) av sill och skarpsill samt delvis storspigg (Jacobson m.fl. 2018). I norra Atlanten är den vuxna laxens diet mer varierad även om mindre fiskar dominerar även där (Jacobsen & Hansen 2000). I Vänern lever laxen på siklöja och nors (Hammar & Degerman 2009). Det faktum att laxen i havet är fåtalig i jämförelse med andra predatorer (t.ex. torskfiskar) innebär att den inte anses reglera andra arters förekomst i någon större omfattning (medan den själv kan påverkas av andra arter). Exempelvis finns laxen ofta inte med i olika marina födovävsmodeller för Östersjön. Från Vänern finns dock indikationer på att ökade laxutsättningar kan ha påverkat förekomsten av siklöja negativt (Axenrot & Sandström 2016).

I havet och längs kusten utgör laxen byte för större fisk, marina däggdjur samt fåglar. I Östersjön, där sälbeståndet ökat kraftigt under de senaste decennierna, har till exempel mängden lax som sälen konsumerar sannolikt ökat påtagligt (t.ex. Hansson m.fl. 2018). Sälstammens ökning sammanfaller med en ökad naturlig havsdödlighet för östersjölaxen som inleddes under mitten av 1990-talet, även om graden av orsakssamband är oklar (Mäntyniemi m.fl. 2012). Även predation från fågel (t.ex. skarv) och fisk på utvandrande laxsmolt i älvar och mynningsområden kan utgöra en betydelsefull mortalitetsfaktor för enskilda bestånd. För laxen i Atlanten anses dock den sjunkande havsöverlevnad som observerats sedan flera decennier i första hand återspegla födobrist och sämre havstillväxt kopplat till klimatförändringar (t.ex. Vollset m.fl. 2022), även om ökad predation (t.ex. av fågel) på utvandrande smolt i vattendrag och mynningsområden i vissa fall riskerar att feltolkas som minskad havsöverlevnad (Flávio m.fl. 2020).

I egenskap av toppredator ackumulerar laxen miljögifter såsom dioxiner. Högst dioxinhalter har enligt Livsmedelsverkets undersökningar uppmätts i vildfångad

lax från Östersjön och Vätern (samt Vättern). Även reproduktionsstörningen ”M74” hos östersjöfax anses vara kopplad till laxens diet till havs (se avsnitt 5.3.1).

5.5 Effekter av klimatförändringar

Ett förändrat klimat har potential att påverka de ekosystem som laxen nyttjar och därmed laxens tillväxt, överlevnad, födosök och vandringsmönster. De flesta förväntade konsekvenser av klimatförändringar är negativa, även om man på lokal nivå i vissa fall kan förutse en viss positiv utveckling; generellt väntas sydliga laxbestånd påverkas mest negativt, medan effekterna på mer nordliga breddgrader i vissa fall kan bli delvis positiva (t.ex. ökad produktionsförmåga). Medan globala effekter av klimatförändringar till viss del kan förutsägas för ett visst geografiskt område, eller med avseende på laxbestånd i sydliga jämfört med nordliga vattendrag, är det ofta svårt att förutsäga konsekvenserna för specifika populationer (ICES 2017).

I sötvatten inkluderar potentiella effekter av klimatförändringar ändrade tillväxtmönster, ökad dödlighet, yngre smoltålder, tidigare smoltvandring, tidigare könsmognad samt lek senare under säsongen (Jonsson & Jonsson 2009, ICES 2017). Då laxen är känslig för höga vattentemperaturer finns inför framtiden bland annat behov av att identifiera, restaurera samt tillgängliggöra kallvatten-refugier i sötvattenssystem. Även i havet påverkas laxen av ett förändrat klimat genom ändrad tillväxt, överlevnad, könsmognadsålder och vandringsmönster. Synkrona populationsminskningar under flera decennier för lax i Nordamerika och Europa har tolkats som en konsekvens av varmare havsförhållanden, även om olika mekanismer kan styra överlevnadsgraden för lax från de båda sidorna av norra Atlanten (Friedland m.fl. 2014). För en mer omfattande litteraturgenomgång av klimatförändringars möjliga effekter på lax hänvisas bland annat till Palm & Dannewitz (2022) med referenser.

6 Modeller för framtida förvaltning

6.1 Internationell förvaltning av östersjöfax

Trots de kraftiga inskränkningar av fisket efter lax i södra Östersjön som infördes fiskesäsongen 2022, och som kan ses som ett viktigt steg mot en mer beståndsanpassad förvaltning (se avsnitt 4), noterar vi att problem med dagens förvaltningssystem och endast en TAC för delområde 22-31, i kombination med att status varierar påtagligt mellan bestånd och områden, delvis kvarstår i de områden där riktat fiske efter lax är tillåtet. Den beslutade TAC:n för 2022 och 2023, som endast får nyttjas i Bottniska viken och Ålands hav under laxens lekvandring, är anpassad efter det svagaste beståndet i detta område, vilket för närvarande är det i Ljungan (ICES 2021b). Detta innebär att fisket längre norrut, där lax från Ljungan inte förekommer under lekvandringen, inte fullt ut kan nyttja lokala överskott av odlad lax eller vild lax från bestånd som uppnått dagens förvaltningsmål (MSY). Med dagens fiskemönster och förvaltningssystem är således enda möjligheten att

på internationell nivå skydda svaga bestånd från fiske att sänka den totala kvoten för yrkesfisket i hela det område som omfattas av denna kvot. Ett sådant förvaltningssystem, där fiskemöjligheterna/kvoten i stora områden inte följer tillgången på lax, riskerar att påverka acceptansen för förvaltningen negativt.

Så länge det förekommer blandbeståndsfiske kan dessutom ett enskilt vildlaxbestånd med låg status förhindra havsfiske över stora områden trots att grundorsaken till dess låga status kan vara oberoende av fiske, som t.ex. sjukdomsutbrott, utökade produktionsarealer i vattendraget då laxen koloniserar nya områden, eller att ett tidigare potentiellt vattendrag uppgraderats till vild status (se vidare diskussion i kapitel 4.5 i ICES 2021a). För att undvika sådana situationer kan ett system behöva utvecklas där man accepterar att enskilda vilda bestånd periodvis ligger under förvaltningsmålet, givet att orsaken till dess försämrade status är väl utredd (och inte utgörs av ett alltför omfattande havsfiske).

Den omfattande utsättningsverksamheten av kompensationsodlad lax i syfte att gynna fisket innebär vidare att ett minskat fisketryck i Östersjön (t.ex. för att hjälpa svaga vilda bestånd) förväntas ge överskott av återvändande odlad lekfisk (Östergren m.fl. 2015a). Detta kan i sin tur medföra lokala problem i de odlade älvarna samt ökade biologiska risker för vilda bestånd (t.ex. via ökad felvandring och oönskad genspridning, se t.ex. Östergren m.fl. 2021). Denna fråga diskuteras mer utförligt i ICES (2020a,b).

6.1.1 Förändringar av den internationella förvaltningen

Svagheter i dagens internationella förvaltningssystem för östersjölax har påtalats i flera tidigare rapporter (t.ex. ICES 2020a,b; 2021a). Östergren m.fl. (2015a) diskuterade tänkbara förändringar, bl.a. en uppdelning av Östersjön i flera förvaltningsområden, en process som delvis redan påbörjats i och med de förändringar av fisket som infördes 2022 på EU-nivå. En mer detaljerad uppdelning av kvoten mellan olika områden kräver kunskap om hur vilda och odlade laxbestånd rör sig i tid och rum, information som delvis är möjlig att erhålla med den kustmodell som nyligen utvecklats av Whitlock m.fl. (2018a,b; 2021b) och som presenteras i avsnitt 5.2.

Ett ytterligare alternativ som diskuteras i Östergren m.fl. (2015a) är att den av EU fastställda kvoten endast omfattar havsfisket i södra Östersjön, som är ett utpräglat fiske på blandbestånd (och där yrkesfiske riktat mot lax under 2022 och 2023 ej är tillåtet). Kustfisket i norra Östersjön som idag till stora delar också utgör ett blandbeståndsfiske (om än i lägre omfattning) skulle då, precis som älvfisket, bli en nationell angelägenhet för Sverige och Finland. En sådan lösning förväntas ge ökade möjligheter att anpassa fisket efter enskilda beståndets bärkraft, men ställer samtidigt högre krav på de nationella förvaltningarna. Eftersom lax från svenska älvar i varierande omfattning återvänder längs den finska kusten (t.ex. Whitlock m.fl. 2018a,b) skulle dessutom behovet av ett nära samarbete mellan Sverige och Finland avseende kustfisket i de båda länderna öka. Ett tredje möjligt alternativ vore enligt Östergren m.fl. (2015a) att man som i Atlanten starkt begränsar kvoterat och icke-kvoterat havsfiske på blandade vildlaxbestånd. Detta skulle i princip innebära att fiskemöjligheterna begränsas till älvar och mynningsområden där fångsterna helt domineras av lax från det lokala beståndet.

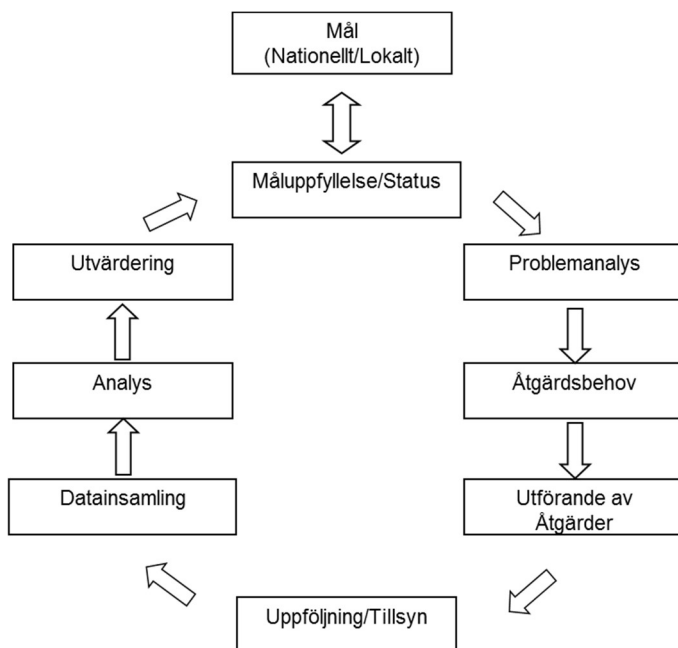
Utöver ovan nämnda alternativ om hur TAC skulle kunna fördelas annorlunda än idag, finns även möjligheten att utesluta den odlade laxen ur kvoten i områden/under tidsperioder där vild lax är ovanlig. Detta skulle innebära ökade möjligheter att i t.ex. begränsade områden utanför älvar med odlade bestånd nyttja det överskott av odlad lax som idag finns, ett överskott som ur biologiskt perspektiv inte är önskvärt.

Ovanstående förslag på förändringar i den internationella förvaltningen omfattar dock politiska, juridiska och administrativa utmaningar som vi har svårt att överblicka. Den förändring av fisket som infördes 2022, där riktat fiske bara tillåts i Bottniska viken och Ålands hav, innebar exempelvis ingen förändring av hur kvoten fördelas mellan medlemsländerna runt Östersjön. Trots att bara svenska och finska fiskare i praktiken kan nyttja sin kvot i detta område, delades (som tidigare) TAC mellan samtliga länder enligt rådande fördelningsnyckel, vilket innebär att fiskemöjligheterna inte kan nyttjas fullt ut såvida inte byte av kvoter mellan länder sker (Dannewitz & Palm 2021). Vid ett eventuellt införande av flera förvaltningsområden med separata kvoter vore en bättre lösning antagligen att fördelningen av kvoterna endast omfattar de länder som kan bedriva riktat laxfiske i respektive område, då detta skulle lösa problemet med att vissa länder erhåller en nationell kvot som de i praktiken inte kan utnyttja för avsett område.

En ytterligare fråga som på internationell och nationell nivå behöver hanteras vid en framtida övergång till en mer beståndsbaserad förvaltning, är hur den ”fiskbara resursen” ska fördelas mellan olika intressegrupper som fiskar i hav och sötvatten (Dannewitz m.fl. 2020a). Denna fördelningsfråga är mer av politisk än biologisk natur och kräver juridiska och samhällsekonomiska ställningstaganden. Utan ett specificerat kvantitativt mål (som går att utvärdera) avseende andelen yrkes- och fritidsfiske i havet, samt hur stor andel av resursen som ska kunna exploateras i älvarna, finns t.ex. risk att en till synes framgångsrik beståndsbaserad förvaltning av havsfisket med ökade fångster av vissa bestånd leder till att möjligheterna till fiske i vissa älvar minskar. Utan fördelningsmål för resursen finns också möjligheten att yrkesfisket i havet kan komma att minska vid en situation med kraftigt ökat fritidsfiske i älvarna, eftersom ICES råd om fiskemöjligheter i havet tar hänsyn till de vilda beståndens status samt den nuvarande omfattningen av fritidsfiske i både sötvatten och hav.

6.2 Nationell förvaltning

En nationell förvaltningsmodell bör förhålla sig till internationella överenskommelser och beståndsmål, men även till nationella och mer lokala målsättningar (vilka kan vara högre satta). Östergren m.fl. (2015a) presenterade en konceptuell modell för en framtida bestånds- och ekosystembaserad samt adaptiv förvaltning av svenska laxbestånd (figur 8). Modellen innehåller följande moment; status/måluppfyllelse, problemanalys, införande av åtgärder, uppföljning och tillsyn, datainsamling, dataanalys och utvärdering av åtgärder.



Figur 8. Schematisk bild av ett förslag till hur olika moment kan ingå i en nationell förvaltningsmodell. Från Östergren m.fl. (2015a).

Status/måluppfyllelse: Innan fiskesäsongen (om möjligt) sker en bedömning av beståndens status och måluppfyllelse, samt inverkan på ekosystemet av fiske och förvaltning. För de internationella målen bör detta ske på ett samlat sätt via ICES, medan nationella och mer lokala mål utvärderas på nationell basis.

Problemanalys och åtgärder: I samband med att måluppfyllelsen utvärderas och man eventuellt finner att målen inte nåtts skall en problemanalys genomföras i syfte att identifiera lämpliga åtgärder för att nå internationella, nationella och lokala mål. Åtgärdena kan exempelvis vara förändringar av fiskeförvaltningen (fisketider, fångstuttag etc), vattenförvaltning (vattenkvalitet, -status och -tillgång) eller åtgärder i landskapet (behov av åtgärder i areella näringar, t ex skogs- och jordbruk, fiskvägar, habitatrestaurering).

Uppföljning och tillsyn: Åtgärder följs upp av förvaltande organ, t.ex. HaV, länsstyrelser, fiskevårdsområden m.fl. beroende på vilka åtgärder som avses.

Datainsamling: Bestånden övervakas kontinuerligt genom att olika typer av data samlas in (elfiske, smolträkning, fiskräknare/hydroakustik, fångststatistik etc), vilket för laxen i stor utsträckning sker inom EU:s datainsamlingsprogram (DCF). För den lokala förvaltningen är det viktigt att bidra med en fullständig fritidsfiske- och fångststatistik. Utöver detta kommer det för arter som lax att krävas dataunderlag till ICES arbete som bas för bedömningar av internationella och även nationella och lokala mål.

Dataanalys och utvärdering: På internationell och nationell nivå utvärderas måluppfyllelsen genom återkommande bedömningar av status och måluppfyllelse. För lax kan detta innebära att man inhämtar både en internationell (via ICES) och en nationell utvärdering, t.ex. baserad på den indelning av bestånd i

förvaltningskategorier som presenteras ovan. Utvärdering på internationell nivå sker årligen, medan en utvärdering av de förvaltningsbeslut som tas på nationell nivå eventuellt kan ske med längre intervall (exempelvis vart tredje år). För att göra ovanstående modell beståndsanpassad där hänsyn samtidigt tas till ekosystemaspekter måste förvaltningsmål sättas och följas upp för samtliga bestånd. Likaså måste t.ex. laxfiskets effekter på övriga arter i ekosystemet beaktas.

HaV:s ambition med den svenska laxförvaltningen är att långsiktigt ”bidra till att utveckla ett ekologiskt, socialt- och ekonomiskt hållbart fritidsfiske, fisketurism och yrkesfiske” (HaV 2015). Sammantaget ställer dessa ambitioner höga krav på den biologiska kunskapen och rådgivningen. Bl.a. krävs kunskap om laxbeståndens vandringsmönster för att i högre utsträckning än idag kunna anpassa yrkesfisket längs kusten efter beståndssituationen. Även den lokala förvaltningen i sötvatten måste utvecklas för att kunna tillse att förvaltningsmålen för enskilda bestånd uppnås och behovet av datainsamling säkerställs. Som nämns i avsnitt 6.1.1. behövs även ett system för hur den fiskbara resursen ska fördelas mellan intressegrupper som fiskar längs kusten och i sötvatten. Hittills saknas dock, så vitt vi känner till, något uttalat fördelningsmål för svensk laxförvaltning, utöver den mer övergripande ambition som nämns ovan.

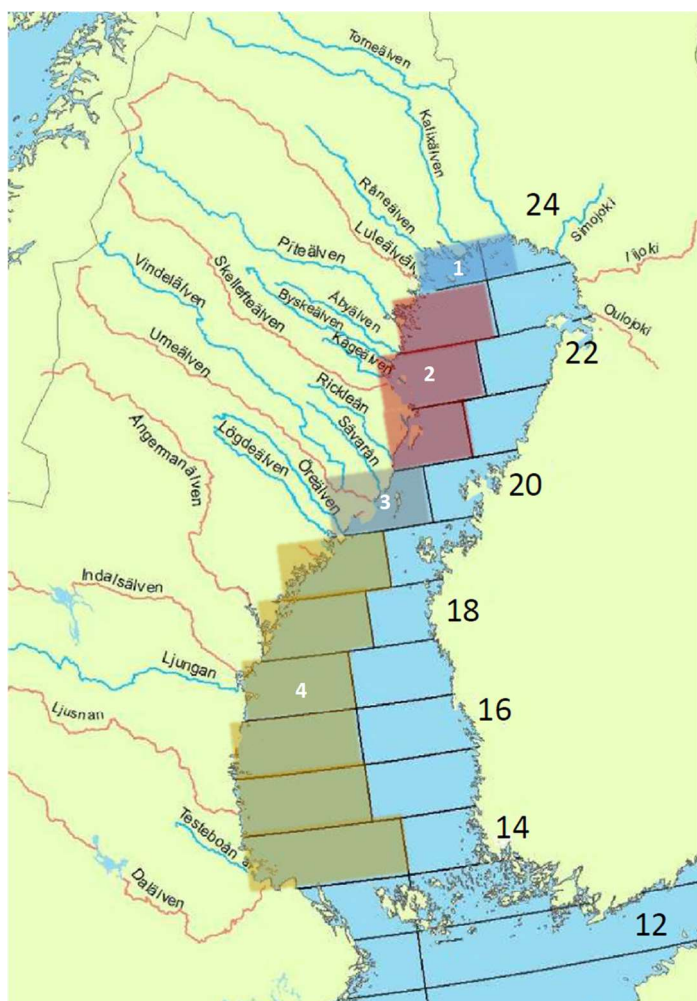
Nedan diskuteras ett antal områden vilka framstår som viktiga vid arbetet med att vidareutveckla den nationella förvaltningen i linje med ovanstående ambitioner.

6.2.1 Förvaltning av kustfisket genom indelning av kusten i förvaltningsområden

Fisket efter lax med fasta redskap längs Sveriges och Finlands kuster i Bottniska viken är till största delen yrkesmässigt och omfattas således av internationellt beslutade fångstkvoter. Möjligheter att reglera det svenska kustfisket i tid och rum i syfte att göra det mer beståndsanpassat har diskuterats utförligt i ett tidigare biologiskt underlag (Östergren m.fl. 2015a). Det konstaterades bl.a. att en beståndsbaserad förvaltning kräver ökad kunskap om stamsammansättningen i kustfiskets fångster, som dessutom uppdateras regelbundet. En ytterligare slutsats var att syftet med, och utformningen samt namngivningen av, dagens frednings- och terminalfiskeområden bör ses över.

Baserat på resultat från den nyutvecklade kustmodell som beskrivs i avsnitt 5.2 diskuterade Dannewitz m.fl. (2020b) möjligheter att anpassa det svenska kustfisket till beståndssituationen i Bottniska viken. Resultat visar att det inom samtliga geografiska områden som modellen omfattar förekommer inslag av flera laxbestånd under hela fiskesäsongen (figur 6). Detta innebär att ett kustfiske helt inriktat på vissa enskilda bestånd sannolikt inte är möjligt, om inte fisket uteslutande sker tillräckligt långt inne i älvarnas mynningsområden eller i älvarnas sötvattensområden, där i princip enbart älvsegen lax förväntas. I dagsläget saknas dock tillräckligt detaljerad kunskap om beståndens geografiska fördelning för att kunna specificera hur nära älvarnas mynningsområden fisket måste ske för att helt inriktas på älvsegen lax, något som sannolikt också varierar mellan älvar.

Även fiske som i varierande omfattning exploaterar blandade bestånd kan dock genom rumslig och tidsmässig reglering till viss del styras i syfte att öka exploateringen av odlad lax och/eller vild lax från starka bestånd, och samtidigt minimera exploateringen av svagare vildlaxbestånd. Ett generellt mål kan i så fall vara att långsiktigt minska inslaget av blandbeståndsfiske. Baserat på indelningen av bestånden i förvaltningskategorier (avsnitt 5.1) samt resultat från kustmodellen (avsnitt 5.2) och tidigare genetiska studier (bl.a. Östergren m.fl. 2015b) diskuterade Dannewitz m.fl. (2020b) olika förslag på hur kusten kan delas in i förvaltningsområden med syfte att styra fisket mot odlad lax och starkare vildlaxbestånd, och samtidigt minska exploateringen av svaga bestånd. Ett exempel på en sådan indelning presenteras i figur 9. Med denna indelning kan exploateringen av de delvis svagare vildlaxbestånd som ligger i område 2 (Piteälven, Åbyälven, Kågeälven och Rickleån) regleras mer effektivt än idag genom anpassning av fisketid och/eller den områdesspecifika tilldelningen av kvoten. Dessutom finns möjlighet att separat reglera fisket i område 3, där lax från Rickleån, Sävarån och Vindelälven exploateras i hög grad.



Figur 9. Exempel på indelning av kusten i fyra större förvaltningsområden. Se texten för mer information. Från Dannewitz m.fl. (2020b).

En indelning av kusten i många förvaltningsområden ökar möjligheterna att finjustera och styra fisket mot odlad lax och starkare vildlaxbestånd. Utöver rent biologiska aspekter behöver dock förvaltningen även ta hänsyn till andra faktorer. Ett stort antal förvaltningsområden längs kusten kan exempelvis medföra problem att i realtid följa infiskningstakten och stoppa fisket då lokala/regionala kvoter har uppnåtts. Även kontrollen av fisket lär bli mer komplicerad om kvoten delas upp mellan ett stort antal geografiska områden och tidsperioder. Alltför få förvaltningsområden med ett lågt inslag av lokal förvaltning riskerar å andra sidan att resultera i att målsättningen med en beståndsbaserad förvaltning inte uppnås.

6.2.2 Modell med individuella kvoter i kombination med tidsmässiga regleringar

En mer genomgripande förändring av dagens förvaltning av kustfisket, i form av en modell med individuella kvoter i kombination med tidsmässiga regleringar likt den som infördes i Finland 2017 (Dannewitz m.fl. 2020b), kan sannolikt minska åtminstone en del av de administrativa och kontrollrelaterade problem som beskrivs i föregående avsnitt. En sådan förändring av förvaltningen bedöms samtidigt ha potential att mer effektivt styra fisket mot odlad lax och starkare vildlaxbestånd.

Med dagens förvaltningssystem med en gemensam kvot tenderar fiskare att använda många redskap för att på kort tid fånga så mycket lax som möjligt innan kvoten är fylld. I vissa områden där sent lekvandrande odlad lax dominerar, t.ex. utanför Skellefteälven, riskerar därmed den nationella kvoten att fyllas innan fisket på odlad lax hinner ta fart på allvar. Införande av individuella kvoter skulle möjliggöra en långsammare infiskningstakt och därmed tillmötesgå yrkesfiskets önskan om en längre fiskesäsong med bättre förutsägbarhet och möjlighet till planering. Det skulle också möjliggöra en mer detaljerad styrning av fisket genom olika starttider i olika områden, i syfte att undvika exploatering av svagare vildlaxbestånd som anländer tidigt till kusten. Samtidigt kan då fisket i högre utsträckning än idag riktas mot odlad lax och i vissa områden mot starka vildlaxbestånd. Om olika starttider används med dagens system riskerar fiskande i områden med sen starttid att få en reducerad fångst p.g.a. den snabba infiskningstakten, såvida inte områden med olika starttid tilldelas separata kvoter som dock innebär administrativa och kontrollrelaterade utmaningar (se ovan), framförallt om antalet områden är högt.

En modell med individuella kvoter enligt ovan kan i så fall behöva kombineras med någon typ av styrning av fiskeansträngningen (antal fiskare/redskap per område) för att undvika för höga lokala fisketryck, t.ex. genom att personliga kvoter knyts till vissa geografiska områden/platser. Individuella kvoter kan även behöva kombineras med laxplomber/märken (likt i Finland) i syfte att underlätta uppföljning och kontroll. En förvaltning med individuella kvoter kräver vidare ett system för hur den svenska laxkvoten skall fördelas mellan fiskare, vilket dock inte är en biologisk fråga. Däremot kan den biologiska rådgivningen bidra med information om vandringstid för olika bestånd samt fiskemöjligheter i olika områden, baserat på resultat från den kustmodell som beskrivs ovan i kombination

med utvärderingar av beståndens status, i syfte att ge förvaltningen nödvändiga kunskapsunderlag.

6.2.3 Förvaltningsmodell för sötvattensområdet

I älvarnas ekosystem påverkas laxen av en rad faktorer som t.ex. fiske, vattenkraft, fågelpredation och påverkan från skogs- och jordbruk. Centrala frågor för förvaltningen av älvfisket är 1) hur mycket man fiskar (då rapporteringsskyldighet och fiskestatistik av god kvalitet ofta saknas; Kagervall m.fl. 2017), samt 2) hur mycket fångst som kan landas (inklusive dödlighet efter återutsättning) av den lax som återvänder ett givet år utan att förvaltningsmålen äventyras.

Frågan om hur mycket lax som kan fiskas i ett specifikt vattendrag är komplicerad då den kräver tillräckliga data och tillförlitliga modellresultat som kan ligga till grund för älvspecifika kvoter (det eventuella ”överskott” som kan exploateras i respektive älv). Möjligheterna att med god precision förutsäga hur mycket lax som återvänder till en viss älv under ett visst år är dessvärre begränsade då alla sådana framtidsprognoser bygger på osäkra antaganden om den totala (naturliga och fiskerelaterade) havsdödligheten under föregående år. Från de älvar där antalet lekvandrande laxar registreras syns också påfallande stor variation mellan efterföljande år. Därför behöver en förvaltning baserad på älvspecifika kvoter kombineras med någon form av laxräkning för att i realtid under säsongen tillse att fisket inte landar en större fångst än att tillräckligt många individer överlever fram till leken.

Ett alternativ eller komplement till ovanstående modell är att man istället tillämpar mer generella regler som t.ex. maximimått eller begränsningar av fisketid och fångstmängd (se Kagervall m.fl. 2020 för separat underlag om för- och nackdelar för olika generella förvaltningsåtgärder). Dagens förvaltning av älvfisket bygger i stort på denna modell. En nackdel med detta alternativ är att man först i efterhand kan utvärdera vilka effekter de vidtagna åtgärderna har fått för det aktuella älvbeståndet och dess status, vilket kräver kontinuerlig uppföljning samt ett flexibelt och adaptivt regelverk.

Lokalt inflytande över förvaltningen. Baserat på nationella föreskrifter som endast omfattar generella fiskeregler för vattendrag med lax, kan lokala förvaltningsorganisationer ges ett större ansvar än idag för att t.ex. anpassa exploateringen i älvfisket till den aktuella beståndssituationen. Ett sådant mer decentraliserat system kräver dock sannolikt någon form av samverkan mellan lokala förvaltningsorganisationer och regionala och nationella myndigheter med förvaltningsansvar, t.ex. genom upprättande av lokala eller regionala laxråd (se nedan).

Ett alternativ är att älvfisket efter lax främst regleras på nationell nivå. Detta kan ske via relativt strikta generella fiskeregler som kompletteras med möjligheter till vissa lokala avvikelser eller dispenser, och därmed ökat inflytande, för välfungerande lokala förvaltningsorganisationer (t.ex. fiskevårdsområden). Man kan också tänka sig att de nationella föreskrifterna i högre grad än hittills tar hänsyn till laxbeståndens varierande status. Detta skulle dock kräva omfattande

föreskrifter som i hög grad ser olika ut för olika vattendrag och som dessutom skulle behöva justeras så snart beståndssituationen förändras.

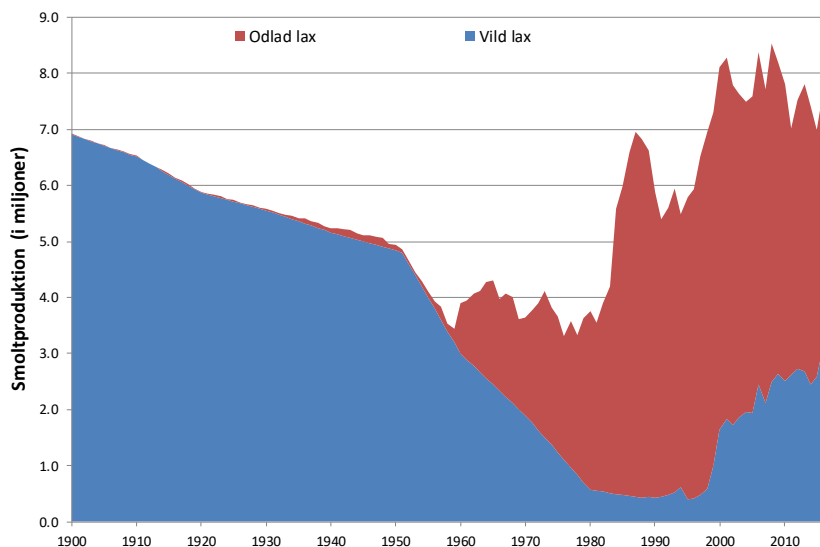
6.2.4 Regional och lokal förankring

För att en beståndsbaserad förvaltning ska fungera väl i praktiken och nå bred acceptans behöver denna vara transparent samt sammanhängande vad gäller exploatering för samma bestånd i hav och sötvatten. En förvaltningsmodell där relevanta organisationer och intressenter har insyn i arbetet följer också framtagna principer för ekosystembaserad förvaltning. Ett förslag som tidigare diskuterats och i vissa län börjat initieras är införande av regionala eller lokala ”laxråd” bestående av representanter för Länsstyrelsen och berörda fiskeintressen i älv och angränsande kustområde, samt vid behov även representanter för nationell förvaltning och forskning. Vidare bör arbetet med att skapa en webbaserad nationell ”laxportal” fortsätta, där information om fisket och förvaltningen samlas och görs tillgänglig tillsammans med annan information rörande t.ex. datainsamling, aktuell forskning, statusbedömningar och biologisk rådgivning.

6.2.5 Vattenkraftens påverkan på förekomsten av lax

Den nuvarande produktionen av vild laxsmolt i Östersjön, inklusive Finska viken, är omkring 3 miljoner smolt årligen (figur 10), vilket kan jämföras med den uppskattade potentiella produktionskapaciteten under nuvarande förhållanden för samma område på ca 3,7 miljoner smolt (ICES 2021a). Grova uppskattningar av vildlaxproduktionen i början av 1900-talet indikerar att den kan ha uppgått till omkring 7 miljoner smolt årligen (figur 10). Att den nuvarande produktionspotentialen är betydligt lägre beror främst på att många större vattendrag som tidigare hyste stora vildlaxbestånd idag nyttjas för produktion av vattenkraft.

Miljöanpassning av vattenkraften, liksom den omprövning som initierats i Sverige, kan genom flödesjusteringar, byggande av fungerande fiskvägar och utökade produktionsarealer sannolikt öka den totala mängden vild lax i Östersjön mer än justeringar av dagens historiskt sett relativt låga exploateringsnivåer i fisket. Förutom vattenkraft är de flesta laxvattendrag också påverkade av tidigare flottledsrensningar, vilka minskat både areal och kvalitet av laxens lek- och uppväxthabitat. Restaureringar av områden som redan idag är tillgängliga för lax förväntas därför öka produktionspotentialen i vattendragen. Framtida behov av restaureringar i syfte att möta krav inom Art- och habitatdirektivet är idag inte klarlagda, trots att stora arealer laxhabitat är negativt påverkade av mänsklig aktivitet.



Figur 10. Produktionen av vild laxsmolt samt antal utsatta odlade laxsmolt i Östersjön sedan början av 1900-talet. Uppskattningar av vild smoltproduktion för åren 1900-1950 är behäftade med stora osäkerheter. Utsättningar av yngre livsstadier (ögonpunktad rom, yngel och sturr) har omvandlats till "smoltequivaler" för att göra utsättningsmängder jämförbara med vild smoltproduktion. Bakomliggande data från Lindroth (1974), ICES (2020c) och Östergren & Persson (opubl.). Från Dannewitz m.fl. 2020a.

Som nämns i avsnitt 3 utvärderar ICES status för bestånden av östersjölox under rådande förhållanden genom att på vattendragsnivå jämföra nuvarande smoltproduktion med den smoltproduktion som krävs för att ge MSY. MSY-nivån beror i sin tur bl.a. av vattendragets potentiella smoltproduktionskapacitet. Ett vattendrags smoltproduktionskapacitet motsvarar den förväntade smoltproduktionen i en situation där inget fiske sker i älv och hav men där övriga förhållanden (t.ex. tillgängliga arealer och vandringsmöjligheter) hålls oförändrade jämfört med dagens situation. ICES beståndsmodell är således tänkt att användas främst vid utvärderingar av nuvarande fiskemöjligheter och fiskets påverkan på beståndens status och utveckling. För att utvärdera effekter av andra faktorer som påverkar laxen i ett vattendrag, som t.ex. kraftverk och dammar, är dock ICES modell olämplig. För sådana syften behövs kompletterande analyser, t.ex. med hjälp av den modell som utvecklats vid SLU i Umeå (Leonardsson & Nilsson 2021) och som kan användas för att exempelvis utvärdera hur produktionen av lax i älvar påverkas då nya lek- och uppväxtområden görs tillgängliga genom byggande av fiskvägar och förändringar i flödesregimer. För laxen i Vänern finns även möjlighet att utvärdera effekter av åtgärder relaterade till vattenkraft med den beståndsmodell som nyligen tagits fram (Whitlock m.fl.2021a).

6.2.6 Ekosystemaspekter i förvaltningen

En ekosystembaserad förvaltning präglas av bevarande och hållbart nyttjande av våra ekosystem, vilket bl.a. innebär att hänsyn ska tas till att olika arter i ett ekosystem påverkar varandra och att samspelet mellan människa och miljö ofta spänner över flera sektorer i samhället (t.ex. Grimvall m.fl. 2019). En nationell förvaltningsmodell för lax bör således ha en bred holistisk ansats, där man tar

hänsyn till laxens roller i de olika ekosystem där den förekommer (se avsnitt 5.4). Förvaltningen måste kunna hantera fisket så att uppsatta målsättningar nås, vilket för de havsvandrande laxbestånden idag innebär en populationsstorlek som motsvarar MSY (eller på nationell nivå högre satta förvaltningsmål, se ovan). I en ekosystembaserad förvaltning måste dock hänsyn även tas till laxfiskets effekter på andra arter. Inom kustfisket efter lax i Bottniska viken fångas t.ex. sik och havsöring i varierande omfattning, och vid fiske efter strömming och sik i samma område bifångas lax som utanför laxfiskesäsongen måste återutsättas med risk för ökad dödlighet (Dannewitz m.fl. 2020b). Detta genererar svåra avvägningar som måste beaktas i förvaltningen och i den biologiska rådgivning som utgör beslutsunderlag för förvaltningen.

En ekosystembaserad förvaltning måste utöver fisket även hantera andra faktorer som påverkar bestånden, ekosystemen och de ekosystemtjänster som laxen bidrar med. Exempel på andra påverkansfaktorer av betydelse kan vara vattenkraft, tidigare utförda flottledsrensningar, jord- och skogsbruk, predation från säl och skarv etc. Målsättningar inom dessa områden, t.ex. återställning av habitat, begränsningar av påverkansgrad etc., bör tas fram och ingå i en ekosystembaserad förvaltningsmodell tillsammans med mål för fisket. Med detta följer dock ökade kunskaps- och datainsamlingsbehov, vilka beskrivs närmare i nästa avsnitt.

7 Kunskaps- och databehov

Data och annan information som behövs för de beståndsmodeller som idag används för att utvärdera de vilda laxbeståndens status beskrivs i närmare detalj i tidigare underlag från SLU Aqua och ICES avseende Östersjön (Dannewitz m.fl. 2020a; ICES 2021a), västkusten (Ahlbeck Bergendahl & Degerman 2021; ICES 2021c) samt Vänern (Magnusson m.fl. 2022). I vissa fall finns även behov av kompletterad/förbättrad datainsamling, vilket också finns beskrivet i ovanstående rapporter. Några särskilt viktiga områden av betydelse för rådande datainsamling, analys och rådgivning är följande:

- Genetisk provtagning i kustfisket. Resultat från den kustmodell som beskrivs i avsnitt 5.2 (bl.a. skattad exploatering av enskilda bestånd) kommer i framtiden sannolikt användas som ingångsdata i ICES beståndsmodell. Resultat från kustmodellen kan även användas som underlag inom den nationella förvaltningen, t.ex. vid fördelning av den svenska kvoten mellan kustområden. För att förbättra precisionen i modellens skattningar av olika parametrar ingår återkommande genetisk provtagning vart tredje år i det svenska DCF-programmet, där nästa insamling är planerad till år 2024.
- Catch & Release (C&R) i trollingfisket. Nuvarande internationella regelverk för trollingfiske i södra Östersjön anger att all vild (oklippt) lax måste återutsättas. I dagsläget är det svårt att utvärdera hur dessa regler förväntas påverka laxbeståndens utveckling då det för östersjölax saknas specifik kunskap om extra dödlighet förknippad med C&R i trollingfisket (ICES 2021b).

- Modellutveckling. De beståndsmodeller som används för statusbedömningar och framtidsscenarier behöver delvis utvecklas och förfinas. Exempelvis finns behov av att i modellen för östersjölax inkludera flergångslek; något som blivit allt vanligare i takt med att laxens totala havsöverlevnad förbättrats. Det kommer även behövas mer empiriska data på andelen flergångslekare i olika bestånd samt överlevnaden hos lax av olika ålder som lekt vid tidigare tillfälle(n) under livet.
- Fritidsfiskestatistik och bifångst av lax. Det finns ett generellt behov av bättre fritidsfiskestatistik för lax i både vattendrag och hav (Kagervall m.fl. 2017), samt ökad kunskap om bifångster av lax inom det pelagiska trålfisket i Östersjön (ICES 2011).
- Laxhälsa. Under senare år har vuxen lax i Östersjön, Atlanten och Väneren i ökande omfattning drabbats av sjukdomsutbrott (bl.a. "red skin disease") och förhöjd dödlighet (avsnitt 5.3), och sedan decennier drabbas östersjölaxen periodiskt även av förhöjd yngeldödlighet (s.k. M74). Ökad kunskap behövs om bakomliggande orsaker och konsekvenser av laxens olika hälsoproblem, i syfte att möjliggöra en bättre övervakning och mer realistiska beståndsanalyser och framtidsprognoser.

Utöver ovanstående områden finns ytterligare kunskapsbehov för att kunna vidareutveckla förvaltningen av laxbestånden och fisket, varav några exempel följer nedan:

- Utsättningar av odlad lax. De storskaliga kompensationsutsättningar av odlad lax som pågått under lång tid är viktiga för fisket men innebär samtidigt biologiska risker (ICES 2020a,b; Dannewitz m.fl. 2020a; Östergren m.fl. 2021). Det finns behov av att utvärdera de långsiktiga effekterna och riskerna med denna verksamhet (ICES 2020a,b). Det finns även behov av konsekvensanalyser av eventuellt förändrade utsättningsmängder.
- Miljöanpassning av vattenkraft. En nationell miljöprövning av vattenkraften i Sverige har påbörjats, vilket ställer ökade krav på biologisk rådgivning och åtgärdsuppföljning (se avsnitt 6.2.5). Kunskapsbehov finns gällande t.ex. kravnivå och lämpliga biologiska målsättningar vid omprövning, förekomst av potentiella lek- och uppväxtområden uppströms idag definitiva vandringshinder, fiskvägars konstruktion och funktion mm. Miljöprövning av vattenkraften kan också komma att innebära förändrade förutsättningar avseende kompensationsodling och utsättning av lax och havsöring (se kunskapsbehov relaterat till detta i punkten ovan).
- Effekter av predation från säl och fågel. Ökande populationer av säl och fiskätande fågelarter som skarv kan påverka laxbeståndens status och utveckling (t.ex. Hansson m.fl. 2018). Vi har idag relativt god kunskap om laxens totala havsöverlevnad (som utöver fiske inkluderar bl.a. predation från säl), men det finns behov av att kunna separera effekter av olika dödlighetsfaktorer i syfte att identifiera lämpliga förvaltningsåtgärder för laxbestånd i olika områden.

- Främmande arter och förrymd odlad lax. Spridning av främmande arter (t.ex. puckellax) samt förrymd kasseodlad lax av norskt ursprung utgör hot mot vilda laxbestånd, och det behövs en fungerande övervakning och riskanalyser. För puckellax kommer artens utbredning och reproduktiva framgång i svenska laxvattendrag studeras inom ett Formas-finansierat forskningsprojekt under 2023-2024. Med stöd från HaV har förberedande arbete inletts som syftar till en mer permanent övervakning av förrymd kasseodlad lax i vattendrag längs västkusten, samt genetisk övervakning av vilda laxbestånd generellt.
- Klimatförändringar utgör ytterligare ett hot mot den vilda laxen (avsnitt 5.5). Ökad kunskap kommer behövas för bedömningar av de konsekvenser som ett varmare klimat kan få på lokala bestånd i olika delar av landet.
- Redskapsutveckling. Inom förvaltningen används i olika sammanhang obligatorisk återutsättning av lax som åtgärd för att minska exploateringen, bl.a. vid fiske efter sik i Bottniska viken (Dannewitz m.fl. 2020b). Fångst och återutsättning innebär dock risk för ökad dödlighet (Dannewitz & Palm 2022) varför utveckling av skonsamma redskap bör prioriteras. Även utveckling av selektiva redskap bör prioriteras, t.ex. tekniska lösningar baserade på videoanalys (t.ex. Jonsson 2015) som syftar till att identifiera och särskilja vild och odlad (fenklippt) lax, vilket kan göra det möjligt att rikta fisket mot odlad lax i större utsträckning än idag och samtidigt undvika fångst och hantering av vild lax.

8 Erkännanden

Arbetet med detta kunskapsunderlag har finansierats av Havs- och vattenmyndigheten inom projektet *Förvaltning av lax och öring* (HaV dnr 1764-2021). Rapporten har granskats av Johan Östergren, SLU Aqua.

9 Referenser

- Ahlbeck Bergendahl I & Degerman E (2021). Övervakningsprogram för lax på svenska västkusten. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 38 s.
- Ahlbeck Bergendahl I & Staveley T (2022). Swedish National report for 2021 data, Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS), Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Aquatic resources, Institute of Freshwater Research, SLU.aqua.2022.5.4-2.
- Axenrot T & Sandström A (2016). Underlag till förslag om utökad ansträngning i siklöjefisket i Vänern. Underlag från SLU Aqua till HaV och Länsstyrelsen (Dnr: 2215-2015).
- Balk L, Hägerroth PÅ, Gustavsson H, m.fl. (2016). Widespread episodic thiamine deficiency in Northern Hemisphere wildlife. *Sci Rep* 6, 38821. <https://doi.org/10.1038/srep38821>
- Beardmore B, Haider W, Hunt LM & Arlinghaus R (2011). The importance of trip context for determining primary angler motivations: Are more specialized anglers more catch-

- oriented than previously believed? North American Journal of Fisheries Management 31(5): 861–879. <https://doi.org/10.1080/02755947.2011.629855>
- Bergman E & Norrgård J (2015). Nedströmsvandring av vildfödd laxsmolt. Sidor 136-142 i ”Vänerlaxens fria gång. Två länder, en älv. Ekologisk status och underlag till åtgärdsprogram för Klarälven, Trysilelva och Femundselva med biflöden”. M. Hedenskog, P. Gustafsson, T. Qvenild (Red.). Länsstyrelsen i Värmlands län publ nr 2015:17, ISBN 0284-6845.
- Dannewitz J, Kagervall A, Dahlgren E & Palm S (2019). Åtgärder i syfte att stärka svaga lax- och öringbestånd i Bottniska viken. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 22 s.
- Dannewitz J, Palm S, Kagervall A, Whitlock R & Dahlgren E (2020a). Svenska laxbestånd i Östersjön – status, exploatering och förvaltning. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 54 s.
- Dannewitz J, Palm S, Whitlock R, Larsson S & Fredriksson R (2020b). Biologisk rådgivning inför översyn av bestämmelser för fiske med fasta redskap efter lax och andra arter längs norrlandskusten. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 56 s.
- Dannewitz J & Palm S (2021). Sammanfattning och analys av ICES rådgivning för lax i Östersjön gällande fiskemöjligheter 2022. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 14 s.
- Dannewitz J, Kagervall A & Moberg B (2022). Lax och havsöring i Testeboån – datainsamling och beståndsanalys. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 32 s.
- Ejmond MJ, Blackburn N, Fridolfsson E, Haecky P, Andersson A, Casini M, . . . Hylander S (2019). Modeling vitamin B1 transfer to consumers in the aquatic food web. Sci Rep 9(1): 10045. <http://doi:10.1038/s41598-019-46422-2>
- Ek C, Ahlbeck Bergendahl I, Dannewitz J, Whitlock R & Palm S (2022). Arbetsdokument för att kvantifiera behov av livsmiljö för lax i sötvatten i syfte att uppnå minsta vitala populationsstorlek. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 17 s.
- Engelhardt J, Frisell O, Gustavsson H, Hansson T, Sjöberg R, Collier TK & Balk L (2020). Severe thiamine deficiency in eastern Baltic cod (*Gadus morhua*). PLoS One 15(1): e0227201. <http://doi:10.1371/journal.pone.0227201>
- Evens R, Jacot A, Artois T, Ulenaers E, Neyens T, Rappaz L, Theux C & Pradervand J-N (2021). Improved ecological insights commission new conservation targets for a crepuscular bird species. Animal Conservation 24: 457–469. <http://>
- Flávio H, Kennedy R, Ensing D, Jepsen N & Aarestrup K (2020). Marine mortality in the river? Atlantic salmon smolts under high predation pressure in the last kilometres of a river monitored for stock assessment. Fisheries Management and Ecology 2020:92–101.
- Friedland KD, Shank BV, Todd CD, McGinnity P & Nye JA (2014). Differential response of continental stock complexes of Atlantic salmon (*Salmo salar*) to the Atlantic Multidecadal Oscillation. Journal of Marine Systems 133: 77–87.
- Goodyear, CP (2007). Recreational catch and release: Resource allocation between commercial and recreational fishermen. North American Journal of Fisheries Management 27(4): 1189–1194.
- Greenberg L, Bergman E, Nyqvist D & Calles O (2015). Förbättrad nedströmsspassage för vild laxfisk i Klarälven samt beteende hos utvandrande kelt (utlekt lax och öring). Sidor

- 214-226 i "Vänerlaxens fria gång. Två länder, en älv. Ekologisk status och underlag till åtgärdsprogram för Klarälven, Trysilelva och Femundselva med biflöden". M. Hedenskog, P. Gustafsson, T. Qvenild (Red.). Länsstyrelsen i Värmlands län publ nr 2015:17, ISBN 0284-6845.
- Grimvall A, Svedäng H, Farnelid H, Moksnes P-O & Albertsson J (2019). Ekosystembaserad förvaltning som metod för att hantera negativa miljötrender och oklara orsakssamband. Rapport nr 2019:6, Havsmiljöinstitutet.
- Hammar J & Degerman E (2009). Vad äter Vänerlaxen i Vättern, vad äter den på hemmaplan, hur växer den och hur stor kan den bli? PM från Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium. 53 s.
- Hansson S, Bergström U, Bonsdorff E, Härkönen T, Jepsen N, Kautsky L, Lundström K, Lunneryd S-G, Ovegård M, Salmi J, Sendek D & Vetemaa M (2018). Competition for the fish – fish extraction from the Baltic Sea by humans, aquatic mammals, and birds. ICES Journal of Marine Science 75: 999–1008. <https://>
- Harder AM, Ardren WR, Evans AN, Futia MH, Kraft CE, Marsden JE, . . . Christie MR (2018). Thiamine deficiency in fishes: causes, consequences, and potential solutions. Reviews in Fish Biology and Fisheries 28(4): 865-886. <http://doi:10.1007/s11160-018-9538-x>
- HaV (2015). Förvaltning av lax och öring. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:20.
- Hedenskog M, Gustafsson P & Qvenild T (Red.) (2015). Vänerlaxens fria gång. Två länder, en älv. Ekologisk status och underlag till åtgärdsprogram för Klarälven, Trysilelva och Femundselva med biflöden. Länsstyrelsen i Värmlands län publ nr 2015:17, ISBN 0284-6845.
- HELCOM (2011). Salmon and Sea Trout Populations and Rivers in the Baltic Sea – HELCOM assessment of salmon (*Salmo salar*) and sea trout (*Salmo trutta*) populations and habitats in rivers flowing to the Baltic Sea. Balt. Sea Environ. Proc. No. 126A.
- Hindar K m.fl. (2007). Gytebestandsmål för laksebeständer i Norge. NINA Rapport 226, 78 s.
- Holma M, Lindroos M, Romakkaniemi A & Oinonen S (2018). Comparing economic and biological management objectives in the commercial Baltic salmon fisheries. *Marine Policy* 100: 207-214.
- Huusko R, Jaukkuri M, Hellström G, Söderberg L, Palm S & Romakkaniemi A (2020). Spawning migration behavior of salmon and sea trout in the Tornionjoki river system: interim report 2018–2019 (På engelska med svensk och finsk sammanfattning). *Natural resources and bioeconomy studies* 78/2020. 29 s.
- ICES (2008). Report of the Workshop on Baltic Salmon Management Plan Request (WKBALSAL), 13-16 May 2008, ICES, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2008/ACOM:55. 61 pp.
- ICES (2011). Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), 22–30 March 2011, Riga, Latvia. ICES 2011/ACOM:08. 297 pp.
- ICES (2014). Report of the Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST), 26 March–2 April 2014, Aarhus, Denmark. ICES CM 2014/ACOM:08. 342 pp.
- ICES (2017). Report of the Workshop on Potential Impacts of Climate Change on Atlantic Salmon Stock Dynamics (WKCCISAL), 27–28 March 2017, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2017/ACOM:39. 90 pp.

- ICES (2020a). Workshop on Baltic Salmon Management Plan (WKBaltSalMP). *ICES Scientific Reports* 2:35. 101 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.5972>
- ICES (2020b). ICES Special Request Advice, Baltic Sea ecoregion, published 4 May 2020.
- ICES (2020c). Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST). *ICES Scientific Reports* 2:22. 261 pp. <http://doi.org/10.17895/ices.pub.5974>
- ICES (2021a). Baltic Salmon and Trout Assessment Working Group (WGBAST). *ICES Scientific Reports*. 3:26. 331 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.7925>
- ICES (2021b). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort, Baltic Sea ecoregion, published 15 September 2021.
- ICES (2021c). Working Group on North Atlantic Salmon (WGNAS). *ICES Scientific Reports*. 3:29. 407 pp. <https://doi.org/10.17895/ices.pub.7923>
- ICES (2022a). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort, Northeast Atlantic ecoregions, published 6 May 2022.
- ICES (2022b). ICES Advice on fishing opportunities, catch, and effort, Baltic Sea ecoregion, published 31 May 2022.
- Jacobsen JA & Hansen LP (2000). Feeding habits of Atlantic salmon at different life stages at sea. In: *The ocean life of Atlantic salmon – environmental and biological factors influencing survival* (Ed: D. Mills.). Blackwell publishing.
- Jacobson P, Gårdmark A, Östergren J, Casini M & Huss M (2018). Size-dependent prey availability affects diet and performance of predatory fish at sea: a case study of Atlantic salmon. *Ecosphere* 9:e02081.
- Jones D (2020). Laxbestånd på svenska västkusten - status och förvaltningsbehov. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 16 s.
- Jonsson B & Jonsson N (2009). A review of the likely effects of climate change on anadromous Atlantic salmon *Salmo salar* and brown trout *Salmo trutta*, with particular reference to water temperature and flow. *Journal of Fish Biology* 75: 2381–2447.
- Jonsson F (2015). Real-time fish type recognition in underwater images for sustainable fishing. Master-avhandling, Uppsala universitet.
- Kagervall A, Degerman E, Petersson E & Dannewitz J (2017). Underlag för förbättrad fritidsfiskestatistik – lax och havsöring. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 8 s.
- Kagervall A, Palm S & Dannewitz J (2020). Biologisk rådgivning med fokus på ändrade bestämmelser för fiske i älvar i Norrland. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 14 s.
- Kulmala S, Haapasaari P, Karjalainen TP, Kuikka S, Pakarinen T, Parkkila K, Romakka-niemi A & Vuorinen PJ (2013). TEEB Nordic case: Ecosystem services provided by the Baltic salmon – a regional perspective to the socio-economic benefits associated with a keystone species. In: Kettunen et al. *Socio-economic importance of ecosystem services in the Nordic Countries - Scoping assessment in the context of The Economics of Ecosystems and Biodiversity (TEEB)*. Nordic Council of Ministers, Copenhagen. Available also at: www.TEEBweb.org.
- Leonardsson K & Nilsson K (2021). Modellering av fiskvägars betydelse för fiskbestånden. Energiforsk AB. Rapport 2021:765, 110 s.

- Lindroth A (1974). Appraisal of the artificial salmon reproduction in Sweden. Laxforskningsinstitut. Medd. 6.
- Länsstyrelsen (2021). Åtgärdsplan för Gullspångslax. Slutrapport för projekt GRAP, GullspångRiverActionPlan 2018-2020. Länsstyrelsen Västra Götaland, rapportnr 2021:06, 87 s.
- Länsstyrelsen (2022). Bevarandeplan för Natura 2000-området SE054213 Gullspångsälven, daterad 2022-06-17. Länsstyrelsen Västra Götaland, 74 s.
- Magnusson K, Kagervall A, Palm S, Sundblad G, Sandström A & Dannewitz J (2018). Status och skyddsbehov för vild lax och öring i Väneren med fokus på Gullspångsälvens bestånd. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 40 s.
- Magnusson K, Whitlock R, Kagervall A & Sundblad G (2022). Förslag på datainsamlingsprogram Väneren. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 47 s.
- Majaneva S, Fridolfsson E, Casini M, Legrand C, Lindehoff E, Margonski P, . . . Hylander S (2020). Deficiency syndromes in top predators associated with large-scale changes in the Baltic Sea ecosystem. PLoS One 15(1): e0227714. <http://doi:10.1371/journal.pone.0227714>
- Mikkonen J, Keinänen M, Casini M, Pönni J & Vuorinen PJ (2011). Relationships between fish stock changes in the Baltic Sea and the M74 syndrome, a reproductive disorder of Atlantic salmon (*Salmo salar*). ICES Journal of Marine Science 68(10): 2134-2144. <http://doi:10.1093/icesjms/fsr156>
- Mäntyniemi S, Romakkaniemi A, Dannewitz J, Palm S, Pakarinen T, Pulkkinen H, Gårdmark A & Karlsson O (2012). Both predation and feeding opportunities may explain changes in survival of Baltic salmon post-smolts. ICES Journal of Marine Science 69: 1574-1579.
- Naiman RJ, Bilby RE, Schindler DE, Helfield JM (2002). Pacific salmon, nutrients, and the dynamics of freshwater and riparian ecosystems. Ecosystems 5: 399–417.
- NASCO (2009). NASCO Guidelines for the Management of Salmon Fisheries. North Atlantic Salmon Conservation Organization (NASCO), Edinburgh, Scotland, UK. NASCO Council Document CNL(09)43. 12pp.
- NASCO (2020). IP(19)07rev2, NASCO Implementation Plan for the period 2019-2024, EU – Sweden (Revised October 2021).
- OSPAR (2022). [Status Assessment 2022 - Atlantic salmon](#).
- Palm S, Dannewitz J, Johansson D, Laursen F, Norrgård J, Prestegard T & Sandström A (2012). Populationsgenetisk kartläggning av Vänerlax. Aqua reports 2012:4, 64pp.
- Palm S (2021). Genetiskt bevarandemål för lax i Gullspångsälven. PM/Utlåtande till Länsstyrelsen Västra Götaland. 6 s.
- Palm S, Karlsson S & Diserud OH (2021). Genetic evidence of farmed straying and introgression in Swedish wild salmon populations. Aquaculture Environment Interactions 13: 505-513. <https://doi.org/10.3354/aei00423>
- Palm S, Romakkaniemi A, Dannewitz J, Pakarinen T, Jokikokko E & Broman A (2022). Torneälvens bestånd av lax, havsöring och vandringsik – gemensamt svensk-finskt biologiskt underlag för bedömning av lämpliga fiskeregler under 2022. Rapport från Sveriges lantbruksuniversitet och Finska vilt- och fiskeriforskningen, 51 s.

- Palm S & Dannewitz J (2022). Atlantic Salmon. Appendix 1 Species-Climate Information Sheets In: Förväntad klimatpåverkan på kommersiellt viktiga fiskeresurser för svensk fiske (eds. Bartolino V., Bergström L., Erlandsson M., Koehler B.) Interimrapport till HaV (Dnr 1638-2020).
- Palmé A, Wennerström L, Guban P & Laikre L (editors) (2012). Stopping compensatory releases of salmon in the Baltic Sea. Good or bad for Baltic salmon gene pools? Report from the Baltic Salmon 2012 symposium and workshop, Stockholm University, February 9–10, 2012. Davidsons Tryckeri, Växjö, Sweden.
- Potter ECE, MacLean JC, Wyatt RJ & Campbell RNB (2003). Managing the exploitation of migratory salmonids. *Fisheries research* 62:127-142.
- Rogell B, Dannewitz J & Palm S (2022). Hur förhåller sig förvaltning enligt Maximum Sustainable Yield (MSY) till bevarande av laxpopulationer? Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 16 s.
- Romakkaniemi A, Perä I, Karlsson L, Jutila E, Carlsson U & Pakarinen T (2003). Development of wild Atlantic salmon stocks in the rivers of the northern Baltic Sea in response to management measures. *ICES Journal of Marine Science* 60: 329–342.
- Sandström A, Kagervall A, Magnusson K & Sundblad G (2018). Lax i Vänern. Underlag för beståndsanalyser och migration av modell för Östersjölax till Vänern. Bedömning av datatillgång, datakvalitet samt framtida prioriteringar och möjligheter. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser, Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm: 38 sid.
- Staveley T, Ahlbeck Bergendahl I, Karlsson K & Larsson M (2022). Övervakning av lax i Högvadsån och Ätran: förslag på framtida datainsamling. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 15 s.
- SVA (Statens veterinärmedicinska anstalt) (2017). Sjuklighet och dödlighet i svenska laxälvar under 2014–2016: Slutrapport avseende utredning genomförd 2016. Dnr 2017/59. 58 s.
- SVA (Statens veterinärmedicinska anstalt) (2019). Fortsatta undersökningar av laxsjuklighet under 2018. Dnr 2018/171. 43 s.
- SVA (Statens veterinärmedicinska anstalt) (2021). Hälsoövervakning av vildlevande fisk, kräftdjur och blötdjur 2021. Dnr 2021/39. 153 s.
- Tamario C & Degerman E (2017). Setting biological reference points for Atlantic salmon in Sweden. Working paper 2017/13. WGNAS 2017, 25 pp.
- Vollset KW m.fl. (2022). Ecological regime shift in the Northeast Atlantic Ocean revealed from the unprecedented reduction in marine growth of Atlantic salmon. *Science Advances* 8: eabk2542.
- Weichert FG, Axén C, Förlin L, m.fl. (2021). A multi-biomarker study on Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) affected by the emerging Red Skin Disease in the Baltic Sea. *Journal of Fish Diseases* 44: 429–440. <https://doi.org/10.1111/jfd.13288>
- Whitlock R, Mäntyniemi S, Palm S, Koljonen M-L, Dannewitz J & Östergren J (2018a). Integrating genetic analysis of mixed populations with a spatially explicit population dynamics model. *Methods in Ecology and Evolution* 9: 1017-1035.
- Whitlock R, Dannewitz J & Palm S (2018b). Identifiering och exploatering av enskilda laxbestånd i det svenska och finska kustfisket (del 2). PM från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 8 s.

- Whitlock R, Magnusson K & Kagervall A (2021a). Utveckling av en populationsmodell för laxbestånden i Väneren. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för Akvatiska Resurser, Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm: 50 sid.
- Whitlock RE, Pakarinen T, Palm S, Koljonen ML, Östergren J & Dannewitz J (2021b). Trade-offs among spatio-temporal management actions for a mixed-stock fishery revealed by Bayesian decision analysis. *ICES Journal of Marine Science* 78: 3625-3638. <https://doi.org/10.1093/icesjms/fsab203>
- Östergren J, Dannewitz J, Palm S, Degerman E, Kagervall A & Näslund I (2015a). Biologiskt underlag till arbetet med Havs- och vattenmyndighetens regeringsuppdrag om förvaltning av lax och öring. Biologiskt underlag från Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), 34 s.
- Östergren J, Lind E, Palm S, Tärnlund S, Prestegaard T & Dannewitz J (2015b). Stamsammansättning av lax i det svenska kustfisket 2013 & 2014 – genetisk provtagning och analys. Biologisk rådgivning från SLU, 30 s.
- Östergren J, Palm S, Gilbey J, Spong G, Dannewitz J, Königsson H, Persson J, Vasemägi A (2021). A century of genetic homogenization in Baltic salmon - evidence from archival DNA. *Proceedings of the Royal Society B*. 288: 20203147. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.3147>