



Rapport 2010:07



LÄNSSTYRELSEN
I STOCKHOLMS LÄN

Fisk i vattendrag och stora sjöar

Metoder för övervakning

Rapport 2010:07



LÄNSSTYRELSEN
I STOCKHOLMS LÄN

Fisk i vattendrag och stora sjöar

Metoder för övervakning

Foto omslag: Ove Klervall

Utgivningsår: 2010

ISBN: 978-91-7281-378-6

Länsstyrelsen i Stockholms län

Tfn 08-785 40 00

Rapporten hittar du på vår webbplats www.lansstyrelsen.se/stockholm

Förord

Fisken har en avgörande roll för de akvatiska ekosystemens funktion. Under senare år har rovfiskens betydelse uppmärksammats. Ett exempel på detta är att andelen rovfisk har en strukturerande påverkan på övriga organismgrupper som kan vara avsevärd. Denna påverkan har genomslag på både växtsamhällets sammansättning, förhållandet mellan djur- och växtplankton samt vattenkvalitet. Kunskap om fiskbestånden är därför nödvändig för att förstå och tolka förändringar på andra trofnivåer i ekosystemet.

Totalt finns endast ett 50-tal sötvattenslevande fiskarter i Svenska sötvatten. Det vanligaste är att sjöar och vattendrag domineras av ett fåtal arter. Kunskapen om de olika fiskarterna är i huvudsak god både vad det gäller förekomst och de olika arternas ekologi. Det är väl känt hur olika arter och artgrupper svarar på olika miljöförändringar. Merparten av fiskarterna låta att identifiera.

Fiske är ett fritidsintresse delas av många. Med fiskeintresset kommer ett intresse av fisken som organism vilket gör det lätt för allmänheten att se sammanhang mellan förändringar i fisksamhället och förändringar i miljön.

- Fisk som indikator på miljöstörningar har därmed många fördelar i förhållande till annan miljöövervakning.

Fisk är ett av de viktigaste livsmedlen och som resurs även avgörande för fritids- och sportfiske. För att bedriva ett hållbart fiske krävs kunskap om fiskbestånden. För att upprätta sådan krävs väl fungerande metoder. Det räcker inte att inhämta statistik från fisket utan det krävs fiskeoberoende data för att uppskatta fiskbeståndens storlek. Sådana utgörs oftast av olika former av provfisken. En annan metod är att räkna fisk med avancerade ekolod (sk ekoräkning eller hydroakustik) eller att fånga och räkna fisk i fällor av olika slag. Gemensamt för dessa olika metoder är att de kan uttryckas i någon form av relativt mått. Sådana kan vara antal fiskar per nät, antal fiskar per hektar eller antal vandrande fiskar per dygn.

- Det finns stora fördelar med att samordna miljöövervakning med inriktning på fisk och undersökningar i syfte att uppskatta fiskbeståndens storlek.

För att undersöka fiskbestånden i rinnande vatten så används ofta elfiske som metod. I mindre sjöar används provfiske med nät och i större sjöar används hydroakustiska metoder. Syftet med undersökningarna kan både vara att följa tillståndet i miljön samt att skatta fiskresursens storlek.

I syfte att samordna övervakningen i kustmynnande vattendrag samt i till Vättern tillrinnande vattendrag har Länsstyrelsen initierat projektet ”Biologisk mångfald i vattendrag med migrerande fisk– elfiske med standardiserad metod” vilket finansierats av Naturvårdsverket. Målsättningen är att föreslå ett gemensamt delprogram för elfiskeundersökningar längs ostkusten och Vättern. Detta för att upprätta ett robust miljöövervakningsprogram, bidra med underlag till klassning av ekologisk status samt att skatta produktionen av utvandrande smolt till Östersjön och Vättern.

Länsstyrelsen har även identifierat en brist att det inte finns standardiserade metoder för övervakning av fisk i stora sjöar. För att undanröja detta formulerades projektet ”MISS Metodutveckling för fiskövervakning i Stora Sjöarna”. Projektet har finansierats av Naturvårdsverket, Fiskeriverket, Länsstyrelserna i Västmanland och Stockholms län, Vattenmyndigheten Norra Östersjön och Mälarens Vattenvårdsförbund.

Målsättningen är att utveckla en provfiskemetodik som är tillämpbar i sjöar som exempelvis Mälaren, Hjälmaren och Vänern samt att utveckla hydroakustiska metoder för att skapa synergieffekter mellan de olika undersökningsmetoderna. Målet är även att upprätta gemensamma övervakningsprogram. Detta för att upprätta ett robust miljöövervakningsprogram, bidra med underlag till klassning av ekologisk status samt till resursskattningar på kommersiellt viktiga arter i stora sjöar.

Henrik C Andersson

Projektledare

Länsfiskekonsulent i Stockholms län

Introduktion

Länsstyrelsen i Stockholms län har under 2009 ansvarat för två så kallade utvecklingsprojekt inom Naturvårdsverkets miljöövervakningsprogram. Föreliggande rapport utgör en delrapportering från resultaten av dessa projekt. Projekten redovisas i fyra separata uppsatser med tillhörande separata innehållsförteckningar och referenslistor. Delar av materialet presenterades vid seminariet ”Biologisk mångfald i vattendrag: Elfiske” som hölls på Länsstyrelsen i Stockholm den 26 april 2010.

Båda dessa projekt har beviljats ytterligare medel för 2010 och under årets verksamhet kommer i huvudsak fokuseras på ytterligare metodutveckling samt formulerande av två ansökningar om gemensamma delprogram inom ramen för Naturvårdsverkets miljöövervakning. Målgruppen för rapporten är i första hand handläggare på berörda länsstyrelser, Fiskeriverket och Naturvårdsverket. Med tanke på kommande omorganisation av de statliga verken på detta område ser länsstyrelsen innehållet i denna rapport som en del av samordningen av övervakningen av de akvatiska resurserna.

Biologisk mångfald i vattendrag med migrerande fisk – elfiske med standardiserad metod

Redovisningen av detta utvecklingsprojekt omfattas av två uppsatser. Den första delen ”*Utveckling av metodik för monitoring av kustvattendrag med standardiserat elfiske – Del 1. Utvärdering av befintliga program*” innehåller en sammanställning av befintliga program i det aktuella området samt statistiska analyser över utförda undersökningar samt rekommendationer för samordnade undersökningar. Den andra ”*Del 2. Uppdatering av modell för beräkning av öringsmoltproduktion*” innehåller modeller för beräkning av smoltproduktion med utgångspunkt från elfiskedata och vattendragsinventeringar/klassificeringar i enlighet med gängse metoder.

MISS- Metodutveckling för fiskövervakning i Stora Sjöarna

Redovisningen av detta utvecklingsprojekt omfattas av två uppsatser. I den första delen ”*Metodutveckling i Stora Sjöarna – Provfiske i Mälaren 2009*” redovisas resultaten från ett provfiske som genomfördes i Mälaren 2009. Provfisket genomfördes med redskap och en strategi som påminner om den provfiskestandard som tillämpas längs kusten. Den andra delen ”*Metodutveckling i Stora Sjöarna – ekolodning av Mälaren 2008 och 2009*” innehåller resultat från de undersökningar som genomförts av de pelagiska fiskarterna i Mälaren under de aktuella åren samt resonemang kring hur denna metod kan samordnas med nätprovfisken.

Utveckling av metodik för monitoring av kustvattendrag med standardiserat elfiske

Del 1

Utvärdering av befintliga program sid 9

Del 2

*Uppdatering av modell för beräkning
av öringsmoltproduktion..... sid 67*

Del 1.
Utvärdering av befintliga program

*Erik Degerman, Niklas Nilsson, Henrik C. Andersson,
Anton Halldén*

2010-04-10

Sammanfattning

Föreliggande studie syftade till en genomgång av befintliga elfiskeprogram i kustvattendrag i södra Sverige för att se om programmen kunde samordnas och optimeras. Genom en enkät till 11 länsstyrelser och 14 andra organisationer (kommuner, vattenvårdsförbund, fiskevårdsområden, Fiskeriverket m.fl.) erhöles uppgifter om 28 pågående elfiskeprogram från Uppsala till Hallands län, även tillrinnande vattendrag till Vättern inräknades.

- De flesta elfiskeprogram (96 %) förväntas pågå långsiktigt.
- De flesta program hade startats under 2000-talet, men några program hade pågått sedan 1980-talet.
- I hälften av de pågående elfiskeprogrammen elfiskades samtliga lokaler årligen.
- De pågående elfiskeprogrammen som hade ett renodlat syfte var främst de som genomfördes inom de samordnade recipientkontrollerna (10 program), medan resterande program oftast hade två eller flera syften.
- I majoriteten (79 %) av de pågående elfiskeprogrammen hade inga specifika mål satts upp för vare sig lokaler och vattendrag.
- I knappt hälften (46 %) av de pågående elfiskeprogrammen skedde en årlig utvärdering, följt av enbart redovisning av elfiskeresultatet (39 %).
- I drygt hälften av programmen hade även en samlad utvärdering gjorts och/eller var planerad.

Genomgången av elfiskeresultat visade att:

- En lokal bör följas minst fem år för att få en bild av samtliga förekommande fiskarter.
- 300-400 m² samplad area kan sättas som en övre gräns vid elfiske för att fånga förekommande arter.
- En god statistisk precision i skattning av artantalet kan uppnås med 4-6 lokaler per vattendrag och år.
- Med samplingen vartannat år istället för varje skulle hälften av de signifikanta förändringarna av artantalet ej detekterats, trots att samma tidsperiod undersöktes.
- Det är viktigare att fiska vid samma vattennivå än att hålla provtagningsdatum exakt när avsikten är att bestämma öringtätheten.

- En god precision i bestämning av öringtäthet kan uppnås med 5 undersökta lokaler per vattendrag och år.
- Provtagning vartannat år jämfört med varje år gör att endast 60 procent av trender i öringtäthet kan påvisas. Minskas samplingsfrekvensen till vart tredje år kan bara 25 procent av signifikanta förändringar beläggas statistiskt.
- Biologisk mångfald bör inte övervakas med diversitetsindex på grund av få arter, utan hellre med frekvensen av rödlistade resp. främmande arter. Exempel redovisas.
- Skattningen av ekologisk status kan påverkas av vattentemperaturen, avrinningsområdets storlek och vattenhastigheten.
- Rekommendationer för lokalval ges.

Utgående från ovanstående resultat görs rekommendationer för hur elfiskeprogrammen kan optimeras för att passa multipla syften med god statistisk precision (avsnitt 4).

Innehållsförteckning

1. Bakgrund	15
2. Pågående elfiskeprogram i kustvattendrag.....	17
2.1 Inledning	17
2.2 Metodik	17
2.3 Resultat.....	18
2.3.1 Svarsfrekvens och allmänt om de pågående elfiskeprogrammen	18
2.3.2 Omfattning, syfte och mål.....	19
2.3.3 Urval och samplade habitat.....	22
2.3.4 Utvärdering och presentation av resultat	23
2.3.5 Positiva och negativa erfarenheter från programmen, samt förslag på förbättringar	25
3. Utvärdering av pågående elfiskeprogram.....	26
3.1 Material och metoder.....	26
3.1.1 Dataunderlag.....	26
3.1.2 Standardiserat elfiske och krav för bedömning av ekologisk status	26
3.1.3 Statistisk bearbetning	27
3.2 Artantal	28
3.2.1 Omvärldsfaktorer som påverkar antalet arter.....	28
3.2.2 Kumulativt artantal.....	30
3.2.3 Effekter av habitatval.....	32
3.2.4 Effekter av lokalarea.....	34
3.2.5 Varians mellan och inom lokaler	36
3.2.6 Effekter av samplingfrekvens	37
3.3 Täthet av öring	40
3.3.1 Omvärldsfaktorer som påverkar öringtätheten.....	40
3.3.2 Effekter av lokalval	41
3.3.3 Påverkan av provtagningstillfället.....	41
3.3.4 Varians mellan och inom lokaler	43
3.3.5 Effekter av samplingfrekvens	45
3.4 Biologisk mångfald.....	48
3.4.1 Vad är biologisk mångfald?	48
3.4.2 Hur kan vi mäta det?	48

3.4.3 Simpsons diversitet	49
3.4.4 Främmande eller rödlistade arter	50
3.5 Ekologisk status	51
3.5.1 Hur varierar skattningarna?	51
3.5.2 Effekter av lokalval	53
4. Hur kan pågående monitoring av vattendrag med hjälp av elfiske förbättras?	57
5. Referenser	61
Bilaga 1. Enkätundersökning pågående elfiskeprogram	62
Bilaga 2. Pågående elfiskeprogram i kustmynnande vatten- drag längs Östersjökusten i södra Sverige och i Vättern.	66

1. Bakgrund

I flera län pågår undersökningar av fiskfaunan i kustvattendrag. Syftet med dessa program varierar från långsiktig monitoring av laxfiskreproduktion, underlag för beräkning av smoltproduktion, bedömning av ekologisk status, uppföljning av kalkningsåtgärder eller rena inventeringar av fiskfaunan något enstaka år. Tanken med föreliggande studie är att se om samtliga dessa olika syften går att uppfylla med ett lämpligt anpassat program. Naturligtvis bör slutsatserna till största delen vara tillämpliga även för elfiskeprogram i inlandsvattendrag. Att just kustvattendrag särskiljts är för att syftet att skatta smoltproduktionen av öring varit ett av delmålen. Sådana vandrande bestånd finns även i inlandet, till exempel i tillrinnande vatten till större sjöar som Väneren och Vättern.

Hur bör ett elfiskeprogram designas för att kunna fylla multipla syften;

- vilken omfattning är statistiskt respektive praktiskt/ekonomiskt lämplig,
- hur stor osäkerhet får man i skattningarna av faunan eller den ekologiska statusen,
- vilken information kan erhållas om biologisk mångfald,
- hur påverkar lokalvalet,
- vad är naturliga variationer,
- vad kostar det?

Som bakgrundmaterial används data från Länsstyrelsen i Stockholms elfiskeövervakning i kustmynnande vattendrag 2002-2008 samt motsvarande program i Vätterbäckar som leds av Länsstyrelsen i Jönköping. Vidare används data från samtliga mindre kustvattendrag med långsiktig monitoring, speciellt de vattendrag som ingår i Naturvårdsverkets Nationella Miljöövervakning. Det senare materialet används för att studera storskaliga mönster.

I studien ingår under år 2009 tre delmoment;

- 1) En utvärdering av befintliga elfiskeprogram i kustvattendrag för att se om multipla syften kan uppfyllas (se ovan). Vad är svagheter och styrkor i dagens uppföljning?
- 2) Att vidareutveckla befintlig smoltproduktionsmodell för öring (Nilsson 2008), så att elfiskeundersökningarna även kan svara på denna fråga.
- 3) Att via intervju kartlägga omfattningen och syftet med befintliga elfiskeprogram i kustvattendrag i södra Sverige.

År 2009 fokuserades arbetet på att utvärdera befintliga elfiskeprogram. De lokaler som följs är bra lek- och uppväxtområden för lax och havsöring. Tidigare utvärderingar har visat att monitoring i sådana habitat generellt väl speglar förekommande fiskfauna (Degerman m fl 1994). Avsikten är dock att arbetet fortsätter för att under 2010 ta fram riktlinjer för elfiskeuppföljning i kustvattendrag där samtliga habitat kan övervakas, inte enbart lek- och uppväxtlokaler för lax och havsöring. Detta är ett krav för att göra till exempel smoltproduktionsskattningar. Det är också av vikt att studera effekten av habitatval på bedömning av ekologisk status. Det är väl belagt att strömmande habitat generellt är mindre utsatta för negativ påverkan av övergödning än mer lugnflytande habitat i vattendrag (Johansson 2002).

Projektet avslutas år 2011 med ett förslag till undersökningsprogram anpassat till multipla syften och rekommendationer för statistisk utvärdering. Samtidigt presenteras en verifierad modell för skattning av smoltproduktion utgående från ett anpassat elfiskeprogram.

Projektet kan således kortfattat beskrivas:

År 2009 – Utvärdering av pågående elfiskeprogram i kustvattendrag

År 2010 – Utvärdering av sampling i förkommande habitat som underlag för smoltproduktionsmodell och övervakning av biologisk mångfald.

År 2011 – Utveckling av undersökningsprogram för kustvattendrag med multipla syften och riktlinjer för skattning av smoltproduktion.

2. Pågående elfiskeprogram i kustvattendrag

2.1 Inledning

I flertalet län pågår elfiskeprogram i vattendrag där syftet varierar från långsiktig monitoring av laxfiskreproduktion, underlag för beräkning av smoltproduktion, bedömning av ekologisk status, uppföljning av kalkningsåtgärder, recipientkontroller till rena inventeringar av fiskfaunan. Avsikten med detta delprojekt var att översiktligt kartlägga omfattningen och syftet med befintliga elfiskeprogram i kustvattendrag i Östersjöns kustlän i Södra Sverige, samt i Vätterns tillflöden.

2.2 Metodik

Undersökningen omfattade länen längs Östersjökusten i södra Sverige (Uppsala-Skåne), samt länen runt Vättern. Underlagsmaterialet inhämtades dels genom ett frågeformulär (bilaga 1) som skickades ut till berörda myndigheter/organisationer, dels genom telefonintervjuer. Totalt kontaktades 11 länsstyrelser angående pågående regionala elfiskeprogram. Dessa var:

- Uppsala (Östersjön)
- Stockholm (Östersjön)
- Gotland (Östersjön)
- Södermanland (Östersjön)
- Östergötland (Östersjön och Vättern)
- Kalmar (Östersjön)
- Blekinge (Östersjön)
- Skåne (Östersjön)
- Jönköping (Vättern)
- Västra Götaland (Vättern)
- Örebro (Vättern)

Utöver dessa insamlades även data från följande:

- Nationella miljöövervakningsprogrammet
- Datainsamling Mörrumsån (indexvattendrag inom ICES)
- Vattenvårdsförbund
- Kommuner
- Fiskevårdsområden
- Sportfiskeklubbar

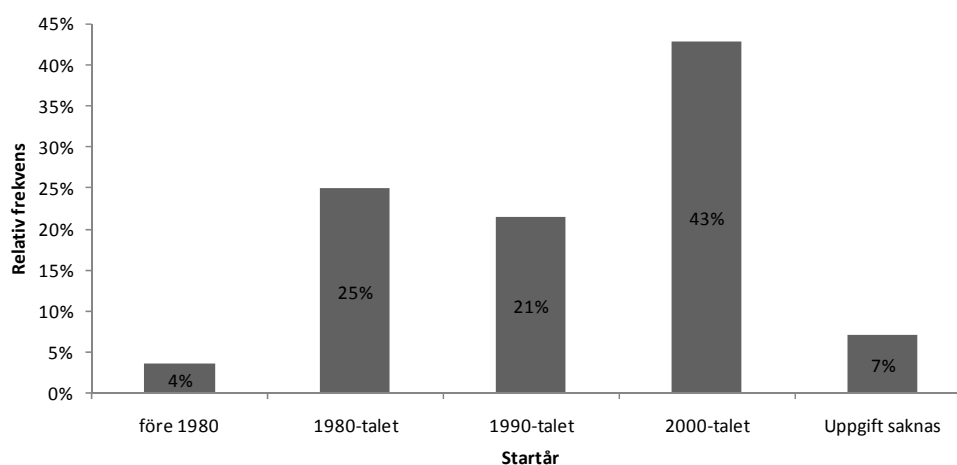
Kontakter togs inte med samtliga vattenvårdsförbund, kommuner, fiskvårdsområden och fiskeklubbar i de olika länen. De som ingår i redovisningen är sådana som länsstyrelserna har känt till och antingen redovisat eller lämnat kontaktuppgifter till. I bilaga 2 framgår vilka elfiskeprogram som ingick.

2.3 Resultat

2.3.1 Svarefrekvens och allmänt om de pågående elfiskeprogrammen

Av totalt 18 stycken utskickade enkäter erhöles 17 svar, vilket innebar att en svarefrekvens på 94 procent erhöles. Svaren omfattade totalt 28 olika elfiskeprogram.

I figur 1 framgår den relativa fördelningen av elfiskeprogrammen utifrån startår. Knappt hälften av programmen hade startats under 2000-talet, medan ungefär en fjärdedel av programmen hade startats under 1980-talet respektive 1990-talet vardera. De flesta elfiskeprogrammen (96 %) förväntades fortgå i någon omfattning. Det enda program vars framtid var osäker var Fiskeriverkets elfiskeprogram i Emån som sedan 2009 saknar långsiktig framtida finansiering (år 2009 finansierades elfiskena av Länsstyrelsen i Kalmar län). Finansieringen av de övriga pågående elfiskeprogrammen kom ifrån olika håll beroende på programmets syften, till exempel EU:s datainsamlingsdirektiv, statliga fiskevårdsmedel, regionala miljöövervakningsanslag, kalkningsanslag, vattenvårdsförbund, kommunala bidrag och fiskekortsavgifter.



Figur 1. Startår för pågående elfiskeprogram i kustmynnande vattendrag längs Östersjökusten i södra Sverige och i Vättern.

I fem (18 %) av de pågående elfiskeprogrammen hade fiskevårdsområden, fiskeklubbar eller branschorganisationer involverats. Typen av engagemang varierade. Vissa hade utfört elfiskena på uppdrag alternativt bistått med personal, medan andra hade varit med och finansierat hela eller delar av elfiskeprogrammen.

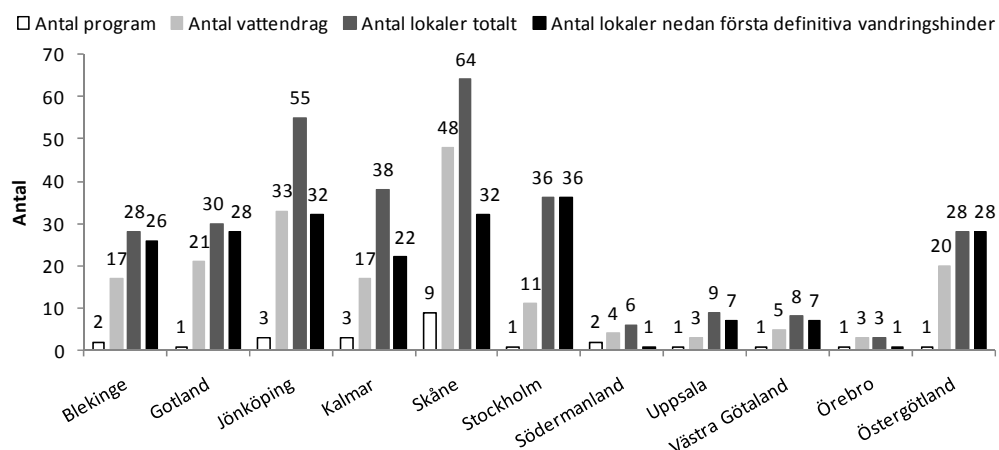
2.3.2 Omfattning, syfte och mål

Omfattningen varierade mycket mellan både de olika länen och de olika programmen. I tabell 1 redogörs för denna variation. Vanligast förekommande var ett pågående elfiskeprogram per län och medianprogrammet omfattade fyra vattendrag med åtta elfiskelokaler, varav sex var belägna nedan det första definitiva vandringshindret. I figur 2 framgår omfattningen av de elfiskeprogram som ingick denna sammanställning länsvis och i figur 3 redovisas de elfiskeprogram vilka omfattade flera län.

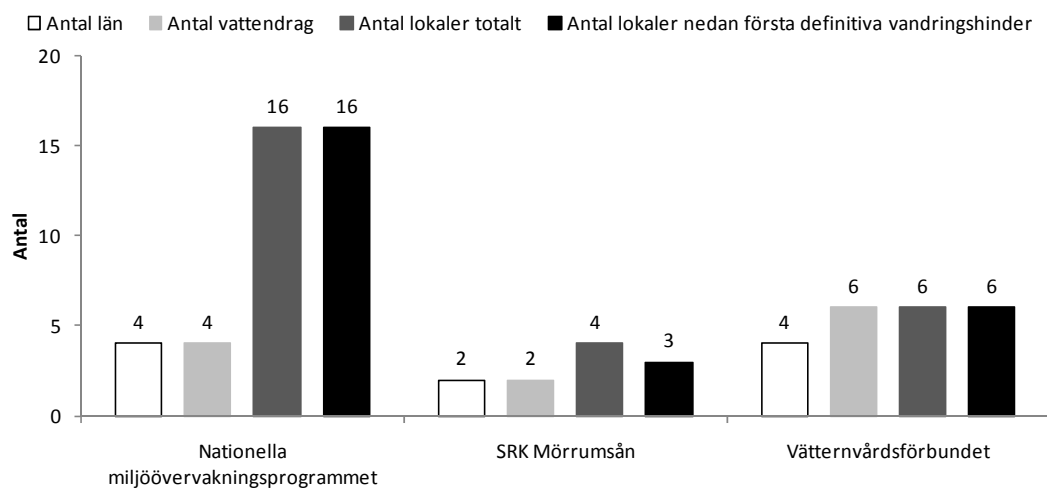
I majoriteten av elfiskeprogrammen (79 %) elfiskades någon av lokalerna årligen, följt lokaler som fiskades vart tredje år (36 %), vilket även framgår av figur 4. I ungefär hälften av de pågående elfiskeprogrammen (13 program) elfiskades samtliga lokaler årligen, medan elfiskefrekvensen för samtliga lokaler i 4 program var vart tredje år. I de resterande 11 elfiskeprogrammen förekom andra frekvenser, till exempel vart annat år eller vart 5:e år, och/eller flera olika frekvenser för de ingående lokalerna.

Tabell 1. Beskrivande statistik för pågående elfiskeprogram i kustmynnande vattendrag längs Östersjökusten i södra Sverige och i Vättern.

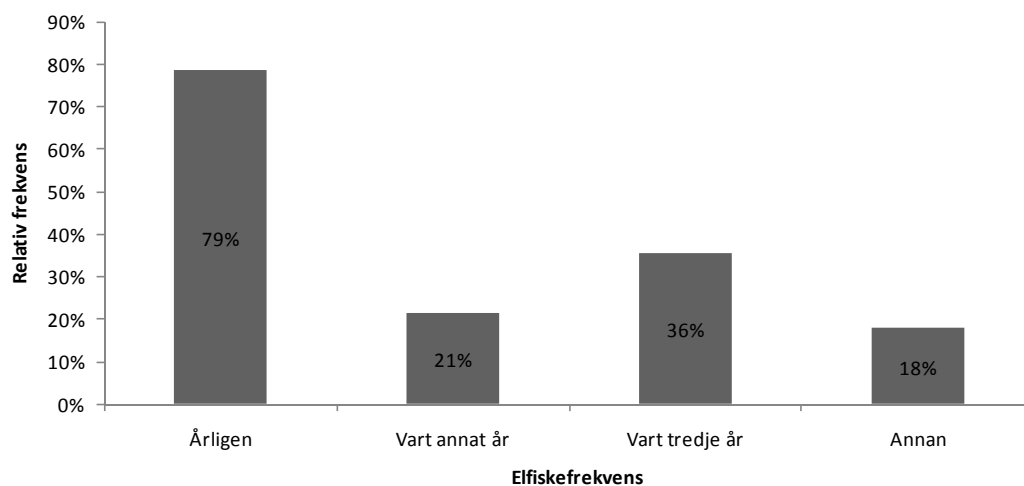
	Antal program/län	Antal vattendrag/program	Antal lokaler/program	Antal lokaler nedan 1:a definitiva VH/program
Median:	1	4	8	6
Medel:	2	7	12	9
Min:	1	1	2	0
Max:	9	21	36	36
Spridning:	8	20	34	36



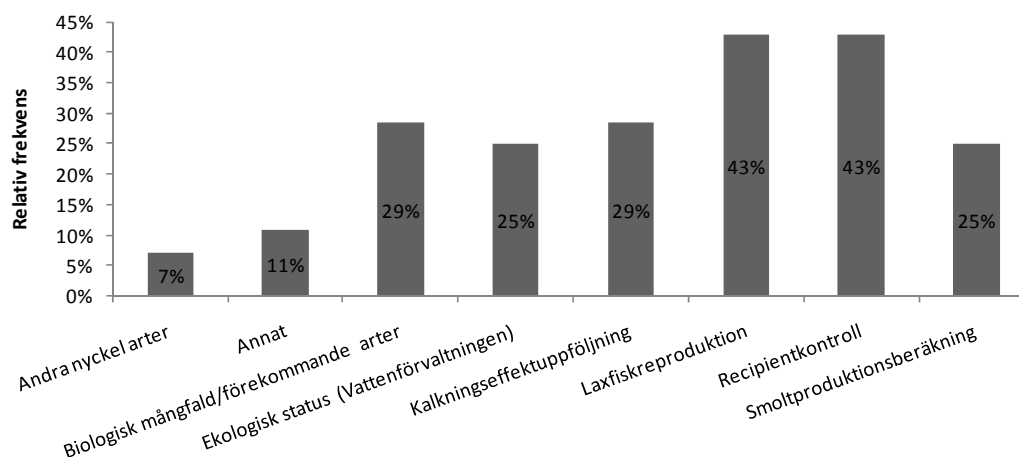
Figur 2. Länsvis omfattning av pågående elfiskeprogram i kustmynnande vattendrag längs Östersjökusten i södra Sverige och i Vättern.



Figur 3. Omfattning av pågående elfiskeprogram i kustmynnande vattendrag längs Östersjökusten i södra Sverige och i Vättern som berör flera län.



Figur 4. Elfiskefrekvens i pågående elfiskeprogram i kustmynnande vattendrag längs Östersjökusten i södra Sverige och i Vättern. Observera att ett program kan omfatta lokaler med olika elfiskefrekvens.

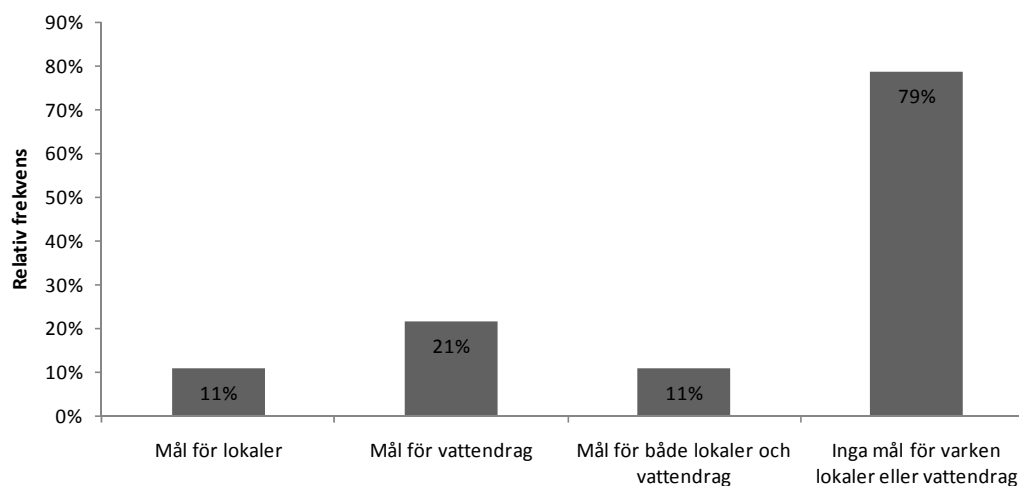


Elfiskeprogrammets syfte

Figur 5. Syfte med pågående elfiskeprogram i kustmynnande vattendrag längs Östersjö-kusten i södra Sverige och i Vättern. Observera att ett program kan ha flera syften.

De pågående elfiskeprogrammen som hade ett renodlat syfte var främst de som genomfördes inom de samordnade recipientkontrollerna (10 program), medan resterande program oftast hade två eller flera syften. Flera program hade till exempel till syfte att undersöka biologisk mångfald/förekommande arter, ekologisk status, kalkningseffekter och laxfiskreproduktion. I figur 5 framgår frekvensen för de syften som har angetts för elfiskeprogrammen. Andra nyckelarter, vilka uppgavs vara syftet att övervaka med elfiskeprogrammen, var asp, flodnejonöga, groplöja, lake, stensimpa, vimma och ål. Då annat har angivits som syfte avsåg detta miljöövervakning, samt uppföljning av genomförda åtgärder.

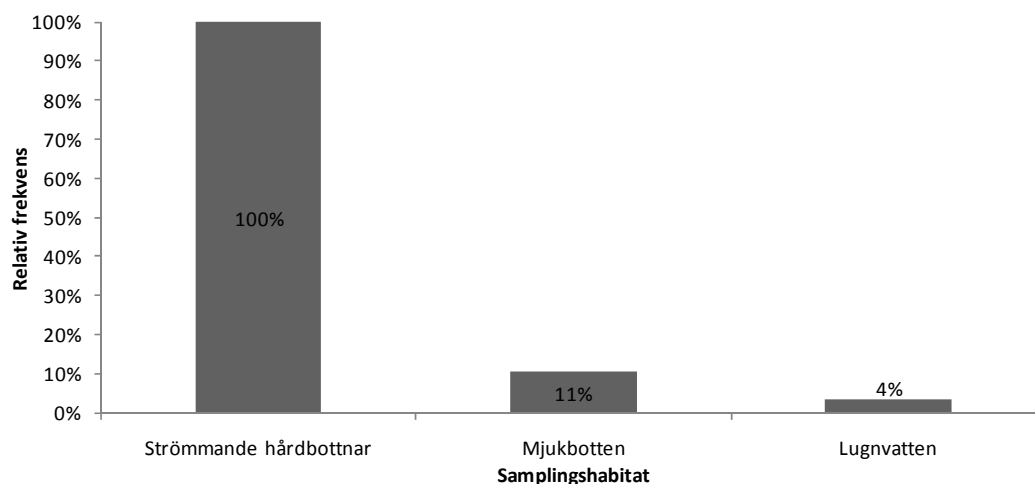
I majoriteten (79 %) av de pågående elfiskeprogrammen hade inga specifika mål satts upp för vare sig lokaler och vattendrag (figur 6). Endast i tre program hade mål satts upp för både lokaler och vattendrag. Det mest förekommande målet som satts upp och som förekom i tre program var god ekologisk status, följt av ingen försurningspåverkan samt specificerade öringsätheter i två program vardera.



Figur 6. Förekomst av uppsatta mål i pågående elfiskeprogram i kustmynnande vattendrag längs Östersjökusten i södra Sverige och i Vättern.

2.3.3 Urval och samplade habitat

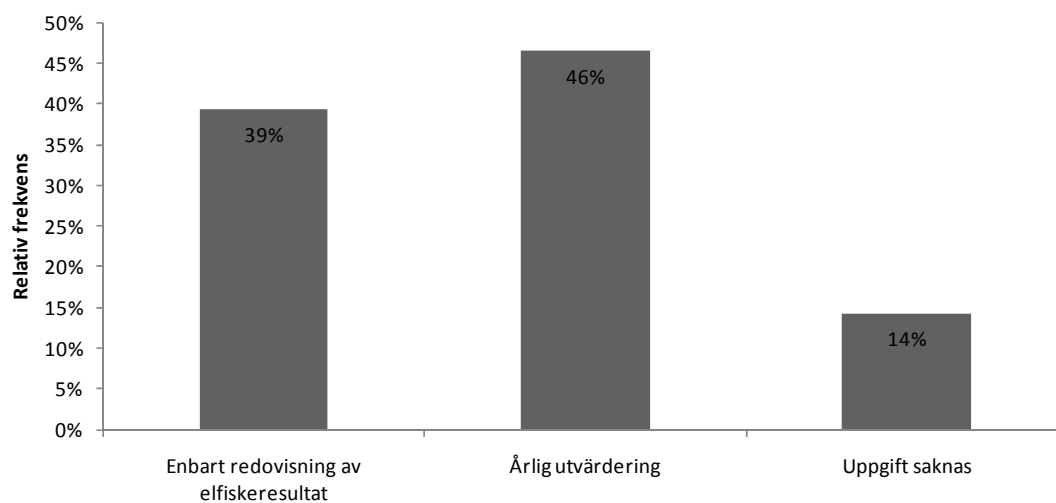
Avseende urvalet av vattendragen förelåg vitt skilda urvalskriterier. Inom den nationella miljöövervakningen var urvalskriteriet till exempel att vattendragen skulle representera relativt opåverkade vattendrag inom respektive region och hysa opåverkade öringbestånd, medan andra vattendrag valts ut just därför att de var påverkade, till exempel inom de samordnade recipientkontrollerna eller kalkningseffektuppföljningen. Ett urvalskriterium som förekom i åtta av de pågående elfiskeprogrammen var att vattendragen utgjorde betydelsefulla reproduktionsområden för lax och/eller öring. För elva av programmen saknades dock uppgifter om urvalskriterier. Det mest dominerande urvalskriteriet för elfiskelokalerna var att det tidigare hade skett elfisken på lokalen, dvs. man har främst använt sig av befintliga elfiskelokaler. Vidare har urvalet skett utifrån kartor och rekognosering i fält där elfiskelokalens tillgänglighet och lämplighet har påverkat urvalet. Att elfiskelokalerna valts ut helt eller delvis med hänsyn till förutsättningarna för laxfisk framgår bland annat av figur 7. I samtliga pågående elfiskeprogram samplades nämligen strömmande hårbottnar.



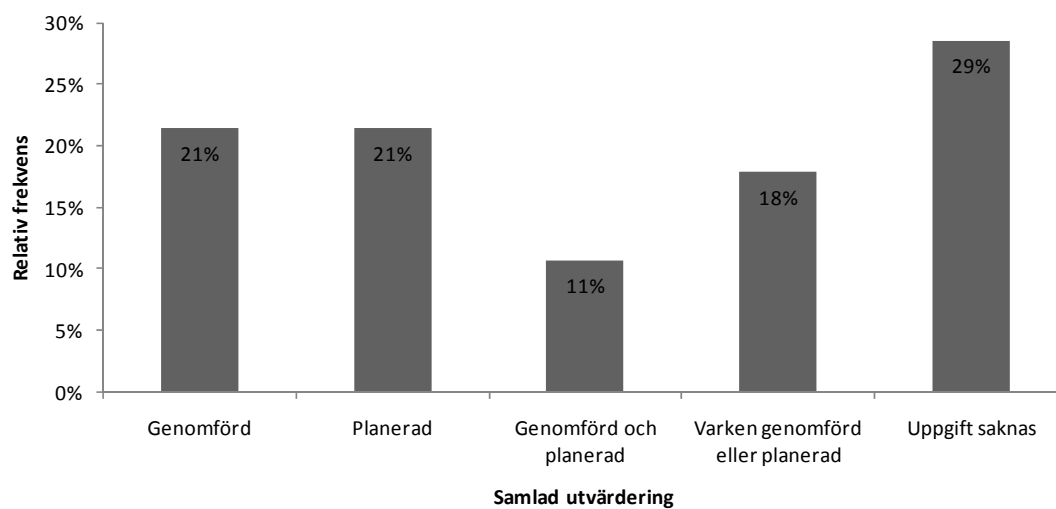
Figur 7. Habitattyp som samplas i pågående elfiskeprogram i kustmynnande vattendrag längs Östersjökusten i södra Sverige och i Vättern. Observera att ett program kan omfatta lokaler av olika habitattyp.

2.3.4 Utvärdering och presentation av resultat

I knappt hälften (46 %) av de pågående elfiskeprogrammen skedde en årlig utvärdering, följt av enbart redovisning av elfiskeresultaten (39 %), vilket framgår av figur 8. I drygt hälften av programmen hade även en samlad utvärdering gjorts och/eller var planerad (figur 9). Vid en vidare uppdelning av dessa visade det sig att samlade utvärderingar var genomförda respektive planerade i ungefär en fjärdedel (21 %) vardera, medan en samlad bedömning både var genomförd och planerades i 11 procent av de pågående elfiskeprogrammen. Noterbart var även att en samlad bedömning varken var genomförd eller planerad i 18 procent av programmen. För 54 procent av elfiskeprogrammen uppgavs att det fanns opåverkade referensvattendrag att jämföra med. Jämförelser med vattendragen i den nationella miljöövervakningen gjordes dock endast i 14 procent av programmen. I majoriteten av de pågående elfiskeprogrammen (79 %) presenterades resultaten för allmänheten på ett eller flera sätt. Det mest förekommande tillvägagångssättet var att publicera rapporter på hemsidor för nedladdning.



Figur 8. Presentation av elfiskeresultat i pågående elfiskeprogram i kustmynnande vattendrag längs Östersjökusten i södra Sverige och i Vättern.



Figur 9. Sammanställning av huruvida en samlad utvärdering genomförts och/eller planeras i pågående elfiskeprogram i kustmynnande vattendrag längs Östersjökusten i södra Sverige och i Vättern.

2.3.5 Positiva och negativa erfarenheter från programmen, samt förslag på förbättringar

En av de saker som av flertalet lyftes fram som positivt med de pågående elfiskeprogrammen var att de skapade långa tidsserier. Detta ansågs vara betydelsefullt för att bland annat följa beståndsutveckling, bedöma vattenkvalitet, utvärdera genomförda åtgärder, övervaka naturvärden och inventera fiskförekomster. Andra fördelar som lyftes fram med elfiskeprogrammen var att de hade påvisat bland annat hydrologisk påverkan och passerbarhetsproblem vid vandringshinder för andra arter än laxfiskar, samt fått lokala tjänstemän och politiker att inse vattendragens betydelse för biologisk mångfald och rekreation på kommunal nivå. Vidare ansågs elfiskeprogrammen vara användbara i både nationella och internationella jämförelser.

De ekonomiska resurserna framfördes som en svaghet i flera pågående elfiskeprogram eftersom detta ansågs begränsa programmens omfattning och frekvens, vilket i sin tur ansågs resultera i problem vid bland annat statusbedömningar. Ytterligare svagheter som framfördes med de pågående elfiskeprogrammen var att det var svårt att hitta opåverkade referensvattendrag, att de inte utvärderades med andra program, samt att vissa lokaler var felplacerade och därmed svårfiskade vid högflöden.

De förslag på förbättringar av de pågående elfiskeprogrammen som lämnades kunde grovt indelas i två kategorier. För det första ansågs att en utökning av programmen genom till exempel mer ekonomiska resurser, fler vattendrag och lokaler, samt en ökad elfiskefrekvens skulle medföra förbättringar. För det andra efterlystets mer utvärdering, revidering, samt planering. Övriga förslag på förbättringar var inventeringar av hela vattendrag samt att genomföra undersökningar i andra biotoper än rena laxfiskbiotoper.

3. Utvärdering av pågående elfiskeprogram

3.1 Material och metoder

3.1.1 Dataunderlag

Arbetet har skett med två dataset, dels data för vattendrag ingående i långsiktig monitoring i Stockholms län respektive monitoring av vattendrag med insjööring och harr runt Vättern (dataset "Länsdata" som kan indelas i "Stockholms kustvattendrag" och "Vätterbäckar"). Dessutom har ett större dataset tagits fram ur Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS). Detta dataset från kustvattendrag (dataset "Kustvattendrag") består av lokaler som elfiskats minst sex gånger i någon form av monitoringprogram, framför allt Naturvårdsverkets nationella Miljöövervakning (NMÖ), och har ett avrinningsområde understigande 1000 km² (för att exkludera stora laxälvar). Vidare har lokaler som dominerats antalsmässigt av lax exkluderats. Totalt ingår 355 lokaler i 211 vattendrag. I 131 vattendrag förelåg endast en undersökt lokal, medan övriga vattendrag hade flera lokaler undersökta årligen. I 18 vattendrag hade mellan 4 och 11 lokaler undersökts årligen. I de fall flera lokaler förekom i samma vattendrag valdes data ut från tidsperioder då båda lokalerna samplats, det vill säga enstaka år undersökta på en lokal exkluderades. På så sätt kan lokalerna inom vattendraget direkt jämföras.

I artantal har även flod- och signalkräfta medtagits. Den senare arten ökar drastiskt i förekomst i svenska vattendrag (Degerman m fl 2009) och kan ha effekter på förekommande fiskarter.

3.1.2 Standardiserat elfiske och krav för bedömning av ekologisk status

Det betonas att lokalurvalet i föreliggande material i huvudsak är det som anges i standarden för elfiske, det vill säga man har främst valt bra uppväxt- och lekbiotoper för havsöring. De slutsatser som görs gäller därför detta urval av lokaler.

För standardiserat elfiske (Undersökningstyp "Elfiske i rinnande vatten" Version 1.2 020321, handledning för Miljöövervakning Naturvårdsverket) anges att utvalda lokaler ska vara grundare än 1 m, ha en vattenhastighet <1,5 m/s, helst i intervallet 0,2-0,7 m/s. Lokalerna bör vara lämpliga lek- och uppväxtområden för laxfisk med hårdbotten och sten-grus i substratet.

Provytan bör vara 200-300 m², om inte tätheten av nyckelarten (ofta öring) är hög. Vid förväntade populationstätheter av öring på 100 individer per 100 m² kan provytan halveras.

Initialt vald provyta bör bibehållas påföljande år, även om populations-tätheten förändras.

Elfisket bör ske under mitten av juli till mitten av september, beroende på klimatzon, och helst vid en vattentemperatur av 10-20°C. Samma prov-tagningsdatum, ±5 dagar, bör tillämpas vid återbesök påföljande år.

3-5 elfiskelokaler rekommenderas vid avrinningsområden <300 km², 5-10 i avrinningsområden upp till 1000 km².

För att det ska vara möjligt att bedöma ekologisk status (VIX, Beier m fl 2007) krävs att elfisket är standardiserat enligt ovan och att vattendragets bredd och samplad area är bestämd. Vidare måste utföraren klassa före-kommande öringpopulation i tre klasser; strömlevande, insjövandrande respektive havsvandrande.

3.1.3 Statistisk bearbetning

I analyser har så långt möjligt använts parametriska metoder. Detta innebär att ingående variabler ofta har transformerats för att undvika avvikelser från en normalfördelning.

Transformering har ofta skett med log10 för variabler som varit skevt positivt fördelade. I de fall nollvärde har förelegat har transformeringen föregåtts av addering av värdet 1 till rådata.

Generellt har enbart kontinuerliga variabler används vid linjär regression, men i något fall har diskreta variabler använts. Där så skett har det angetts tydligt.

Precisionen i skattning av en biologisk variabel kan mätas som till exempel konfidensintervall eller varianskvoten (**CV; Coefficient of Variation of the sample mean**). CV medger att man jämför variationen i populationer som har olika medelvärde (Sokal & Rohlf, 1981).

$$CV=(Standard\ deviationen/Medelvärdet)*100 \quad (Formel\ 1)$$

CV uttrycks således i procent. Enligt Bohlin (1984) bör CV vara kring 20 procent för att man vid jämförelse av två år ska kunna detektera en fördubbling/halvering av beståndet. Vid ett CV kring 10 procent kan man detektera en förändring med 50 procent. I praktiken är dock inte kraven på CV lika höga vid långsiktig monitoring. Generellt bör dock strävan vara att CV inte överstiger 20 procent (Elliott 1971).

CV kan användas för att grovt studera det antal stickprov (n) som behövs för att få en viss precision i skattningen av en populations medelvärde (x). Man använder då CV i formen 0,1 för att representera 10 procent osv. Man måste ha en skattning av populationens medelvärde (x) och dess standard deviation (sd). Man måste även skatta t-värdet ur Student t-fördelningen. Lämpligen väljs nivån för 95%-sannolikhet. För två stickprov är t=12,706,

för tre stickprov $t=4,303$, för fyra stickprov $t=3,182$, för fem stickprov $t=2,776$, för tio stickprov $t=2,2,62$ och för ett oändligt antal stickprov $t=1,96$.

$$n = ((t*sd)/(CV*x))^2 \quad (\text{Formel 2})$$

Diversiteten beräknades enligt Simpson. Detta index (D) tar hänsyn till antalet förekommande arter och deras abundans (täthet):

$$D = (\text{antal individer av en viss art} / \text{antal individer av alla arter})^2 \quad (\text{Formel 3})$$

Indexet kan sägas mäta sannolikheten att få samma art om man tar två slumpvis individer ur provet. D kan anta värden mellan 0 och 1, där låga värden indikerar högsta diversitet.

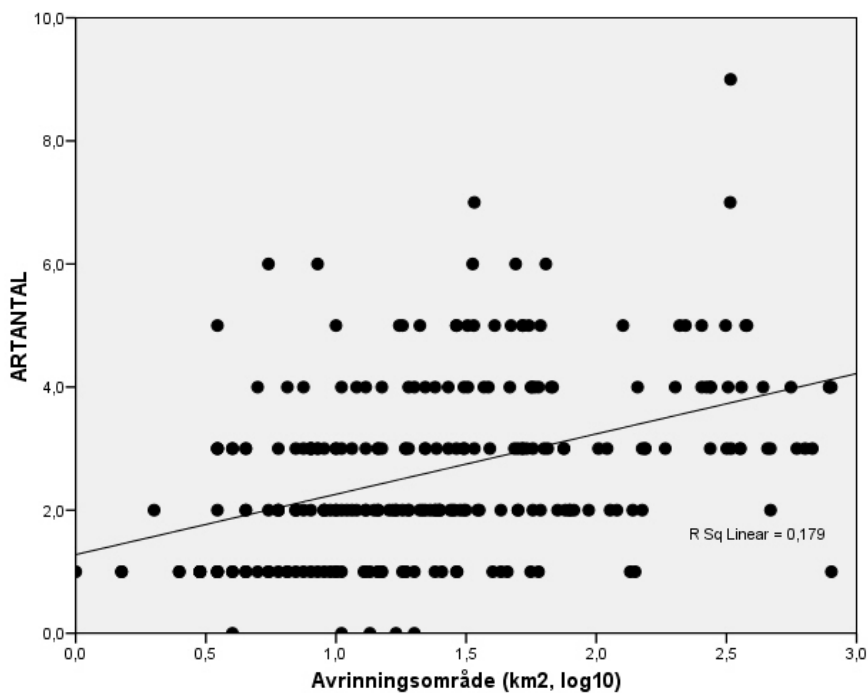
Vid ett antal tester har data **normerats** per lokal. Det innebär att medelvärdet för till exempel artantal beräknats för alla år på lokalen. Värdet för varje enskilt år har sedan dividerats med medelvärdet och uttryckts i procent. Därvid har lokaler med olika artantal eller till exempel öringtäthet kunnat jämföras direkt.

3.2 Artantal

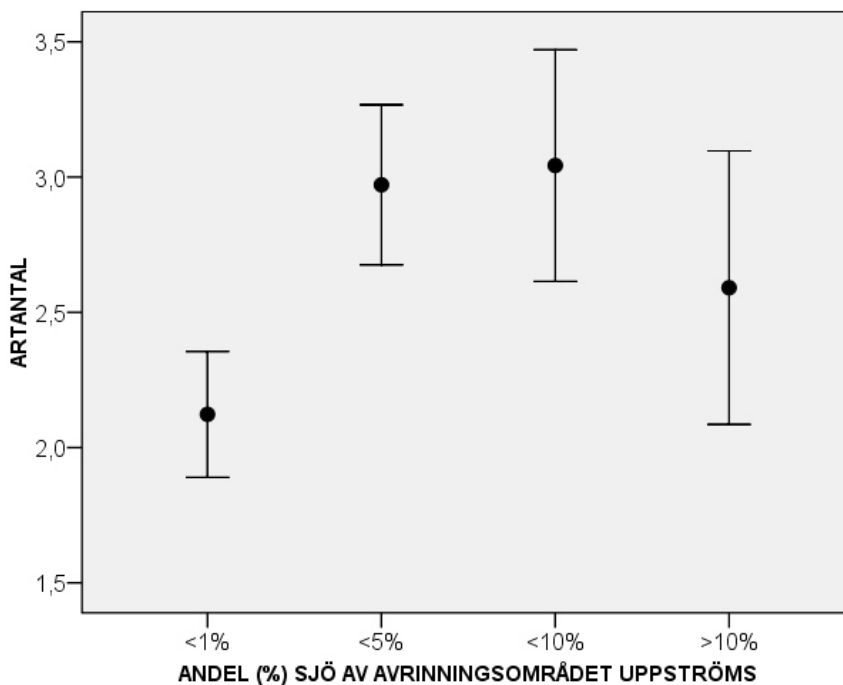
3.2.1 Omvärldsfaktorer som påverkar antalet arter

Om elfiskeprogram ska kunna användas till övervakning av artrikedomen bör denna gå att kvantifiera på ett säkert sätt med god precision, det vill säga inverkan av slumpen bör vara ringa. Det är relativt små vattendrag som ingår i föreliggande urval, med avrinningsområden upp till 1000 km². Utav Sveriges cirka 50 fiskarter i sötvatten har 35 fångats vid elfiske (Data från SERS 2009-10-29). Normalt är dock artrikedomen relativt låg per elfiskelokal.

I datasetet ”Kustvattendrag” utvaldes slumpvis ett elfisketillfälle per lokal. Medeltalet fångade arter per elfisketillfälle var 2,7 ($\pm 1,3$ SD, $n=355$). Artantalet ökade signifikant med avrinningsområdets storlek (Figur 10) och andelen sjö uppströms elfiskelokalen (Figur 11). I större vatten och i sjörika system var således artantalet högre. Däremot förelåg inga signifikanta effekter av avstånd till mynning i havet, altitud eller årsmedeltemperatur.



Figur 10. Antalet fångade fiskarter per elfiskelokal avsatt mot avrinningsområdets areal uppströms. Data från "Kustvattendrag" där ett elfisketillfälle valts ut slumpvis per lokal.



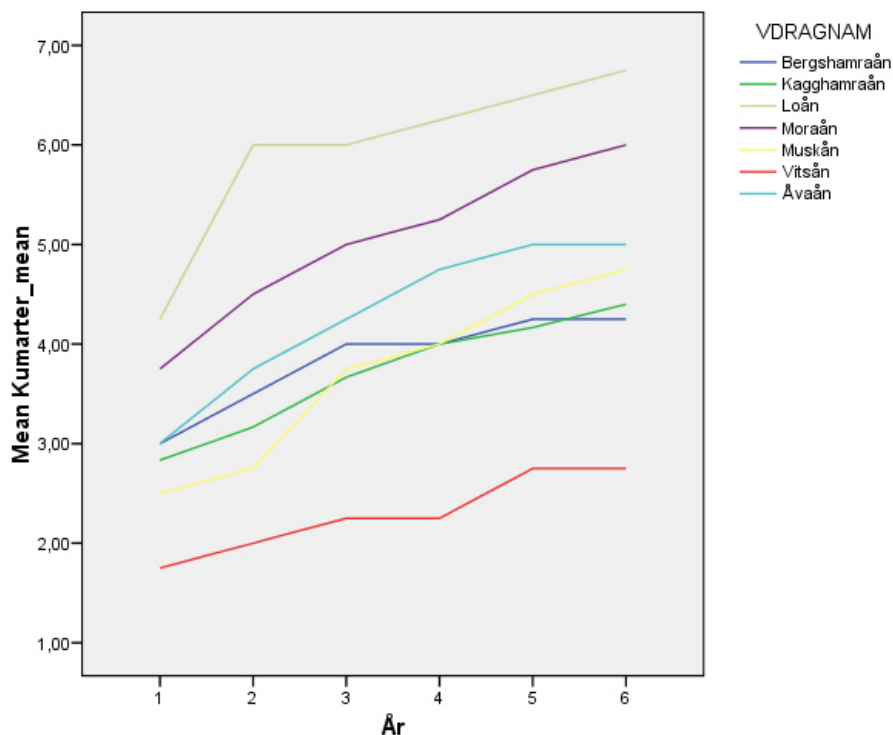
Figur 11. Antalet fångade fiskarter (medelvärde \pm 95% konfidensintervall) per elfiskelokal avsatt mot andel (%) sjö i avrinningsområdet uppströms. Data från "Kustvattendrag" där ett elfisketillfälle valts ut slumpvis per lokal.

Andelen sjö och vattendragets storlek är naturligtvis inte de enda övergripande omvärldsfaktorer som påverkar förekommande fiskarter. Självklart inverkar också faktorer som klimat, invandringshistorik, konkurrens och predation. I de utvalda kustvattendragen bör de tre senare faktorerna vara relativt jämställda, vilket kan förklara att de inte gav signifikanta skillnader mellan lokaler och vattendrag i detta material.

3.2.2 Kumulativt artantal

I datasetet "Länsdata" studerades det kumulativt fångade antalet fiskarter per lokal i Stockholms län perioden 2002-2007. Fångades arterna öring, lake och mört år 1 och samma arter år två var således det kumulativa artantalet 3 båda åren. Tillkom abborre år 3 så ökade det kumulativa artantalet på lokalen detta år till 4 osv. I redovisningen redovisas medelvärdet av det kumulativa artantalet på lokalerna i vattendraget. I varje vattendrag ingick fyra lokaler per år. Ännu efter sex år fortsatte det kumulativa artantalet att öka (Figur 12). Detta innebär att flera arter uppträdde i så låg frekvens eller så sporadiskt att det tog lång tid innan de detekterades. Å andra sidan visar detta att successivt ny information om förekommande arter erhöles från elfiskelokalerna.

I medeltal för samtliga ingående lokaler fångades första året på en lokal 2,9 arter och efter sex år var det kumulativa artantalet i medeltal 4,6 arter, med



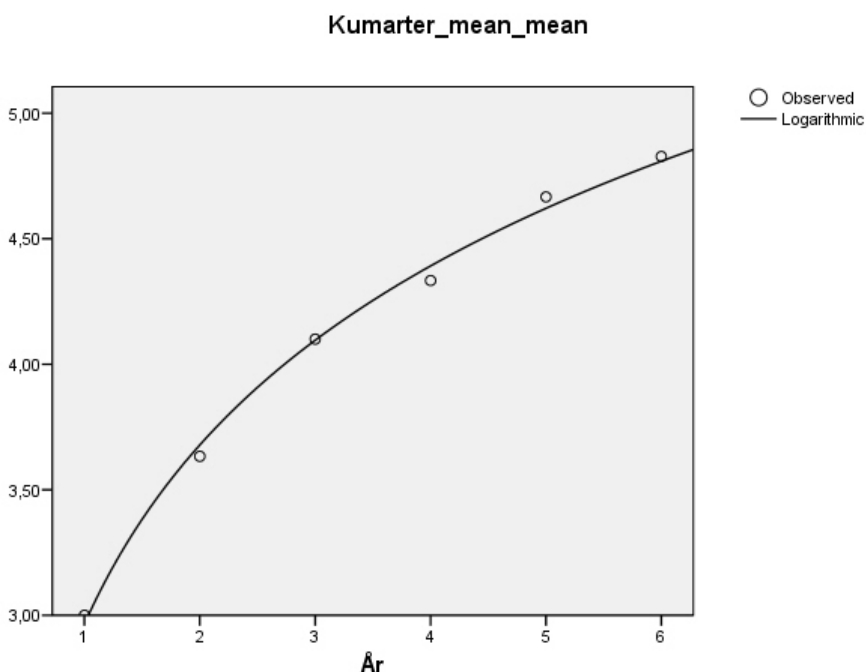
Figur 12. Kumulativt artantal (medelvärde för fyra lokaler per vattendrag) i sju vattendrag i Stockholms län under perioden 2002-2007 (år 1 till 6).

en tendens till utplaning (Figur 13). Skulle tendensen hålla i sig skulle det kumulativa artantalet efter 20 års studier ha ökat till 6 arter.

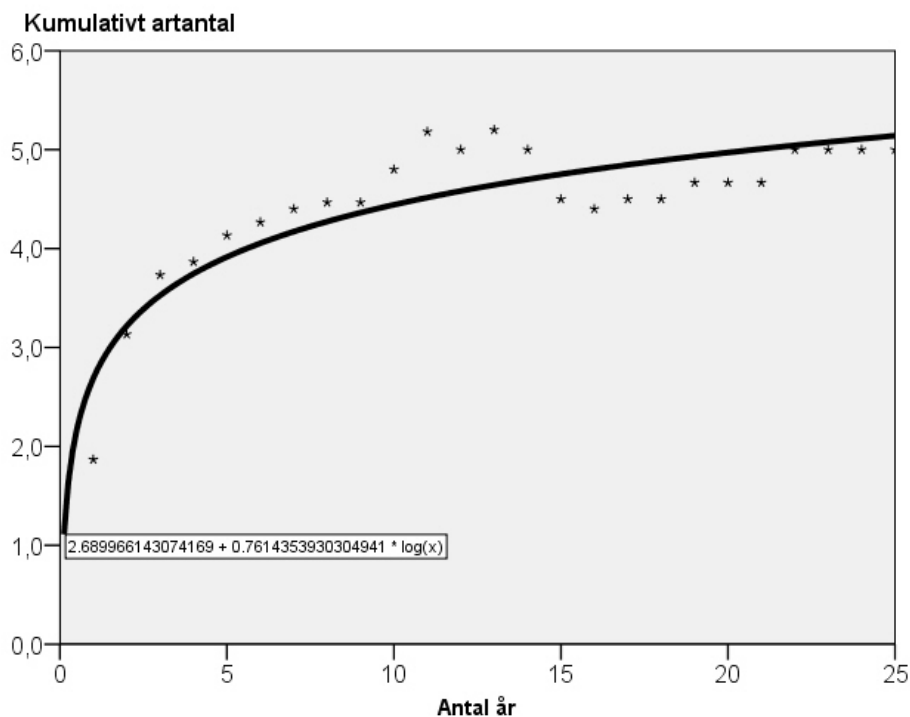
Det kumulativa artantalet fortsatte således att öka över tid även efter sex års studier i Stockholms län. Detta kan bero på att området är artrikt, men också vara en effekt av samplingproblem, till exempel genom att för liten area avfiskas varje gång (se avsnitt 3.2.4) eller att fisket sker vid olika tidpunkter på året. Det senare var inte fallet. Provtagningsdatum har varierat mycket lite. Sex års uppföljning kan däremot vara för litet för att studera kumulativt artantal.

För att studera utvecklingen av det kumulativa artantalet i ett område med längre tidsserier gjordes en jämförelse med elfiskedata från Vättern (delmaterial ur "Länsdata"). De femton lokaler som elfiskats minst 10 år valdes ut och det kumulativa artantalet beräknades per lokal och sedan beräknades medelvärdet per år för samtliga lokaler sammantaget. I detta material med betydligt längre tidsserier framgick att det kumulativa artantalet ökade brant de första fem åren för att sedan plana ut (Figur 14). Noterbart var också att det kumulativa artantalet var snarlikt i Stockholms kustvattendrag och i Vätterbäckarna. Detta talar för en liknande utveckling även i monitoringprogrammet i Stockholms läns kustvattendrag på sikt.

Resultatet indikerar att en lokal bör följas minst fem år för att få en bild av förekommande fiskarter.



Figur 13. Utveckling av kumulativt artantal för en lokal som medelvärde för de undersökta lokalerna i Stockholms län. (Medelvärde av data i figur 3 med logaritmisk anpassning).



Figur 14. Utveckling av kumulativt artantal för de femton lokaler i Vätterbäckar som undersökts minst 10 år.

3.2.3 Effekter av habitatval

Ovan (3.2.1) visades att stora och sjörika vattensystem generellt hyste fler arter. Lokalurvalet domineras helt av lokaler lämpliga för lek- och uppväxt av öring, det vill säga hårbotten med strömmande vatten. Här studeras hur antalet fångade arter varierade med lokalvalet i form av botten typ och vattenhastighet. Botten typen delades in i mjukbotten (dominerande substrat sand eller finare fraktioner) resp. hårbotten. Vattenhastigheten delades in i de tre klasser som utförarna skattar i fält; lugn, strömmande, forsande-stråkande. Analys skedde på datasetet "Kustvattendrag" (ett slumpvis valt elfisketillfälle per lokal, $n=355$).

Medeltalet fångade fiskarter (med hänsyn taget till skillnader i andel sjö och avrinningsområdets storlek) skilde inte signifikant mellan mjuk- och hårbotten. Vid en avrinningsområdesstorlek på 30 km^2 och en andel sjö på $<5\%$ var medeltalet arter 2,96 vid mjukbotten och 2,67 vid hårbotten (Ancova, $r^2=0,23$, $F_{3,333}=34,8$, $p<0,001$, effekten av botten typ n.s.). På motsvarande sätt förelåg ingen signifikant skillnad mellan olika vattenhastighetsklasser, men effekten av vattenhastighet var nästan signifikant ($p=0,087$). Medeltalet fångade fiskarter var 3,2 i lugnvatten, 2,7 i

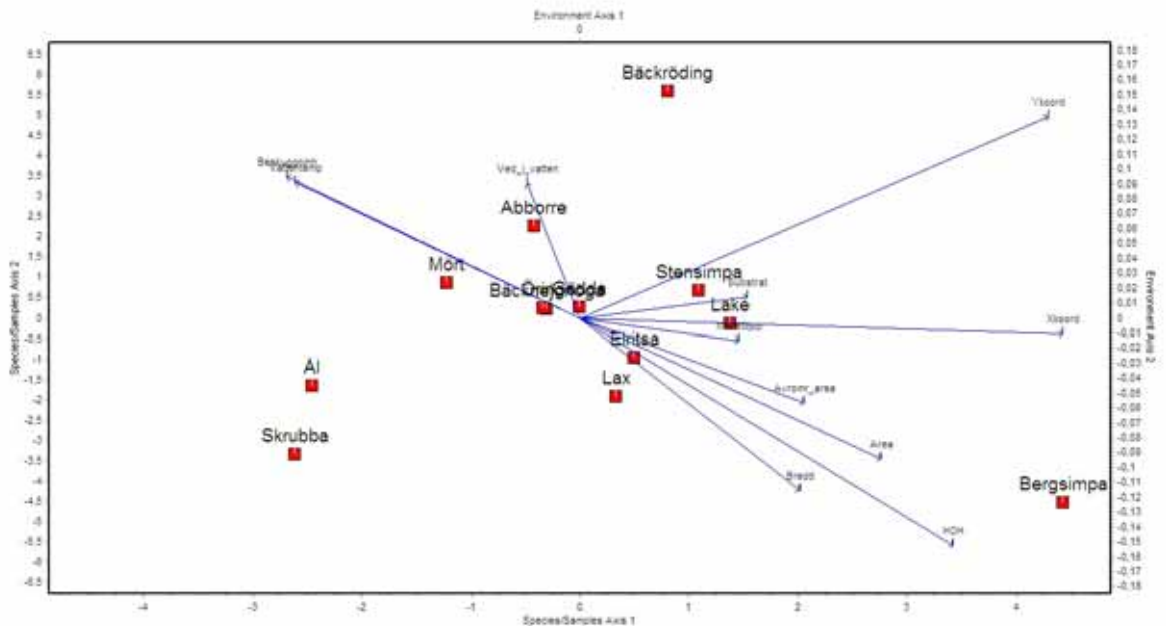
Tabell 2. Andel (%) lokaler (av 355) i dataset "Kustvattendrag" med förekomst av olika arter eller artgrupper. Signifikanta skillnader i förekomstfrekvens per art testat med Pearson Chi-square.

Förekomst av:	Vattenhastighet				Bottentyp		
	Lugn	Ström	Fors	Signifikans	Mjukbotten	Hårdbotten	Signifikans
Abborre	13	5	7	n.s.	6	7	n.s.
Elritsa	13	21	24	n.s.	11	22	=0,062
Gädda	18	10	14	n.s.	15	12	n.s.
Lake	5	12	15	n.s.	4	14	=0,031
Mört	23	6	7	<0,001	6	9	n.s.
Nejonögon	18	25	9	=0,004	30	17	=0,04
Simpor	23	39	54	=0,002	20	45	=0,001
Spiggar	23	4	3	<0,001	13	5	=0,025
Ål	26	11	13	=0,041	15	13	n.s.
Öring	97	95	89	n.s.	98	92	n.s.
Laxfiskar	97	96	95	n.s.	98	95	n.s.
Mörtfiskar	33	28	31	n.s.	18	31	=0,065

strömmande vatten och 2,7 i forsande-stråkande vatten (Ancova, $r^2=0,21$, $F_{4,319}=24,8$, $p<0,001$, effekten av vattenhastighet n.s.). Det förelåg således tendenser till något fler arter i lugnvatten, och möjligen även vid mjukbotten, skillnader som inte var signifikanta.

Mer intressant kan dock vara vilka arter som förekom i olika habitat. Förekomstfrekvensen av 12 taxa studerades vid olika vattenhastighet och bottentyp. Sex av dessa taxa visade ingen skillnad i förekomstfrekvens mellan habitatyperna (Tabell 2). Signifikanta skillnader förelåg dock för mört, nejonögon, simpor, spiggar och ål med avseende på vattenhastighet. De flesta av dessa taxa, simpor undantaget, var frekventare vid lägre vattenhastighet. Ett antal arter (elritsa, simpor, lake) var vanligare över hårdbotten och nejonögon och spiggar över mjukbotten.

Resultatet indikerar att det kan vara nödvändigt att sampla olika habitat för att ha en rimlig chans att fånga alla arter i ett vattendrag. Arter som var frekventare i lugna mjukbottnar och samtidigt ovanliga i strömmande miljöer med hårdbotten var spiggar, och i viss mån abborre, ål och mört. Med en kanonisk korrespondensanalys kan detta åskådliggöras i en bild. Med 11 omgivningsvariabler kunde lokaler med olika förekomstfrekvens av arter grupperas (ordineras) (Figur 15). Till höger i diagrammet syns två vektorer som



Figur 15. Canonical correspondence analysis (Canoco) av artförekomst på lokaler i dataset "Kustvattendrag".

åskådliggör en ökning av nordläge (Xkoord) och ostläge (Ykoord). Korrelerat till nordligare och östligare lokaler var stensimpa och lake, medan ål och skrubba förekom i sydliga och västliga kustvattendrag. Högre altitud hade oftare förekomst av bergsimpa, medan mört gärna förekom i miljöer med fint substrat, hög vattentemperatur och beskuggade partier. Elritsa och lax förekom ofta tillsammans i stora vattendrag.

Med god kännedom om artens krav och stödd av ovanstående analyser kan sampling vid behov riktas till områden som har större chans att hysa en viss art. Vill man fånga mört för att studera om rekrytering förekommer, mört är ju en försurningsindikator, bör undersökningarna riktas till mer lugnflytande habitat än när fokus ligger på öring.

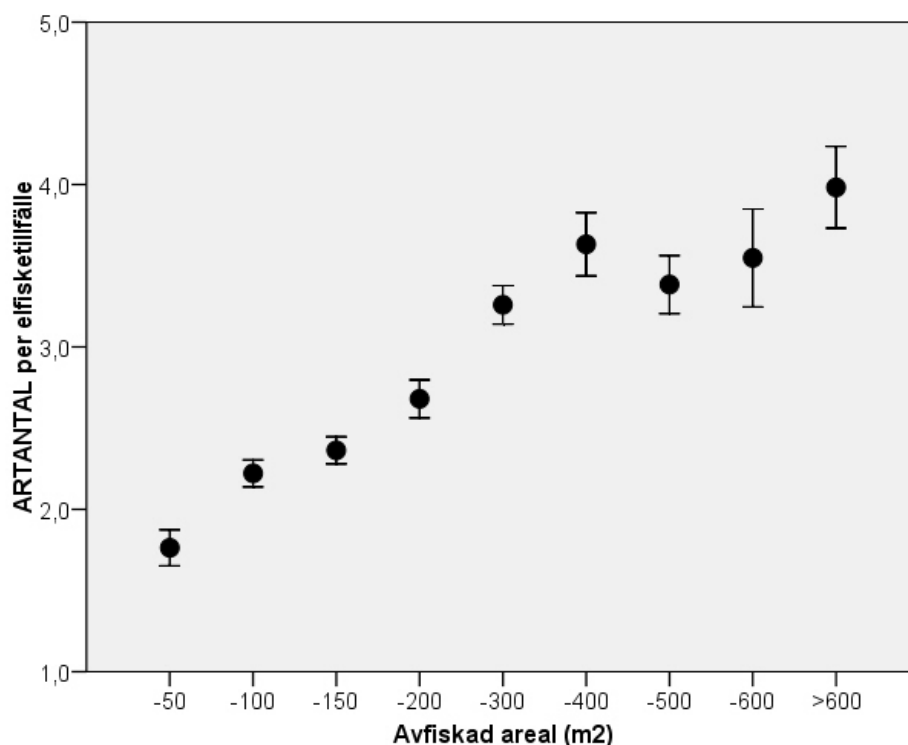
3.2.4 Effekter av lokalarea

Det är tidigare visat att avfiskad area påverkar antalet fångade arter vid standardiserat elfiske (Degerman m fl 1994). Med datasetet "Kustvattendrag" åskådliggjordes sambandet mellan avfiskad area per elfisketillfälle och antalet fångade arter (Figur 16). Kurvan kan beskrivas som;

$$\text{Artantal} = \text{Log10}(\text{avfiskad area}) * 0,547. \quad (\text{Formel 4})$$

En fördubbling av den avfiskad area från 25 till 50 m² ger ytterligare 0,4 arter, en fördubbling från 50 till 100 m² ger lika mycket osv. Avfiskade areor över 400 m² är mycket tidsödande och som framgår av kurvan ger en ökning av arean från 200 till 300 m² endast 0,22 nya arter och skillnaden mellan 300 och 400 m² är endast 0,16 arter. Med tanke på att kurvan planar ut vid 300-400 m² kan detta sättas som en övre genomförbar gräns på lokalstorlek vid elfiske för att fånga förekommande arter. Detta är i paritet med vad som presenterats tidigare (Degerman m fl 1994).

Det kan vara möjligt att använda små (100-200 m²) lokaler för att bestämma förekommande arter genom att poola resultatet från flera lokaler. I ett vattendrag med fyra årligen undersökta lokaler bör en poolad artförekomst redovisad för hela vattendraget ge ett stabilare mått än enstaka enskilda lokalers.



Figur 16. Antalet fångade fiskarter per elfisketilfälle (medelvärde ±95% konfidensintervall) avsatt mot avfiskad areal. (Dataset Kustvattendrag, alla elfisketilfällen.)

3.2.5 Varians mellan och inom lokaler

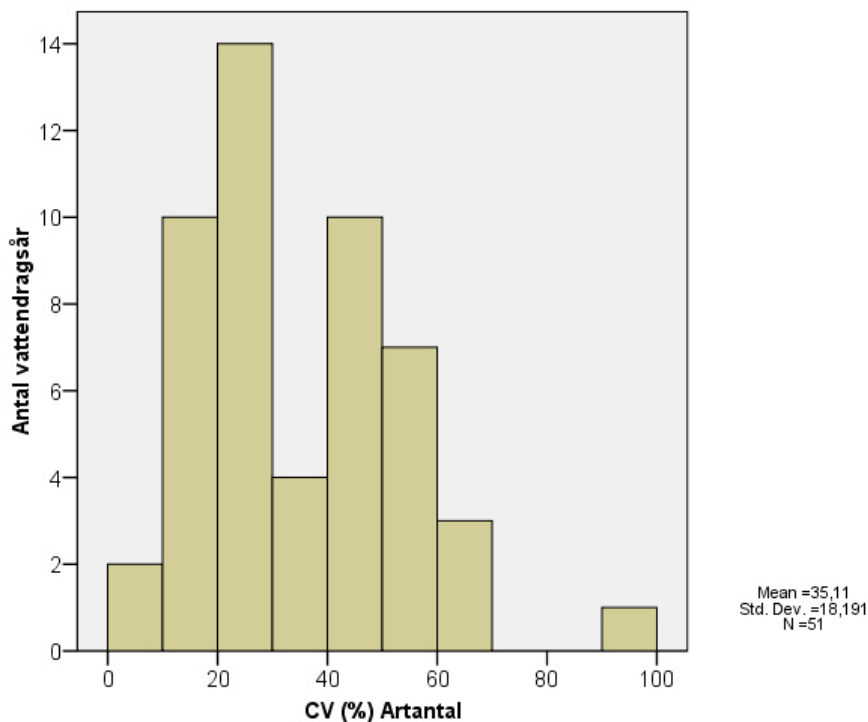
Antalet lokaler som bör undersökas och hur dessa lokaler bör väljas beror naturligtvis på syftet. Vi antar här att elfiskena är utförda för att få fram ett bra mått på artrikedomen på utvalda lokaler. Vi studerar nedan CV (se avsnitt 3.1.3) för artantalet.

I datasetet ”Kustvattendrag” beräknades initialt CV i artantal för samma lokal under en följd av år, det vill säga inte variationerna mellan lokaler i vattendraget samma år. Detta var för att studera vilka övergripande faktorer som påverkar CV. Potentiella faktorer som kunde påverka CV kördes som oberoende variabler i en multipel linjär regression mot CV för artantal. De oberoende variablerna hade transformerats för att anpassa dem till en normalfördelning. Även CV transformerades med \log_{10} . Det faktiska artantalet medtogs inte bland de oberoende variablerna. Det förelåg en tendens att de artfattigaste vatten hade antingen höga CV, eller låga CV. I det senare fallet var det så att endast en art påträffats alla år (öring), i det föregående fallet hade någon enstaka annan art fångats.

Två oberoende variabler kunde endast förklara 4 procent av variationen i CV (Multipel linjär regression, $r^2=0,038$, $F_{2,326}=7,44$, $p<0,01$). Signifikanta ingående oberoende variabler var avrinningsområdets area samt vattentemperatur vid fisket. Variationen i CV minskade i större vattendrag, men ökade med ökad vattentemperatur. En stor del av variationen i CV gick inte att korrelera till oberoende variabler, vilket kan antyda att det finns en stor slumpmässig variation.

Resultatet understryker vikten av att försöka sampla vid samma tidpunkt på året, och helst vid likartade förhållanden med avseende på vattennivå och temperaturer.

För att studera variationen inom året för lokaler i samma vattendrag användes datasetet ”Länsdata”. Enbart år då vattendrag samplats på fyra lokaler valdes ut. Totalt fanns 51 sådana vattendragsår (från 7 vattendrag). Dessa fyra lokaler per vattendrag antogs ge ett stickprov på medelartantalet och dess CV i vattendraget det året. I medeltal var CV 35 procent, med en spridning från 0 till 91 procent (Figur 17).



Figur 17. CV (%) vid skattning av artantal per vattendrag och år när fyra elfiskelokaler undersökts. (Dataset Länsdata).

Medelartantalet var 2,76 och SD 0,93 för hela materialet. Appliceras det på formel 2 (avsnitt 3.1.3) skulle detta innebära att det för att få en precision på CV på 20 procent skulle kräva hela 28 lokaler per vattendrag. Så kan man dock inte räkna eftersom olika vattendrag jämförs, stickprovet syftar ju till att beräkna artantalet i ett vattendrag. Därför är det korrekt att beräkna antalet erforderliga prov per vattendrag och sedan ta medelvärdet därav. Eftersträvas en precision på CV=20 procent krävs i medeltal endast 6 (5,6) undersökta lokaler. Eftersträvas en precision på CV=25 procent krävs endast fyra (4,4) lokaler. Slutsatsen av detta är att en god precision kan uppnås med 4-6 undersökta lokaler per vattendrag och år, med nuvarande lokalval.

3.2.6 Effekter av samplingfrekvens

Hur ofta måste då en lokal undersökas för att man ska få tillräcklig kunskap om antalet förekommande arter och få en god precision i skattningen så att befintliga trender kan detekteras? Vad blir skillnaden om man övervakar varje år, vartannat år, vart tredje år eller vart femte år? För att studera detta har vi använt oss av datasetet "Kustvattendrag" och studerat lokaler som undersökts minst 10 år. Totalt fanns det 112 sådana lokaler. Utav dessa hade 30 en signifikant trend i artantal (bivariat korrelation mellan år och artantal,

Pearson correlation $p < 0,05$). Dessa 30 vattendrag (24 med ökat artantal, 6 med minskat) valdes ut för att studera effekten av samlingsfrekvens.

Hade samplingen skett vartannat år istället för varje hade hälften av de signifikanta förändringarna av artantalet ej detekteras, trots att samma tidsperiod undersökts (Tabell 3).

När vart tredje år valdes ut förelåg signifikanta förändringar i åtta av de ursprungliga 30 lokalerna, det vill säga i 27 procent. I princip kan man säga att antalet påvisade signifikanta samband återigen halverades när samlingsfrekvensen minskade från vartannat till vart tredje år. Självfallet är en stor del av detta en effekt av att det statistiska sambandet blir starkare om samma trend föreligger med ett större stickprov. Men i ett antal fall försvann trenden när provtagningen glesades ut (ex Knebildstorpsbäcken, Malbäcken, Nybroån, Skredsviksån, Strinneån, Taske å).

Man måste värdera om den halverade kostnaden för ett uppföljningsprogram är värt att man också halverar mängden funna signifikanta förändringar. Om det inte är av intresse att påvisa förändringar kanske det är bättre att inte ha ett monitoringprogram över huvud taget. Vår slutsats är att om man har som syfte att följa förändringar i antalet förekommande arter bör man fiska årligen.

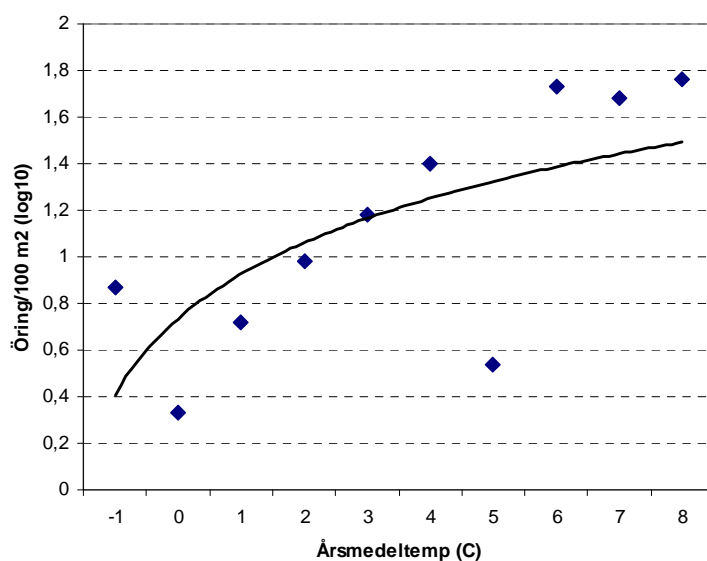
Tabell 3. Lokaler med signifikant förändring av artantalet över tid (svartmarkerat Pearson r indikerar signifikant förändring, n anger antalet ingående år), samt effekten av att välja ut endast vartannat respektive vart tredje år ur uppföljningsprogrammet på trenden i artantal.

UNDERSÖKTA VATTEN			VARJE ÅR		VARTANNAT ÅR		VART TREDJE ÅR	
Vattendrag	Lokal	Län	n	r	n	r	n	r
Björnbäcken	Hult V om	13	15	0,84	8	0,91	5	0,94
Brännbäcken	Långmyrkålen	24	20	0,47	10	0,63	7	0,61
Byskebäcken	Samhället	24	17	0,59	9	0,69	6	0,82
Gärssjöbäcken	Krokbäck	24	18	0,52	9	0,53	6	0,69
Hagbyån	Upp Loverslundsbron	8	17	0,70	9	0,81	6	0,89
Holmsjöbäcken	Mynningen	24	19	0,48	10	0,43	7	0,61
Idbyån	Strax uppstr bron	22	17	0,63	9	0,77	6	0,72
Kabusaån	Svalevad	12	19	-0,51	9	-0,55	7	-0,57
Klappmarksbäcken	Hemmesmark	24	21	0,63	11	0,65	7	0,86
Knebildstorpsbäcken	Uppstr Simmarv.	13	20	0,47	10	0,44	7	0,13
Kvarnbäcken	Mälltorp vid bro	13	18	0,66	9	0,76	6	0,66
Malbäcken	Fallabrånet	24	19	0,71	10	0,89	7	0,69
Malbäcken	Selsfors	24	15	0,56	8	0,43	5	0,33
Mölnebäcken		14	20	0,59	10	0,46	7	0,57
Nybroån	Strömkoncentr.	12	24	0,54	12	0,43	8	0,35
Prästbäcken	Storheden	24	21	0,63	11	0,70	7	0,80
Råtjärnbäcken	Nedan vägen	24	19	-0,47	10	-0,62	7	-0,71
Råån	Nymölle (Gantofta)	12	18	0,65	9	0,54	6	0,56
Saluån	Näst nederst - blå	22	16	0,55	8	0,53	6	0,48
Skredsviksån		14	28	-0,40	14	-0,58	10	-0,23
Skredsviksån	Biflödet	14	28	-0,48	14	-0,39	10	-0,52
Smörbäcken	Mynningen	24	15	0,60	8	0,58	5	0,71
Stockbäcken	Mynningen	24	17	0,54	9	0,68	6	0,49
Strinneån	Åslätten höger södra	22	24	-0,46	12	-0,64	8	0,00
Taske å	Koloniområdet	14	19	0,46	10	0,33	7	0,28
Tjöstelserödsbäcken	Skolan	14	16	0,68	8	0,77	6	0,84
Torsbäcken	Olofsfors	24	22	-0,54	11	-0,42	8	-0,82
Tvärån	Nyfors	24	16	0,54	8	0,86	6	0,66
Ulvatorpsbäcken	St Råred/Ulvatorp	13	15	0,82	8	0,78	5	0,86
Västanbäcken	Västanbäck	24	17	0,87	8	0,91	6	0,87

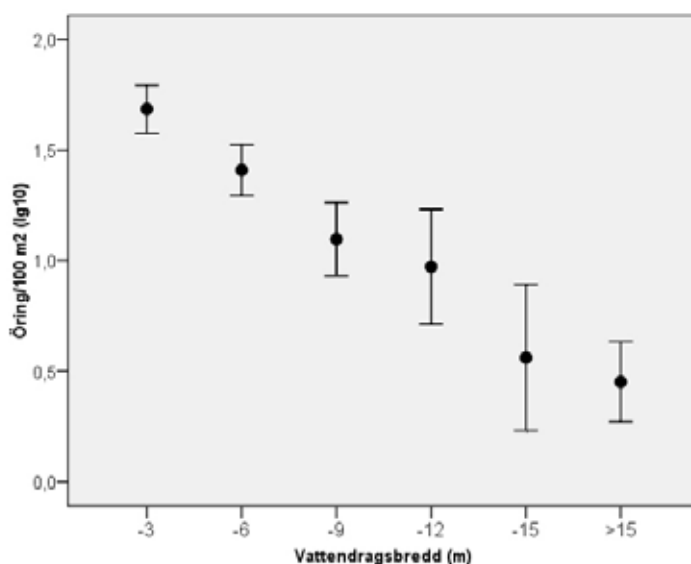
3.3 Täthet av öring

3.3.1 Omvärldsfaktorer som påverkar öringtätheten

Tätheten av öring ökade med ökad årsmedeltemperatur i luften (30-årsmedelvärde från SMHI) i Kustvattendragen (Figur 18). Sambandet berodde dock också av att det generellt fiskats större vattendrag i nordligare klimat. Öringtätheten minskade ju generellt med ökad vattendragsstorlek och -bredd (Figur 19).



Figur 18. Medelvärde för öringtäthet (\log_{10} , täthet per 100 m^2) för lokaler med olika årsmedeltemperatur. (Dataset Kustvattendrag, ett elfisketillfälle per lokal, $n=355$.)



Figur 19. Medelvärde (och 95%-konfidsintervall) för öringtäthet (\log_{10} , täthet per 100 m^2) för lokaler med olika vattendragsbredd. (Dataset Kustvattendrag, ett elfisketillfälle per lokal, $n=355$.)

3.3.2 Effekter av lokalval

De som genomför elfisket klassificerar subjektivt lokalens värde för öring utgående från djup, bottensubstrat, vattenhastighet och beskuggning. I dataset "Kustvattendrag" skilde det signifikant (räknat på transformerade tätheter) i öringtäthet mellan de tre lokalvärdesklasserna (Anova, $F_{2,3077}=77,84$, $p<0,001$). I medeltal var tätheten 18, 43 respektive 95 öringar per 100 m² i de tre klasserna. Lokalvärdet är dock subjektivt bedömt och det kan tänkas att bedömningen ibland sker utifrån resultatet av elfisket, det vill säga styrs av erhållen täthet. Därför är det mer intressant att studera öringtätheten mot objektiva och kvantitativa uppmätta lokalkarakteristika. I tabell 4 redovisas otransformerade medeltätheter av öring i relation till olika habitatkarakteristika (statistiska jämförelser har gjorts på transformerade data).

Tätheten beror framför allt på mängden förekommande årsungar (0+), vilka förekommer rikligast i grunda, strömmande habitat med hög beskuggning.

3.3.3 Påverkan av provtagningstillfället

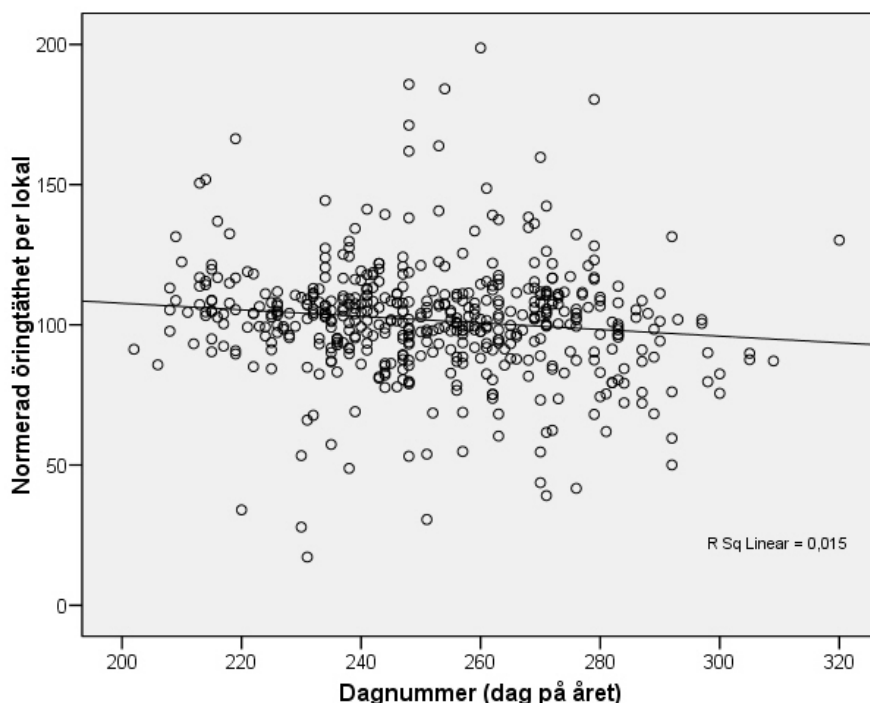
Provtagningen är standardiserad till säsong från mitten av juni till mitten av september. Tidigare studier har visat att tätheten av årsungar av lax på västkusten påverkades mycket mellan juli och augusti, men var relativt stabil mellan september och oktober (Degerman m fl 1999). För att studera

Tabell 4. Medeltäthet av öring per 100 m² i dataset "Kustvattendrag" (ett slumpvis elfisketillfälle utvalt per lokal) beroende på rådande habitatkarakteristika vid elfisketillfället. Olika habitatklasser jämförda med ANOVA på transformerade öringtätheter.

Habitatvariabel	Klass					
Vattenhastighet	Lugn	Ström	Fors			Anova
Öring/100 m ²	66	81	37			$p<0,001$
Dominerande substrat	Fin	Sand	Grus	Sten	Block	Anova
Öring/100 m ²	71	88	90	68	31	$p<0,001$
Medeldjup (m)	-0,1	-0,2	-0,3	-0,4	>0,4	Anova
Öring/100 m ²	130	67	38	22	13	$p<0,001$
Beskuggning (%)	-20	-40	-60	-80	-100	Anova
Öring/100 m ²	28	56	70	94	112	$p<0,001$

om en sådan effekt av provtagningsdatum även förelåg i föreliggande material normerades alla data i datasetet "Länsvattendrag" så öringtätheten varje år uttrycktes i procent av medelvärdet för lokalen. Normal täthet för lokalen åsattes därmed värdet 100 procent. Det förelåg en signifikant minskning av öringtätheten över tid från dagnummer 200 (=19 juli) till dagnummer 320 (16 november) (linjär regression, $r^2=0,015$, $F=1,4897,48$, $p=0,006$). Även om denna regression var signifikant var den förklarade variationen mycket låg och får tillmätas ringa betydelse (Figur 20). Exemplet visar att man inte alltid hållit den stipulerade provtagningsperioden, men att det inte tycks ha haft en nämnbar effekt på skattningen öringtätheten. Dock torde effekten på artantal vara större eftersom artantalet styrs av vattentemperaturen.

Bestämning av öringtätheten tycks därmed kunna ske med likartat resultat över säsongen, men uppenbarligen fanns en stor variation i uppmätt täthet på de enskilda lokalerna mellan åren. Till del kan denna variation vara betingad av vattenföringen vid elfisketillfället. Det är generellt svårare att se och fånga fisk vid höga flöden.



Figur 20. Normerad öringtäthet per lokal avsatt mot dag på året som elfisket skedde för dataset "Länsvattendrag".

Vattennivån ska anges av utföraren av elfisket och anges som låg, medel, hög i förhållande till normala förhållanden för årstiden. I datasetet ”Länsvattendrag” var det relativt få tillfällen med hög vattenföring. För att få ett större material användes därför dataset ”Kustvattendrag”. Öringtätheterna normerades som ovan och därefter jämfördes den normerade tätheten vid olika vattennivå (Figur 21). Det skilde signifikant i normerad öringtäthet mellan nivåerna.

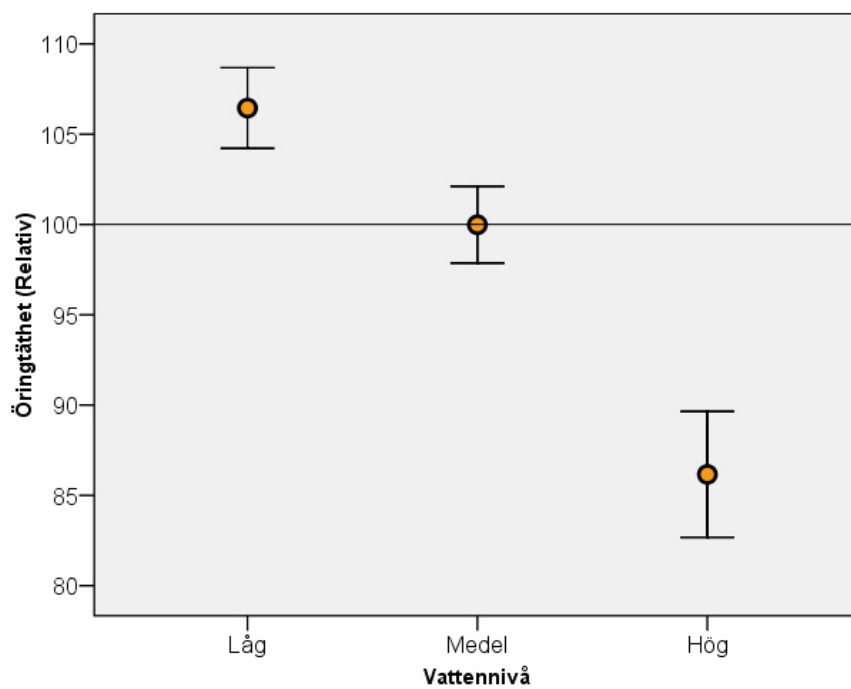
Dessa exempel visar att det är viktigare att fiska vid samma vattennivå än att hålla provtagningsdatum exakt när avsikten är att bestämma öringtätheten. Vi rekommenderar ändå att den provfisketid som anges i standarden används och att provtagningar påföljande års görs så nära i tid föregående års som möjligt. Detta för att inte minska precisionen i skattningen av artantal (avsnitt 3.2.5).

3.3.4 Varians mellan och inom lokaler

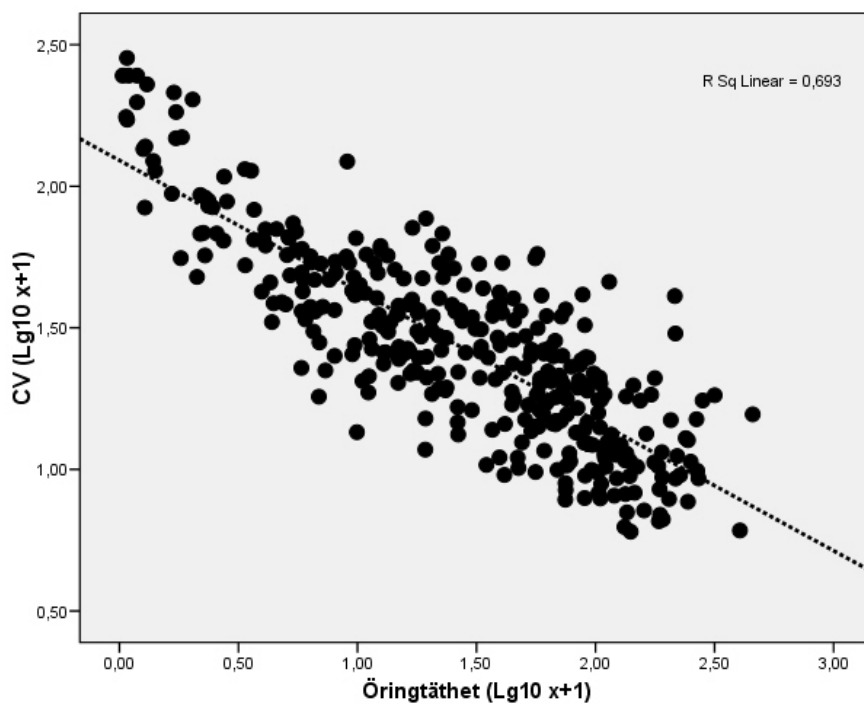
Antalet lokaler som bör undersökas och hur dessa lokaler bör väljas beror naturligtvis på syftet, till exempel att skatta en populationsstorlek, medelabundans, fånga alla förekommande arter, bedöma ekologisk status osv. Vi antar här att elfiskena var utförda för att få fram ett bra mått på populations-tätheten av havsöring på bra lokaler. Precisionen i estimatet mäts som varianskvot (CV), se avsnitt 3.1. Vi studerar nedan CV för totaltätheten av öring (transformerad enligt $\text{Log}_{10}(\text{täthet}+1)$).

I datasetet ”Kustvattendrag” beräknades initialt CV i öringtäthet för samma lokal under en följd av år, det vill säga inte variationerna mellan lokaler i vattendraget samma år. Detta var för att studera vilka övergripande faktorer som påverkar CV. Potentiella faktorer som kunde påverka CV kördes som oberoende variabler i en multipel linjär regression mot CV för öringtäthet (transformerad). De oberoende variablerna hade transformerats för att anpassa dem till en normalfördelning. Lokaler som samplats 6-15 år valdes ut. Öringtätheten i sig ingick inte i datasetet med oberoende variabler. Det förelåg en signifikant ökad CV med minskad öringtäthet (Figur 22). Eftersom öringtätheten var starkt kopplad till klimatet (Figur 18) innebär detta att CV generellt var högre utefter Norrlandskusten jämfört med södra Sverige.

Det är vanligt att CV ökar vid låga tätheter, men den tydliga effekten av öringtätheten på CV indikerar att det kan vara andra faktorer som också inverkar. Det kan vara så att lokaler med höga tätheter är fullt besatta med öring år från år, kanske på grund av god tillgång på lekfisk eller optimalt habitat. Här varierar tätheterna inte mycket mellan år. Lokaler med svagare bestånd uppvisar större variationer mellan år, vissa år är bestånden svaga, andra bättre. Låga CV kan därmed indikera fullt besatta lokaler.



Figur 21. Normerad öringtäthet per lokal avsatt mot vattennivån vid elfisketillfället (Dataset Kustvattendrag, endast tillfällen med bedömd vattennivå).



Figur 22. CV avsatt mot öringtäthet (båda logaritmerade) för samtliga kustvattendrag.

Frånsett effekten av öringtäthet var det fem oberoende variabler som kunde förklara 35% av variationen i CV (Multipel linjär regression, $r^2=0,352$, $F_{5,310}=35,22$, $p<0,001$). Signifikanta ingående oberoende variabler var årsmedeltemperatur, lutning (%) på lokalen, avrinningsområdets area, lokalvärdet samt avfiskad area. Notera att lokalvärdet var medelvärdet av lokalbedömningen de olika åren och därför kunde anta flera olika värden, inte enbart 0-1-2.

CV minskade med varmare årsmedeltemperatur (dvs det var större variation på kalla lokaler, det vill säga där det var lägre öringtäthet (Figur 22)), minskade med ökad lutning (ju större lutning desto troligare att en vattenström bibehålls även vid låg tillrinning) och minskade med högt lokalvärde (dvs bra öringlokaler hade större och stabilare bestånd än intermediära lokaler). CV ökade något med ökat avrinningsområde och ökade med samplad area, vilket torde vara en effekt av att man samplat större area i områden med svaga bestånd. För att minska CV i öringtäthet bör man satsa på vattendrag med goda öringbestånd. Men syftet kan ju vara att följa ett bestånd från svag till stark population. Uppföljningen bör då fokuseras till homogena, inte alltför stora, lokaler i bra habitat med relativt hög lutning. Det bör dock betonas att detta ger en skattning av öringtäthet i just de bästa habitaterna, vilket inte behöver vara liktydigt med en skattning av öringpopulationens status i vattendraget. För en sådan krävs att ingående habitat definieras och samplas var för sig. Detta kommer att studeras i föreliggande programs fortsättning år 2010-2011.

Med adekvat än analysen ovan är förstås att studera variationen mellan lokaler i samma vattendrag fiskade samma år. För att göra detta valdes data från "Länsdata". Enbart år då vattendrag samplats på fyra lokaler valdes ut. Totalt fanns 51 sådana vattendragsår (från 7 vattendrag). Dessa fyra lokaler per vattendrag antogs ge ett stickprov på medeltätheten av öring och dess CV i vattendraget det året. I medeltal var CV 34%, med en spridning från 4 till 120 procent.

Eftersträvas en precision på CV=20% krävs i medeltal endast 5 (5,4) undersökta lokaler. Eftersträvas en precision på CV=10% krävs tio (9,6) lokaler. Slutsatsen av detta är att en god precision kan uppnås med 5 undersökta lokaler per vattendrag och år, med nuvarande lokalval.

3.3.5 Effekter av samplingfrekvens

Hur ofta måste då en lokal undersökas för att man ska få tillräcklig precision i skattningen av öringtätheten så att befintliga trender kan detekteras? Vad blir skillnaden om man övervakar varje år, vartannat år, vart tredje år eller vart femte år (jämför avsnitt 3.2.6)? För att studera detta har vi använt oss av datasetet "Kustvattendrag" och studerat lokaler som undersökts minst 10 år. Totalt fanns det 112 sådana lokaler. Utav dessa hade 27 en signifikant trend i öringtäthet (bivariat korrelation mellan år och artantal, Pearson

correlation $p < 0,05$). Dessa 27 vattendrag (19 med ökad täthet, 9 med minskad) valdes ut för att studera effekten av samplingsfrekvens.

När vartannat år selekterades ut uppvisade 11 av 27 lokaler ingen signifikant förändring av öringtätheten, det vill säga 40% av de signifikanta förändringarna kunde inte påvisas med den lägre samplingsfrekvensen (Tabell 5). När samplingsfrekvensen sjönk till vart tredje år kunde bara 25 procent av de signifikanta sambanden påvisas. Resultat liknar mycket det som förelåg för artantal och är till stor del en effekt av antalet ingående år (stickprov) i tidsserien. Återigen, det verkar inte meningsfullt att övervaka en öringpopulation i kanske 20 år, men bara sampla vart tredje år. Man bör nog bestämma sig för vad syftet är. Är det inte av intresse om öringtätheten (eller artantalet förändras) kan man hoppa över att sampla varje år. Frågan är då bara vilket syfte monitoringprogrammet har?

Tabell 5. Lokaler med signifikant förändring av öringtäthet över tid (svartmarkerat Pearson r indikerar signifikant förändring, n anger antalet ingående år), samt effekten av att välja ut endast vartannat respektive vart tredje år ur uppföljningsprogrammet på trenden i artantal.

Vattendrag	Lokal	Län	VARJE ÅR		VARTANNAT ÅR		VART TREDJE ÅR	
			n	R	n	r	n	r
Charlottenlundsbäcken	Benstampen	12	17	-0,85	9	-0,86	6	-0,883
Forsån	A-näst överst	22	18	0,58	9	0,761	6	0,565
Forsån	C-nederst	22	18	0,62	9	0,522	6	0,813
Gärssjöbäcken	Tallmyran	24	18	0,68	10	0,848	6	0,59
Holmsjöbäcken	Mynningen	24	19	0,61	10	0,593	7	0,715
Jörlandaån	Nedre/haga v:a	14	11	-0,66	6	-0,72	4	-0,907
Klappmarksbäcken	Gottland	24	22	0,43	11	0,86	8	0,597
Knebildstorpsbäcken	Ned industriomr.	13	15	0,61	8	0,684	5	0,759
Knebildstorpsbäcken	Uppstr Simmarv.	13	20	0,61	10	0,57	7	0,433
Kälkvattsbäcken	Mynningen	24	20	0,67	10	0,826	7	0,621
Lillån	Sörbyn	24	23	0,42	12	0,478	8	0,255
Lyckebyån	Mariefors	10	16	-0,66	8	-0,52	6	-0,775
Malbäcken	Selsfors	24	15	0,53	8	0,662	5	0,433
Nybroån	Strömkoncentr.	12	24	-0,54	12	-0,59	8	-0,94
Nybroån	Övningsfältet	12	16	-0,59	8	-0,74	6	-0,868
Pålböleån	Sävar	24	17	0,71	9	0,813	6	0,707
Saluån	Näst nederst - blå	22	16	0,71	8	0,839	6	0,625
Skintan	Ned bron/Lynga	13	16	-0,65	8	-0,7	6	0,789
Skredsviksån		14	28	0,68	14	0,681	10	0,577
Stordalslidbäcken	Baksjöleden	24	15	0,67	8	0,927	5	0,447
Stridbäcken	Gula stugan ned E4	24	18	0,71	9	0,852	6	0,794
Strinneån	Åslätten vänst norra	22	23	0,58	12	0,723	8	0,821
Tjöstelserödsbäcken	Mynningen	14	16	-0,63	8	-0,91	6	-0,613
Tryssjöbäcken	Mynningen	24	18	0,48	9	0,518	6	0,539
Ulvatorpsbäcken	St Råred/Ulvatorp	13	15	0,84	8	0,931	5	0,923
Västanbäcken	Västanbäck	24	17	-0,48	9	-0,37	6	-0,849

3.4 Biologisk mångfald

3.4.1 Vad är biologisk mångfald?

Biologisk mångfald (BM) har vi väl alla en uppfattning om. Att vi har en egen uppfattning är både bra och ett problem. BM kan nämligen definieras på olika sätt. För en några handlar det om arter, men egentligen handlar det ”rätt” arter.

Man talar ibland om tre olika diversiteter, nämligen alfa-, beta- och gammadiversitet:

- Alfadiversitet = en artlista för ett habitat (ett ekosystem)
- Betadiversitet = skillnader i artlistor mellan habitat
- Gammadiversitet = Antalet ekosystem i landskapet (produkten av alfa och beta)

Detta säger ingenting om vad som är naturligt, eller hur påverkat ett system är. Det är ju inte bra för ett ekosystem om främmande arter kommer in, även om de ökar alfadiversiteten.

Biologisk mångfald är rätt art på rätt plats i normal täthet och bevarad genetisk variation i en opåverkad miljö med intakta strukturer och processer. Arter, strukturer och processer är nyckelbegreppen och de ska alla vara opåverkade.

3.4.2 Hur kan vi mäta det?

Denna korta genomgång av begreppet biologisk mångfald visar att det är svårt att mäta enkelt med dagens elfiskeprogram. Samma svårighet föreligger för alla andra terrestra och akvatiska undersökningar av biota. Man förväxlar artlistor med biologisk mångfald, man har mätt artrikedom och tror felaktigt att det är biologisk mångfald. Artrikedom i kustvattendrags hårdbottnar går mycket bra att skatta med elfiskeundersökningar (avsnitt 3.2). Frågan är bara om det är rätt arter och om deras miljö är påverkad.

Ofta brukar man använda olika **diversitetsindex** som ett mått på biologisk mångfald, men för att detta ska vara fruktsamt måste artdiversiteten ska vara kopplad till en frisk miljö. Nackdelen är att diversitetsindex inte tar hänsyn till vilka arter som förekommer – en art är en art. För att kunna använda diversitetsindex för att beskriva biologisk mångfald behöver vi veta vilken diversitet som är den förväntade på lokalen vid opåverkade förhållanden, och vilka arter som är naturligt förekommande. Vid framtagande av VIX (bedömning av ekologisk status utgående från elfiske, Beier m fl 2007) användes Simpsons diversitetsindex. Utgående från förhållandena på

opåverkade lokaler predikteras det förväntade värdet för detta för varje undersökt lokal, det vill säga ett förväntat värde vid opåverkade förhållanden predikteras. Det uppmätta värdet kan sedan jämföras med det predikterade och avvikelserna beräknas. Denna avvikelse uttrycks som sannolikheten att det observerade värdet avviker från det predikterade (0-1, Beier m fl 2007).

Biologisk mångfald kan också indikeras av **förekomst av främmande eller rödlistade** arter. Framför allt bör frekvensen av sådana inte öka respektive minska i ekosystemet. De arter som föreslås rödlistade år 2010 av Artdatabanken (pers. komm. Mikael Svensson) har valts ut som rödlistade arter. För sötvattnen omfattar detta storröding, mal, storskallesik, vimma, havsnejon-öga, lake, ål och atlantlax (inte östersjöfax). Elfiske är en bra undersökningsmetod för de tre senare arterna. Utöver detta har Artdatabanken pekat på en negativ utveckling för bergsimpa. Som främmande arter räknas gräskarp, kanadaröding, amerikansk bäckröding, regnbåge och signalkräfta. De tre senare påträffas relativt frekvent vid elfiske.

Som ett alternativ till att använda enbart ett diversitetsindex finns också möjligheten att ta fram en mer konceptuell modell som klassar tillståndet på en lokal. En konceptuell modell ger en förenklad bild av hur man tror att ett verkligt system beter sig, baserat på kvalitativa och kvantitativa bedömningar av hur biologisk mångfald kan beskrivas i ett vattendrag. Begreppet arter kan beskrivas med om det var ett förväntat artantal för lokal och om främmande arter förekom. För målarten kan den observerade tätheten jämföras med den förväntade på opåverkade lokaler. Strukturer kan representeras av habitatdiversitet, beskuggning och vegetationsmängd på lokalen. Processer kan representeras av mängden död ved, flöden och vattentemperatur. Utformningen av ett sådant mått på den biologiska mångfalden kunde göras utgående från elfiske och omgivningsdata som registreras i enlighet med bedömningen av ekologisk status, och borde egentligen ge ett likartat svar. Vi väljer att inte presentera något förslag här.

3.4.3 Simpsons diversitet

Vill man mäta Simpsons diversitet på lokalen krävs ett ganska stort stickprov. För att se hur många lokaler som behöver fiskas varje år i ett vattendrag för att nå en viss precision valdes data från "Länsdata". Enbart år då vattendrag samplats på fyra lokaler valdes ut. Totalt fanns 51 sådana vattendragsår (från 7 vattendrag). Dessa fyra lokaler per vattendrag antogs ge ett stickprov på Simpsons diversitet och dess CV i vattendraget det året. I medeltal var CV 96 procent, med en spridning från 23 till 200 procent. Eftersträvas en precision på CV=20% krävs i medeltal hela 15 (15,2) undersökta lokaler. Orsaken är att vattendragen är artfattiga, varför en enstaka extra fångad art får stor inverkan på diversitetsindexet. Detta innebär att också avvikelserna från ett predikterat diversitetsindex blir behäftad med denna osäkerhet.

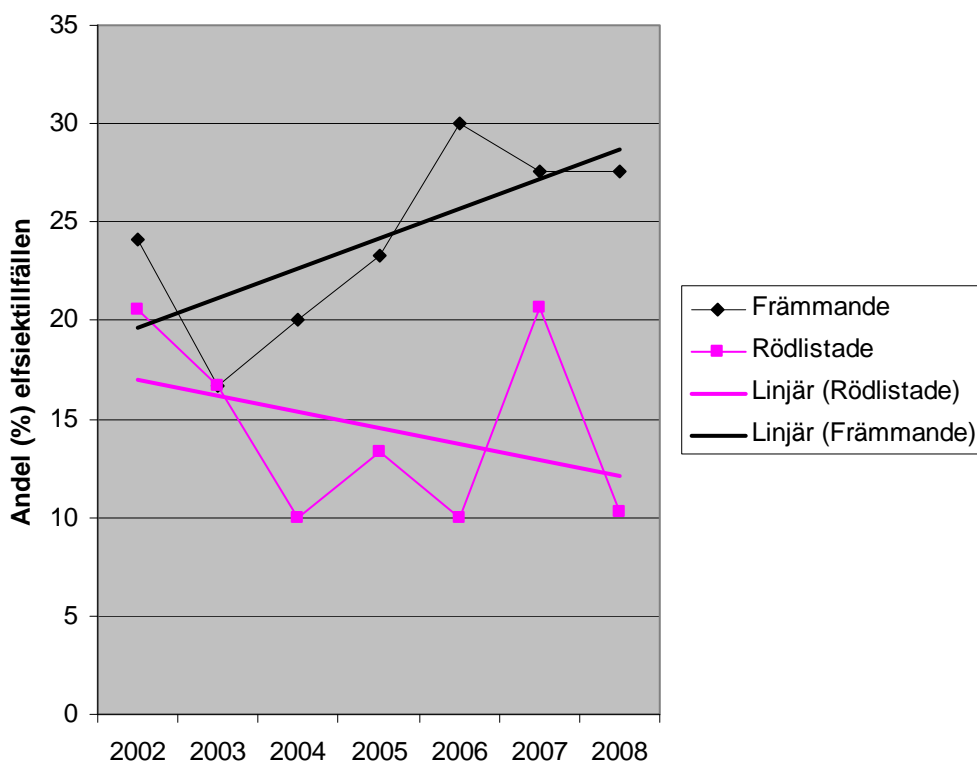
3.4.4 Främmande eller rödlistade arter

Främmande arter förekom endast vid 4,8% av elfisketillfällena (dataset Kustvattendrag, alla elfisketillfällen). Rödlistade arter förekom vid hela 29,1 procent av elfisketillfällena. Det var en tydlig tendens att andelen elfisketillfällen med främmande arter var högst i de större vattendragen (chi-2 test, tre storleksklasser; <10, <100, <1000 km²; Pearson Chi-2=215, df=6, p<0,001).

För att se om andelen elfisketillfällen med fångst av rödlistade arter förändrades över tid delades materialet in i tre likstora perioder (1995-1999, 2000-2004, 2005-2008). Som väntat minskade frekvensen av elfisketillfällen med rödlistade arter från 34,9 procent via 28,4 procent till 24,3 procent (Pearson Chi-2=29,2, df=6, p<0,001). Det var förväntat eftersom rödlistningen främst utgår från minskning av artförekomst och elfiskedata utgör huvudinformationskällan för de aktuella arterna.

För att följa utvecklingen i ett större område som ändå var geografiskt avgränsat valdes Stockholms kustvattendrag i dataset "Länsvattendrag". Resultatet från samtliga undersökta vattendrag och lokaler i respektive område poolades år för år perioden 2002-2008. Elfisketillfällen då rödlistade arter fångades minskade i medeltal med cirka 5% under perioden, medan elfisketillfällen då främmande arter fångades ökade med cirka 8% (Figur 23).

De främmande arterna var främst signalkräfta, som generellt expanderar i landet (Degerman m fl 2009). Regnbåge, amerikansk bäckröding eller kandaröding fångades inte vid något elfisketillfälle. Frekvensen av rödlistade arter sjönk över tiden. Ett undantag utgjorde år 2007 då ål fångades på flera lokaler, möjligen som en effekt av utsättningar.



Figur 23. Andel elfiskeitillfällen då en främmande eller rödlistad art påträffats. Varje år ingår samtliga undersökta lokaler i "Stockholms kustvattendrag".

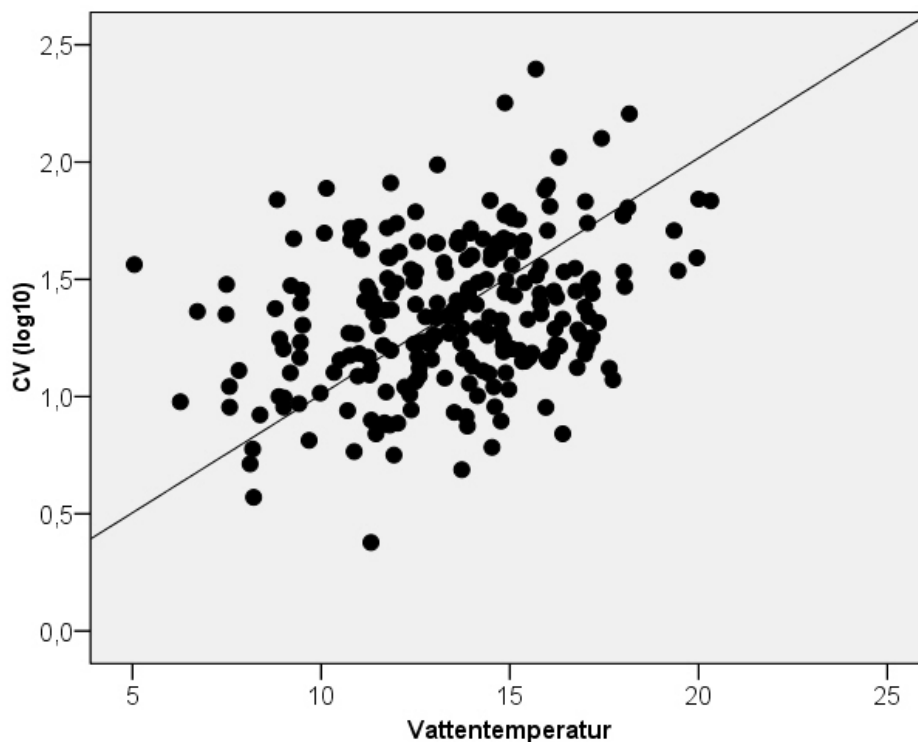
En övervakning av frekvensen främmande respektive rödlistade arter inom en region, eller inom ett vattensystem går bra att genomföra med standardiserade elfisken. Generellt verkar övervakning i större system ge större chans att upptäcka främmande arter, medan rödlistade arter var mer jämt fördelade – undantaget de minsta vattnen (<10 km²) som hade få rödlistade arter.

3.5 Ekologisk status

3.5.1 Hur varierar skattningarna?

Den ekologiska statusen bedöms i en femgradig skala (1-5). Vid bedömningen beräknas dock initialt en sannolikhet (p) för att statusen är god. Denna varierar mellan 0-1, med högre sannolikhet för god status vid högre värden. I analyserna nedan används denna sannolikhet, eftersom VIX-klassningen i sig består av fem diskreta värden och därmed inte lämpar sig för konventionell statistisk bearbetning.

I datasetet "Kustvattendrag" beräknades initialt CV för sannolikheten att statusen var god för samma lokal under en följd av år, det vill säga inte variationerna mellan lokaler i vattendraget samma år. Detta var för att



Figur 24. Sambandet mellan CV för Ekologisk status (egentligen sannolikheten för god status) under en följd av år och medelvattentemperaturen på elfiskelokalen.

studera vilka övergripande faktorer som påverkar CV. Potentiella faktorer som kunde påverka CV kördes som oberoende variabler i en multipel linjär regression mot CV för sannolikhet för god status, efter att CV transformerats med Log10. De oberoende variablerna hade transformerats för att anpassa dem till en normalfördelning.

Två oberoende variabler kunde förklara 16% av variationen i Log10-CV (Multipel linjär regression, $r^2=0,157$, $F_{2,218}=21,44$, $p<0,001$). Signifikanta ingående oberoende variabler var samplad area samt vattentemperatur vid fisket. Variationen i Log10-CV minskade med större samplad area, men ökade med ökad vattentemperatur (Figur 24). Med ökad vattentemperatur kan tillfälliga arter uppträda på lokalen (se avsnitt 3.2.4), vilket kan förändra skattningen av den ekologiska statusen.

Inverkan av enstaka elfisketillfällen med hög vattentemperatur understryker vikten av att aldrig beräkna den ekologiska statusen vid ett elfisketillfälle på en lokal och sedan använda det som karaktär för vattendraget. Indexet VIX är uppbyggt på ett statistiskt underlag av lokaler och ger rätt utfall på en population av lokaler. För den enskilda lokalen är däremot risken cirka 20 procent att klassa fel mellan hög/god respektive sämre status

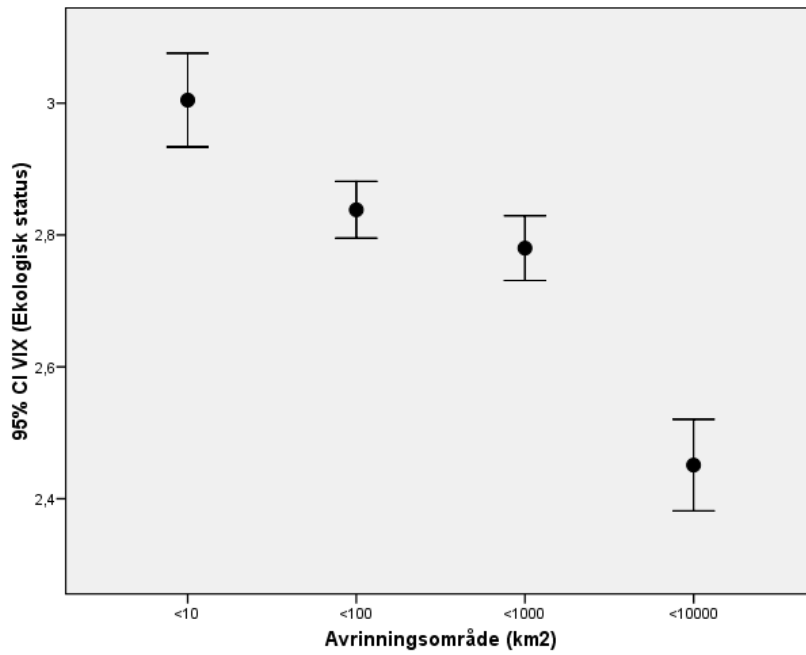
(Beier m fl 2007). Det är således nödvändigt att ta fler än ett stickprov för att bedöma den ekologiska statusen.

Med adekvat än analysen ovan är förstås att studera variationen mellan lokaler i samma vattendrag fiskade samma år. För att göra detta valdes data från "Länsdata". Enbart år då vattendrag samplats på fyra lokaler valdes ut. Totalt fanns 51 sådana vattendragsår (från 7 vattendrag). Dessa fyra lokaler per vattendrag antogs ge ett stickprov på sannolikheten för god status på VIX och dess CV i vattendraget det året. I medeltal var CV 39%, med en spridning från 2 till 176 procent. Eftersträvas en precision på CV=20% krävs i medeltal endast 6 (6,2) undersökta lokaler. Detta förutsätter förstås att samtliga lokaler i vattendraget har samma status, det vill säga de utgör flera stickprov på ett homogent värde. Ofta kan det dock vara så att en miljöpåverkan förekommer i form av en lokal störning, eller en gradient i vattendraget. Då är frågan om den sämsta uppmätta statusen är den som bör gälla för vattendraget, eller om man ska använda ett medelvärde. Vi anser att om man inte har speciellt kännedom om en sådan lokal störning eller en störningsgradient så bör de enskilda stickproven behandlas om tagna ur en homogen population.

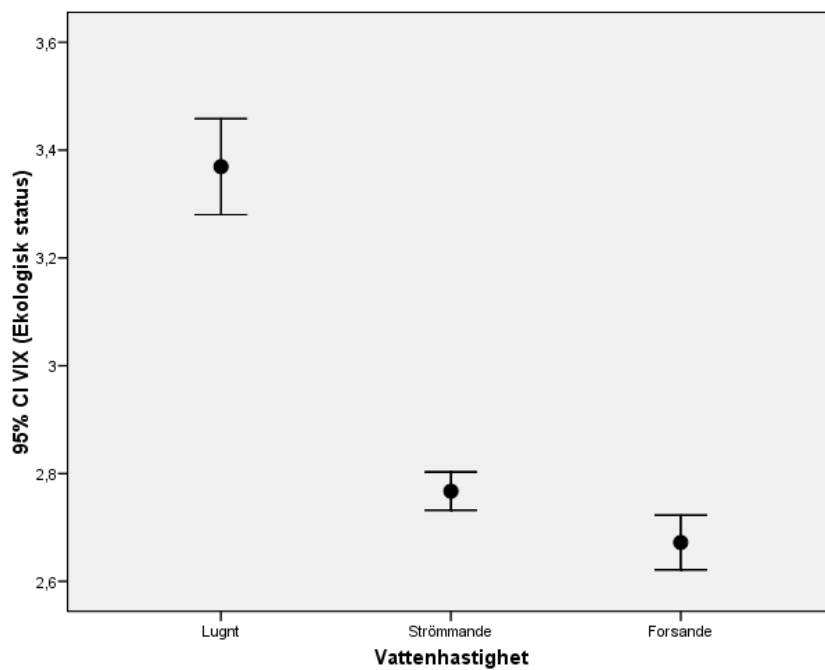
3.5.2 Effekter av lokalval

VIX fokuserar mycket på laxfiskar (täthet, reproduktion), som förutom att vara känsliga för syrebrist också kräver relativt kallt, klart och strömmande vatten med låg sedimentdeposition och intakta vandringsvägar. Ju större ett vattendrag är, desto större är dess vattenhastighet. Detta beror på att i små vattendrag bromsas vattenströmmen av friktion mot bottnar och stränder. I det stora vattnet bildas en central fåra med låg friktion. Detta gör att syretillgången och vattnets självrenande förmåga är större i stora vatten. Samtidigt är de stabila och en större vattenvolym kan späda ut eventuella utsläpp. Stora vatten bör därmed generellt ha en bättre ekologisk status om de ligger i samma region och utsätts för likartad påverkan som ett mindre vattendrag (Figur 25).

Analogt med samvariationen mellan avrinningsområdets storlek och VIX finns ett samband mellan lokalens vattenhastighet och VIX. Det är vanligare att man hittar bra förhållanden på strömmande eller forsande lokaler, jämfört med mer lugnflytande (Figur 26). Beakta då sambandet mellan stora vattendrag och hög vattenhastighet. Detta indikerar att om man konsekvent söker ut de mest strömmande-forsande partierna så får man en bättre bild av vattendragets status än om man fiskar på blandade lokaler (jämför Johansson 2002). Att starkare strömmande lokaler har bättre syreförhållanden och mindre sediment är självklart. Det är alltså inte VIX som är fel, utan det krävs en bra strategi bakom lokalurvalet.



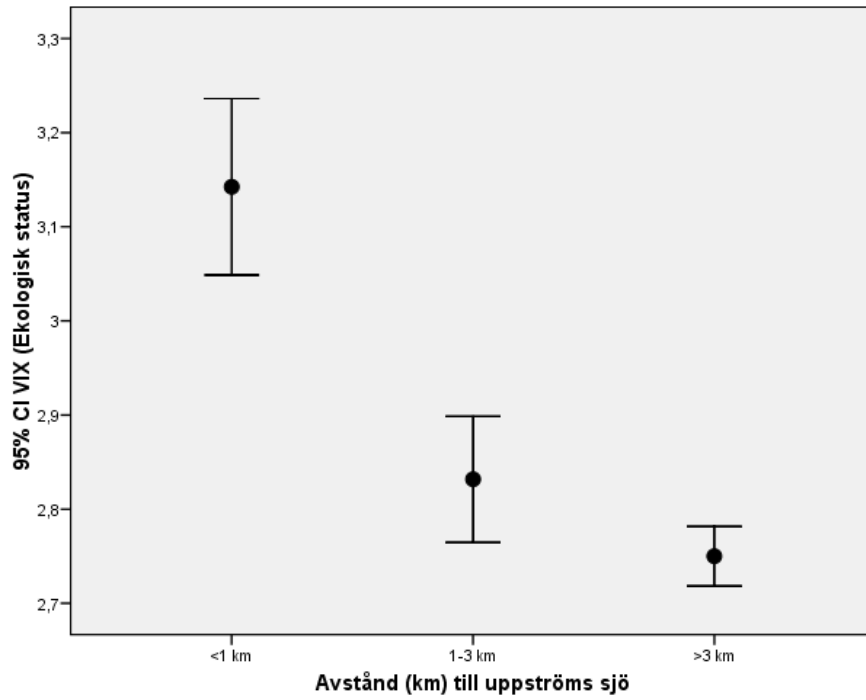
Figur 25. VIX (klass 1-5) avsatt mot avrinningsområdets storlek (Data från kustvattendrag i Halland, Skåne, Blekinge, Gotland och Kalmar län).



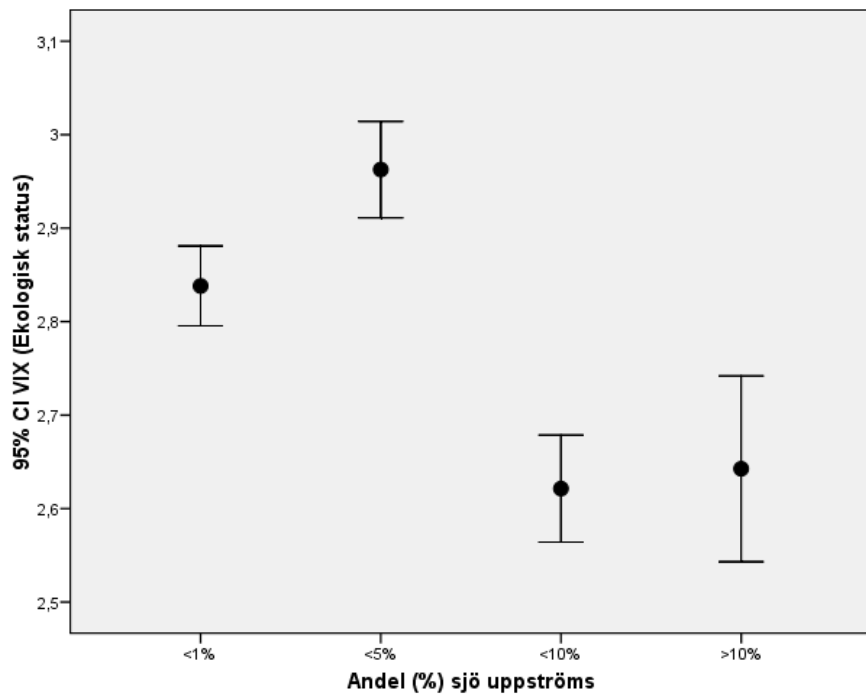
Figur 26. VIX avsatt mot lokalens vattenhastighet. (Data som figur 25).

Vidare ligger tyngdpunkten i VIX på arter toleranta eller intoleranta mot eutrofiering. Det innebär återigen att laxfiskar får tyngd i indexet samtidigt som karpfiskar generellt uppfattas som en indikation på sämre ekologisk status. Karpfiskar, exklusive elritsa, färna och stäm, är generellt sjölevande och uppehåller sig i lugnflytande vattendragspartier och nära sjöar. Det är således större chans att fånga dem där, vilket beaktats i VIX. Ändock kan sjöar påverka VIX, dels genom en överrepresentation av karpfisk (Figur 27), dels genom att sjöar utgör klarningsbäcken och ofta har en bättre vattenkvalitet nedströms (Figur 28).

Genomgången ovan visar att det vid all sampling är av vikt var provet samlas in. Det understryker också vikten av att inte förlita sig på ett enstaka prov. De strömmande habitat där fisk, bottenfauna och påväxtalger samlas in för bedömning av ekologisk status är ofta de habitat som är minst påverkade av eutrofiering, organiska ämnen och sedimentdeposition tack vare vattenströmmen som för med sig syre och för bort sediment. VIX är utvecklat på just denna habitat-typ. I framtiden kan det dock tänkas att kompletterande elfisken görs även i mer lugnflytande miljöer, till exempel för att bedöma smoltproduktionen eller få en skattning av vattendragets fiskfauna. Sådana undersökningar bör kunna vara ett bra komplement till dagens studier, framför allt för att detektera påverkan av eutrofiering och sedimentdeposition.



Figur 27. VIX avsatt mot avståndet från elfiskelokalen till uppströms sjö.



Figur 28. VIX avsatt mot andelen sjö (%) i avrinningsområdet uppströms.

4. Hur kan pågående monitoring av vattendrag med hjälp av elfiske förbättras?

Preciserade syften, eller kanske multipla syften?

Drygt en tredjedel av de pågående elfiskeprogrammen hade multipla syften. Föreliggande genomgång har också visat att man kan ha multipla syften med programmen eftersom standardiserade elfisken kan användas för att bedöma ekologisk status, förekommande arter, biologisk mångfald, täthet av nyckel arter eller ge underlag för smoltproduktionsberäkningar. Vi rekommenderar att elfisken används till fler av dessa syften än vad som görs idag. Men det kräver då att programmen anpassas, dels vad avser lokalval, dels vad avser provtagningsfrekvens. För respektive syfte diskuteras detta nedan.

Artantal

För att få en bra precision i bedömningen av förekommande arter bör 4-6 lokaler undersökas per vattendrag och studien bör fortgå minst fem år. Minskar man samplingfrekvensen från varje till vartannat år upptäcks inte hälften av signifikanta förändringar av artantalet. Är syftet renodlat att bedöma artrikedomen så bör den samplade ytan bör uppgå till minst 300-400 m² per elfiskelokal. I mindre vattendrag blir dock så stora lokaler opraktiska då de kan kräva en avfiskad strandlängd på över 75 m, vilket kan sägas vara en praktisk gräns. Större och sjörikare system har generellt fler fiskarter.

Öringtäthet

Sydligare belägna och mindre vatten hade generellt tätare öringpopulationer. Precisionen i skattning av öringtätheten ökade med ökad populationstäthet. I genomsnitt krävdes 5 undersökta lokaler för att få en god precision. Minskar man samplingsfrekvensen från varje till vartannat år upptäcktes inte 40 procent av signifikanta förändringar av tätheten. Den samplade ytan bör inte vara alltför stor för då minskar precisionen. Tidpunkten för elfisket på säsongen spelade liten roll för öringtätheten, medan däremot vattennivån vid elfisketillfället (låg, medel, hög) gav signifikant lägre medeltäthet med ökad vattennivå. Det är alltså viktigare att försöka fiska vid samma vattennivå (låg) än att strikt hålla provtagningsdatum vid skattning av öringtätheten. Observera dock att skattningen av artantal och ekologisk status påverkas av vattentemperaturen, vilket innebär att provtagningsdatum ska hållas så långt möjligt om elfisket har multipla syften.

Biologisk mångfald

Biologisk mångfald är rätt art på rätt plats i normal täthet och bevarad genetisk variation i en opåverkad miljö med intakta strukturer och processer. Detta kan till del studeras med Simpsons diversitet, man jämför uppmätt med förväntad diversitet. Det var dock stor osäkerhet i skattningarna av diversiteten beroende på den låga artrikedomen. Diversitetsindex rekommenderas därför inte. Istället kan frekvensen främmande och rödlistade arter användas som ett mått på biologisk mångfald. De förra förekommer i låg frekvens men tenderar att öka. Rödlistade arter fångas frekvent vid elfiske, som är en bra metod för sampling av flera rödlistade arter.

Ekologisk status

Den ekologiska statusen i ett vattendrag bör aldrig bedömas från ett enstaka elfisketillfälle. Precisionen i skattningen av ekologisk status påverkas av samplad area och vattentemperaturen vid fisket. En god precision i skattningen erhålls efter 6 stickprov. Lokalvalet spelar roll för utfallet eftersom den ekologiska statusen generellt är bättre i stora vatten och sjörika vatten.

Lämplig avfiskad area

För att förena de olika syftena ovan (skattning av artantal, öringtäthet, biologisk mångfald, ekologisk status) krävs en anpassning av den samplade arean. För artantalet krävs en stor area, medan sampling av öringtäthet bör ske i homogena habitat. Generellt bör man sträva efter minsta möjliga samplade area, eftersom det kan ge fler stickprov per tid och fler habitat undersöks (Elliott 1971). Vi anser att de gällande rekommendationerna (*"Provytan bör vara 200-300 m², om inte tätheten av nyckelarten (ofta öring) är hög. Vid förväntade populationstätheter av öring på 100 individer per 100 m² kan provytan halveras. Initialt vald provyta bör bibehållas påföljande år, även om populationstätheten förändras."*) bör kunna passa de flesta syften. För skattningen av artantal bör flera lokaler kunna poolas. Artantalet kan sedan presenteras för samtliga lokaler i vattendraget, det vill säga för en stor areal.

Antal lokaler

I de pågående programmen är studierna fokuserade till grunda hårbottenar. I dessa vattendrag med ett avrinningsområde upp till 1000 km², har 4-6 lokaler per vattendrag och år genomgående givit god precision i skattning av artantal, öringtäthet och ekologisk status. Genomgående har analyserna visat att det finns effekter av lokalval på utfallet. Dessa effekter minimeras naturligtvis genom att använda sig av flera lokaler (4-6) per vattendrag och år.

Frekvens

Analyserna visade också att monitoring bör ske årligen för att inte missa signifikanta förändringar över tid. Endast hälften av pågående program hade årlig provtagning. Generellt halverades antalet påvisbara signifikanta förändringar om man väljer att sampla vartannat istället för varje år. Det är bättre att inte övervaka alls, än att satsa pengar på att göra ett dåligt jobb.

Lokalval

Genpomgående följde man den gällande elfiskestandarderna och samplade bara grunda hårbottenar (avsnitt 2). Både för bedömning av artantal, öringtäthet, biologisk mångfald och ekologisk status finns dock ett behov av att se effekten av att sampla andra habitat än grunda hårbottenar. Att beräkna smoltproduktionen kräver sådan sampling av suboptimala öringhabitat. Vi anser att en bedömning av olika habitat i vattendraget bör ske med standardiserad biotopkartering (Halldén m fl 2002) och att stickprov med elfiske görs även i dessa habitat. Under år 2010-2011 avser vi att studera hur dessa habitat bör identifieras och avgränsas, samplas, antal stickprov som krävs och kostnaden. Sampling i sådana habitat kanske kan ske enstaka år som ett komplement till ett årligt rullande monitoringprogram i habitatet ”grunda hårbottenar”.

Utvärdering och målvärden

Genomgående önskade flertalet av de ansvariga för elfiskeprogrammen ha fler utvärderingar.

Återkommande frågor är hur man utvärderar sina monitoringprogram och vad som ”är normalt”? Vi avser att svara på dessa frågor under 2011, men vill redan nu hänvisa till de jämförelsevärden som tagits fram (Sers m fl 2008). Med hjälp av dessa kan man för varje typ av vatten ta fram vanliga artantal, förväntade förekommande arter och tätheter av dominerande arter. Genom detta kan man sätta målvärden för lokalen, det vill säga vad som kan antas vara till exempel tätheten av öring i ett normalt vatten.

När det gäller utvärderingsmetoder så är dessa ofta alltför fokuserade till resultatet från enskilda lokaler. Det finns tekniker, till exempel meta-analys, som gör att utvecklingen på flera lokaler kan hanteras samtidigt.

Kostnader

Kostnaden för en upphandlad elfiskeundersökning varierar mellan 2000-4500 kr, beroende på omfattningen av elfiskeprogrammet. I det högre priset ingår en detaljerad beskrivning av habitatet med så kallad ”transektmätning”. Som ett riktvärde kan 3500 kr anges som medelkostnad för en elfiskelokal. Rekommendationen har varit att 4-6 lokaler ska undersökas i grunda hårbottenar, vilket motsvarar en årlig kostnad av 14000-21000 kr. I denna kostnad ligger inrapportering till datavärd och en

enklare sammanställning. Utöver detta bör programmet i uppstart utvärderas vart tredje år och sedan med något längre intervaller. Kostnaden för en sådan analys är helt beroende av ambitionsnivå. Det bör ta 1-2 veckor och skulle då kosta cirka 20 000 - 80 000 kr. Utslaget på ett mer omfattande program på såg 20 lokaler under tre år (n=60) blir kostnaden per lokal och år endast cirka 400-1300 kr.

Erkännanden:

Tack till alla kolleger som givit bra förslag och kommentarer. Vi vill speciellt nämna Björn Bergquist, Erik Petersson och Berit Sers på Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium.

5. Referenser

Beier, U., Degerman, E., Sers, B., Bergquist, B. & M. Dahlberg 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten - utveckling och tillämpning av VIX. FINFO, Fiskeriverket Informerar, 2007:5.

Bohlin, T. 1984. Kvantitativt elfiske efter lax och öring - synpunkter och rekommendationer. *Inf. Sötvattenlab. Drottningholm*. **4**, 1-33.

Degerman, E., Johlander, A., Sers, B. & P. Sjöstrand, 1994. Biologisk mångfald i vattendrag - övervakning med elfiske. *Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet*, 2:67-83.

Degerman, E., Almer, B. & K. Höglind, 1999. Västkustens laxår. Fiskeriverket Information 1999:9, 156 s.

Degerman, E., Sers, B. & K. Magnusson, 2009. Signalkräftan fortsätter att expandera i Sverige. *Fauna och Flora* 104:1, sid. 28-32.

Elliott, J.M., 1971. Some methods for the statistical analysis of samples of benthic invertebrates. *Freshwater Biological Association*, nr 25, 144 s.

Halldén, A. m fl. 2002. Biotopkartering vattendrag. Metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag. IV:e versionen. Länsstyrelsen i Jönköpings län. *Meddelande* 2002:55

Johansson, E., 2002. Eutrofieringseffekter på fiskfaunan i rinnande vatten. Examensarbete 20 p, Göteborgs Universitet, 31 s.

Nilsson, N., 2008. Validering av smoltproduktionsmodell för öring (*Salmo trutta*) i två av Vätterns tillflöden. Examensarbete 30 p, Fil. Mag. Kalmar Högskola, Examensarbete i Biologi nr 6350, 55 s.

Sers, B., Magnusson, K. & E. Degerman, 2008. Referensvärden från Svenskt Elfiskeregister. Information från Svenskt ElfiskeRegiSter, nr 1, 49 s.

Sokal, R.R. & F.J. Rohlf, 1981. *Biometry*. Freeman & Co, New York, 859 s.

Bilaga 1. Enkätundersökning pågående elfiskeprogram

Utveckling av metodik för monitoring av kustvattendrag med standardiserat elfiske.

Avsikten med projektet är att ta fram kriterier för programutformning av undersökningar (elfiske) av biologisk mångfald (fisk) i kustmynnande vattendrag, samt i Vätterns tillflöden. Projektet drivs av fiskefunktionerna vid Länsstyrelsen i Stockholms län och Länsstyrelsen i Jönköpings län.

I flera län pågår elfiskeprogram i vattendrag. Syftet med dessa program varierar från långsiktig monitoring av laxfiskreproduktion, underlag för beräkning av smoltproduktion, bedömning av ekologisk status, uppföljning av kalkningsåtgärder eller rena inventeringar av fiskfaunan. Tanken med föreliggande studie är att se om samtliga dessa olika syften går att uppfylla med ett lämpligt anpassat program. Hur bör ett elfiskeprogram designas för detta; vilken omfattning är statistiskt respektive praktisk/ekonomiskt lämplig, hur stor osäkerhet får man i skattningarna av faunan eller den ekologiska statusen, vilken information kan erhållas om biologisk mångfald, hur påverkar lokalvalet, vad är naturliga variationer och vad kostar det? Som bakgrundmaterial används data från Länsstyrelsen i Stockholms elfiskeövervakning i kustmynnande vattendrag 2002-2008 (56 elfiske-lokaler) samt motsvarande program i Vätterns tillflöden. I studien ingår dessutom två delprojekt:

- Att via intervju kartlägga omfattning och syfte med befintliga elfiskeprogram i kustvattendrag i kustlän i Södra Sverige samt i Vätterns tillflöden.
- Att vidareutveckla befintlig smoltproduktionsmodell för öring

För respektive pågående elfiskeprogram som ni är involverade i och där det förekommer elfiskelokaler i kust-/Vättern mynnande vattendrag är vi därför intresserade av följande:

1. **Län:** _____

2. **Kontaktperson:** _____

3. **Enhet:** _____

4. **Programmets namn:** _____

5. **Programmets startår:** _____

6. **Programmets slutår:** _____

7. **Beräknas programmet fortgå:** Ja: Nej:

8. **Finansiering:** _____

9. **Omfattning:**

Antal vattendrag: _____ st.

Antal lokaler totalt: _____ st.

Antal lokaler nedströms första mötande definitiva vandringshinder för laxfisk:
_____ st.

Frekvens: Årligen: Vart annat år: Vart tredje år: Annan frekvens: _____

10. **Syfte:**

Laxfiskreproduktion:

Smoltproduktionsberäkning:

Ekologisk status (Vattenförvaltningen): Biologisk mångfald/förekommande arter:

Kalkningseffektuppföljning:

Recipientkontroll:

Andra nyckelarter:

vilka: _____

Annat: _____

11. Görs en årlig utvärdering eller bara redovisning av elfiskeresultat?

Årlig utvärdering: Enbart redovisning av elfiskeresultat:

12. Är en samlad utvärdering av programmet genomförd/planerad?

Genomförd: Planerad: Varken genomförd eller planerad:

13. Hur har vattendragen valts ut (förväntad hög smoltproduktion, kalkade etc)?

14. Hur har lokaler valts ut (från karta, från gamla elfisken etc)?

15. Vilken typ av habitat samplas?

Strömmande hårbottenar: Mjukbotten: Lugnvatten:

16. Har mål satts upp för varje lokal? Ja: Nej: och/eller vattendrag? Ja: Nej:

17. Hur har målen satts upp (God ekologisk status, minst 23,4 öringar/100m² etc)?

18. Finns referensvattendrag som antas vara opåverkade? Ja: Nej:

19. Görs jämförelser med vattendrag i den nationella miljöövervakningen? Ja: Nej:

20. Har ni fört ut resultaten till allmänheten? Ja: Nej: Om ja hur?

21. Har ni involverat fiskevårdsområden, fiskeklubbar etc? Ja: Nej: Om ja hur?

22. Vad har varit bra med programmet?

23. Vilka svagheter har ni sett med programmet?

24. Hur skulle man kunna förbättra programmet?

25. Finns andra program som kan vara av intresse för oss som ni känner till (lämna gärna kontaktuppgifter)?

Tack för hjälpen!

Bilaga 2. Pågående elfiskeprogram i kustmynnande vattendrag längs Östersjökusten i södra Sverige och i Vättern.

Län	Programsvarig	Programmets namn
Blekinge	Länsstyrelsen i Blekinge län, Kunskapsuppbyggnad	Kalkeffektuppföljning
Blekinge	Fiskeriverkets utredningskontor i Göteborg/Jönköping	Datainsamling Mörrumsån
Gotland	Länsstyrelsen i Gotlands län, Vatten & fiske	Regional miljöövervakning
Jönköping	Vätternvårdsförbundet	SRK Södra Vättern
Jönköping	Länsstyrelsen i Jönköpings län, Naturavdelningen	Kalkeffektuppföljning och uppföljning av skyddade områden
Jönköping	Jönköpings kommun	Kommunala kontrollprogrammet
Kalmar	Länsstyrelsen i Kalmar län, Naturskyddsenheten	Kalkeffektuppföljning
Kalmar	Länsstyrelsen i Kalmar län, Naturskyddsenheten	Fiskeriverkets elfisken i Emån
Kalmar	Länsstyrelsen i Kalmar län, Naturskyddsenheten	Regional miljöövervakning av fisk i rinnande vatten
Skåne	Vegeåns vattendragsförbund	Vegeåns vattendragsförbund
Skåne	Höje å vattendragsförbund	Höje å vattendragsförbund
Skåne	Nybroåkommitten	Nybroåkommitten
Skåne	Segeåns vattendragsförbund	Segeåns vattendragsförbund
Skåne	Rönneåns vattenråd	Rönneåns vattenråd
Skåne	Skråbeåns vattenvårdskommitte	Skråbeåns vattenvårdskommitte
Skåne	Kommittén för samordnad kontroll av Helge å	Kommittén för samordnad kontroll av Helge å
Skåne	Österlens vattendragsförbund	Österlens vattendragsförbund
Skåne	Rååns fiskevårdsområde	Rååns fiskevårdsområde
Stockholm	Länsstyrelsen i Stockholms län, Landsbygd/fiske	Regionalt miljöövervakningsprogram för Stockholms län 2009-2014
Södermanland	Trosa Amatörfiskeklubb	Åprogrammet
Södermanland	Länsstyrelsen i Södermanlands län, Miljöenheten	Regional Miljöövervakning, delprogram elfiske
Uppsala	Länsstyrelsen i Uppsala län, Naturmiljö	Elfiskeprogram i Uppsala län
Västra Götaland	Länsstyrelsen i Västra Götalands län, Vattenvårdsenheten	Kalkeffektuppföljning Västra Götalands län
Örebro	Vätternvårdsförbundet	SRK Norra Vättern
Östergötland	Länsstyrelsen i Östergötlands län, Natur	Elfiskeprogrammet
Kalmar, Skåne, Stockholm och	Fiskeriverkets Sötvattenlaboratorium	Nationella miljöövervakningsprogrammet
Blekinge och Kronoberg	Mörrumsåns Vattenvårdsförbund	SRK Mörrumsån
Jönköping, Västra Götaland, Örebro	Vätternvårdsförbundet	Vätternvårdsförbundet

Del 2.
**Uppdatering av modell för beräkning
av öringsmoltproduktion.**

*Niklas Nilsson, Erik Degerman, Henrik C. Andersson,
Anton Halldén*

2010-06-11

Sammanfattning

När fiskbestånd som är av kommersiellt och/eller naturvårdsintresse berörs ställs ofta frågor kring hur mycket fisk som produceras samt hur mycket fisk som kan fångas. I vattendrag med vandrande öringbestånd uppkommer inte heller sällan frågan om hur mycket smolt som årligen produceras. Således finns det ett behov av att kunna förutsäga produktionen av smolt på ett kostnadseffektivt sätt och för flera vattendrag samtidigt. Ett sätt att göra detta är genom modellering där man använder sig av data för de parametrar som man tror har störst betydelse för utfallet, det vill säga smoltproduktionen. Syftet med detta projekt var att vidareutveckla och kvalitetssäkra den smoltproduktionsmodell för öring som tagits fram av Länsstyrelsen i Jönköpings län i samarbete med Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium. Denna modell används idag bland annat för att beräkna produktionspotentialen i Vätterns tillflöden. Modellen har dock vid valideringsförsök i två av Vätterns tillflöden, Knipån och Rödån (Jönköpings län), samt vid jämförelser med observerad smoltproduktion i Åvaån (Stockholms län) visat sig överskatta smoltproduktionen.

Arbetet med att förbättra modellen skedde genom att de schablonvärden som modellen använder för att beräkna smoltproduktionen, utifrån elfiske-resultat och biotopkarteringsdata, uppdaterades och justerades. Vidare infördes en ny kompensationsparameter. Efter genomförda ändringar gjordes förnyade beräkningar av den förväntade smoltproduktionen. Vid de förnyade beräkningarna fick smoltproduktionsmodellen slumpvis variera schablonvärden för vinteröverlevnad, smoltifieringsgrad och migrationsmortalitet inom givna intervall (min. och max.). Proceduren upprepades 100 gånger för respektive vattendrag och år för att erhålla spridningsmått på de förväntade värdena avseende total smoltproduktion och åldersfördelning.

Resultaten visar att efter genomförda uppdateringar klarade smoltproduktionsmodellen av att beräkna den totala smoltproduktionen med en medianavvikelse i intervallet ± 25 procent för flertalet av åren i Åvaån, vilket bör anses som tillfredställande. De år då modellen slog fel var år med översvämningar som gjort att smoltfällan inte fungerat, alternativt efter fiskdöd av ensilageutsläpp. Det skedde inte heller någon konsekvent överskattning av smoltproduktionen.

Att det tidigare förelåg en generell överskattning av smoltproduktionen berodde förmodligen bland annat på att det finns en tendens att placera elfiskelokaler på de platser där man förväntar sig att finnas högst tätheter av öring. Genom införandet av den så kallade ”lekområdeskompensationen” har denna snedvridning av resultaten åtgärdats. Det krävs dock fortsatta studier för att både kvalitativt och kvantitativt justera in denna kompensationsparameter.

Då det gäller Knipån och Rödån får det fortsatta valideringsarbetet utvisa om det är problemen med att skatta fällornas fångsteffektivitet i dessa två vattendrag som ger upphov till föreliggande resultat, vilket är troligt. Flertalet av de ingående schablonvärdena i den uppdaterade smoltproduktionsmodellen baseras dock på bedömningar som gjorts utifrån befintliga studier vars primära syfte inte har varit att ta fram underlag för smoltproduktionsberäkningar. Således finns ett behov av att genomföra mer riktade undersökningar av dessa parametrar. Vidare är det av stor vikt att representativa elfiskelokaler används vid framtagandet av underlaget till smoltproduktionsberäkningarna.

Innehållsförteckning

Sammanfattning	69
Inledning och bakgrund	73
Teoretisk bakgrund.....	78
Biotopkarteringsmetodiken.....	78
Smoltproduktionsmodellen.....	79
Revidering av befintlig modell; Metodik	85
Uppdatering av schablonvärden.....	85
Tillägg av kompenserande parameter.....	88
Beräkning av konfidensintervall.....	89
Resultat	90
Åvaån	90
Knipån & Rödån	103
Diskussion	112
Åvaån	112
Knipån & Rödån	113
Förslag till fortsatt utveckling och kvalitetssäkring	114
Vinteröverlevnad & smoltifieringsgrad.....	114
Migrationsmortalitet	114
Vidareutveckling av lekområdeskompensationen	114
Precisering av krav på ingående elfiskelokaler	116
Förnyade valideringsförsök och test av fällornas fångsteffektivitet.....	116
Framtagande av en användarvänlig applikation	117
Erkännanden	118
Referenser.....	119

Inledning och bakgrund

Det ställs ofta frågor kring hur mycket fisk som produceras samt hur mycket fisk som kan fångas då det handlar om fiskbestånd som är av kommersiellt och/eller naturvårdsintresse. I vattendrag med vandrande öringbestånd (t.ex. havsöring) uppkommer inte heller sällan frågan om hur mycket smolt som årligen produceras. Det senare går givetvis att mäta genom till exempel fällfångster på våren, men detta är oftast ett dyrt moment eftersom dels utrustningen (fällorna) kostar pengar, dels att det är mycket arbetskrävande att dagligen vittja fällorna. Framförallt ger det bara information om det specifika vattendraget. Således finns det ett behov av att kunna förutsäga produktionen av smolt på ett mer kostnadseffektivt sätt och för flera vattendrag samtidigt. Ett sätt att göra detta är genom modellering där man använder sig av data för de parametrar som man tror har störst betydelse för utfallet, det vill säga smoltproduktionen.

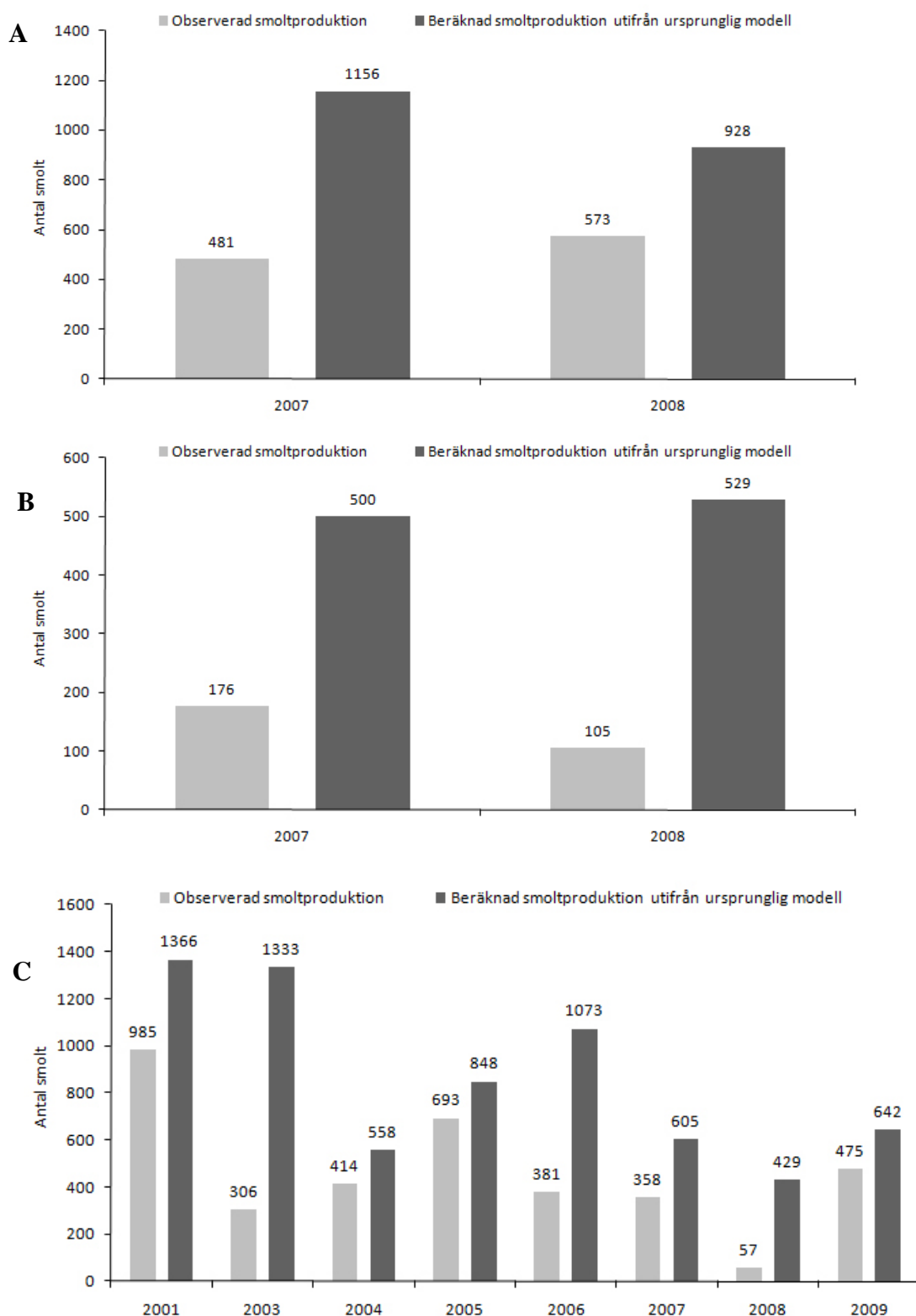
Syftet med detta projekt var att vidareutveckla och kvalitetssäkra den smoltproduktionsmodell för öring som tagits fram av Länsstyrelsen i Jönköpings län i samarbete med Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium. Denna modell har vid valideringsförsök i två av Vätterns tillflöden, Knipån och Rödån (Jönköpings län), samt vid jämförelser med observerad smoltproduktion i Åvaån (Stockholms län) visat sig överskatta smoltproduktionen.

År 2001 drog Länsstyrelsen i Jönköpings Län igång ett omfattande projekt som sommaren 2005 resulterade i rapporten ”Biotopkartering Vätterbäckar” (Hallmén m.fl. 2005). Syftet med detta projekt var att dokumentera och kvantifiera sammansättning och omfattning av olika biotoper samt att beskriva påverkan i och i anslutning till vattendragen, det vill säga förutsättningarna för höga naturvärden. I samband med denna inventering togs även en modell fram för att beräkna produktionen av öringsmolt i Vätterbäckarna. Våren 2007 genomfördes en första validering av modellen (Nilsson, 2008). I två tillflöden som mynnar på den sydvästra sidan av Vättern, Knipån och Rödån (figur 2), fångades öringsmolt med fällor och märktes med Floy-tags för att bland annat kvantifiera smoltproduktionen och undersöka migrationsmortaliteten. Cirka 40 procent av den modellerade smoltproduktionen i de båda vattendragen fångades. Våren 2008 upprepades försöket i mindre skala av Länsstyrelsen i Jönköpings län då man endast mätte den totala smoltproduktionen. Även vid detta försök observerades stora avvikelser i jämförelse med modellberäkningarna (arbetsmaterial).

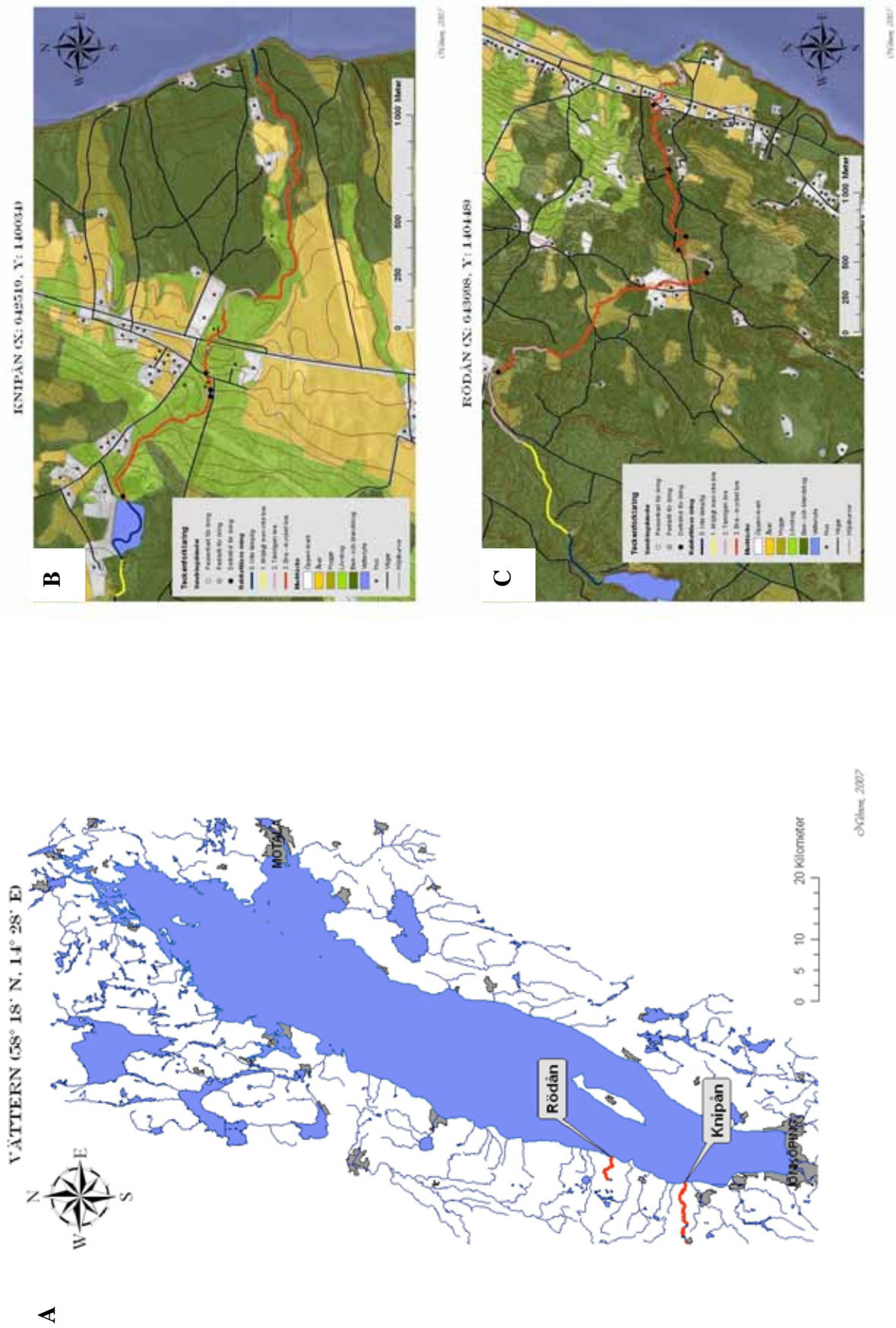
I närheten av Åvaåns mynning (figur 3) i Östersjön har det sedan länge funnits en anläggning för fångst av uppvandrande fisk samt för utvandrande smolt. Räkning av utvandrande smolt genomfördes för första gången 1929 och sedan 1998 finns en obruten serie fram till 2009 (Andersson, 2008). Den nuvarande smoltfällan, av typ Wolftrap, har varit i drift sedan 1987.

Då beräkningar av smoltproduktionen i Åvaån genomfördes för åren 2001 och 2003-2009 och jämfördes med den observerade smoltproduktionen förelåg dock en konsekvent överskattning av smoltproduktionen.

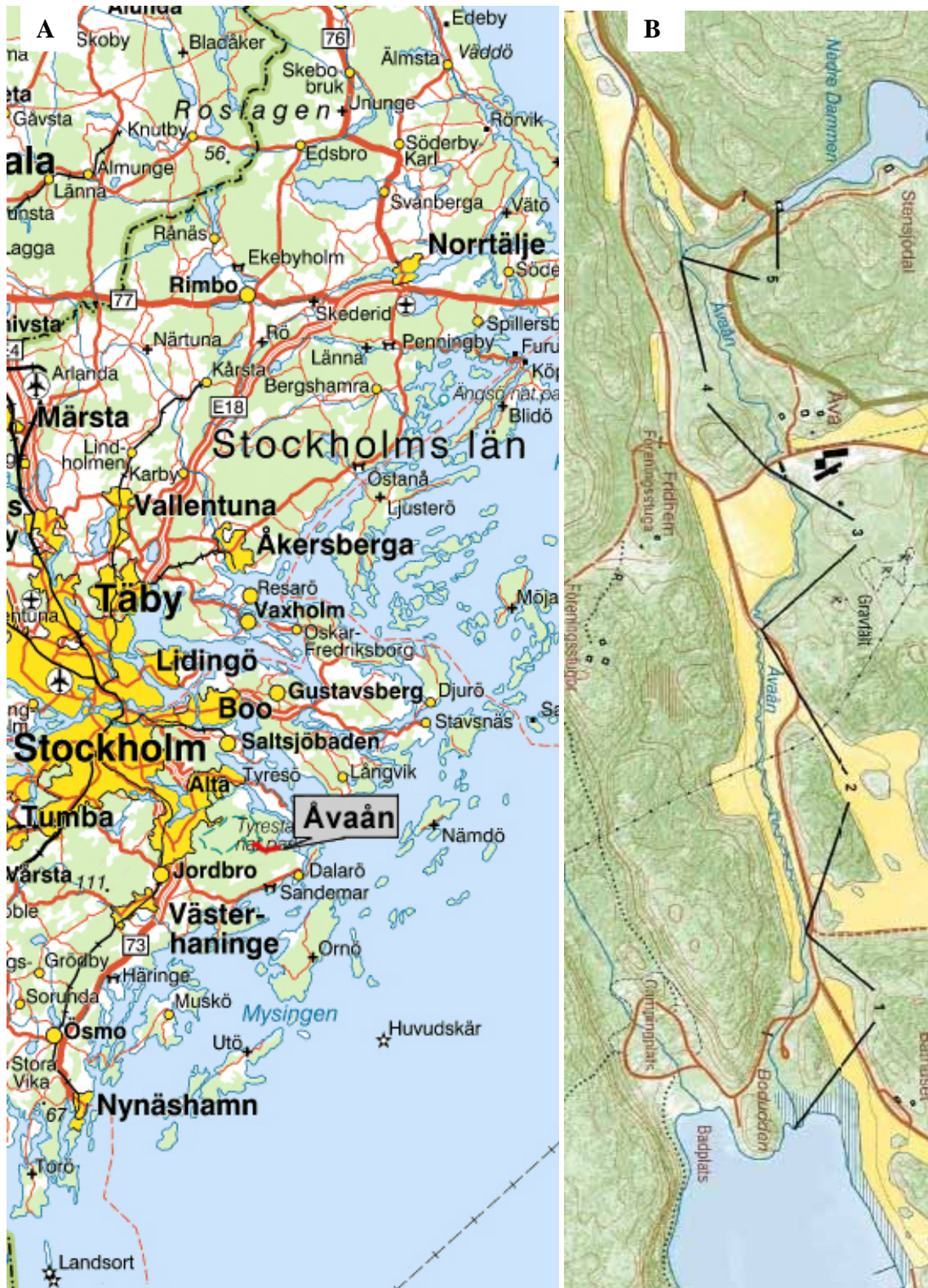
Resultaten tyder således på att modellen generellt överskattar smoltproduktionen. Dessa överskattningar beror troligen på en kombination av flertalet faktorer enligt Nilsson (2008) som lyfter fram ett antal möjliga förklaringar. De i modellen antagna schablonvärdena för öringungarnas vinteröverlevnad och smoltifieringsgrad överensstämmer inte med förhållandena i vattendragen, underlaget till modellberäkningarna är för litet eller bristfälligt och att migrationsmortaliteten är underskattad.



Figur 10. Förhållandet mellan beräknad respektive observerad smoltproduktion i Knipån (A) och Rödån (B) 2007-2008 samt Åvaån (C) 2001, 2003-2009. De beräknade värdena härrör från beräkningar med den ursprungliga smoltproduktionsmodellen som skapades för att beräkna produktionen av öringsmolt i Vätterns tillflöden (Halldén m.fl. 2005).



Figur 11. Översiktsskarta Vättern (A) och detaljkartor Knipån (B) och Rödån (C). Kartorna är hämtade ifrån Nilsson (2008).



Figur 12. Översiktskarta (A) och detaljkarta med delsträcksavgränsningar (B) Åvaån. Detaljkartan är hämtad ifrån Bergengren (2008).

Teoretisk bakgrund

Biotopkarteringsmetodiken

Biotopkarteringsmetoden har utvecklats av Länsstyrelsen i Jönköpings län och finns utförligt beskriven i rapporten ”Biotopkartering – vattendrag” (Halldén m.fl. 2002). Nedan ges en översiktlig metodikbeskrivning, för detaljer hänvisas till nämnda rapport där detta stycke också är hämtat ifrån.

Biotopkarteringsmetoden bygger på att vattendraget först karteras genom flygbildstolkning och sedan fotvandras utefter hela sin längd, varvid information insamlas på fem olika protokoll samt på karta (figur 4). Vattendraget och dess båda stränder (närmiljön) delas upp i separata delsträckor där varje sträcka ska vara så homogen som möjligt (sträckindelningen sker separat för vattenbiotopen och närmiljön). Dessutom beskrivs och utmärks på karta samtliga vandringshinder och tillrinnande diken/biflöden. För varje delsträcka ifylls ett protokoll där en mängd olika kriterier bedöms. till exempel bedöms vattenbiotopen med avseende på dess kvalitet som öringbiotop och där bedömningar görs av kvaliteten på lek- och uppväxtområde för öring, samt tillgången på ståndplatser för större öring (tabell 1). Avsikten är att varje kriterie skall vara så noggrant definierad att beskrivningen blir så objektiv som möjligt. De olika kriterierna kan därefter kvantifieras vid utvärderingen av resultatet.



Figur 13. Skiss över de fem protokoll som fylls i vid en biotopkartering, hämtad ifrån Halldén m.fl. (2002).

Tabell 2. Klassindelning öringbiotoper (Halldén m.fl. 2002)

Öringbiotop	Klass 0	Klass 1	Klass 2	Klass 3
Lekområde	Lekmöjligheter saknas	Inga synliga lek- områden, men rätt strömförhållanden	Tämligen goda lekmöjligheter, men inte optimalt	Goda - mycket goda lekmöjlig- heter
Uppväxtområde	Inte lämpligt	Möjliga, men inte goda	Tämligen goda	Goda - mycket goda uppväxt- område
Ståndplatser	Saknas (för grunt)	Möjligt för enstaka större öring att uppehålla sig	Tämligen goda	Goda - mycket goda förutsätt- ningar för större öring

Smoltproduktionsmodellen

Följande avsnitt är en sammanfattande beskrivning av hur modelleringen av öringsmoltproduktionen i Vätterbäckarna är uppbyggd och det baseras på Halldén m.fl. (2005). Sålunda avses denna rapport i nämnda stycken då ingen annan referens anges. Då begreppet smoltproduktion används avser det den mängd smolt som årligen lämnar vattendraget förutsatt att inget annat anges. För härledning av formler och mer ingående studier av modellen hänvisas till nämnda rapport. Det underlag som använts för att skapa modellen är dels elfiskeresultat inrapporterade till Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS), dels biotopkarteringsdata.

Beräkning av ålderstrukturen i öringpopulationen

En av grundförutsättningarna för att modellen skall kunna förutsäga smoltproduktionen korrekt är att öringungarna kan avgränsas i åldersgrupperna 0+, 1+ och >1+ vid elfisket på hösten, eftersom det är dessa som antas bli smolt nästkommade vår, då som 1-åriga, 2-åriga och 3-åriga smolt. Då det gäller öringar 0+ och öringar >0+ visade Ljung (2003) att det i stort sett inte förekom något överlapp och att 0+ kan skiljas ut visuellt redan vid fångst. För att skilja 1+ från >1+ krävs det dock inte enbart att man känner medellängden för 1+ utan även maxlängden för 1+. Utifrån elfiskematerialet från Vätterbäckarna där längden för längsta 1+ bedömdes vid 90 elfisketillfällen, baserat på längdfördelning, och utifrån åldersbestämningar från Ljung (2003) visade det sig att de fanns ett starkt samband mellan längden på 0+ och 1+. Detta anses som naturligt och förklaras med att födotillgången och temperaturen inte borde variera så mycket mellan närliggande år. Sambandet uttrycks:

Ekvation 1.

$$\text{längsta } 0+ = 1,048 * (\text{medellängd } 0+) + 11,763$$

(Längder i mm, $p < 0,001$, $r^2 = 0,775$, Halldén m.fl. 2005)

Ekvation 2.

$$\text{längsta } 1+ = 96,2 * \ln(\text{längsta } 0+) - 264$$

(Längder i mm, $p < 0,001$, $r^2 = 0,711$, $df = 89$, Halldén m.fl. 2005)

Utifrån detta beräknar modellen hur stor andel av >0+ som utgörs av 1+, vilket görs för varje lokal. I modellen har man i detta skede gjort antagandet att överlappet i längd mellan åldersklasserna 1+ och äldre är försumbart, eller åtminstone liksidigt så att lika många 1+ blir klassade som >1+ som vice versa. Således åldersindelas öringungarna i 0+, 1+ och >1+. För de fiskar som utgör gruppen >1+ antas att de är i åldersintervallet 2+ till 4+. Proportionerna i täthet mellan dessa antas vara de samma som Ljung (2003) erhöill (ekvation 3). Tätheterna beräknas utifrån antagandet att fångst-effektiviteten vid elfiske är likartad för alla åldersgrupper >0+.

Ekvation 3.

$$\text{täthet } >1+ = (0,46 * \text{täthet } 2+) + (0,37 * \text{täthet } 3+) + (0,17 * \text{täthet } >3+)$$

(Formel för beräkning av täthetsproportioner för öringungar >1+, Ljung, 2003)

Skattning av den relativa tätheten i olika habitat

I ett vattendrag finns det naturliga skillnader med avseende på tätheten mellan olika åldersgrupper i olika habitat. Äldre fisk har en tendens att uppehålla sig på djupare habitat i förhållande till yngre fisk (Bohlin 1977). Enligt den standardiserade elfiskemetodiken (Degerman m.fl. 2002) beskrivs lokalens lämplighet för öringungar subjektivt i tre klasser (tabell 2). Då elfisken genomförs sker dessa ofta på grunda lokaler. Dessutom har det visat sig att elfiskelokalerna oftast förläggs till lokalklass 2 eftersom det är här man förväntar sig att finna goda tätheter av öringungar (Halldén m.fl. 2005). Inom biotopkarteringsmetodiken (Halldén m.fl. 2002) avgränsas delsträckorna för att erhålla så homogena biotoper som möjligt inom respektive delsträcka. Även i denna metodik klassas habitatets/delsträckans lämplighet för öringungar subjektivt, dock i 4 klasser (tabell 3). Den senare bedömningen grundar sig i första hand på bottenstruktur och strömförhållanden och i andra hand på skuggning och närmiljö.

Tabell 3. Subjektiv bedömning och bedömningsgrunder av elfiskelokalens lämplighet för laxfiskungar 0+, 1+ och 2+ sommartid (enligt den standardiserade elfiskemetodiken (Degerman m.fl. 2002).

Lokalvärde	Lokalens värde som uppväxtbiotop för laxfiskungar 0+ - 2+ sommartid
0	Olämplig lokal (Avsaknad av grus/sten i lämplig storlek, avsaknad av ståndplatser, samt låg/hög vattenhastighet).
1	Intermediär lokal
2	Lämplig lokal (Lämpligt bottenssubstrat, flera ståndplatser, samt vattenhastighet 0,2-1,0 m/s)

Tabell 4. Subjektiv bedömning av habitatets lämplighet som uppväxtplats för öringungar (enligt biotopkarteringsmetodiken, Halldén m.fl. 2002). Avser förutsättningarna för årsungar och fjolårsungar.

Habitatklass	Habitatets lämplighet som uppväxtplats för öringungar
0	Inte lämpligt uppväxtområde
1	Möjligt, men inte bra uppväxtområde
2	Tämligen bra uppväxtområde
3	Bra – mycket bra uppväxtområde

Då man undersökte hur väl de två metodikernas bedömning av lokalernas/habitatets lämplighet för öring överensstämde, fann man att det fanns vissa skillnader. Halldén m.fl. (2005) lyfter fram ett antal möjliga orsaker och felkällor till detta, vilket var känt redan vid projektets början. Kompletterande elfisken genomfördes därför på samtliga habitatklasser i biotopkarteringsmetodiken (tabell 3) i två referensvattendrag. Dessa habitat klassades även utifrån elfiskemetodikens lokalvärdesbedömning (tabell 2). Genom att koppla samman dessa bedömningar fick Halldén m.fl. (2005) fram en modell för att överföra resultaten från övriga elfisken till de olika habitatklasserna i biotopkarteringen. Därmed kunde medeltätheter av olika åldersgrupper i olika habitat för samtliga Vätterbäckar beräknas. Då man jämförde detta utfall med utfallet från enbart referensvattendragen fann man dock att skattningarna inte matchade varandra. Då det vid modellens skapande inte gick att avgöra vilket av dessa utfall som bäst representerade den generella fördelningen av öringungar i olika habitat för Vätterbäckarna gjordes en så objektiv bedömning som möjligt. Denna baserades på en sammanjämkning av medelvärdena på de procentuella fördelningarna från de ovan nämnda utfallen, vilket resulterade i tabell 4. Halldén m.fl. (2005) konstaterar dock att det krävs ytterligare undersökningar av öringtätheten i olika habitat från fler vattendrag för att kunna avgöra vilket av utfallen som för Vätterbäckarna generellt, bäst representerar fördelningen mellan olika habitat.

Tabell 5. Medeltäthet av öring per 100 m² i de olika habitatkvalitetsklasserna, i jämförelse med habitatklass 3 som norm, enligt Halldén m.fl. (2005).

Habitat	Öring 0+	Öring 1+	Öring 2+
0	0 %	0 %	0 %
1	57 %	28 %	24 %
2	93 %	58 %	56 %
3	100 %	100 %	100 %

Tabell 6. Förväntad vinteröverlevnad och smoltifieringsgrad för öring i Vätterbäckarna. Baserat på uppgifter från Degerman m.fl. (2001).

Höststadium	Stadium följande vår	Vinteröverlevnad	Smoltifieringsgrad
0+	1+ alt. 1 årigt smolt	50 %	10 %
1+	2+ alt. 2 årigt smolt	60 %	90 %
2+	3+ alt. 3 årigt smolt	60 %	90 %

Beräkning av medeltätheten per habitat i respektive vattendrag

För varje vattendrag beräknas därefter i modellen medeltätheten av öringungar i de olika habitatkvalitetsklasserna. För de habitatklasser som inte har undersökts i det specifika vattendraget beräknas tätheterna utifrån högsta undersökta habitatklass genom applicering av tabell 4. Detta betyder att om ett vattendrag endast undersökts med avseende på en habitatklass kan värden för övriga habitatklasser ändå skattas.

Skattning av andelen öring 0+, 1+ och 2+ som förväntas bli smolt

Skattningar görs därefter dels på hur många öringungar som överlever vintern, dels på hur många av dessa som förväntas bli smolt nästkommande vår. Dessa skattningar är baserade på Degerman m.fl. (2001), tabell 5. De skattningar som erhöles för Vätterbäckarna med modellen är väl överensstämmande med vattendrag på västkusten. Dock är smoltproduktionen högt skattad i förhållande till svenska insjööringbestånd från Härjedalen, men Halldén m.fl. (2005) menar att förhållandena i Vättern är närmare att likna med havsöringbestånden på västkusten.

Utifrån ovanstående beräkningar och skattningar av medeltäthet per habitat, vinteröverlevnad samt smoltifieringsgrad, beräknar modellen en förväntad smoltproduktion per habitatklass, det vill säga ett specifikt produktionsstal för respektive delsträcka i vattendraget.

Skattning av migrationsmortaliteten i lugnflytande habitat

Eftersom de smolt som producerats i vattendraget måste vandra från uppväxtplatserna till tillväxtområdena kommer antalet smolt som slutligen når dessa att ha reducerats genom predation. Denna predation sker framförallt i lugnflytande habitat såsom sjöar, dammar och lugnflytande delar av vattendraget. Predatorerna utgörs främst av piscivora fiskar såsom gädda (*Esox lucius*), gös (*Stizostedion lucioperca*) och lake (*Lota lota*). Det är dock svårt att hitta relevanta data som är applicerbara för hur stor denna migrationsmortalitet egentligen är (Halldén m.fl. 2005). De data som finns härrör från vattendrag vars karaktär skiljer sig markant från Vätterbäckarnas. Därför har man i modellen antagit värden för migrationsmortaliteten som anses rimliga för Vätterbäckarna, tabell 6.

Beräkning av mängden smolt som lämnar vattendraget

Med den beräknade smoltproduktionen per habitatklass (det s.k. produktionstalet) och migrationsmortaliteten (tabell 6), samt data från biotopkarteringen som underlag beräknas slutligen mängden smolt som förväntas lämna respektive vattendrag (figur 5). De data som använts från biotopkarteringen är de olika delsträckornas areal, längd och habitatkvalitetsklass.

Beräkningen av antalet smolt som årligen produceras i respektive vattendrag sker stegvis. Antalet producerade smolt från den översta delsträckan beräknas utifrån ekvation 4.

Ekvation 4.

delsträckans areal * beräknad specifik produktion för habitatklassen

(Formel för beräkning av antalet smolt som produceras på en specifik delsträcka, Halldén m.fl. 2005)

Det erhållna värdet adderas med antalet producerade smolt på följande delsträcka, osv. för samtliga delsträckor ut till vattendragets mynning. För de delsträckor som klassats som habitatkvalitetsklass 0 eller som angivits som dammar beräknas inte antalet producerade smolt utan istället hur många av de smolt som producerats uppströms som inte förväntas överleva passagen, ekvation 5. Då det gäller sjöar kan dock inte modellen automatiskt beräkna mortaliteten eftersom dessa inte definierats som egna delsträckor i biotopkarteringen. Därför får antalet smolt som inte förväntas överleva passagen av dessa beräknas separat.

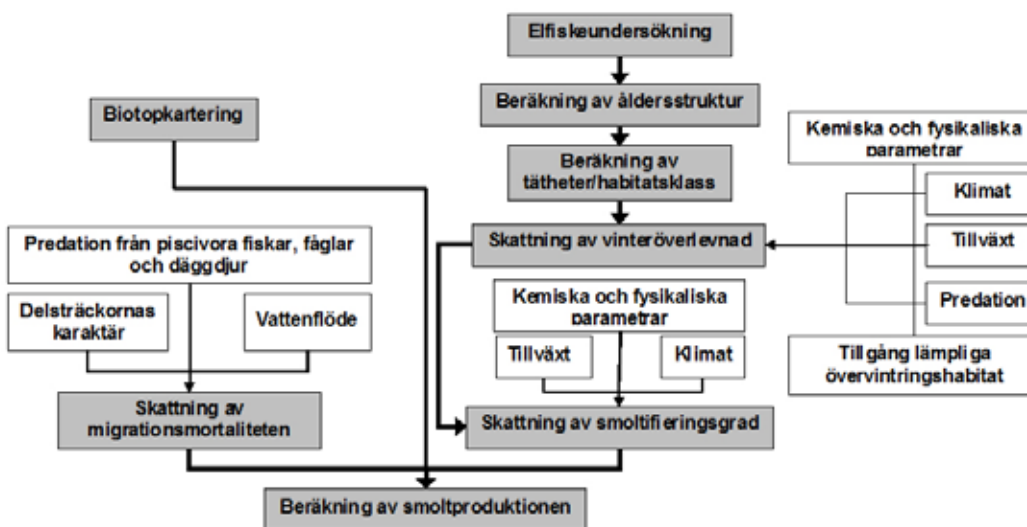
Ekvation 5.

antal producerade smolt uppströms * delsträckans längd * specifik mortalitet per km

(Formel för beräkning av antalet smolt som inte förväntas överleva passagen genom en specifik delsträcka, Halldén m.fl. 2005)

Tabell 7. Skattad migrationsmortalitet för öringsmolt i Vätterbäckarna (Halldén m.fl. 2005).

Habitattyp	Mortalitet / km
Strömmande - forsande bäckhabitat	0 %
Lugnflytande bäckhabitat	1 %
Korta dammar i vattendrag	10 %
Sjöar och stora åars sel	50 %



Figur 14. Översiktlig beskrivning av smoltproduktionsmodellens konstruktion. Grå boxar symboliserar de olika undersöknings- och beräkningsstegen i modellen, medan vita boxar är exempel på faktorer som påverkar utfallet av skattningarna. Den beräknade smoltproduktionen som erhålls vid beräkningarna är nettoproduktion (dvs. mängden smolt som lämnar vattendraget).

Revidering av befintlig modell; Metodik

Avgränsningen i tid då det gäller beräkningarna av smoltproduktionen i Åvaån det vill säga 2001 och 2003-2009 beror på att det sedan år 2000, med undantag för 2001, har genomförts återkommande elfisken på minst fyra lokaler i Åvaån. Medan avgränsningen i tid i Knipån och Rödån beror på att det endast finns fångstuppgifter på utvandrande öringsmolt från våren 2007 respektive 2008. Vidare då det gäller Knipån och Rödån kommer endast analyser av den totala smoltproduktionen att göras. Detta eftersom det har visat sig vid valideringsförsöken att andelen 1-åriga smolt är underrepresenterade i fångsten till följd av fällornas utformning. En sammanställning av den förväntade åldersfördelningen, utifrån den uppdaterade smoltproduktionsmodellen, kommer dock att redovisas. Smoltproduktionsberäkningarna genomfördes i Microsoft Excel[®] och de statistiska analyserna som redovisas genomfördes i StatView[®] 5.0.1.

Uppdatering av schablonvärden

Beräkning av längsta öring 1+

Sedan ursprungsmodellen skapades har en ny formel för beräkning av längsta öring 1+ utarbetats (Degerman m.fl. 2010). Därför ersattes den tidigare formeln (ekvation 2) med följande:

Ekvation 6.

$$\text{längsta } 1+ = \text{längsta } 0+ * 1,557 - 0,059 * \text{dagnummer} + 43,185.$$

$$(\text{Anova } F_{2,5321}=8004, p<0,001, r^2=0,75)$$

Vinteröverlevnad

Vinteröverlevnaden varierar naturligt från år till år i olika vatten beroende på ett antal faktorer (t.ex. vattentemperatur, vattenföring och predation). Därför uppdaterades smoltmodellen med intervall för vinteröverlevnaden för öringungar i olika åldrar. Enligt litteratursammanställning gjord av Symons (1979) refererad i Hindar m.fl. (2007) var vinteröverlevnaden för laxungar 0+ 28-44 procent respektive 35-65 procent för laxungar >0+. Hindar m.fl. (2007) räknade utifrån detta med 50 procent vinteröverlevnad för lax 0+ och för lax >0+ en årlig dödlighet på 50 procent (40-60 %). Baserat på ovanstående gjordes bedömningen att låta de ursprungliga värdena för vinteröverlevnaden variera ±10 procent (tabell 7).

Tabell 8. Intervallgränser för vinteröverlevnaden för öring i olika åldrar och habitattyper i den uppdaterade smoltproduktionsmodellen.

Habitatklass	Vinteröverlevnad öring 0+		Vinteröverlevnad öring 1+ och 2+	
	Min.	Max.	Min.	Max.
0	40 %	60 %	50 %	70 %
1	40 %	60 %	50 %	70 %
2	40 %	60 %	50 %	70 %
3	40 %	60 %	50 %	70 %

Smoltifieringsgrad

Utifrån en bedömning baserad på empirisk kunskap ändrades smoltifieringsgraden för öring 0+ från ett fast värde på 10 procent till att variera mellan 3 procent och 10 procent. Eftersom inga smolt bedömts vara 4-åriga vid fällfångsterna i Åvaån och endast ett i Knipån våren 2008 och ett i Rödån våren 2007, vilket tyder på att antalet öringungar 2+ som stannar kvar ytterligare ett år är lågt, gjordes även bedömningen att smoltifieringsgraden för öring 2+ skulle höjas till 99 procent ifrån tidigare 90 procent. Avseende smoltifieringsgraden för öring 1+ behölls ursprungsvärdet (90 %). I tabell 8 nedan framgår de uppdaterade värdena som användes för smoltifieringsgraden för öringungar i olika åldrar.

Tabell 9. Intervallgränser och fasta värden för smoltifieringsgraden för öring i olika åldrar och habitattyper i den uppdaterade smoltproduktionsmodellen.

Habitatklass	Smoltifieringsgrad öring 0+		Smoltifieringsgrad	Smoltifieringsgrad
	Min.	Max.	öring 1+	öring 2+
0	3 %	10 %	90 %	99 %
1	3 %	10 %	90 %	99 %
2	3 %	10 %	90 %	99 %
3	3 %	10 %	90 %	99 %

Tabell 10. Intervallgränser för migrationsmortaliteten i olika habitattyper i den uppdaterade smoltproduktionsmodellen.

Habitat	Max. mortalitet	Min. mortalitet
Habitatklass 0	17 %	10 %
Habitatklass 1	12 %	3 %
Habitatklass 2	12 %	3 %
Habitatklass 3	5 %	0 %
Sjöar/dammar/våtmarker	71 %	25 %

Migrationsmortalitet

Studier från både svenska vatten (Calles & Greenberg 2009, Nilsson, 2008, Olsson m.fl. 2001 och Olsson m.fl. 2009) och danska vatten (Jepsen m.fl. 1998 och Jepsen m.fl. 2000) har visat att migrationsförlusterna förmodligen är högre än de värden som används i smoltproduktionsmodellens ursprungsversion. Efter en samlad bedömning beslutades om nya värden för migrationsmortaliteten i de olika habitattyperna. I tabell 9 redogörs för dessa intervallgränser.

Eftersom det i ursprungsmodellen inte förväntades föreligga någon migrationsmortalitet i habitatklass 1, 2 och 3 har modellen kompletterats så att det även föreligger migrationsförluster vid passage av delsträckor med dessa habitatklassningar. Ekvation 5 har tillämpats för att beräkna förlusterna. Vidare går det i modellen inte att förutsäga var på respektive delsträcka som smolten har producerats, det vill säga längst uppströms, i mitten eller längst nedströms på delsträckan. Därför har antagandet gjorts att mortalitet föreligger på hälften av den aktuella delsträckans längd där smolten har producerats. Beräkningen av smoltproduktionen på respektive delsträcka (ekvation 4) har således ersatts av följande:

Ekvation 7.

$$\text{delsträckans areal} * \text{beräknad specifik produktion för habitatklassen} - \text{delsträckans areal} * \text{beräknad specifik produktion för habitatklassen} * \text{delsträckans längd}/2 * \text{specifik mortalitet per km}$$

Den så kallade nettoproduktionen (antalet smolt som förväntas lämna vattendraget) erhålls således genom att produktionen på den längst uppströms belägna delsträckan (delsträcka_n) beräknas först enligt ekvation 7. Dessa smolt reduceras därefter genom migrationsmortalitet på den nedströms belägna delsträckan (delsträcka_{n-1}), enligt ekvation 5. De återstående

smolten adderas till de smolt som producerats på delsträckan nedströms (delsträcka $n-1$) som också beräknas enligt ekvation 7. Proceduren upprepas för samtliga delsträckor till vattendragets mynning (ekvation 8).

Ekvation 8.

$$\text{antal producerade smolt på delsträcka } n - \text{antal producerade smolt på delsträcka } n * \text{längd delsträcka } n-1 * \text{specifik mortalitet per km delsträcka } n-1 + \text{antal producerade smolt på delsträcka } n-1$$

Tillägg av kompenserande parameter

Eftersom modellen i sin ursprungliga utformning generellt tycktes överskatta smoltproduktionen kompletterades även modellen med en ny parameter för att kompensera för denna överskattning. Införandet av kompensationsparametern motiverades med:

- De elfisken som används för modellberäkningarna ingår oftast i program som inte är designade för att beräkna smoltproduktion.
- Det finns en tendens att placera elfiskelokaler där man förväntar sig finna högst tätheter av öring, det vill säga elfiskelokalen är inte representativ för hela den delsträcka den är placerad på.
- Att avgränsningen av delsträckorna i ett vattendrag inte till fullo utgår ifrån förutsättningarna för öring.
- Att inte tillräckligt många parametrar används för att bedöma kvaliteten på uppväxtområdet.

Som kompenserande parameter valdes delsträckornas kvalitet som lekområden enligt biotopkarteringsmetodiken. Valet grundade sig på:

- Det skulle finnas befintliga data insamlade, det vill säga inga förändringar eller kompletteringar av biotopkarterings- och/eller elfiskemetodiken skulle behöva göras.
- Att en begränsad tillgång på lekområden av god kvalitet kan begränsa smoltproduktionen trots att tillgången på uppväxtområden av god kvalitet är god. Sambandet har dock inte verifierats, framförallt kvantitativt.

Den så kallade ”lekområdeskompensationen” multiplicerades enligt schablonvärden i tabell 10 med det för delsträckan specifika produktionstalet. Till exempel om en delsträcka bedömts som klass 3 med avseende på uppväxtområde för öring (goda till mycket goda uppväxtområden), men endast klass

1 som lekområde (inga synliga lekområden, men rätt strömförhållanden) multiplicerades det specifika produktionstalet med 50 procent.

Tabell 11. Schablonvärden för den s.k. ”lekområdeskompensationen” som använts vid modellberäkningarna av smoltproduktionen.

Lekområde enligt biotopkarteringsmetodiken		Schablonvärde
Klass	Beskrivning	”lekområdeskompensation”
0	Lekmöjligheter saknas	25 %
1	Inga synliga lekområden, men rätt strömförhållanden	50 %
2	Tämligen goda lekmöjligheter, men inte optimala	75 %
3	Goda till mycket goda lekmöjligheter	100 %

Beräkning av konfidensintervall

Vid de förnyade beräkningarna fick smoltproduktionsmodellen slumpvis variera ovan beskrivna schablonvärden för vinteröverlevnad, smoltifieringsgrad och migrationsmortalitet inom de angivna intervallen (min. och max.) och med den så kallade ”lekområdeskompensationen” införd. Proceduren som genomfördes i Microsoft Excel[®] upprepades 100 gånger för respektive vattendrag och år för att erhålla spridningsmått på de förväntade värdena avseende total smoltproduktion och åldersfördelning.

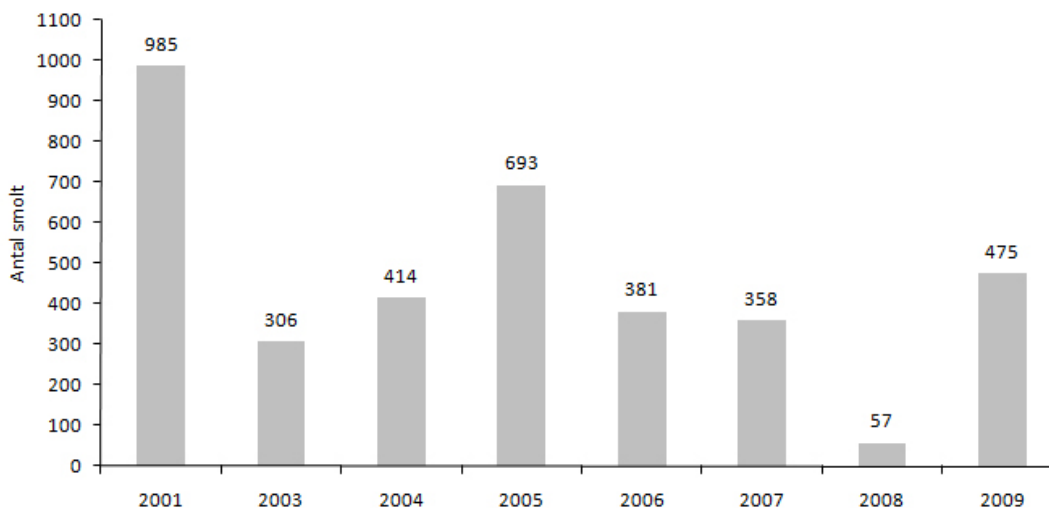
Resultat

Observera att då begreppet relativ avvikelse används så avser detta skillnaden mellan observerad och beräknad produktion dividerat med observerad produktion. Således innebär en positiv avvikelse att det producerats mer smolt än vad smoltproduktionsmodellen förutsagt och vice versa.

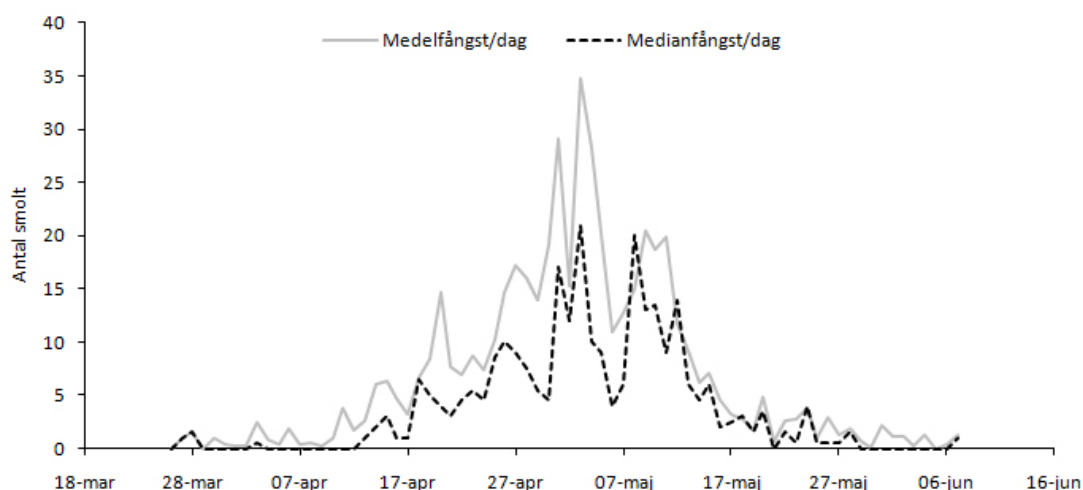
Åvaån

Total smoltproduktion 2001, 2003-2009

Den observerade smoltproduktionen (fällfångsten) i Åvaån under perioden 2001, 2003-2009 framgår av figur 6 nedan. Som synes har det förekommit variationer mellan åren. Den relativt sett mycket låga smoltproduktionen 2008 beror på att det under sommaren 2007 skedde ett utsläpp av ensilage i Åvaån från ett närliggande jordbruk. Själva smoltutvandringen har skett under cirka två månaders tid, från slutet av mars till början av juni, och majoriteten av smolten har oftast lämnat Åvaån i månadsskiftet april/maj (figur 7). Vissa år har smoltfällan översvämmats periodvis, vilket har fått till följd att dess funktion varit försämrad vid dessa tillfällen. I tabell 11 redogörs för dessa översvämningstillfällen.



Figur 15. Observerad produktion av smolt i Åvaån 2001, och 2003-2009.



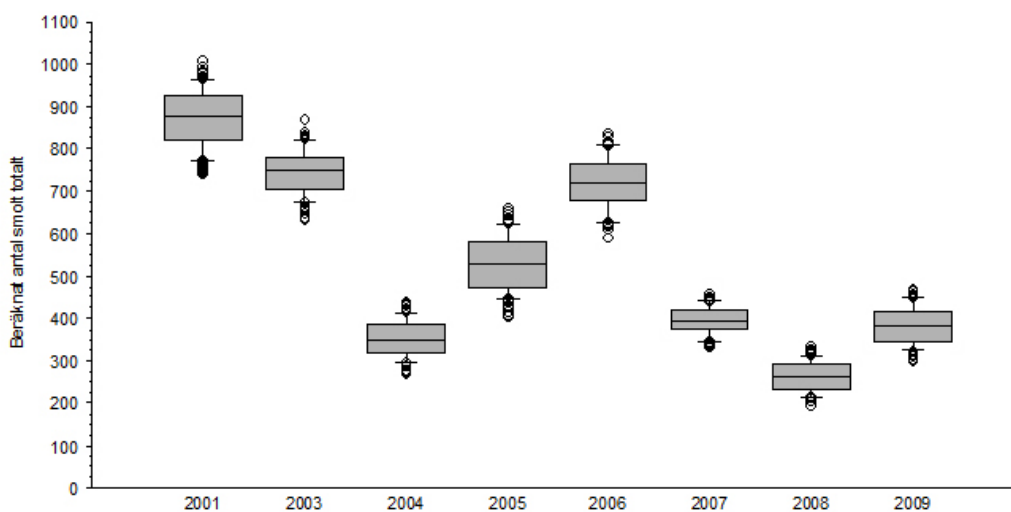
Figur 16. Fångststatistik för smoltfällan i Åvaån 2001, 2003-2009. Vid beräkningarna av medel- respektive medianfångst per dag har de tillfällen då smoltfällan varit översvämmad exkluderats.

Tabell 12. Översvämningsstatistik för smoltfällan i Åvaån perioden 2001, 2003-2009.

Översvämningsstatistik	2001	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009
Antal dagar totalt	0	9	0	10	17	0	1	6
Datum första	-	1:a maj	-	1:a april	1:a april	-	10:e april	29:e mars
Datum sista	-	9:e maj	-	12:e april	21:a april	-	10:e april	6:e april

I figur 8 och tabell 12 framgår spridningen i den beräknade smoltproduktionen efter det att denna hade beräknats med den uppdaterade smoltproduktionsmodellen. För fyra av åren (2001, 2004, 2007 och 2009) lyckas modellen träffa "rätt" i vissa fall och är även i närheten av det verkliga värdet år 2005, vilket framgår av figur 9. De beräknade värdena var dock signifikant skilda från den observerade smoltproduktionen för samtliga år (Paired t-test: $p < 0,05$, $df = 99$).

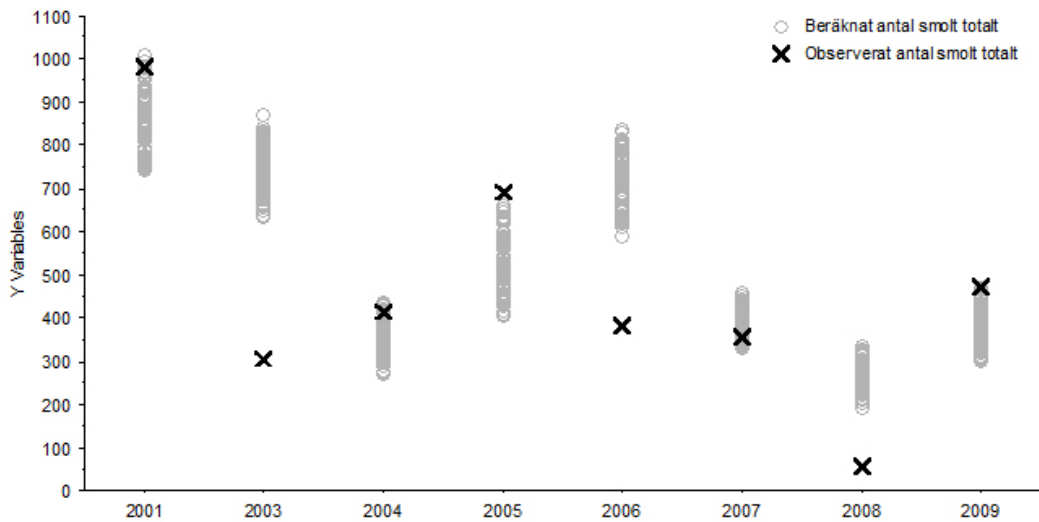
Då den observerade smoltproduktionen jämfördes med medianvärdet för den beräknade smoltproduktionen förelåg måttliga till stora avvikelser. För fem av de totalt åtta åren var avvikelsen mellan -10 procent och +24 procent med medianavvikelsen 16 procent (figur 10A). För resterande tre år (2003, 2006 och 2008) förelåg däremot en betydligt större avvikelse -360 procent till -89 procent (figur 10B).



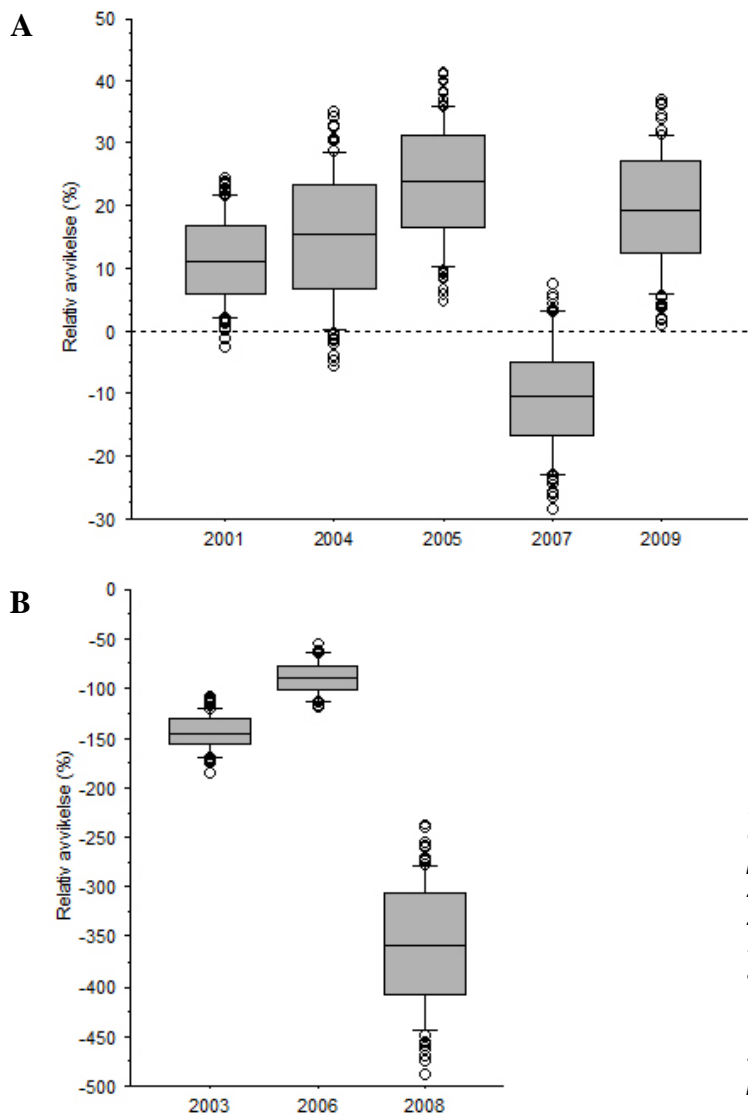
Figur 17. Beräknad smoltproduktion i Åvaån 2001, 2003-2009 med den uppdaterade smoltproduktionsmodellen. Staplarna anger 10:e respektive 90:e percentilen och boxarna anger 25:e, 50:e (medianvärdet) och 75:e percentilen, medan värden under 10:e samt över 90:e percentilen visas som ringar.

Tabell 13. Beskrivande statistik för beräkningarna av smoltproduktionen i Åvaån 2001, 2003-2009 med den uppdaterade smoltproduktionsmodellen.

Årtal	Medelvärde	Medianvärde	Min.	Max.	Standard avvikelse	Spridning
2001	869	876	742	1009	69	267
2003	743	750	635	872	54	236
2004	351	349	269	437	42	168
2005	528	527	404	658	64	253
2006	720	720	591	838	62	247
2007	395	395	330	459	32	129
2008	262	262	192	335	36	143
2009	383	383	299	471	44	172



Figur 18. Utifrån den uppdaterade smoltproduktionsmodellen beräknad smoltproduktion i förhållande till observerat antal utvandrande smolt i Åvaån under perioden 2001 och 2003-2009.

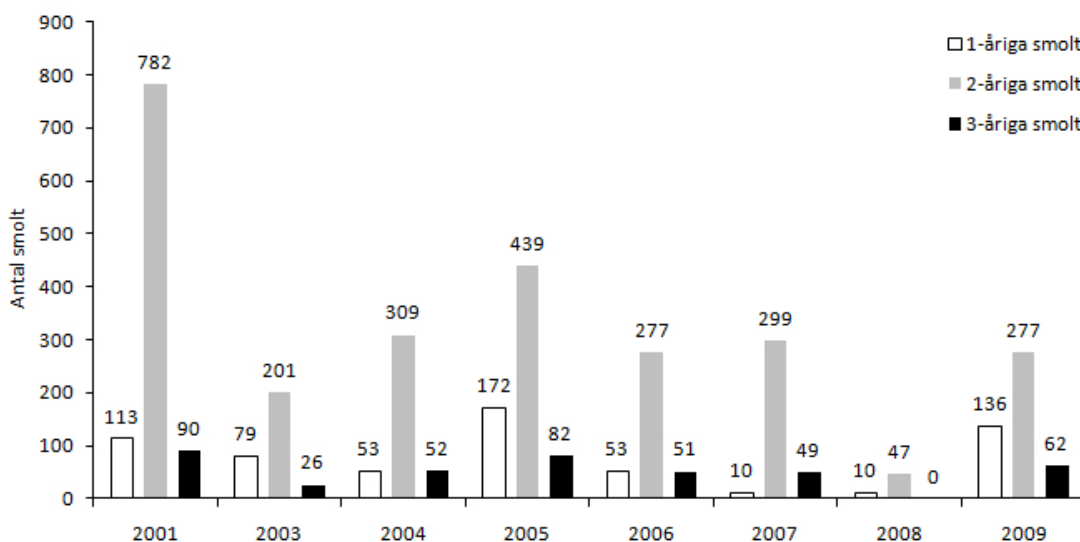


Figur 19. Relativ avvikelse mellan observerad och beräknad smoltproduktion i Åvaån 2001, 2004, 2005, 2007 och 2009 (A) samt 2003, 2006 och 2008 (B). Staplarna anger 10:e respektive 90:e percentilen och boxarna anger 25:e, 50:e (medianvärdet) och 75:e percentilen, medan värden under 10:e samt över 90:e percentilen visas som ringar. Observera de olika skalorna på Y-axlarna.

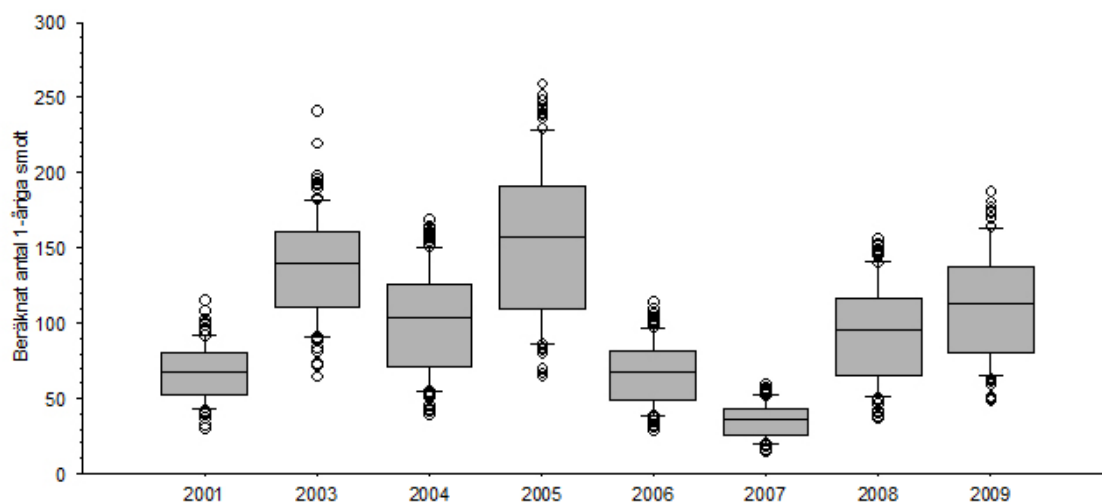
Åldersfördelning smolt 2001, 2003-2009

Under perioden har 2-åriga smolt dominerat i fångsten följt av 1-åriga smolt bortsett från år 2007 då andelen 3-åriga smolt var högre (figur 11). Liknande dominansförhållanden har erhållits vid beräkningarna av den förväntade smoltproduktionen. År 2006 var dock den förväntade andelen 1-åriga smolt något lägre än andelen 3-åriga, vilket inte var utfallet. Ser man däremot till den relativa andelen 1-åriga respektive 3-åriga smolt i förhållande till det totala antalet smolt förelåg det vissa år betydande skillnader mellan förväntade och observerade värden. Som exempel kan nämnas år 2004 då den observerade andelen smolt i dessa åldrar utgjorde ungefär lika stor del av den totala smoltproduktionen (13 % vardera), medan de förväntade förhållandena var 30 procent 1-åriga smolt och 10 procent 3-åriga smolt.

Spridningen i beräkningarna av antalet 1-åriga smolt redogörs för i figur 12 och tabell 13. Hur de beräknade antalet 1-åriga smolt förhöll sig i förhållande till det observerade framgår av figur 13. Med de intervall inom vilken smoltproduktionsmodellen tilläts variera schablonvärdena erhöles för sex av de totalt åtta åren enskilda värden för det förväntade antalet 1-åriga smolt som matchade den faktiska produktionen (figur 14). Vid dessa beräkningar klarade dock modellen endast i två fall (2005 och 2009) av att beräkna medianvärden med avvikelser inom intervallet ± 25 procent övriga fyra år erhöles avvikelser i intervallet -94 procent till +39 procent. Resterande två år (2007 och 2008) var avvikelserna -257 procent respektive -865 procent.



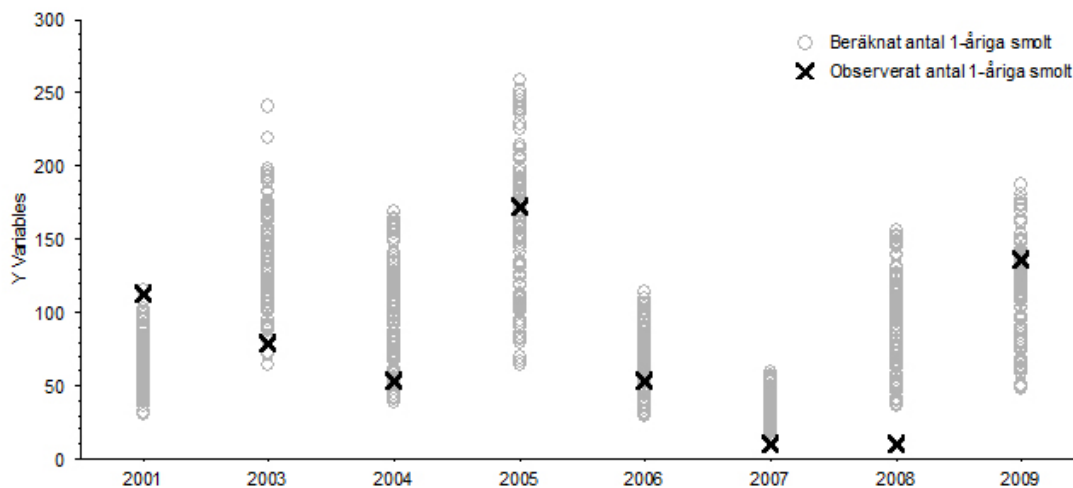
Figur 20. Observerad åldersfördelning hos utvandrande smolt i Åvaån 2001, och 2003-2009.



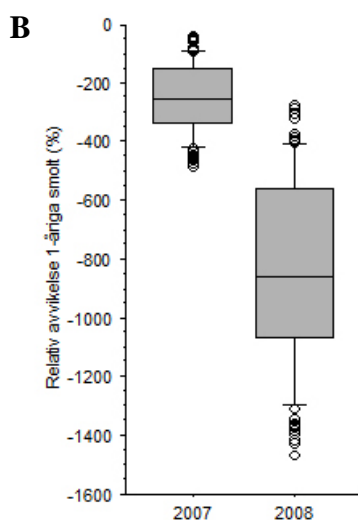
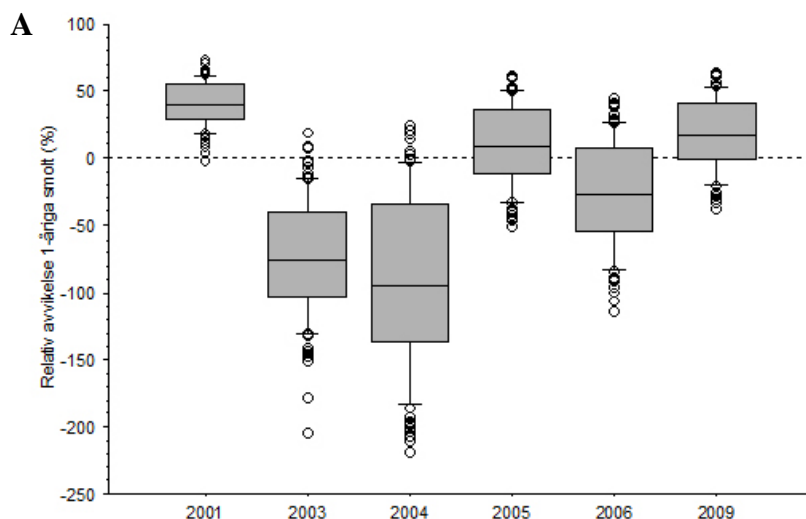
Figur 21. Beräknad produktion av 1-åriga smolt i Åvaån 2001, 2003-2009 med den uppdaterade smoltproduktionsmodellen. Staplarna anger 10:e respektive 90:e percentilen och boxarna anger 25:e, 50:e (medianvärdet) och 75:e percentilen, medan värden under 10:e samt över 90:e percentilen visas som ringar.

Tabell 14. Beskrivande statistik för beräkningarna av antalet 1-åriga smolt i Åvaån 2001, 2003-2009 med den uppdaterade smoltproduktionsmodellen.

Årtal	Medelvärde	Medianvärde	Min.	Max.	Standard avvikelse	Spridning
2001	67	68	30	116	19	85
2003	136	139	64	241	34	177
2004	100	103	40	169	34	129
2005	154	158	65	259	50	194
2006	67	67	30	114	21	84
2007	35	36	14	58	12	44
2008	93	96	37	157	31	119
2009	111	113	49	188	35	139

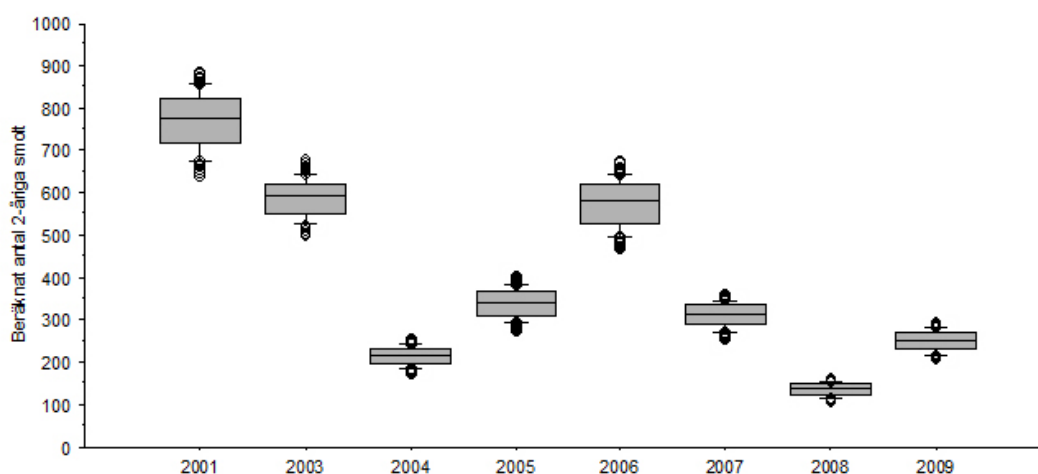


Figur 22. Utifrån den uppdaterade smoltproduktionsmodellen beräknat antal 1-åriga smolt i förhållande till observerat antal 1-åriga smolt i Åvaån under perioden 2001 och 2003-2009.



Figur 23. Relativ avvikelse mellan antalet observerade och beräknade 1-åriga smolt i Åvaån 2001, 2003-2006 och 2009 (A) samt 2007-2008 (B). Staplarna anger 10:e respektive 90:e percentilen och boxarna anger 25:e, 50:e (medianvärdet) och 75:e percentilen, medan värden under 10:e samt över 90:e percentilen visas som ringar. Observera de olika skalorna på Y-axlarna.

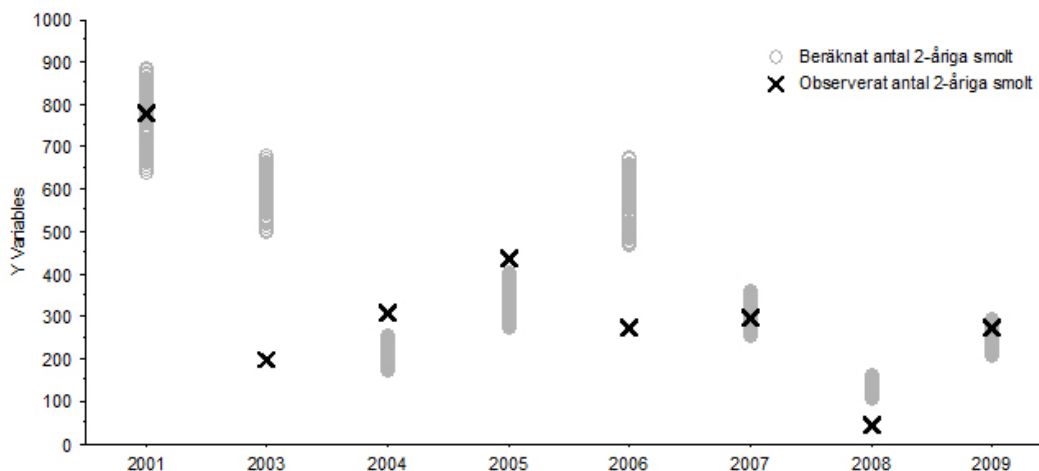
Eftersom 2-åriga smolt varit den dominerande åldersgruppen samtliga år (2001 och 2003-2009) i Åvaån har resultaten från beräkningarna av antalet 2-åriga smolt uppvisat i stort sett samma mönster som den totala smoltproduktionen. I figur 15 redogörs för resultaten av beräkningarna av den förväntade produktionen av 2-åriga smolt, medan spridningen i beräkningarna redogörs för i tabell 14.



Figur 24. Beräknad produktion av 2-åriga smolt i Åvaån 2001, 2003-2009 med den uppdaterade smoltproduktionsmodellen. Staplarna anger 10:e respektive 90:e percentilen och boxarna anger 25:e, 50:e (medianvärdet) och 75:e percentilen, medan värden under 10:e samt över 90:e percentilen visas som ringar.

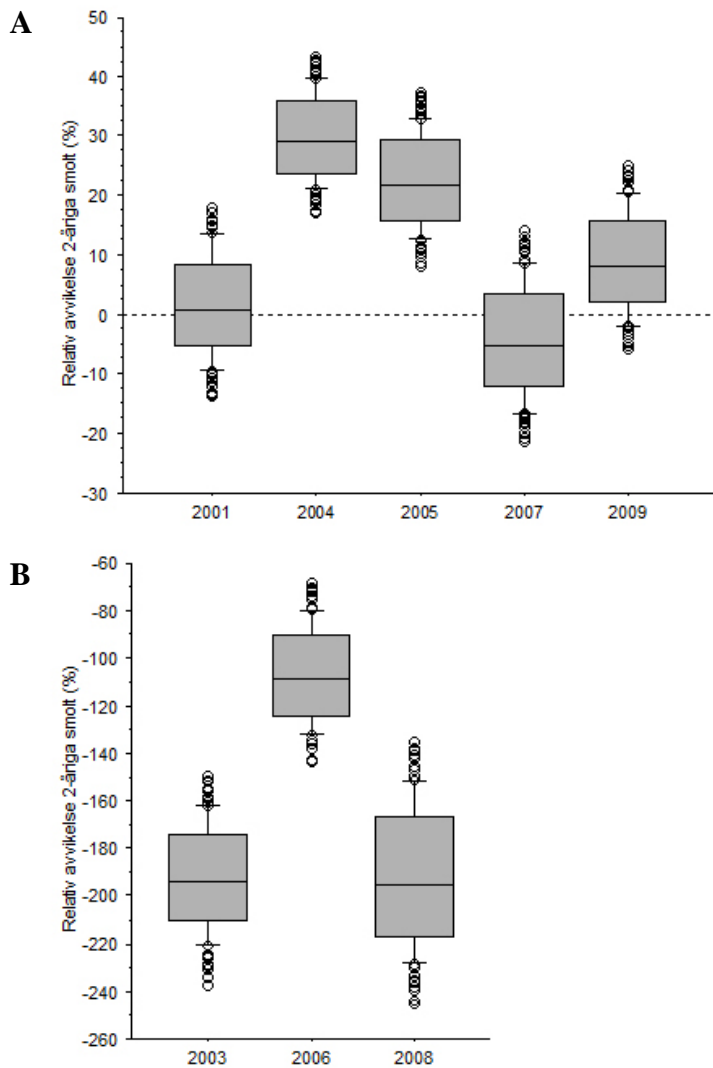
Tabell 15. Beskrivande statistik för beräkningarna av antalet 2-åriga smolt i Åvaån 2001, 2003-2009 med den uppdaterade smoltproduktionsmodellen.

Årtal	Medelvärde	Medianvärde	Min.	Max.	Standard avvikelse	Spridning
2001	770	776	641	888	66	246
2003	589	591	502	678	45	176
2004	217	219	175	256	22	81
2005	341	344	275	403	34	128
2006	574	579	467	674	55	208
2007	312	314	257	363	28	106
2008	137	139	111	162	14	52
2009	252	254	207	293	23	86



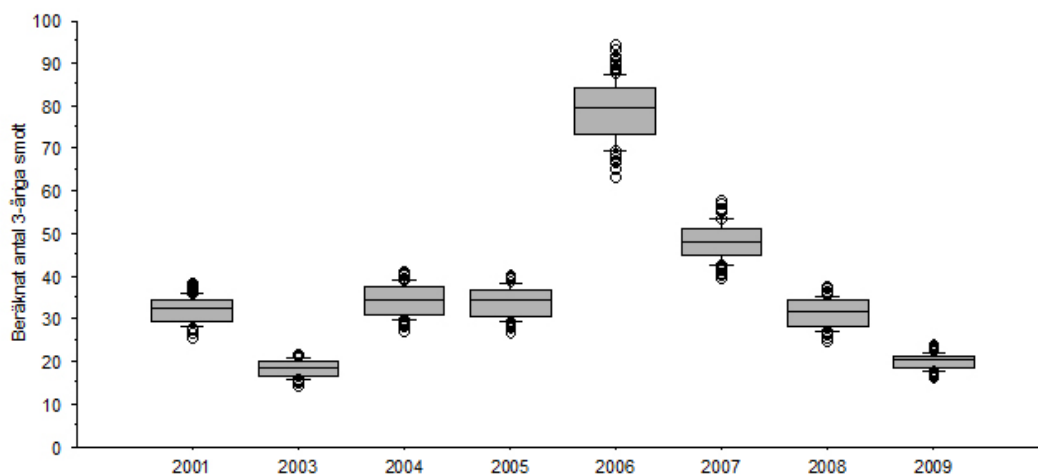
Figur 25. Utifrån den uppdaterade smoltproduktionsmodellen beräknat antal 2-åriga smolt i förhållande till observerat antal 2-åriga smolt i Åvaån under perioden 2001 och 2003-2009.

Hur den beräknade produktionen av 2-åriga smolt har förhållits sig till den observerade framgår av figur 16. Som synes har modellen för tre av åren (2001, 2007 och 2009) lyckats beräkna enskilda förväntade värden som stämmer med den faktiska produktionen. För år 2001 var det beräknade medianvärdet för antalet 2-åriga smolt i stort sett lika med det antal som fångades i smoltfällan det året. Resterande fem år har modellen både överskattat och underskattat produktionen av 2-åriga smolt. Avvikelsena mellan de beräknade värdena och den observerade produktionen framgår av figur 17. Som synes är det tre år (2003, 2006 och 2008) som modellen kraftigt har överskattat antalet 2-åriga smolt. För dessa tre år avvek det beräknade medianvärdet med -195 procent till -109 procent ifrån det observerade. Övriga fem år har avvikelsen mellan beräknat medianvärde och observerad produktion av 2-åriga smolt varit inom intervallet -5 procent till +29 procent.



Figur 26. Relativ avvikelse mellan antalet observerade och beräknade 2-åriga smolt i Åvaån 2001, 2003-2006 och 2009 (A) samt 2007-2008 (B). Staplarna anger 10:e respektive 90:e percentilen och boxarna anger 25:e, 50:e (medianvärdet) och 75:e percentilen, medan värden under 10:e samt över 90:e percentilen visas som ringar. Observera de olika skalorna på Y-axlarna.

Antalet 3-åriga smolt som har förväntats att lämna Åvaån under perioden har varit lågt i förhållande till antalet 2-åriga smolt. Den förväntade medianproduktionen av 3-åriga smolt har varierat mellan 19 och 79 smolt/år, vilket framgår av figur 18 respektive tabell 15. År 2006 erhöles det enskilt största beräknade värdet för antalet 3-åriga smolt, 94 stycken. Hur den förväntade produktionen av 3-åriga smolt förhållit sig till den observerade framgår av figur 19. Det var endast för år 2007 som den uppdaterade smoltproduktionsmodellen lyckades beräkna ett värde för produktionen av 3-åriga smolt som överrensstämde med den observerade produktionen. Detta år avvek det beräknade medianvärdet med endast 1 smolt ifrån det antal smolt som fångades i fällan.

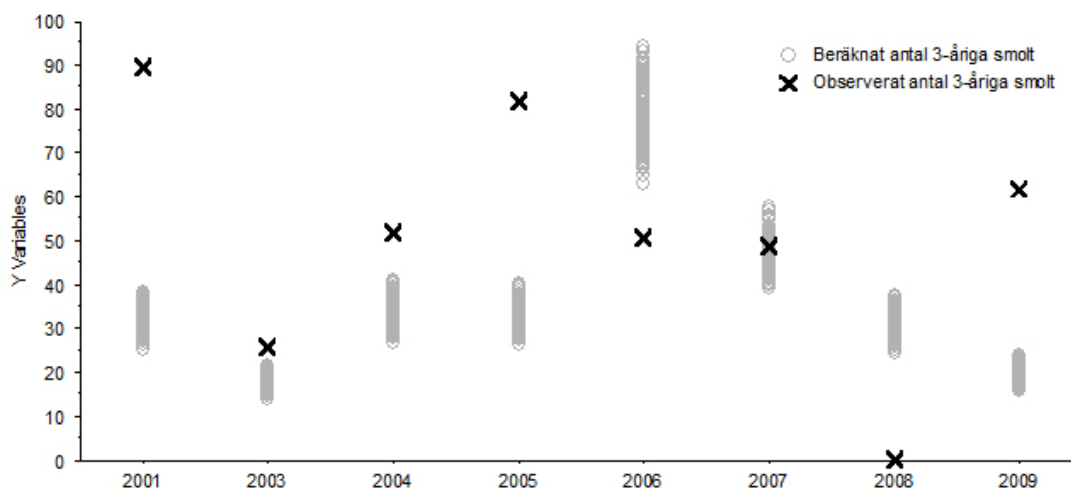


Figur 27. Beräknad produktion av 3-åriga smolt i Åvaån 2001, 2003-2009 med den uppdaterade smoltproduktionsmodellen. Staplarna anger 10:e respektive 90:e percentilen och boxarna anger 25:e, 50:e (medianvärdet) och 75:e percentilen, medan värden under 10:e samt över 90:e percentilen visas som ringar.

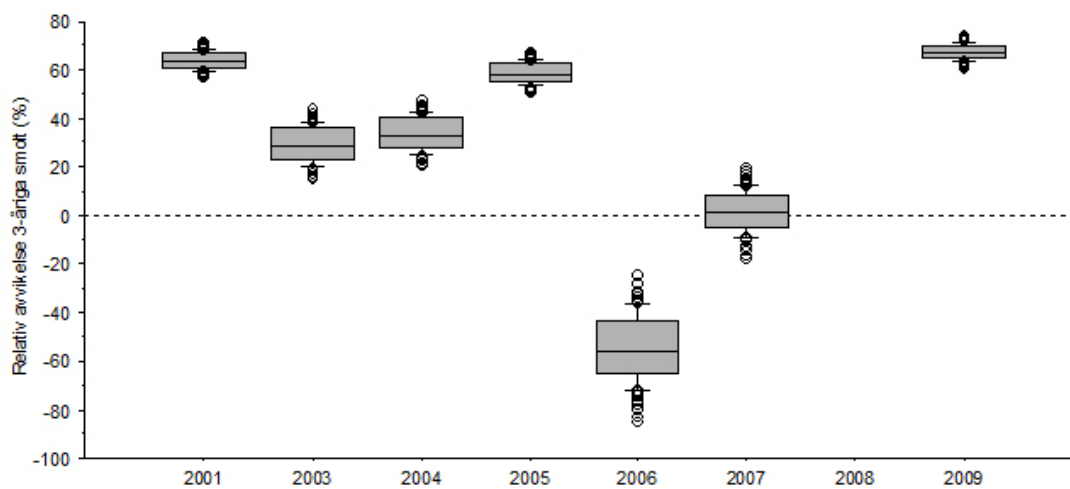
Tabell 16. Beskrivande statistik för beräkningarna av antalet 3-åriga smolt i Åvaån 2001, 2003-2009 med den uppdaterade smoltproduktionsmodellen.

Årtal	Medelvärde	Medianvärde	Min.	Max.	Standard avvikelse	Spridning
2001	32	32	26	39	3	13
2003	18	19	14	22	2	7
2004	34	35	27	41	3	14
2005	34	34	27	41	3	14
2006	79	79	63	94	7	31
2007	48	48	40	58	4	18
2008	31	32	25	38	3	13
2009	20	20	16	24	2	8

Bortsett från 2006 och 2008 har det producerats mer 3-åriga smolt än förväntat, det vill säga en positiv relativ avvikelse (figur 20). År 2008 fångades inga 3-åriga smolt vilket gör att någon relativ avvikelse inte har beräknats (division med 0). Avvikelsen mellan beräknat medianvärde och observerat antal 3-åriga smolt har varierat mellan -56 procent och +67 procent, vilket innebär en medelavvikelse på +28 procent respektive en medianavvikelse på +33 procent.



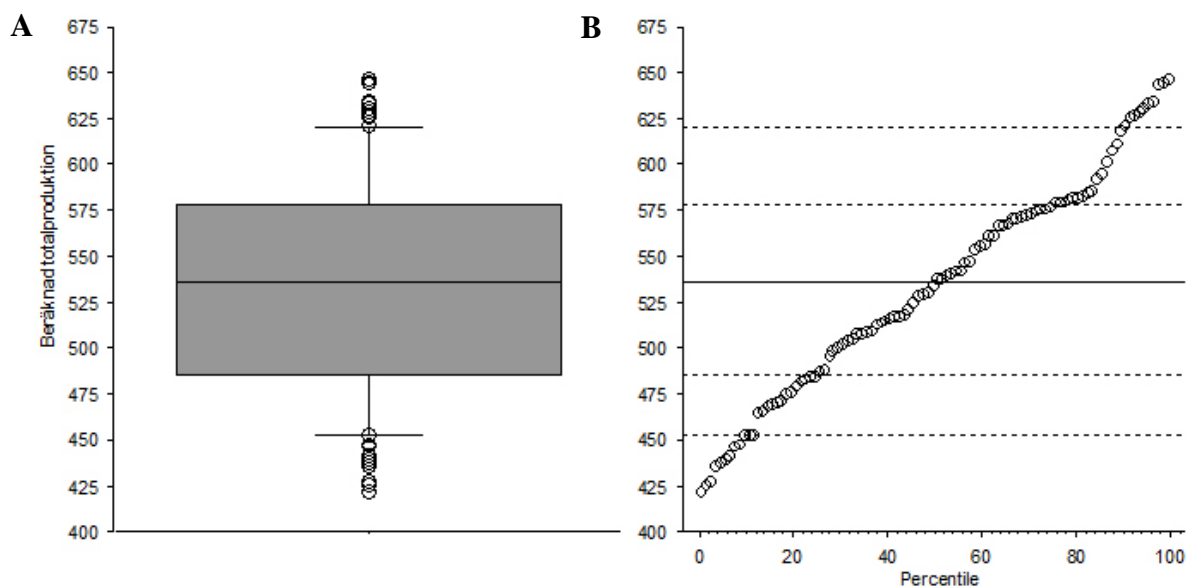
Figur 28. Utifrån den uppdaterade smoltproduktionsmodellen beräknat antal 3-åriga smolt i förhållande till observerat antal 3-åriga smolt i Åvaån under perioden 2001 och 2003-2009.



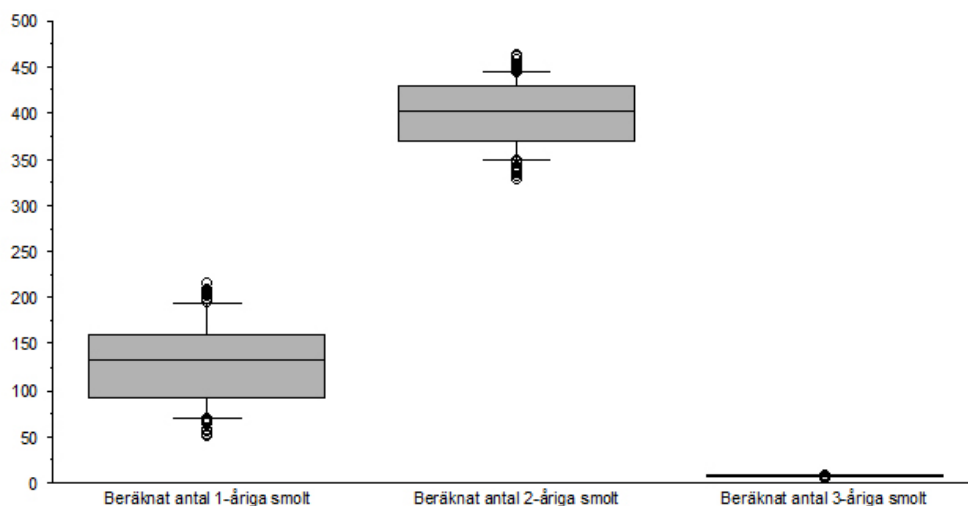
Figur 29. Relativ avvikelse mellan antalet observerade och beräknade 3-åriga smolt i Åvaån 2001, 2003-2006 och 2009 (A) samt 2007-2008 (B). Staplarna anger 10:e respektive 90:e percentilen och boxarna anger 25:e, 50:e (medianvärdet) och 75:e percentilen, medan värden under 10:e samt över 90:e percentilen visas som ringar.

Förväntad smoltproduktion 2010

Våren 2010 förväntas mängden smolt som lämnar Åvaån uppgå till knappt 550 stycken, figur 21 (medianvärde = 536 smolt). Majoriteten av dessa smolt förväntas vara 2-åriga (medianvärde = 402 smolt), följt av 1-åriga (medianvärde = 132 smolt) och 3-åriga (medianvärde = 7 smolt), vilket framgår av figur 22. I tabell 16 redogörs för spridningen i beräkningarna.



Figur 30. Förväntad smoltproduktion i Åvaån våren 2010 (A). Staplarna anger 10:e respektive 90:e percentilen och boxarna anger 25:e, 50:e (medianvärdet) och 75:e percentilen, medan värden under 10:e samt över 90:e percentilen visas som ringar. I den högra figuren (B) redogörs för utfallet av beräkningarna av den förväntade smoltproduktionen ($n=100$).



Figur 31. Förväntad åldersfördelning för de smolt som lämnar Åvaån våren 2010. Staplarna anger 10:e respektive 90:e percentilen och boxarna anger 25:e, 50:e (medianvärdet) och 75:e percentilen, medan värden under 10:e samt över 90:e percentilen visas som ringar.

Tabell 17. Beskrivande statistik för beräkningarna av den förväntade smoltproduktionen i Åvaån våren 2010, baserat på den uppdaterade smoltproduktionsmodellen.

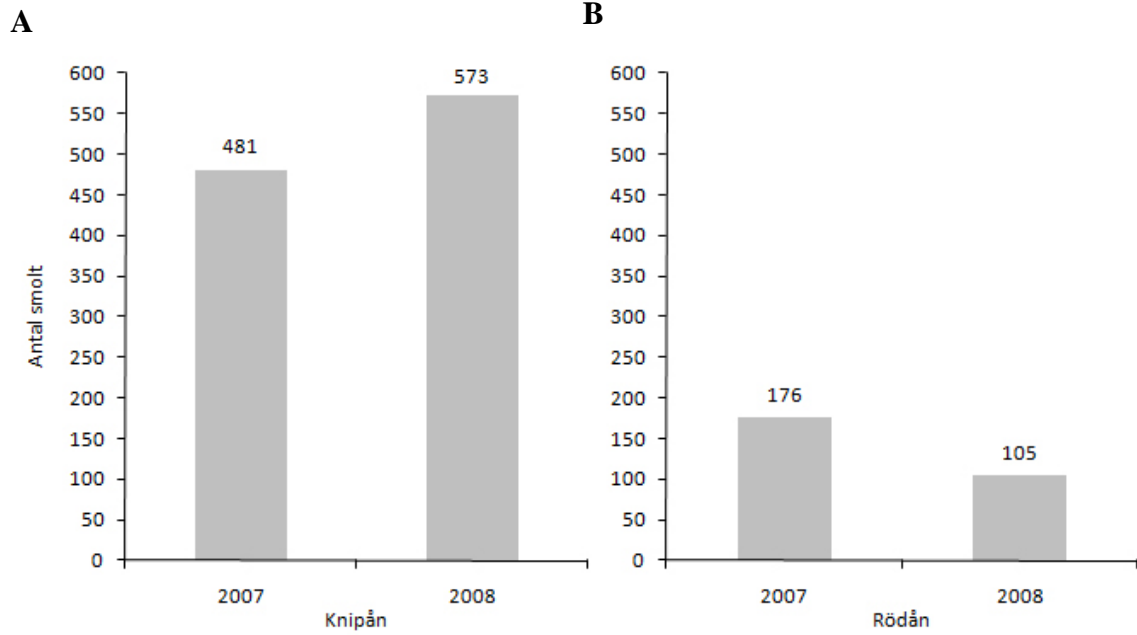
	Antal 1-åriga smolt	Antal 2-åriga smolt	Antal 3-åriga smolt	Total smoltproduktion
Medel	129	399	7	534
Median	132	402	7	536
Min.	52	329	5	422
Max.	217	463	8	647
Standardavvikelse	43	36	1	59
Spridning	165	135	3	226

Knipån och Rödån

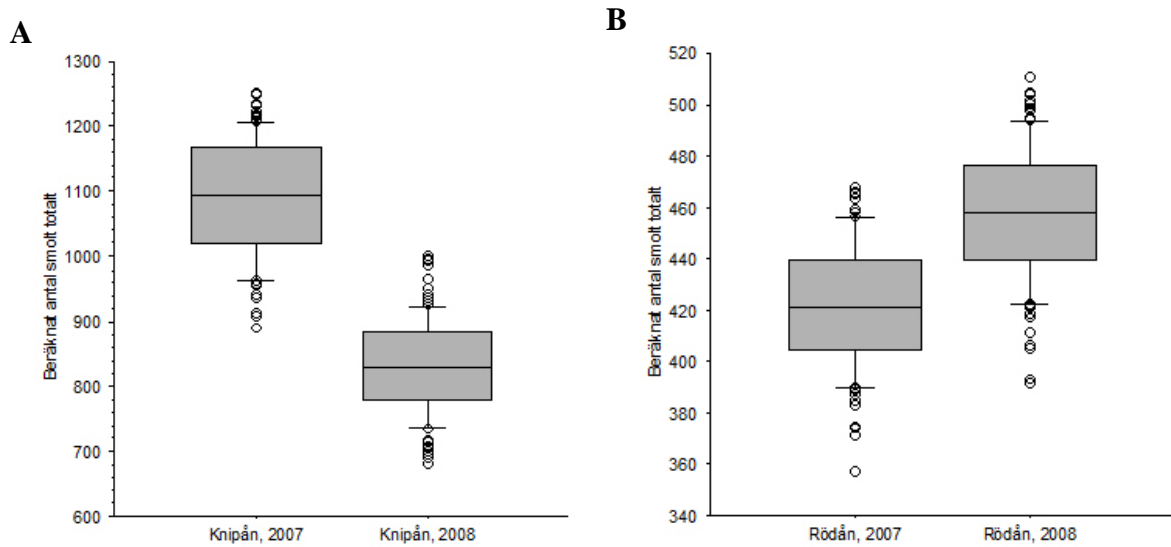
Total smoltproduktion 2007-2008

Den observerade smoltproduktionen (fällfångsten) i Knipån och Rödån 2007-2008 framgår av figur 23 nedan. Som synes ökade antalet smolt i Knipån 2008 medan det minskade i Rödån 2008. Själva smoltutvandringen har även i Knipån och Rödån skett under cirka två månaders tid, från slutet av mars till början av juni, och majoriteten av smolten har oftast lämnat bäckarna i månadsskiftet april/maj. Spridningen i beräkningarna av den förväntade smoltproduktion framgår av figur 24 och tabell 17. Vid dessa beräkningar har modellen förutspått att smoltproduktionen skulle minska i Knipån 2008 i förhållande till 2007 års produktion och vice versa i Rödån, det vill säga en ökning 2008 i förhållande till 2007. Detta är tvärt emot vad som framgår av den observerade smoltproduktionen.

Då det gäller Knipån och Rödån föreligger en överskattning av smoltproduktionen både 2007 och 2008 (figur 25). Den relativa avvikelser mellan beräknat medianvärde och den observerade totala smoltproduktionen dessa år, som redovisas i figur 26, har varierat mellan -127 procent och -45 procent i Knipån och -139 procent och -336 procent i Rödån.



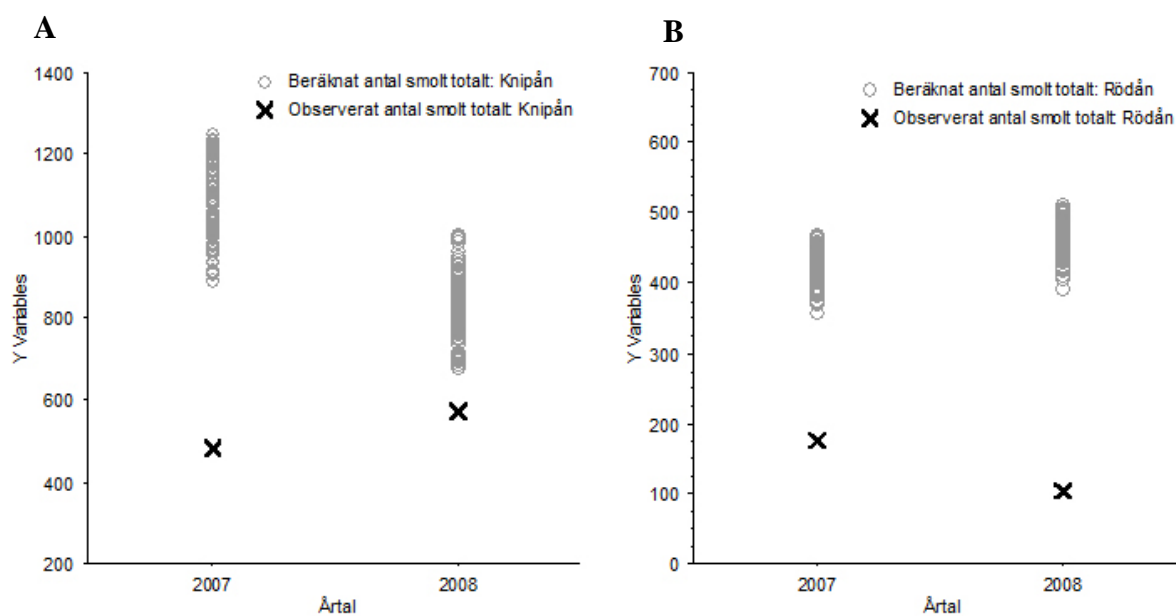
Figur 32. Observerad smoltproduktion i Knipån (A) och Rödån (B) våren 2007 respektive 2008.



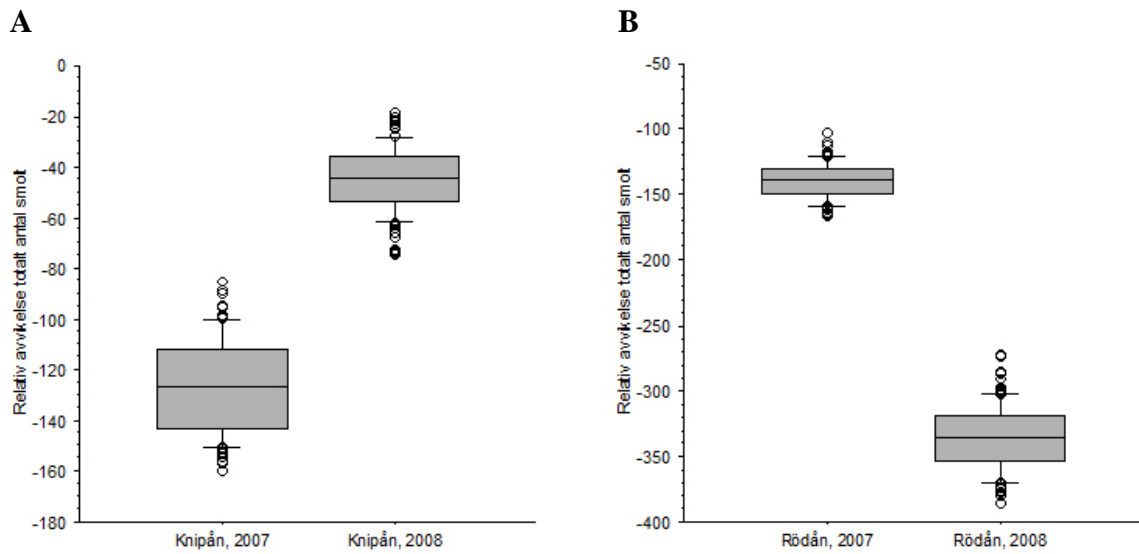
Figur 33. Spridning i beräknad smoltproduktion i Knipån (A) och Rödån (B) våren 2007 respektive 2008. Staplarna anger 10:e respektive 90:e percentilen och boxarna anger 25:e, 50:e (medianvärdet) och 75:e percentilen, medan värden under 10:e samt över 90:e percentilen visas som ringar. Observera de olika skalorna på Y-axlarna.

Tabell 18. Beskrivande statistik för beräkningarna av smoltproduktionen i Knipån och Rödån 2007-2008 med den uppdaterade smoltproduktionsmodellen.

Vatten	Årtal	Medelvärde	Medianvärde	Min.	Max.	Standard avvikelse	Spridning
Knipån	2007	1088	1093	890	1251	91	361
Knipån	2008	832	829	680	1001	73	321
Rödån	2007	421	421	358	468	24	110
Rödån	2008	457	458	391	510	26	119



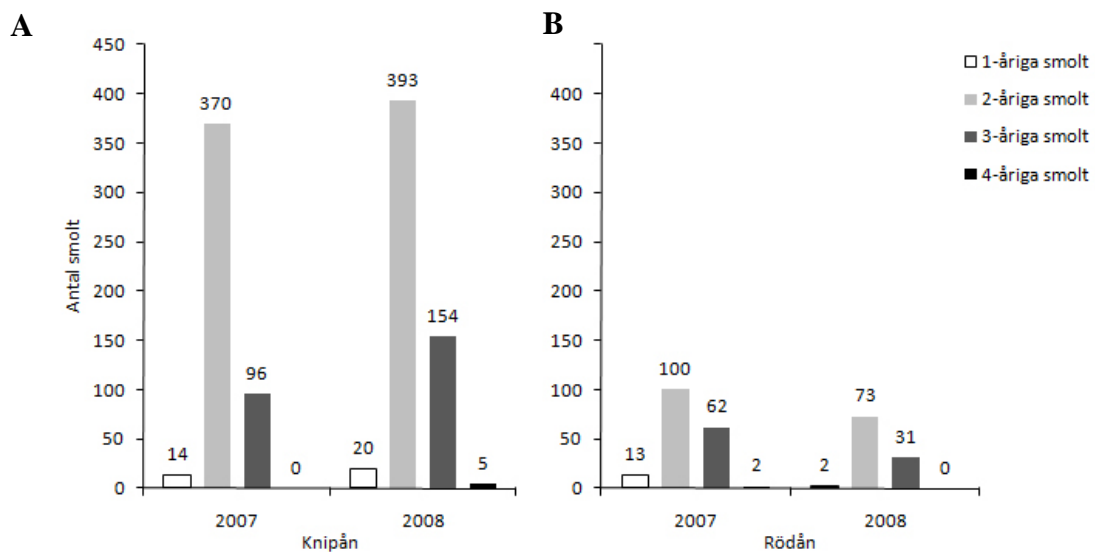
Figur 34. Beräknad smoltproduktion i Knipån (A) och Rödån (B) våren 2007 respektive 2008. Observera de olika skalorna på Y-axlarna.



Figur 35. Relativ avvikelse mellan observerad och beräknad smoltproduktion i Knipån (A) och Rödån (B) våren 2007 respektive 2008. Staplarna anger 10:e respektive 90:e percentilen och boxarna anger 25:e, 50:e (medianvärdet) och 75:e percentilen, medan värdena under 10:e samt över 90:e percentilen visas som ringar. Observera de olika skalorna på Y-axlarna.

Åldersfördelning smolt 2007-2008

Vid valideringsförsöken som genomfördes våren 2007 respektive 2008 i Knipån och Rödån dominerade 2-åriga smolt fångsten följt av 3-åriga smolt. Andelen 1-åriga smolt var relativt låg både 2007 och 2008 i de båda vattendragen (figur 27). I Knipån skedde en ökning av antalet smolt i alla åldersgrupper 2008 i förhållande till 2007, medan det i Rödån däremot skedde en minskning.



Figur 36. Observerad åldersfördelning för de smolt som lämnade Knipån (A) och Rödån (B) våren 2007 respektive 2008.

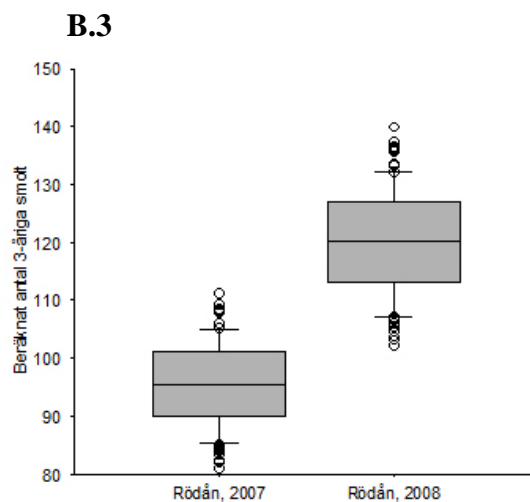
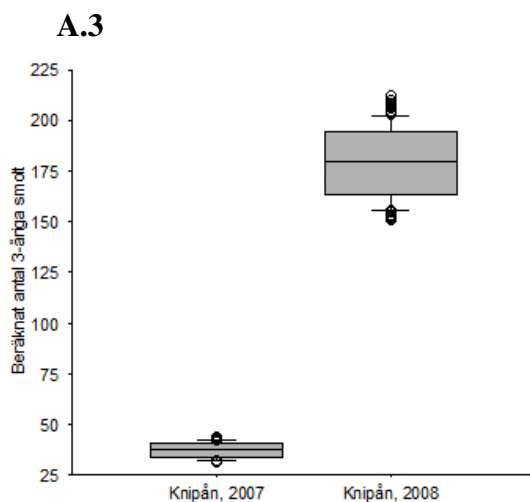
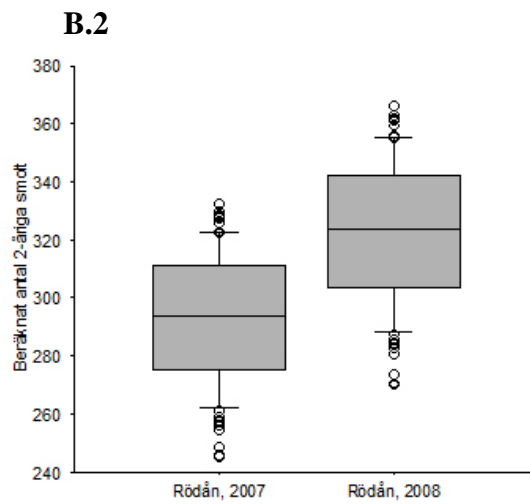
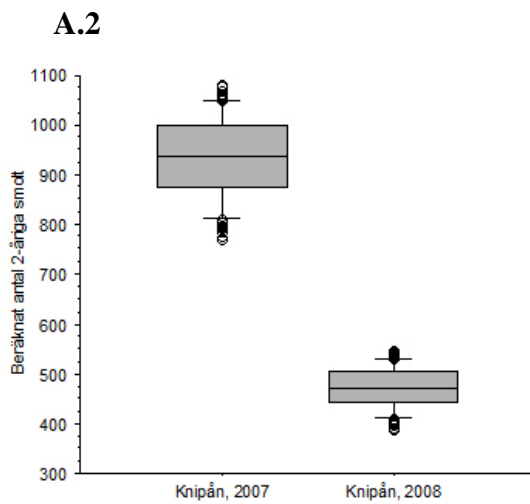
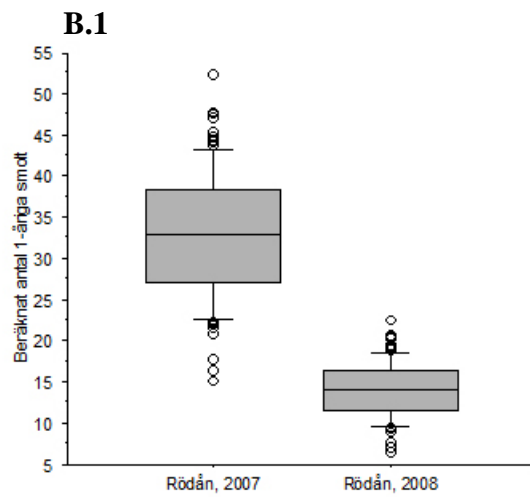
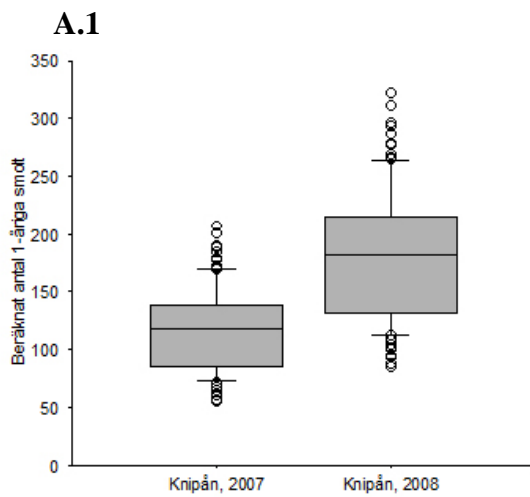
I figur 28 framgår den förväntade produktionen av smolt i olika åldrar i Knipån och Rödån 2007 respektive 2008 baserat på beräkningar med den uppdaterade smoltproduktionsmodellen. År 2008 förväntades antalet 1-åriga och 3-åriga smolt öka i Knipån, medan antalet 2-åriga förväntades minska i förhållande till 2007 års nivåer. Resultaten från beräkningarna av åldersfördelningen i Rödån visar att antalet 1-åriga smolt förväntades minska 2008 i förhållande till 2007, medan förhållandet var det omvända för 2-åriga och 3-åriga smolt, det vill säga en ökning förväntades. I tabell 18 och 19 framgår spridningen i beräkningarna av åldersfördelningen.

Tabell 19. Beskrivande statistik för beräkningarna av åldersfördelningen i Knipån 2007-2008 med den uppdaterade smoltproduktionsmodellen.

Smolt ålder	Årtal	Medelvärde	Medianvärde	Min.	Max.	Standard avvikelse	Spridning
1-åriga	2007	117	118	55	208	37	153
2-åriga	2007	935	936	767	1080	84	312
3-åriga	2007	37	37	31	44	4	12
1-åriga	2008	181	182	86	322	57	237
2-åriga	2008	472	472	387	545	42	158
3-åriga	2008	179	180	151	212	17	61

Tabell 20. Beskrivande statistik för beräkningarna av åldersfördelningen i Rödån 2007-2008 med den uppdaterade smoltproduktionsmodellen.

Smolt ålder	Årtal	Medelvärde	Medianvärde	Min.	Max.	Standard avvikelse	Spridning
1-åriga	2007	33	33	15	52	8	37
2-åriga	2007	293	294	245	332	22	87
3-åriga	2007	96	96	81	111	7	30
1-åriga	2008	14	14	7	23	3	16
2-åriga	2008	322	324	270	366	25	96
3-åriga	2008	120	120	102	140	9	38

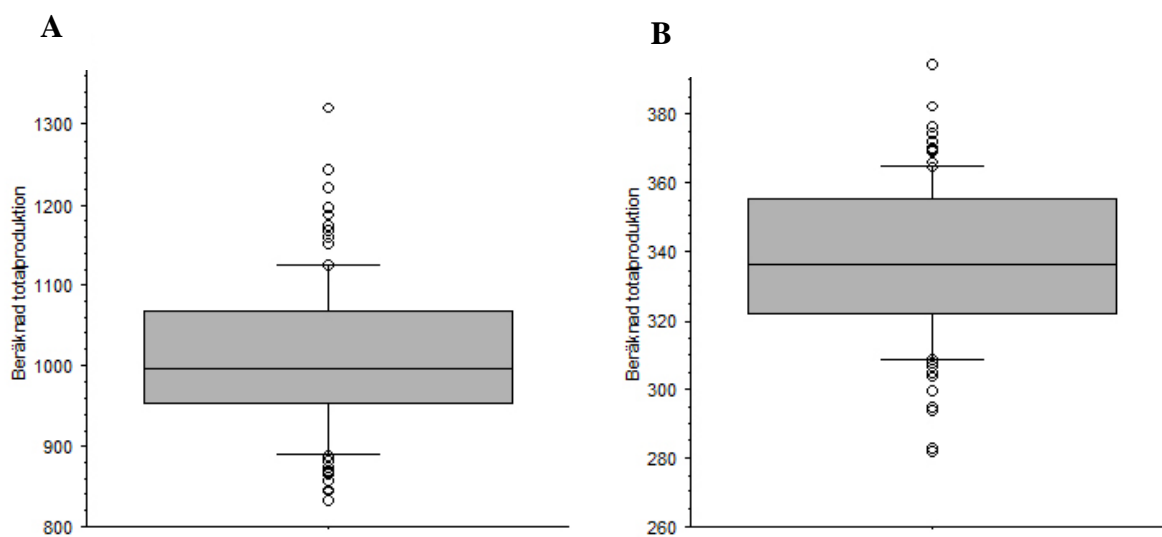


Figur 37. Beräknad produktion av 1-åriga (1), 2-åriga (2) och 3-åriga (3) smolt i Knipån (A) respektive Rödån (B) 2007-2008 med den uppdaterade smoltproduktionsmodellen. Staplarna anger 10:e respektive 90:e percentilen och boxarna anger 25:e, 50:e (medianvärdet) och 75:e percentilen, medan värden under 10:e samt över 90:e percentilen visas som ringar. Observera de olika skalorna på Y-axlarna.

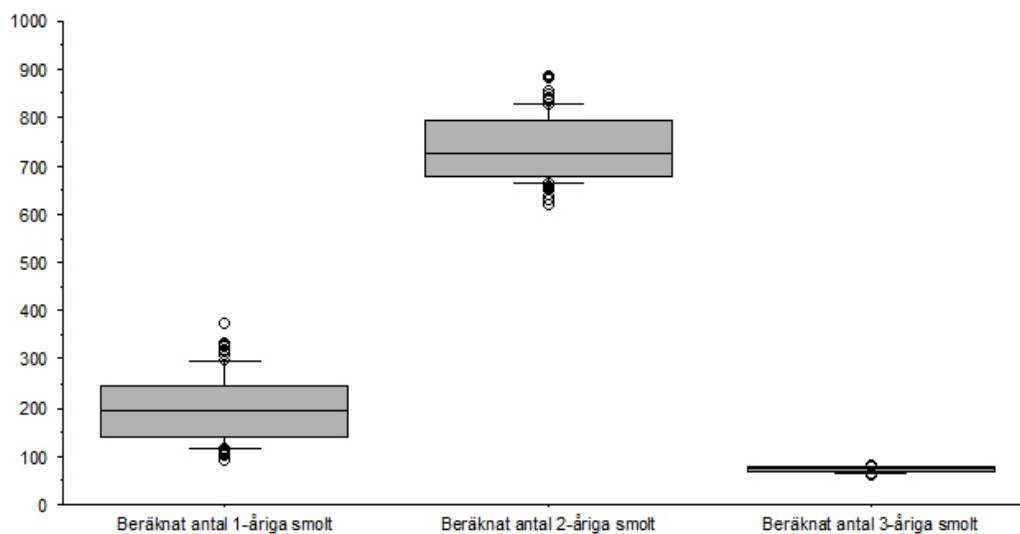
Förväntad smoltproduktion 2010

Våren 2010 förväntas mängden smolt som lämnar Knipån och Rödån uppgå till knappt 1000 respektive 350 stycken, figur 29. Observera att det i Knipån öppnades ett omlöp förbi tre vandringshinder vid Kvarnekulla hösten 2008, vilket innebär att de sträckor som då tillgängliggjordes för första gången våren 2010 kommer att producera smolt. Den stora ökningen i smoltproduktion förväntas dock våren 2011 då de första 2-åriga smolten från dessa sträckor kommer att lämna Knipån. En viss produktion har förmodligen skett i omlöpet, men har vid dessa beräkningar kvittats mot den förlust i produktion som förmodligen skedde på de tillgängliggjorda sträckorna i samband med de arbeten som genomfördes vid nästa vandringshinder i Knipån, Skårhultsdammen. I samband med anläggandet av omlöpet förbi Skårhultsdammen skedde nämligen en sandflykt som med största sannolikhet påverkade smoltproduktionen negativt på de närmast nedströms liggande sträckorna.

Majoriteten av de smolt som förväntas lämna Knipån och Rödån våren 2010 förväntas vara 2-åriga, följt av 1-åriga och 3-åriga, vilket framgår av figur 30 och 31. I tabell 20 och 21 redogörs för spridningen i beräkningarna.



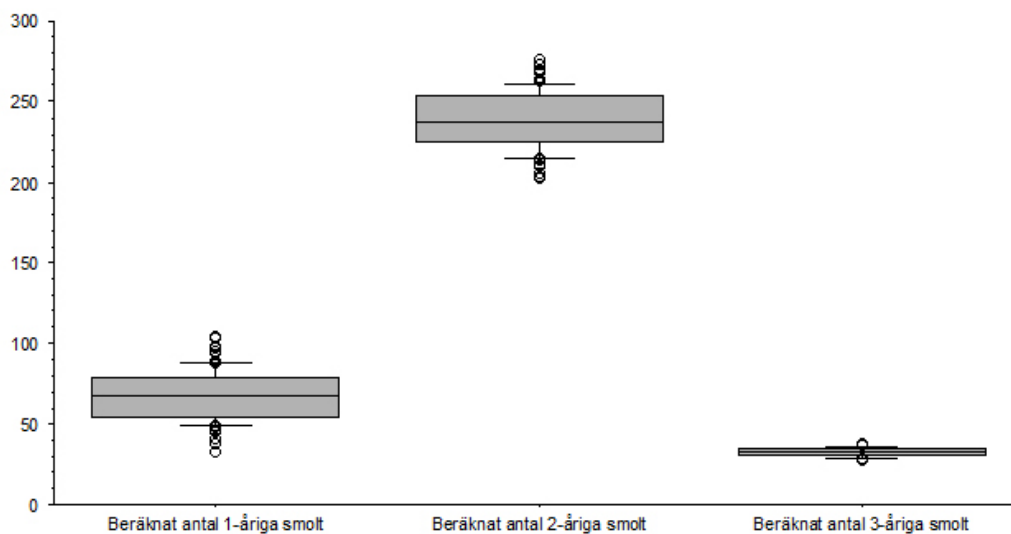
Figur 38. Förväntad smoltproduktion i Knipån (A) och Rödån (B) våren 2010. Staplarna anger 10:e respektive 90:e percentilen och boxarna anger 25:e, 50:e (medianvärdet) och 75:e percentilen, medan värden under 10:e samt över 90:e percentilen visas som ringar. Observera de olika skalorna på Y-axlarna.



Figur 39. Förväntad åldersfördelning för de smolt som lämnar Knipån våren 2010. Staplarna anger 10:e respektive 90:e percentilen och boxarna anger 25:e, 50:e (medianvärdet) och 75:e percentilen, medan värden under 10:e samt över 90:e percentilen visas som ringar.

Tabell 21. Beskrivande statistik för beräkningarna av den förväntade smoltproduktionen i Knipån våren 2010, baserat på den uppdaterade smoltproduktionsmodellen.

	Antal 1-åriga smolt	Antal 2-åriga smolt	Antal 3-åriga smolt	Total smoltproduktion
Medel	198	740	72	1010
Median	197	725	73	996
Min.	94	621	61	833
Max.	373	889	83	1321
Standardavvikelse	67	66	7	95
Spridning	279	268	22	488



Figur 40. Förväntad åldersfördelning för de smolt som lämnar Rödån våren 2010. Staplarna anger 10:e respektive 90:e percentilen och boxarna anger 25:e, 50:e (medianvärdet) och 75:e percentilen, medan värden under 10:e samt över 90:e percentilen visas som ringar.

Tabell 22. Beskrivande statistik för beräkningarna av den förväntade smoltproduktionen i Rödån våren 2010, baserat på den uppdaterade smoltproduktionsmodellen.

	Antal 1-åriga smolt	Antal 2-åriga smolt	Antal 3-åriga smolt	Total smoltproduktion
Medel	67	238	33	338
Median	67	238	33	337
Min.	32	203	27	282
Max.	104	276	38	394
Standardavvikelse	15	17	3	23
Spridning	72	73	10	112

Diskussion

Åvaån

Ser man till det totala antalet smolt förefaller det som att den uppdaterade smoltproduktionsmodellen beräknar produktionen på ett tillfredställande sätt ($\pm 25\%$ medianavvikelse) bortsett från åren 2003, 2006 och 2008. För samtliga dessa år kan förmodligen de stora medianavvikelserna förklaras av yttre omständigheter. År 2003 översvämmades fällan nio dagar under den period då smoltutvandringen normalt är som intensivast, det vill säga mitten av april till månadsskiftet april/maj. Hur mycket smolt som passerade fällan utan att fångas går bara att uppskatta, men om man ser till medel- och medianfångst/dag för motsvarande perioder övriga år rör det sig förmodligen om ett par hundra smolt. Således kan översvämningarna och den därmed nedsatta fångstfunktionen på smoltfällan våren 2003 förklara en stor del av skillnaden mellan förväntad och observerad smoltproduktion. Även år 2006 förekom översvämningar under den kritiska perioden. Båda dessa år var samtidigt skattningen av 1-åriga smolt relativt korrekt, vilket beror på att de vandrar senast på säsongen och därmed inte drabbades av översvämningarna. Detta indikerar ytterligare att modellen predikerade korrekt. Avvikelsen våren 2008 beror troligen på att det ensilageutsläpp som skedde sommaren 2007 hade större effekter på öringungarnas överlevnad än vad som framgick av elfiskeresultatet hösten 2007.

Då det gäller åldersfördelningen hos de utvandrande smolten görs ingen djupare analys av resultaten avseende de 2-åriga smolten eftersom dessa är den dominerande åldersgruppen och därmed till stor del påverkar resultaten avseende den totala smoltproduktionen. Således tillämpas samma resonemang som förts ovan, det vill säga de yttre omständigheter (översvämningar och ensilageutsläpp) som förelåg 2003, 2006 och 2008 har förmodligen gett upphov till föreliggande resultat även då det gäller antalet 2-åriga smolt.

Den uppdaterade smoltproduktionsmodellen klarar av att beräkna enskilda värden för antalet 1-åriga smolt som överrensstämmer med det observerade antalet för sex av de totalt åtta åren. I två fall (2005 och 2009) är medianavvikelsen inom intervallet ± 25 procent och 2006 är medianavvikelsen 27 procent. Vidare sker det både underskattningar (2001, 2005 och 2009) samt överskattningar (2003, 2004 och 2006) av antalet 1-åriga smolt under dessa sex år. Resultaten kan förmodligen förklaras dels av ovanstående beskrivna yttre omständigheter, dels av osäkerheter vid åldersbestämningen av smolten. I Åvaån bedöms de utvandrande smoltens ålder utifrån vikt, där 1-åriga smolt anses väga < 50 g, 2-åriga 50-100 g och 3-åriga > 100 g. Som exempel kan år 2004 nämnas. Detta år producerades det cirka 50 stycken 1-åriga smolt mindre än förväntat samtidigt som det producerades cirka 100 stycken 2-åriga smolt mer än förväntat. Det förefaller rimligt att anta att vissa av de större 1-åriga smolten har klassificeras som 2-åriga vid

åldersbestämningarna och därmed gett upphov till föreliggande resultat. Den kalibrering av åldersbedömningarna som genomfördes 2003 visade dock att felbedömningarna sannolikt är små enligt Andersson (2008).

För de 3-åriga smolten tycks modellen underskatta produktionen om man bortser från 2006 och 2008. Dessa två år producerades det generellt sett mindre antal smolt än förväntat, vilket har förklarats med yttre omständigheter (se diskussion ovan). Underskattningen kan bero på att vinteröverlevnaden är något för lågt satt för öring 2+. I nuvarande utformning har smoltproduktionsmodellen samma intervall för vinteröverlevnad för både öring 1+ och öring 2+ (50-70 %). Att göra antagandet att större och äldre öringar har en bättre överlevnad förefaller rimligt. Gibson (1993) som refereras i Degerman m.fl. (2001) menar bl.a. att ju större laxfiskunge desto större blir vinteröverlevnaden. Således kunde vinteröverlevnaden för öring 2+ eventuellt justeras upp något, åtminstone för Åvaån. Man bör dock beakta det faktum att antalet 3-åriga smolt som förväntas produceras och som produceras är relativt lågt, vilket gör att den relativa avvikelser blir stor även om skillnaden i det faktiska antalet smolt inte är det. Således kan även felaktiga åldersklassificeringar, om än få till antalet, förklara resultaten.

Sammantaget måste konstateras att modellen lyckats mycket bra för Åvaån och de tre åren med avvikande resultat kan lätt förklaras.

Knipån & Rödån

Resultaten från de förnyade smoltproduktionsberäkningarna i Knipån och Rödån 2007 respektive 2008 tyder fortfarande på att en överskattning av smoltproduktionen sker. Det förefaller dock inte som det primärt är modellen som är felkonstruerad utan snarare att det är en effekt av att bland annat fällornas fångsteffektivitet inte har kunnat kvantifieras på ett tillfredställande sätt vid valideringsförsöken. Förmodligen har smoltutvandringen varit större än vad som har registrerats i fällorna. Att så skulle vara fallet styrks av antalet lekfiskar som har passerat förbi fiskräknaren i omlöpet vid Kvarnekulla. Hösten 2009, då fiskräknaren togs i drift, passerade netto cirka 300 öringar (Mats Hebrand, muntligen). Vidare konstaterar Nilsson (2008) att det inte var möjligt att definitivt bedöma modellens tillförlitlighet i Knipån och Rödån våren 2007. Detta eftersom fällornas fångsteffektivitet för smolt i olika storlekar varierade och smoltutvandringen redan startat då undersökningarna inleddes. Liknande problem förelåg våren 2008. Ett antal brister i fällornas utformning pekades ut av Nilsson (2008). Främst ansågs maskstorleken vara ett problem eftersom smolt som pressade sig igenom maskorna observerades, men även ledarmarnas vinkel i förhållande till strömriktningen samt ansamling av skräp ansågs ha betydelse för fångsteffektiviteten. Således krävs förnyade valideringsförsök i Vätterns tillflöden för att bedöma modellens tillförlitlighet. Förutsättningarna att uppföra en mer permanent fälla av typen Wolftrap i något av Vätterns tillflöden borde också undersökas, till exempel Hjoån där ett starkt lokalt engagemang och intresse för Vätternöringen finns.

Förslag till fortsatt utveckling och kvalitetssäkring

Vinteröverlevnad & smoltifieringsgrad

Det finns ett behov av att tydligare belägga de intervallgränser inom vilka smoltproduktionsmodellen tillåts variera vinteröverlevnaden och smoltifieringsgraden. Framförallt bör regional-, vattendragstyp- och artspecifika värden tas fram för att på sikt göra modellen applicerbar i olika delar av Sverige och i olika typer av vattendrag, samt även för lax. Att genomföra ytterligare studier för att kvantifiera vinteröverlevnaden och smoltifieringsgraden får dock anses ha lägre prioritet i nuläget eftersom det finns andra parametrar som är mer angelägna att kvantifiera (se nedan).

Migrationsmortalitet

De studier som har genomförts med avseende på smoltförluster i samband med vandring har framförallt skett i dammar och sjöar, medan färre studier har genomförts avseende migrationsmortaliteten i mer rinnande/strömmande delar av vattendrag. Det förefaller därför lämpligt att genomföra ytterligare studier för att kvantifiera smoltförlusterna vid vandring i dessa habitat. Ett upplägg liknande Olsson m.fl. (2001) där öringsmolt märks med PIT-tags (Passive Integrated Transponders) och därefter registreras vid passage av undervattensantennerna skulle ge tillfredställande information. Att använda sig av fällor för fångst återfångst försök förefaller däremot sämre med tanke på problematiken med att kvantifiera fällornas fångsteffektivitet. Vid dessa undersökningar vore det önskvärt att en geografisk spridning erhöles för att på sikt kunna applicera modellen i olika regioner av Sverige.

Vidareutveckling av lekområdeskompensationen

Baserat på föreliggande resultat finns det en brist i att enbart använda sig av klassningen av uppväxtområdenas kvalitet eftersom det tycks bidra till en överskattning av smoltproduktionen. Detta beror troligen på att förutsättningar för öring varierar inom delsträckorna. Förvisso skall biotopen inom varje delsträcka vara så homogen som möjligt enligt biotopkarteringsmetodiken. Huvudkriteriet för att bedöma homogeniteten är strömförhållandet, men även förändringar med avseende på storlek, djup, bottenmaterial och vattenvegetation kan leda till sträckavgränsning. Detta gäller när förändringen kan betecknas som avsevärd och påverka biotopens funktion (Halldén m.fl. 2002). Vidare skall bedömningen av kvaliteten på uppväxtområdena i första hand grunda sig på bottenstruktur och strömförhållanden och i andra hand på skuggning och närmiljö. Vid bedömningen avses förutsättningar för både årsungar och fjolårsungar (Halldén m.fl. 2002). Denna bedömning hade förmodligen blivit bättre om det i

biotopkarteringsmetodikerna även hade funnits tydligare definitioner om hur parametrarna vattendjup och vattenhastighet påverkar klassningen.

Då den ursprungliga smoltproduktionsmodellen skapades gjordes det utifrån kravet att smoltproduktionen skulle kunna beräknas utifrån befintliga biotopkarterings- och elfiskedata. Fördelen med detta var att det fanns standardiserade metodiker för såväl biotopkartering (Halldén m.fl. 2002) som elfiske (Degerman m.fl. 2002) som användes av både myndigheter och privata intressenter i Sverige. Som en följd av detta finns det idag tillgängliga data från åtskilliga vattendrag som både har karterats och elfiskats. Att komplettera modellen med parametrar som inte mäts i dessa metodiker skulle således få till följd att smoltproduktionsmodellen blev svårare och framförallt dyrare att tillämpa för det stora flertalet vattendrag. Därför bör det fortsatta arbetet ske med befintlig data så långt det är möjligt.

För att vidareutveckla lekområdeskompensationen alternativt använda sig av en annan befintlig parameter krävs att djupare analyser genomförs av hur klassningen av lekområdet eller till exempel vattendjupet och vattenhastigheten påverkar tätheterna i respektive habitatklass. Ett problem med klassningen av lekområdenas kvalitet är dock att kvaliteten på bedömningen försämras i större och breda vattendrag (>10 m) samt vid höga flöden och allt för grumligt och färgat vatten. Mot bakgrund av detta kan parametrarna vattendjup och vattenhastighet vara att föredra.

Ett kompletterande angreppssätt för att kompensera för de överskattningar som förelåg med den ursprungliga smoltproduktionsmodellen vore att bedöma elfiskelokalernas kvalitet som uppväxtområden även enligt biotopkarteringsmetodikerna (Halldén m.fl. 2002) i samband med elfisken, något som inte görs för närvarande. Som modellen är uppbyggd idag tittar man på vilken delsträcka en specifik elfiskelokal är belägen och låter därefter elfiskeresultatet representera öringtätheterna för den habitatkvalitetsklass som delsträckan bedömts ha, om en bedömning av elfiskelokalerna enligt biotopkarteringsmetodikerna saknas. Inget fel i detta förutsatt att elfiskelokalerna är representativa för delsträckan som helhet. Mot bakgrund av att elfiskelokaler inte sällan placeras där man förväntar sig höga tätheter av öring kan dock tätheter som inte är representativa komma att användas vid modellberäkningarna. För att exemplifiera: Elfiskelokalerna ”Nedre dammen” och ”Beteshagen” i Åvaån är båda belägna på delsträckor med tämligen goda uppväxtförutsättningar för öring (klass 2), medan elfiskelokalerna är placerade på delar av delsträckorna som snarare uppvisar bra till mycket bra förutsättningar för uppväxande öring (klass 3).

Bedömningarna av delsträckornas respektive elfiskelokalernas kvalitet som uppväxtområden för öring har dock utförts av olika inventerare. Således kunde man tänka sig att komplettera elfiskemetodikerna med biotopkarteringsmetodikernas bedömningsgrunder avseende öringhabitat (lekområden, uppväxtområden och ståndplatser för större öring), samt att i elfiskeprotokollet införa frivilliga fält för bedömningar av dessa tre typer av öringhabitat enligt biotopkarteringsmetodikerna.

Precisering av krav på ingående elfiskelokaler

Förutom att den standardiserade elfiskemetodiken (Degerman m.fl. 2002) används vid elfiskena krävs representativa elfiskelokaler för att smoltproduktionsmodellen skall leverera tillförlitliga värden. Speciellt viktigt är att elfiskelokalerna är placerade på ett sådant sätt att de är representativa för habitatklassen som helhet och inte enbart beskriver tätheterna på de bästa delarna inom respektive habitatklass, vilket har diskuterats ovan. Vidare behöver även suboptimala öringhabitat (habitatklass 0 och 1) elfiskas. Dessvärre finns det få eller inga elfiskeprogram som är framtagna med syftet att beräkna smoltproduktion. Vanligare är istället program för bedömning av ekologisk status, kalkningseffektsuppföljning och recipientkontroller. Således finns ett behov av att definiera vad som utmärker en lämplig elfiskelokal. Detta behandlas av Degerman m.fl. (2010) och kommenteras inte närmare här. Något kortfattat kan man dock säga att ett elfiskeprogram vars syfte är att beräkna smoltproduktion bör kännetecknas av att:

- Elfiskelokalerna är homogena.
- Elfiskelokalerna är placerade så att resultaten beskriver de typiska tätheterna för respektive habitatklass, det vill säga inte de mest optimala delarna.
- Elfiskelokalernas kvalitet som öringbiotoper bedöms även enligt biotopkarteringsmetodiken (Halldén m.fl. 2002) i samband med elfisken.
- Elfisken sker i flera habitatklasser och även i suboptimala öringhabitat.

Förnyade valideringsförsök och test av fällornas fångsteffektivitet

För att kunna utveckla och kvalitetssäkra smoltproduktionsmodellen krävs valideringsdata från fler vattendrag och under längre tidsperioder. De vattendrag som behandlats i denna rapport (Åvaån, Knipån och Rödån) bör fortsatt användas, men kompletteras med fler vattendrag från andra delar av Sverige. Förslagsvis kan till exempel Kävlingeån (Skåne län) användas eftersom det här finns en fungerande fälla (Wolf-trap) för fångst av utvandrande smolt vid Håstad mölla. Även mer nordligt belägna vattendrag borde ingå i det fortsatta valideringsarbetet.

I Åvaån bör, som nämnts, räkningen av de utvandrande smolten fortgå och löpande jämföras med de förväntade smoltproduktionssiffrorna från den uppdaterade smoltproduktionsmodellen. I sin nuvarande utformning och drift tycks fällan leverera tillförlitliga mätresultat på smoltproduktionen. För att kunna bedöma modellens tillförlitlighet är det dock av stor vikt att störningar, till exempel översvämning av fällan, dokumenteras noggrant. Vidare krävs det att Åvaån fortsatt elfiskas årligen, förslagsvis de fyra elfiskelokaler som fiskats under de senaste tio åren.

De fällor som använts i Knipån och Rödån har uppvisat vissa brister både då det gäller utformning och placering. Innan förnyade valideringsförsök genomförs i Vätterns tillflöden med denna typ av fällor bör således dessa brister åtgärdas. Dock bör förutsättningarna för uppförandet av en mer permanent fälla av typ Wolf-trap i något av Vätterns tillflöden övervägas. Detta eftersom denna typ av fällor oftast är tillförlitliggare och hållbarare än ryssjor. Vidare noterade Olsson m.fl. (2009) att användandet av ryssjor för fångst av utvandrande smolt orsakade tydliga tecken på stress (bl.a. pigmentförändring och fjällskador) hos smolten. Cooke m.fl. (2008) som refereras i Olsson m.fl. (2009) pekar på att förhöjda stressnivåer kan leda till förändrade vandringsbeteenden och förhöjd mortalitet. Således kan testerna av fångsteffektiviteten bli missvisande vid användandet av ryssjor. Anläggandet av en mer permanent fälla förutsätter dock att det är förenligt med de höga natur- och kulturvärden som förekommer i och omkring flertalet av Vätterns tillflöden, samt att det finns en långsiktig finansiering för både skötsel och drift. Vidare är det av stor vikt att fällornas fångsteffektivitet kontrolleras mer ingående än vad som skett tidigare. Förslagsvis sker detta med fem grupper om minst tio stycken Floy-tag märkta smolt som sätts ut vid olika vattenföringar. Alternativt kan PIT-tags användas. Detta förutsätter dock att det är möjligt att få de utvandrande smolten att passera tillräckligt nära en antenn så att de detekteras. Den stora fördelen med detta märkningssystem i förhållande till Floy-tags är att problematiken med att skatta fällornas fångsteffektivitet minskar. Detta eftersom man får säkrare mått på dels hur många märkta individer som når fällan, dels hur stor andel av dessa individer som också fångas i fällan. Samtidigt medger denna märkningsteknik möjligheter att registrera den fisk som återvänder för att leka. Vidare slipper man problemen med sår som inte läker till följd av att Floy-tagmärkena har en tendens att ”vibrera” i strömmande vatten (pers. observation). Nackdelen med PIT-tags i förhållande till Floy-tags är framförallt den större kostnaden för märkningsutrustningen och antennerna.

Framtagande av en användarvänlig applikation

I sin nuvarande utformning är smoltproduktionsmodellen inte särskilt lätt-använd och en hel del ”handpåläggning” krävs. För att erhålla mer valideringsdata krävs att en användarvänlig applikation tas fram och distribueras till personer som jobbar med fiskevård i vattendrag med vandrande öringbestånd. Önskemål om detta har också framförts. Vidare är det inte möjligt att via automatik kontinuerligt uppdatera smoltproduktionen för de vattendrag där tidigare smoltproduktionsberäkningar har genomförts. En länkning till Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS) skulle således vara att förorda.

Erkännanden

Ett flertal personer har direkt eller indirekt varit involverade i framtagandet av denna rapport. Således riktas ett stort tack till alla de som varit behjälpliga med att ta fram underlagsmaterial och som med sin kunskap bidragit med synpunkter på denna rapport. Ni vet vilka ni är. Därav ingen nämnd och ingen glömd.

Referenser

- Andersson H C. 2008. *Fisketurism och landsbygdsutveckling i Stockholms län. Länsstyrelsen i Stockholms län. Rapport 2008:30.*
- Bergengren, J (Ekologigruppen AB på uppdrag av Stiftelsen Tyrestaskogen). 2008. *Biotopkartering av Åvaån - Underlag till Förvaltningsplan för Åvaån hösten 2008.*
- Bohlin, T. 1977. *Habitat selection and intercohort competition of juvenile sea-trout Salmo trutta. Oikos 29:112-117.*
- Calles O & Greenberg L. 2009. *Connectivity is a two way street – the need for a holistic approach to fish passage problems in regulated rivers. River Research and Applications. Published online in Wiley InterScience (www.interscience.wiley.com) DOI: 10.1002/rra.1228*
- Cooke S.J., Hinch S.G., Farrell A.P., Patterson D.A., Miller-Saunders K., Welch D.W., Donaldson M.R., Hanson K.C., Crossin G.T., Mathes M.T., Lotto A.G., Hruska K.A., Olsson I.C., Wagner G.N., Thomson R., Hourston R., English K.K., Larsson S., Shrimpton J.M. and Van der Kraak G. 2008. *Developing a mechanistic understanding of fish migrations by linking telemetry with physiology, behavior, genomics and experimental biology: an interdisciplinary case study on adult fraser river sockeyes salmon. Fisheries 2008 33(7): 321-338.*
- Degerman E, Nyberg P & Sers E. 2001. *Havsöringens ekologi. Fiskeriverket, Sötvattenlaboratoriet lokalkontoret i Örebro. Fiskeriverket informerar 2001:10.*
- Degerman E, Sers B & Bergquist B. 2002. *Elfiske i rinnande vatten, version 1:3. Handbok för miljöövervakning. Naturvårdsverket.*
- Degerman, E, Nilsson, N, Andersson H C, & Halldén A. 2010. *Utveckling av metodik för monitoring av kustvattendrag med standardiserat elfiske. Länsstyrelsen i Stockholms län.*
- Degerman, E., Sers, B. & K. Magnusson, 2010. *Hur stora är årsungar och fjolårsungar vid elfiske? Pm Svenskt Elfiskeregister, 8 s.*
- Gibson, R J. 1993. *The Atlantic salmon in fresh water: spawning, rearing and production. Reviews in Fish Biology and Fisheries, 3:39-73.*
- Halldén, A, Liliegren, Y & Lagerkvist G. 2002. *Biotopkartering - vattendrag, metodik för kartering av biotoper i och i anslutning till vattendrag. Länsstyrelsen i Jönköpings Län. Meddelande 2002:55.*

Halldén, A, Asp, T, Andersson, L, Degerman, E & Nöbbelein, F. 2005. Biotopkartering Vätterbäckar. Länsstyrelsen i Jönköpings Län. Meddelande 2005:34.

Hindar K, Diserud O, Fiske P, Forseth T, Jensen A J, Ugedal O, Jonsson N, Sloreid S-E, Arnekleiv J O, Saltveit S J, Sægrov H & Sættem L F. 2007. Gytebestandsmål for laksebestander i Norge. Nina Rapport 226, 78 s.

Jepsen N, Aarestrup K, Okland F och Rasmussen G. 1998. Survival of radio-tagged Atlantic salmo (*Salmo salar* L.) and trout (*Salmo trutta* L.) smolts passing a reservoir during seaward migration. *Hydrobiologia*, 371/372. 347-353

Jepsen N, Pedersen S & Thorstad E. 2000. Behavioural interactions between prey (trout smolts) and predators (pike and pikeperch) in an impounded river. *Regulated Rivers research & management* 16: 189–198.

Ljung M. 2003. Vätteröringen - Spelar avståndet från Vättern någon roll för Öring-populationerna i fyra Vätterbäckar? Vätternvårdsförbundet. Rapport nr 76.

Nilsson, N. 2008. Validering av smoltproduktionsmodell för öring, *Salmo trutta*, i två av Vätterns tillflöden. Examensarbete i biologi 20p. Högskolan i Kalmar.

Olsson I C, Greenberg L A och Eklöv A G. 2001. Effect of an artificial pond on migrating brown trout smolts. *North American Journal of Fisheries Management*, 21: 498-506.

Olsson I, Eklöv A & Degerman E. 2009. Effekter av våtmarker och kraftverk på migrerande havsöringsmolt (*Salmo trutta* L.) och ål (*Anguilla anguilla* L.).

Symons P E K. 1979. Estimated escapement of Atlantic salmon (*Salmo salar* L.) for maximum smolt production in rivers of different productivity. *J. Fish. Res. Board Can.* 36: 132-140.

MISS – Metodutveckling för fiskövervakning i de stora sjöarna

Provfiske i Mälaren 2009 sid 123

Ekolodning i Mälaren 2008 och 2009 sid 151

Provfiske i Mälaren 2009

*Ulrika Beier, Magnus Andersson,
Mikael Johansson, Alfred Sandström
och Thomas Axenrot*

Fiskeriverket, Sötvattenslaboratoriet, 178 93 Drottningholm

ulrika.beier@fiskeriverket.se

Delrapport 2010-06-21

Innehållsförteckning

Inledning	127
Förslag till strategi och metod för provfiske i stora sjöar.....	128
Val av provfiskeområden.....	128
Avgränsning geografiskt.....	128
Stratifiering	128
Antal stationer per djupintervall	128
Fördelning av stationer	129
Nät	129
Frekvens och tidpunkter	129
Tillvaratagande av prov, analysmetodik.....	130
Fältprotokoll.....	130
Områden och stationer i Mälaren 2009.....	130
Resultat	132
Variation inom och djupzoner.....	132
Sammanvägning av fångst i olika djupzoner till ett medelvärde	132
Längdfördelningar	143
Ekologisk status.....	143

Inledning

Det finns behov av en standardiserad metodik för övervakning av fiskbestånd i de stora sjöarna. Den standardiserade provfiskemetoden med översiktsnät (CEN14614:2005) som utvecklats för mindre sjöar är inte lämplig för de stora sjöarna eftersom den skulle kräva en orimlig nätinsats. Istället har utgångspunkten varit metoden för provfiske i Östersjöns kustområden; djupstratifierat provfiske med Nordiska kustöversiktsnät (Version 1:2: 2008-09-11).

Metodiken ska tas fram och utprovas under perioden 2009-2010 som ett samarbetsprojekt mellan Länsstyrelserna i Stockholms och Västmanlands län, Naturvårdsverket, Fiskeriverket, Vattenmyndigheten Norra Östersjön och Mälarens Vattenvårdsförbund. Provfiske i stora sjöar syftar till att beskriva fisksamhället i undersökta områden vad gäller artsammansättning och relativ förekomst av arter i antal och/eller vikt per ansträngning. För enskilda arter följs beståndsstrukturen i form av längdfördelning i fångsten. Funktionella grupper i fisksamhället kan identifieras och relationen mellan dem beskrivas. För arter i fokus beskrivs könsfördelning och kondition. Då åldersprov tas beräknas åldersfördelningen för olika kön och juveniler. Resultaten kan utvärderas i syfte att bedöma fiskbeståndens variation i tid och rum, dels inom varje provfiskeområde och dels mellan provfiskeområden och sjöar. Genom att följa tidsutvecklingen av fiskbestånden i samtliga provfiskeområden inom sjöar är det möjligt att utvärdera på vilken skala som en förändring sker.

Förslag till strategi och metod för provfiske i stora sjöar

Val av provfiskeområden

Kriterier som bör ligga till grund för urval av nya referensområden för övervakning i stora sjöarna är:

- Områdena bör vara så opåverkade som möjligt. Ett område får inte utgöra en recipient till större tätorter, industriutsläpp och fysiska ingrepp får inte ha skett i sådan omfattning att befintliga eller potentiella rekryteringsområden bedöms ha skadats.
- Områdena som väljs ut bör kunna representera gradienter i sjön i form av näringsnivå, djup etc. och därmed vara representativa för sjön.
- Med fördel bör området samlokaliseras och koordineras i tiden med områden där ekoräkning och trålning för pelagisk fisk utförs.
- I val av områden bör även samordning med annan eventuell miljöövervakning övervägas.

Avgränsning geografiskt

Ett provfiskeområde följer naturligt avgränsade bassänger och områdets storlek kan därmed variera. För kustområden varierar områdenas storlek mellan 400 ha och 3000 ha och kan indelas på ett likartat sätt i stora sjöar. För begränsning av ett provfiskeområde utgör vanligtvis strandlinjen en begränsning i ett eller flera väderstreck. Öar och en tänkt förbindelselinje mellan dem utgör avgränsning i övriga väderstreck.

Stratifiering

Ett geografiskt avgränsat område indelas i djupintervallen 0–3 m, 3–6 m, 6–12 m, 12–20 m, 20–35 m samt även 35–50 m om detta djupintervall förekommer i området. Inom varje djupintervall eftersträvas en fördelning av antalet stationer slumpmässigt över ytan. Stationerna ska fördelas så jämt som möjligt mellan de tre övre djupintervallen, såvida inte ytan i något intervall är kraftigt över- eller underrepresenterad i förhållande till områdets totala yta. Om ett djupintervall utgör stor del av totalarealen bör några fler stationer fiskas i det intervallet medan några färre stationer därmed fiskas i det/de djupintervall som utgör liten del av totalarealen.

Antal stationer per djupintervall

Om områdets storlek och topografi tillåter ska 45 stationer fiskas. De tre ytligaste djupintervallen ska representeras av minst 10 stationer vardera.

Förekommer djupintervallet 10-20 m i området ska minst 5 stationer fiskas. Varje station fiskas en natt (Söderberg et al. 2004).

Fördelning av stationer

Även om det vore önskvärt så har stationer (nätlägningsplatser) inte som i kustfiskemetodiken slumpats ut i förhand inom varje djupintervall. I stället har provfiskarna av praktiska skäl enligt anvisningar valt ett visst antal stationer för varje djupzon inom ett anvisat område. Stationer har valts dels utifrån tillstånd för enskilt fiskevatten, dels genom att undvika farleder, dels genom att inte lägga provfiskenäten närmare andra fiskeredskap (nät eller bottengarn) än cirka 100 m. Utifrån dessa begränsningar har nätlägningsplatser spridits i området mellan olika djupzoner och nätlägningsnätter. Samtliga stationer fiskas en natt vardera med bottensatta nät.

Det har inte funnits bestämda regler för i vilken ordningsföljd stationerna fiskas inom en period i ett område. Riktlinjer har varit att stationer som ligger nära varandra inte fiskas samma dag för att göra varje station oberoende av andra och att alla djupintervall fiskas varje dag, så att förändringar i de yttre omständigheterna inte påverkar fångsten i olika djupintervall på ett skevt sätt.

Nät

De modifierade Nordiska kustöversiktsnät som använts är 1.8 m djupa och 55 m långa (se figur). Nätets totala yta är 99 m². Näten består av 11 stycken 5 m långa sektioner med olika maskstorlekar, fördelade mellan 6.25 och 60 mm stolplängd och med en kvot mellan maskstorlekarna på cirka 1.25. Med stolplängd avses avståndet från knut till knut i nätets maskor. Nätsektionerna är placerade i en utslumpad ordningsföljd enligt; 30, 15, 6.25, 38, 10, 48, 12, 24, 60, 8 och 19 mm stolplängd (de ursprungliga kustöversiktsnäten). Två extra maskstorlekar på 6.25 respektive 8 mm har lagts till kustöversiktsnäten för att fånga fler mindre fiskar. Näten är tillverkade i heldragen nylon och trådtjockleken 0.10 mm i 6.25 och 8 mm maska, tjocklek 0.12 mm i 10 och 12.5 mm maska, tjocklek 0.15 mm i 30, 15, 24, 19 mm maska, 0.17 mm i maskstorlek 38 och 48 och 0.20 mm i maskstorlek 60 mm. Övertelnen har en lyftkraft på 7 g/m och undertelnen en vikt på 22 g/m.

Frekvens och tidpunkter

Det årliga fisket inom respektive område bör genomföras i senare hälften av augusti till och med första hälften av september, om möjligt inom en tvåveckorsperiod. Provfisket bör ske vid denna del av året eftersom provtagningen i första hand syftar till att studera täthet och sammansättning av arter som föredrar höga vattentemperaturer. Provtagningsperioden kan anpassas så att den går att samordna med ekoräkning och trålning i samma områden. Detta kan vara en fördel, både i och med att en kombination av

metoder kan ge en bättre helhetsbild av fisksamhället, samt för att nätprov-fiskedata kan användas för att tilldela arttillhörighet till stora ekon då stora fiskar undkommer trålen. Näten läggs mellan klockan 17 och 19 och bärgas följande dag mellan klockan 7 och 9.

Tillvaratagande av prov, analysmetodik

I samband med provfisken tas åldersprover från abborre *Perca fluviatilis*, i form av gällock och otoliter, och från gös *Sander lucioperca*, mört *Rutilus rutilus* och sik *Coregonus sp.* i form av otoliter och fjäll.

Fältprotokoll

För provfisken som genomförs av eller i samarbete med Fiskeriverket hanteras fältprotokoll och åldersprover hos Fiskeriverket. Efter avslutat provfiske och genomförd åldersprovtagning skickas således fältblanketter och propåsar med åldersprover till Fiskeriverket.

Områden och stationer i Mälaren 2009



Figur 1. Översikt över Mälaren med tre utvalda provfiskeområden; Blacken-Ridöfjärden, Prästfjärden och Ekoln 2009 (från vänster till höger).

Som en indikation på hur många nät som skulle användas inom varje djupzon användes resultat från 2008 års provfiske i Ridöfjärden, då variationskoefficienter för antal individer av enskilda arter och totalantal inom varje djupzon fick avgöra hur näten fördelades 2009. Målet var att ha en likstor variationskoefficient för varje djupzon. Antalet nät inom varje djupzon justerades i samband med provfisket i förhållande till planerad nätinsats. Anledningar till justeringen var att mer fisk än förväntat fångades, att antalet nät var begränsat på grund av att några hade gått sönder tidigare under säsongen samt att djupzonerna justerades i efterhand i förhållande till ekoräkningens djupzoner.

Tabell 1. Årsmedelvärden av fysikalisk-kemiska parametrar (2008) för tre områden i Mälaren som provfiskats 2009. Källa: SLU.

	Sikt djup (m)	Syrgas (mg/l)	pH	Kond.25 (mS/m25)	PO4-P (µg/l)	Tot-P (µg/l)	Abs._OF (420nm/5cm)	Si (mg/l)	TOC (mg/l)	Chl-A (mg/m ³)
Blacken-Ridöfjärden	1,0	9,8	7,2	12	21	42	0,34	3,3	9,4	9,3
Prästfjärden	2,2	10,8	7,6	16	11	23	0,12	0,7	8,0	8,6
Ekoln Vreta Udd	1,7	9,4	7,8	38	33	49	0,31	5,6	14,4	5,9

Tabell 2. Antal modifierade kustöversiktsnät i olika djupzoner använda i provfisket i tre områden i Mälaren 2009. Inom parentes anges den planerade nätinsatsen inom varje djupzon, om den avvek från använd insats.

Område/Djupzon (m)	0-3	3-6	6-12	12-20	20-35	35-50	Totalt
Blacken-Ridöfjärden	8	10	10	7 (8)			35 (36)
Prästfjärden	6 (8)	10	10	7 (8)	8	2 (0)	43 (44)
Ekoln	7 (8)	7 (10)	7 (10)	7 (8)	8 (0)		36 (44)

Resultat

I samtliga tre områden Blacken-Ridöfjärden, Prästfjärden och Ekoln (Figur 2) fångades de tio arterna abborre, benlöja, björkna, braxen, gers, gädda, gös, lake, mört och nors. I Prästfjärden fångades även nissöga, siklöja och vimma och i Ekoln också faren, id och sarv. Biomassan som hanterades vid provfisket var relativt omfattande. I Blacken-Ridöfjärden och Ekoln fångades var för sig drygt 4 100 fiskar och 111 respektive 95 kilo. I Prästfjärden fångades drygt 6 800 fiskar och 175 kilo. Abborre, gös och björkna dominerade fiskbiomassan i Blacken-Ridöfjärden, medan abborre, mört dominerade i Prästfjärden och Ekoln, följda av björkna, braxen och gers (Figur 3). Abborre och mört var vanligast i djupzonerna 0-3, 3-6 och 6-12 m medan lake, nors och siklöja fångades i de djupare zonerna (Tabell 3, Figur 4).

Variation inom och djupzoner

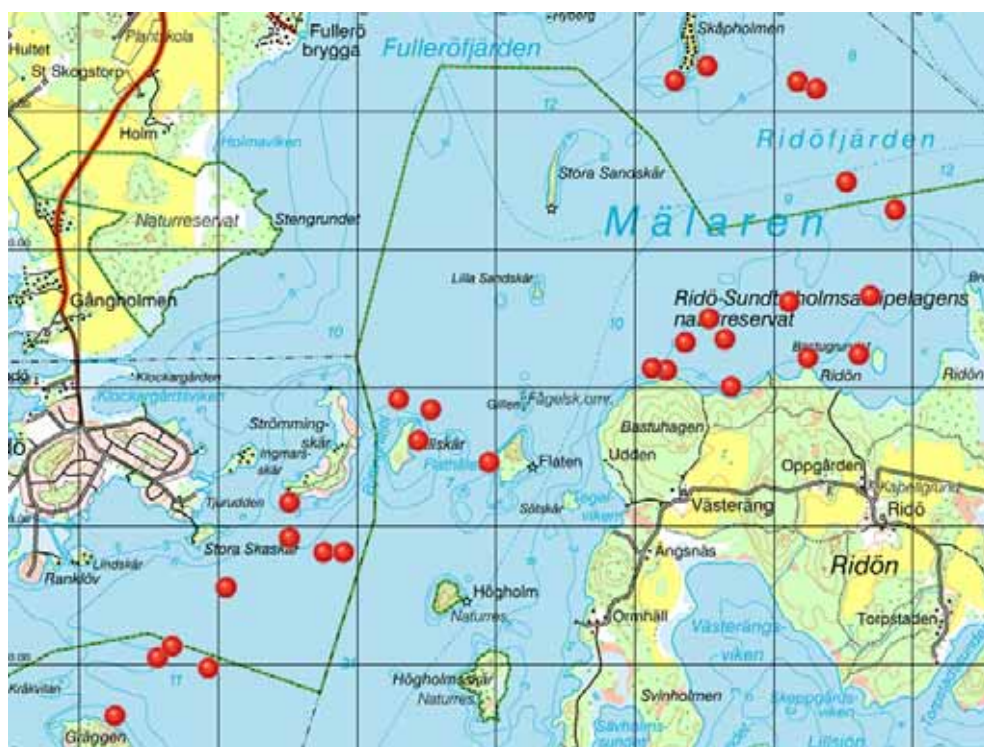
Variationskoefficient (CV) är standardavvikelsen dividerat med medelvärdet och därmed ett normaliserat mått på variation. Detta kan tillämpas för jämförelser mellan exempelvis olika djupzoner (Tabell 3). Målet är att inte ha en allt för stor variation så att resultaten är tillförlitliga främst med avseende på trender. Val av precision beror av syftet med undersökningen och olika arter fördelar sig olika i djupled. Om syftet är att få en bild av fisksamhället och kunna detektera trender för enskilda arter kan målet förslagsvis definieras som att uppnå en CV på mindre än 50% i någon eller några av de använda djupzonerna (Tabell 3). Som exempel visas fångster av lake och abborre, där CV <50% uppnås i den djupaste zonen för lake, men i de grundare djupzonerna för abborre (Figur 5).

Sammanvägning av fångst i olika djupzoner till ett medelvärde

Områden i stora sjöar kan skilja sig mycket åt med avseende på djup. Alla djupzoner som finns representerade inom området ska provfiskas, om ytan för den zonen är stor nog att kunna lägga flera nät. Som tidigare nämnts kan det också vara svårt att bestämma exakt var näten ska ligga inom området förrän då provfisket utförs, beroende på andra fiskeredskap etc. För att även få en representativ bild av olika fiskarter med en acceptabel variationskoefficient för målarterna i någon eller några av djupzonerna föreslås en sammanvägning av alla provfiskade djupzoner till ett medelvärde. Denna sammanslagning görs förslagsvis genom att räkna ut medelvärden per nät för varje djupzon och sedan väga ihop dessa medelvärden till ett aritmetiskt

medelvärde (Tabell 4). (Om antalet nät är samma i alla djupzoner underlättas detta av att ett medelvärde kan räknas ut direkt.) Detta medelvärde är alltså inte anpassat efter storleken på olika djupzoner inom området, som nätprovfiskemetodiken för små sjöar är, utan ett enkelt sätt att få ett medelvärde som enkelt kan jämföras mellan år och andra områden, med den osäkerhet som finns vad det gäller nätens placering.

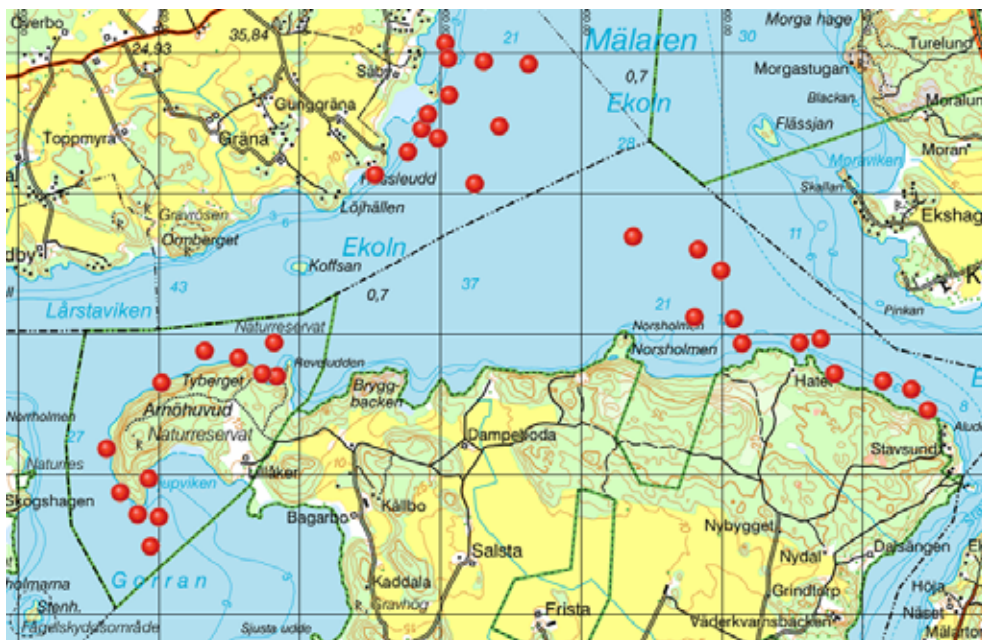
A) Blacken-Ridöfjärden



B) Prästfjärden



C) Ekoln

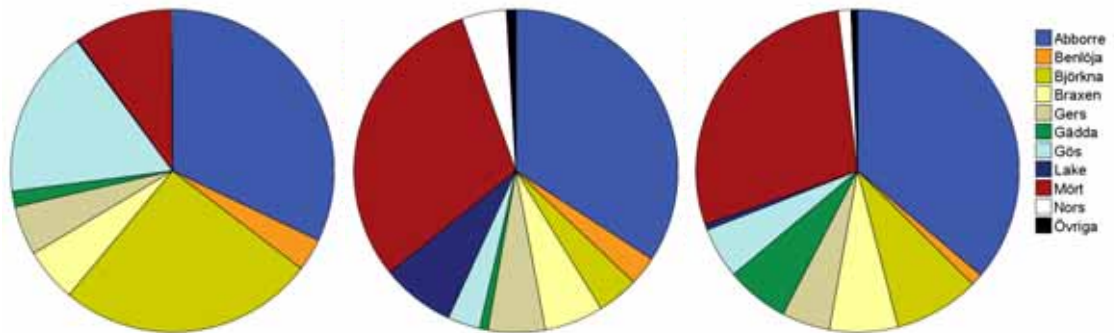


Figur 2. Nätstationer för provfiske i A) Blacken-Ridöfjärden, B) Prästfjärden och C) Ekoln, Mälaren 2009. Rutnät beskriver 1 x 1 km.

A) Blacken-Ridöfjärden

B) Prästfjärden

C) Ekoln

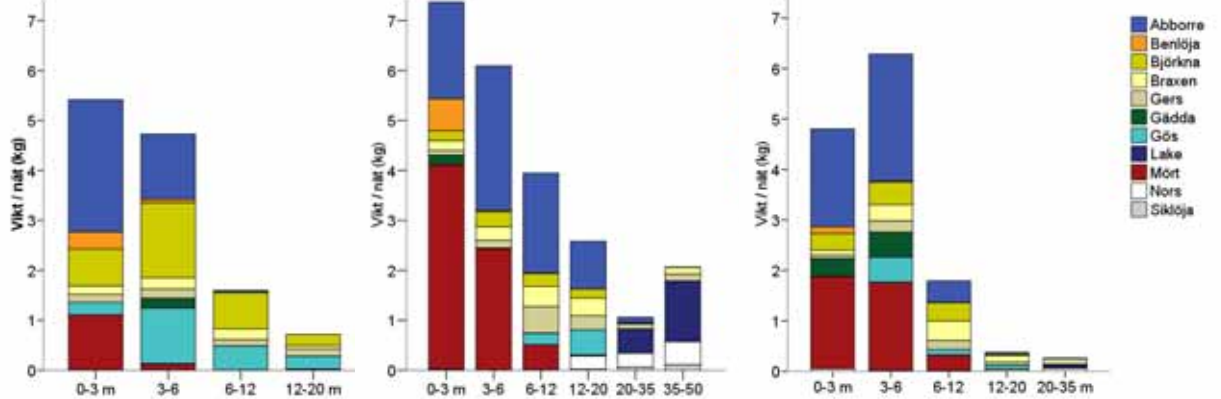


Figur 3. Biomassa av de viktigaste arterna i samtliga djupzoner (oviktat medelvärde baserat på medelvärden från varje djupzon) i de provfiskade områdena i Mälaren 2009.

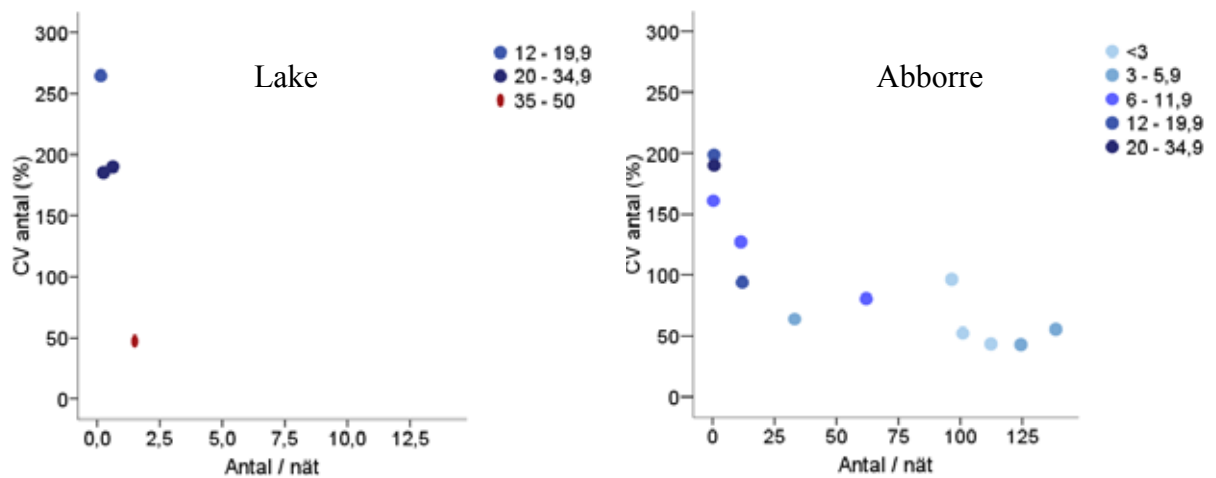
A) Blacken-Ridöfjärden

B) Prästfjärden

C) Ekoln



Figur 4. Biomassa per nät i olika djupzoner för de viktigaste arterna i de provfiskade områdena i Mälaren 2009.



Figur 5. Variationskoefficient (CV %) av antal avsatt mot antal / nät i olika djupzoner, för lake respektive abborre i tre områden provfiskade i Mälaren 2009.

Tabell 3. Fångst i antal och vikt per nät samt variationskoefficient (CV) i olika djupzoner för provfiskade områden i Mälaren 2009. CV större än 60% är markerat med fetstil. Datum anger dag för första nätläggning.

Blacken- Ridöfjärden		Djupzon			
2009-08-18		0-3 m	3-6 m	6-12 m	12-20 m
Antal nät		8	10	10	7
Antal / nät	Abborre	112,4	33,1	0,3	
	Benlöja	41,3	4,8	0,1	
	Björkna	30,8	67,2	11,4	3,1
	Braxen	1,9	2,8	0,9	0,6
	Gers	34,1	40,6	17,4	15,1
	Gädda		0,1		
	Gös	1,5	6,1	2,3	0,9
	Lake				0,1
	Mört	33,3	5,2		
	Nors	1,9	1,7	0,7	0,9
	TOTALT	257,0	161,6	33,1	20,7
CV antal (%)	Abborre	44	64	161	
	Benlöja	166	135	316	
	Björkna	48	42	76	94
	Braxen	116	71	122	94
	Gers	37	61	69	48
	Gädda		316		
	Gös	107	31	68	105
	Lake				265
	Mört	64	100		
	Nors	172	196	136	105
	TOTALT	37	38	59	45
Vikt (g) / nät	Abborre	2648	1309	43	
	Benlöja	341	66	1	
	Björkna	744	1505	730	223
	Braxen	168	224	213	70
	Gers	158	185	130	145
	Gädda		197		
	Gös	253	1119	482	256
	Lake				20
	Mört	1101	120		
	Nors	7	5	2	4
	TOTALT	5418	4730	1600	717
CV vikt (%)	Abborre	56	55	161	
	Benlöja	140	145	316	
	Björkna	59	48	68	105
	Braxen	103	98	143	103
	Gers	42	58	56	29
	Gädda		316		
	Gös	109	58	83	132
	Lake				265
	Mört	83	118		
	Nors	192	186	134	136
	TOTALT	30	30	52	74

Tabell 3. Forts.

Prästfjärden		Djupzon					
2009-08-23		0-3 m	3-6 m	6-12 m	12-20 m	20-35 m	35-50 m
Antal nät		6	10	10	7	8	2
Antal / nät	Abborre	96,5	138,5	62,0	12,0	0,6	
	Benlöja	41,2	1,3	0,3	0,1		
	Björkna	3,3	5,7	5,4	2,4	0,1	
	Braxen	1,3	2,2	4,7	3,0	0,1	0,5
	Gers	17,8	26,5	76,8	25,3	8,4	8,5
	Gädda	0,2					
	Gös		0,1	1,0	1,6		
	Lake					0,6	1,5
	Mört	120,3	53,8	10,9	0,4		
	Nissöga		0,1				
	Nors	2,3	1,3	1,5	45,1	40,4	58,0
	Siklöja				0,3	0,6	2,0
	Vimma		0,2				
	TOTALT	283,0	229,7	162,6	90,3	50,9	70,5
CV antal (%)	Abborre	96	55	80	94	190	
	Benlöja	77	174	161	265		
	Björkna	49	42	79	98	283	
	Braxen	102	47	54	86	283	141
	Gers	35	54	62	64	43	8
	Gädda	245					
	Gös		316	125	62		
	Lake					190	47
	Mört	49	39	83	184		
	Nissöga		316				
	Nors	114	150	148	69	51	7
	Siklöja				171	83	141
	Vimma		316				
	TOTALT	39	39	47	30	45	11
Vikt (g) / nät	Abborre	1941	2895	2008	956	110	
	Benlöja	634	26	6	2		
	Björkna	204	306	256	180	12	
	Braxen	193	265	406	352	12	136
	Gers	94	160	535	282	105	140
	Gädda	195					
	Gös		14	224	510		
	Lake					486	1214
	Mört	4095	2422	503	16		
	Nissöga		0				
	Nors	19	8	10	260	277	460
	Siklöja				25	60	111
	Vimma		23				
	TOTALT	7374	6119	3949	2583	1061	2060
CV vikt (%)	Abborre	75	56	110	81	206	
	Benlöja	69	158	166	265		
	Björkna	80	49	67	104	283	
	Braxen	135	78	45	93	283	141
	Gers	53	58	66	74	50	5
	Gädda	245					
	Gös		316	138	97		
	Lake					221	22
	Mört	24	34	96	205		
	Nissöga		316				
	Nors	124	141	141	76	64	6
	Siklöja				186	89	141
	Vimma		316				
	TOTALT	29	29	54	54	118	16

Tabell 3. Forts.

Ekoln		Djupzon				
2009-09-05		0-3 m	3-6 m	6-12 m	12-20 m	20-35 m
Antal nät		7	7	7	7	8
Antal / nät	Abborre	101,0	124,4	11,4	0,6	
	Benlöja	21,6	1,9			
	Björkna	17,3	17,6	10,4	0,6	
	Braxen	7,9	6,7	10,9	0,7	
	Faren			0,1		
	Gers	10,6	36,0	23,3	5,4	7,6
	Gädda	0,3	0,3			
	Gös		0,4	1,7	0,3	
	Id		0,1			
	Lake					0,3
	Mört	94,6	22,4	4,0		
	Nors	15,1	6,6	5,7	9,7	7,5
	Sarv	0,3				
	TOTALT	268,6	216,4	67,6	17,3	15,4
CV antal (%)	Abborre	52	43	127	198	
	Benlöja	109	144			
	Björkna	22	57	143	138	
	Braxen	51	104	70	209	
	Faren			265		
	Gers	46	56	70	54	40
	Gädda	265	171			
	Gös		184	87	171	
	Id		265			
	Lake					185
	Mört	59	53	97		
	Nors	234	125	162	144	62
	Sarv	171				
	TOTALT	29	28	62	75	39
Vikt (g) / nät	Abborre	1940	2511	434	41	
	Benlöja	135	26			
	Björkna	330	447	361	28	
	Braxen	95	320	387	129	
	Faren			6		
	Gers	69	221	177	64	125
	Gädda	358	497			
	Gös		501	113	84	
	Id		54			
	Lake					74
	Mört	1831	1743	303		
	Nors	47	19	17	34	56
	Sarv	27				
	TOTALT	4832	6339	1799	379	255

Tabell 3. Forts.

Ekoln		Djupzon				
2009-09-05		0-3 m	3-6 m	6-12 m	12-20 m	20-35 m
Antal nät		7	7	7	7	8
CV vikt (%)	Abborre	66	43	108	245	
	Benlöja	61	193			
	Björkna	38	60	118	155	
	Braxen	63	116	62	203	
	Faren			265		
	Gers	54	61	78	48	46
	Gädda	265	173			
	Gös		264	165	261	
	Id		265			
	Lake					221
	Mört	25	42	103		
	Nors	236	133	167	157	83
	Sarv	171				
	TOTALT	45	32	65	83	64

Tabell 4. Fångster per nät (medelvärde baserat på medel från varje djupzon), medelvikt samt totalfångster av olika fiskarter i tre provfiskade områden i Mälaren 2009.

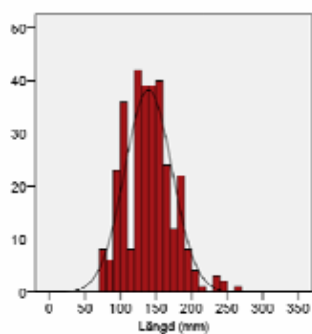
		Blacken- Ridöfjärden	Prästfjärden	Ekoln
		2009-08-18	2009-08-23	2009-09-05
Antal nät		35	43	36
Zoner av <3, 3-6, 6-12, 12-20, 20-35, 35-50 m		4	6	5
TOTALT		147.83	118.10	117.05
Antal / nät (oviktat medel- värde baserat på medel från alla djupzoner)	Abborre	51.60	36.44	47.49
	Benlöia	7.15	11.54	4.69
	Biörkna	2.83	28.12	9.17
	Braxen	1.98	1.54	5.23
	Faren			0.03
	Gers	27.22	26.82	16.58
	Gädda	0.03	0.03	0.11
	Gös	0.45	2.69	0.49
	Id			0.03
	Lake	0.35	0.04	0.05
	Mört	30.91	9.61	24.20
	Nissöaa	0.02		
	Nors	24.78	1.28	8.93
	Sarv			0.06
	Siklöia	0.49		
	Vimma	0.03		
	TOTALT		3 857.51	3 116.21
Vikt / nät (g) (oviktat medel- värde baserat på medel från alla djupzoner)	Abborre	1 318.31	999.91	985.03
	Benlöia	111.41	101.92	32.06
	Biörkna	159.62	800.33	233.23
	Braxen	227.34	168.55	186.17
	Faren			1.29
	Gers	219.22	154.32	131.31
	Gädda	32.47	49.15	171.00
	Gös	124.58	527.30	139.51
	Id			10.83
	Lake	283.21	5.04	14.85
	Mört	1 172.51	305.16	775.40
	Nissöaa	0.05		
	Nors	172.38	4.53	34.67
	Sarv			5.49
	Siklöia	32.62		
	Vimma	3.77		

		Blacken-Ridöfjärden	Prästfjärden	Ekoln	
		2009-08-18	2009-08-23	2009-09-05	
Medelvikt (g) (alla fångade fiskar)	Abborre	20,74	25,53	28,14	
	Benlöja	6,84	15,68	8,96	
	Björkna	25,43	55,03	28,33	
	Braxen	35,61	107,04	110,68	
	Faren	45,00			
	Gers	8,03	7,57	5,65	
	Gädda	1 496,25	1 169,00	1 966,00	
	Gös	287,24	270,27	194,31	
	Id	379,00			
	Lake	297,00	789,13	141,00	
	Mört	32,04	39,30	31,46	
	Nissöga		3,00		
	Nors	3,97	6,59	3,49	
	Sarv	96,00			
	Siklöja		79,82		
	Vimma		113,00		
	Totalantal	TOTALT	4 112	6 801	4 148
	Totalvikt (g)	Abborre	1 662	2 673	1 233
		Benlöja	164	264	379
Björkna		321	149	1 054	
Braxen		183	100	56	
Faren		1			
Gers		588	1401	959	
Gädda		4	1	1	
Gös		17	22	102	
Id		1			
Lake		2	8	1	
Mört		847	1372	318	
Nissöga			1		
Nors		320	797	45	
Sarv		2			
Siklöja			11		
Vimma			2		
Totalvikt (g)		TOTALT	95 484	175 608	111 661
		Abborre	344 76	68 247	34 701
		Benlöja	1 122	4 140	3 395
	Björkna	8 163	8 199	29 857	
	Braxen	6 516	10 704	6 198	
	Faren	45			
	Gers	4 721	10 605	5 422	
	Gädda	5 985	1 169	1 966	
	Gös	4 883	5 946	19 820	
	Id	379			
	Lake	594	6 313	141	
	Mört	27 139	53 925	10 004	
	Nissöga		3		
	Nors	1 269	5 253	157	
	Sarv	192			
	Siklöja		878		
	Vimma		226		

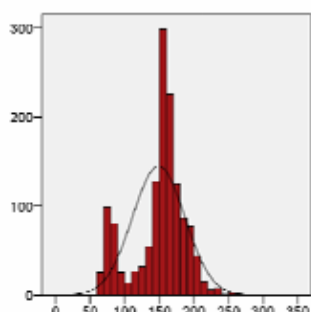
A) Blacken-Ridöfjärden

B) Prästfjärden
Mört

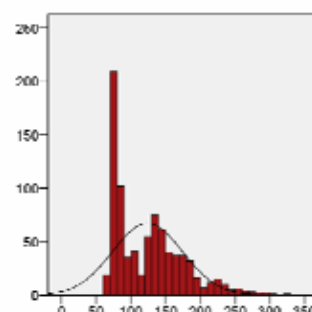
C) Ekoln



Mean: 139,25
Std. Dev.: 53,163
N: 310

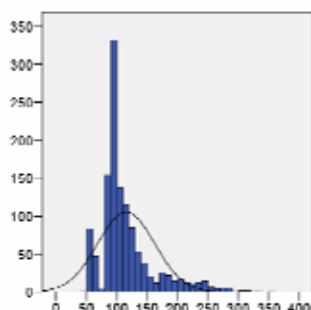


Mean: 149,8
Std. Dev.: 57,819
N: 1372

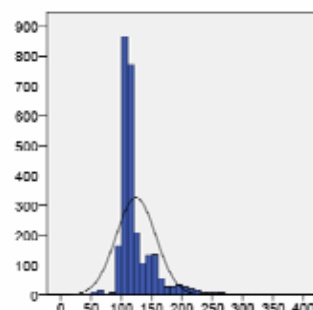


Mean: 119,29
Std. Dev.: 50,325
N: 517

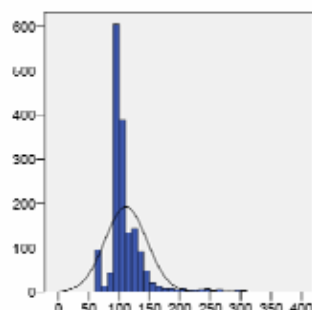
Abborre



Mean: 115,8
Std. Dev.: 40,523
N: 1733

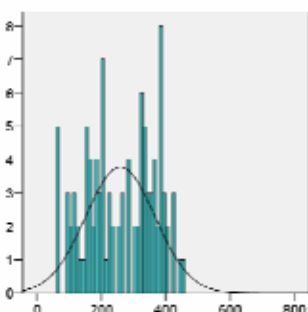


Mean: 124,12
Std. Dev.: 32,791
N: 2503

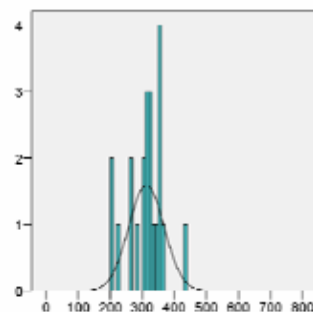


Mean: 111,34
Std. Dev.: 34,331
N: 1667

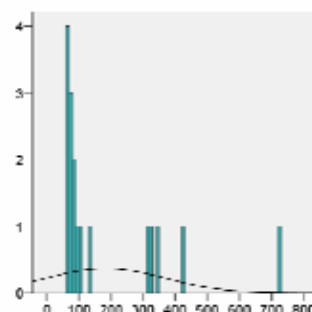
Gös



Mean: 220,01
Std. Dev.: 101,923
N: 147



Mean: 313
Std. Dev.: 20,102
N: 77



Mean: 150,35
Std. Dev.: 103,287
N: 17

Figur 6. Fördelningar av individlängder (mm) av 1) mört, 2) abborre och 3) gös från de provfiskade områdena A) Blacken-Ridöfjärden, B) Prästfjärden och C) Ekoln, Mälaren 2009.

Längdfördelningar

Längdfördelningar av mört, abborre och gös skilde sig märkbart åt mellan de olika områdena (Figur 6). Längdfördelningen hos mört var mest homogen i Blacken-Ridöfjärden medan den dominerades av mört 14-18 cm i Prästfjärden och 7-8 cm i Ekoln. För abborre syntes en ny årsklass i Blacken-Ridöfjärden och i mindre omfattning i Ekoln, medan riktigt små abborrar praktiskt taget saknades i Prästfjärden. I alla tre områdena var det påtagligt ont om större abborre. För gös var storleksfördelningen mest blandad i Blacken-Ridöfjärden. I Prästfjärden fångades färre gösar som nästan alla var i mellanstorlek, det vill säga 20-35 cm. I Ekoln fångades å andra sidan en del årsungar av gös, samt några få större än 30 cm.

Ekologisk status

Ekologisk status med metod EQR8 räknades ut för de tre områdena. För Blacken-Ridöfjärden blev klassningen God status (gränsfall till Måttlig status) och för Prästfjärden och Ekoln Måttlig status. De indikatorer som drar ner indexet påtagligt för respektive område är inringade med fyrkanter i tabell 5. Andelen potentiellt fiskätande abborre – plus gös – drog upp indexet i Blacken-Ridöfjärden. Att det fångades några fler arter i Prästfjärden och Ekoln än EQR8 ”förutsäger” medförde att indexet drogs ned betydligt för dessa två områden. Detta är ett exempel på att EQR8 inte är anpassat för stora sjöar som Mälaren som har betydligt fler arter än det uträknade referensvärdet.

Tabell 5. Ekologisk status baserad på fisk från provfisken i tre områden i Mälaren 2009. Klassningen är uträknad med EQR8-indexet. De indikatorer som drar ner indexet påtagligt för respektive område är inringade med fyrkanter.

	Blacken- Ridöfjärden	Prästfjärden	Ekoln
Sjöns höjd över havet (m)	1	1	1
10-logaritmen av HOH	0,30	0,30	0,30
Sjöns area (ha)	1100	1900	1400
10-logaritmen av SJOYTA	3,04	3,28	3,15
Sjöns maxdjup	20	40	35
10-logaritmen av MAXZ	1,30	1,60	1,54
Lufttemperatur, årsmedel, i sjöns närområde	6	6	6
Sjöns belägenhet över (=1) eller under (=0) högsta kustlinjen	0,00	0,00	0,00
1. Antal inhemska fiskarter (niart)	10,00	13,00	13,00
Referensvärde av niart, $Rniart = -0,410 + (2,534 * \lg SJOYTA) + (0,347 * TEMP) - (0,916 * HK)$	9,38	9,98	9,64
Standardiserad residual, $Zniart = (niart - Rniart) / 1,538$	0,40	1,96	2,18
Dubbelsidigt P-värde för Zniart	0,69	0,05	0,03
2. Artdiversitet: Simpson's D (antal)	4,51	3,94	4,14
Referensvärde av SDn, $RSDn = 2,537 + (0,380 * \lg SJOYTA) - (0,460 * \lg HOH)$	3,55	3,64	3,59
Standardiserad residual, $ZSDn = (SDn - RSDn) / 0,57029$	1,68	0,52	0,95
Dubbelsidigt P-värde för ZSDn	0,09	0,61	0,34
3. Artdiversitet: Simpson's D (biomassa)	4,67	3,86	4,30
Referensvärde av SDw, $RSDw = 1,223 + (0,345 * \lg SJOYTA) + (0,153 * TEMP)$	3,19	3,27	3,23
Standardiserad residual, $ZSDw = (SDw - RSDw) / 0,75333$	1,96	0,79	1,43
Dubbelsidigt P-värde för ZSDw	0,05	0,43	0,15
4. Relativ biomassa av inhemska fiskarter (fångst/ansträngning)	3 190,40	4 084,00	2 652,50
10-logaritmen av (Wiart + 1)	3,50	3,61	3,42
Referensvärde av $\lg Wiart$, $R\lg Wiart = 3,666 - (0,394 * \lg MAXZ) - (0,202 * \lg HOH) + (0,121 * \lg SJOYTA)$	3,46	3,37	3,38
Referensvärde, tillbakaloggat, $Rwiart = (10^{**} R\lg Wiart) - 1$	2 886,98	2 347,06	2 384,12
Standardiserad residual, $Z\lg Wiart = (\lg Wiart - R\lg Wiart) / 0,20163$	0,22	1,19	0,23
Dubbelsidigt P-värde för Z $\lg Wiart$	0,83	0,23	0,82

5. Relativt antal av inhemska fiskarter (fångst/ansträngning)	118,40	158,10	114,30
10-logaritmen av (Niind + 1)	2,08	2,20	2,06
Referensvärde av $\lg Niind$, $R\lg Niind = 2,171 - (0,397 * \lg HOH) + (0,044 * TEMP) - (0,262 * \lg MAXZ) + (0,081 * \lg SJOYTA)$	2,22	2,16	2,17
Referensvärde, tillbakaloggat, $RNiind = (10 ** R\lg Niind) - 1$	165,33	143,99	145,48
Standardiserad residual, $Z\lg Niind = (\lg Niind - R\lg Niind) / 0,24146$	-0,60	0,17	-0,43
Dubbelsidigt P-värde för $Z\lg Niind$	0,55	0,87	0,67
6. Medelvikt i totala fångsten	26,95	25,83	23,21
10-logaritmen av MeanW	1,43	1,41	1,37
Referensvärde av $\lg MeanW$, $R\lg MeanW = 1,181 + (0,307 * \lg HOH) - (0,038 * TEMP)$	1,05	1,05	1,05
Referensvärde, tillbakaloggat, $RMeanW = (10 ** R\lg MeanW)$	11,10	11,10	11,10
Standardiserad residual, $Z\lg MeanW = (\lg MeanW - R\lg MeanW) / 0,23396$	1,65	1,57	1,37
Dubbelsidigt P-värde för $Z\lg MeanW$	0,10	0,12	0,17
7. Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar (biomassa)	0,36	0,20	0,20
Referensvärde av andpis , $R\text{andpis} = 0,057 + (0,198 * \lg MAXZ)$	0,31	0,37	0,36
Standardiserad residual, $Z\text{andpis} = (\text{andpis} - R\text{andpis}) / 0,17468$	0,24	-0,97	-0,93
Dubbelsidigt P-värde för $Z\text{andpis}$	0,81	0,33	0,35
8. Kvot abborre/karpfiskar (biomassa)	0,70	0,88	0,79
10-logaritmen av $AbCyW$	-0,15	-0,05	-0,10
Referensvärde av $\lg AbCyW$, $R\lg AbCyW = 1,223 - (0,186 * TEMP)$	0,11	0,11	0,11
Referensvärde, tillbakaloggat, $RAbCyW = (10 ** R\lg AbCyW)$	1,28	1,28	1,28
Standardiserad residual, $Z\lg AbCyW = (\lg AbCyW - R\lg AbCyW) / 0,47207$	-0,55	-0,34	-0,44
Dubbelsidigt P-värde för $Z\lg AbCyW$	0,58	0,73	0,66
EQR8 Indexvärde (Medelvärde av P-värden)	0,46	0,42	0,40
Klassning av ekologisk status	God	Måttlig	Måttlig
Pklass1	0,00	0,00	0,00
Pklass2	0,51	0,31	0,21
Pklass3	0,47	0,63	0,69
Pklass4	0,02	0,06	0,10
Pklass5	0,00	0,00	0,00
Pklass12	0,51	0,31	0,21
Diffklass23	0,04	0,33	0,47
Gränsfall	X		

Område	Datum	Spec	Fiskart	Djupzon	Antal fiskar	CV antal (%)	Vikt (g)	CV vikt (%)
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar		<3 m	269	29	4832	45
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar		<3 m	283	39	7374	29
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar		<3 m	257	37	5418	30
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar		12-19.9 m	17	75	379	83
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar		12-19.9 m	90	30	2583	54
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar		12-19.9 m	21	45	717	74
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar		20-34.9 m	15	39	255	64
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar		20-34.9 m	51	45	1061	118
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar		3-5.9 m	216	28	6339	32
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar		3-5.9 m	230	39	6119	29
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar		3-5.9 m	162	38	4730	30
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar		35-49.9 m	71	11	2060	16
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar		6-11.9 m	68	62	1799	65
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar		6-11.9 m	163	47	3949	54
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar		6-11.9 m	33	59	1600	52
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Abborre	<3 m	101	52	1940	66
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Abborre	<3 m	97	96	1941	75
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Abborre	<3 m	112	44	2648	56
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Abborre	12-19.9 m	1	198	41	245
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Abborre	12-19.9 m	12	94	956	81
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Abborre	12-19.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Abborre	20-34.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Abborre	20-34.9 m	1	190	110	206
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Abborre	3-5.9 m	124	43	2511	43
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Abborre	3-5.9 m	139	55	2895	56
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Abborre	3-5.9 m	33	64	1309	55
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Abborre	35-49.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Abborre	6-11.9 m	11	127	434	108
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Abborre	6-11.9 m	62	80	2008	110
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Abborre	6-11.9 m	0	161	43	161
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Benlöja	<3 m	22	109	135	61
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Benlöja	<3 m	41	77	634	69
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Benlöja	<3 m	41	166	341	140
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Benlöja	12-19.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Benlöja	12-19.9 m	0	265	2	265
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Benlöja	12-19.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Benlöja	20-34.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Benlöja	20-34.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Benlöja	3-5.9 m	2	144	26	193
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Benlöja	3-5.9 m	1	174	26	158
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Benlöja	3-5.9 m	5	135	66	145
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Benlöja	35-49.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Benlöja	6-11.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Benlöja	6-11.9 m	0	161	6	166
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Benlöja	6-11.9 m	0	316	1	316
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Björkna	<3 m	17	22	330	38
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Björkna	<3 m	3	49	204	80
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Björkna	<3 m	31	48	744	59
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Björkna	12-19.9 m	1	138	28	155
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Björkna	12-19.9 m	2	98	180	104
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Björkna	12-19.9 m	3	94	223	105
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Björkna	20-34.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Björkna	20-34.9 m	0	283	12	283
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Björkna	3-5.9 m	18	57	447	60
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Björkna	3-5.9 m	6	42	306	49
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Björkna	3-5.9 m	67	42	1505	48
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Björkna	35-49.9 m	0		0	

Område	Datum	Spec	Fiskart	Djupzon	Antal fiskar	CV antal (%)	Vikt (g)	CV vikt (%)
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Björkna	6-11.9 m	10	143	361	118
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Björkna	6-11.9 m	5	79	256	67
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Björkna	6-11.9 m	11	76	730	68
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Braxen	<3 m	8	51	95	63
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Braxen	<3 m	1	102	193	135
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Braxen	<3 m	2	116	168	103
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Braxen	12-19.9 m	1	209	129	203
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Braxen	12-19.9 m	3	86	352	93
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Braxen	12-19.9 m	1	94	70	103
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Braxen	20-34.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Braxen	20-34.9 m	0	283	12	283
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Braxen	3-5.9 m	7	104	320	116
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Braxen	3-5.9 m	2	47	265	78
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Braxen	3-5.9 m	3	71	224	98
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Braxen	35-49.9 m	1	141	136	141
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Braxen	6-11.9 m	11	70	387	62
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Braxen	6-11.9 m	5	54	406	45
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Braxen	6-11.9 m	1	122	213	143
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Faren	<3 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Faren	12-19.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Faren	20-34.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Faren	3-5.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Faren	6-11.9 m	0	265	6	265
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Gers	<3 m	11	46	69	54
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Gers	<3 m	18	35	94	53
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Gers	<3 m	34	37	158	42
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Gers	12-19.9 m	5	54	64	48
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Gers	12-19.9 m	25	64	282	74
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Gers	12-19.9 m	15	48	145	29
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Gers	20-34.9 m	8	40	125	46
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Gers	20-34.9 m	8	43	105	50
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Gers	3-5.9 m	36	56	221	61
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Gers	3-5.9 m	27	54	160	58
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Gers	3-5.9 m	41	61	185	58
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Gers	35-49.9 m	9	8	140	5
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Gers	6-11.9 m	23	70	177	78
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Gers	6-11.9 m	77	62	535	66
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Gers	6-11.9 m	17	69	130	56
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Gädda	<3 m	0	265	358	265
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Gädda	<3 m	0	245	195	245
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Gädda	<3 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Gädda	12-19.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Gädda	12-19.9 m	0		0	
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Gädda	12-19.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Gädda	20-34.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Gädda	20-34.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Gädda	3-5.9 m	0	171	497	173
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Gädda	3-5.9 m	0		0	
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Gädda	3-5.9 m	0	316	197	316
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Gädda	35-49.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Gädda	6-11.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Gädda	6-11.9 m	0		0	
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Gädda	6-11.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Gös	<3 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Gös	<3 m	0		0	
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Gös	<3 m	2	107	253	109
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Gös	12-19.9 m	0	171	84	261

Område	Datum	Spec	Fiskart	Djupzon	Antal fiskar	CV antal (%)	Vikt (g)	CV vikt (%)
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Gös	12-19.9 m	2	62	510	97
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Gös	12-19.9 m	1	105	256	132
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Gös	20-34.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Gös	20-34.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Gös	3-5.9 m	0	184	501	264
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Gös	3-5.9 m	0	316	14	316
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Gös	3-5.9 m	6	31	1119	58
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Gös	35-49.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Gös	6-11.9 m	2	87	113	165
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Gös	6-11.9 m	1	125	224	138
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Gös	6-11.9 m	2	68	482	83
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	ld	<3 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	ld	12-19.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	ld	20-34.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	ld	3-5.9 m	0	265	54	265
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	ld	6-11.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Lake	<3 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Lake	<3 m	0		0	
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Lake	<3 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Lake	12-19.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Lake	12-19.9 m	0		0	
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Lake	12-19.9 m	0	265	20	265
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Lake	20-34.9 m	0	185	74	221
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Lake	20-34.9 m	1	190	486	221
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Lake	3-5.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Lake	3-5.9 m	0		0	
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Lake	3-5.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Lake	35-49.9 m	2	47	1214	22
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Lake	6-11.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Lake	6-11.9 m	0		0	
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Lake	6-11.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Mört	<3 m	95	59	1831	25
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Mört	<3 m	120	49	4095	24
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Mört	<3 m	33	64	1101	83
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Mört	12-19.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Mört	12-19.9 m	0	184	16	205
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Mört	12-19.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Mört	20-34.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Mört	20-34.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Mört	3-5.9 m	22	53	1743	42
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Mört	3-5.9 m	54	39	2422	34
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Mört	3-5.9 m	5	100	120	118
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Mört	35-49.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Mört	6-11.9 m	4	97	303	103
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Mört	6-11.9 m	11	83	503	96
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Mört	6-11.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Nissöga	<3 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Nissöga	12-19.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Nissöga	20-34.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Nissöga	3-5.9 m	0	316	0	316
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Nissöga	35-49.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Nissöga	6-11.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Nors	<3 m	15	234	47	236
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Nors	<3 m	2	114	19	124
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Nors	<3 m	2	172	7	192
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Nors	12-19.9 m	10	144	34	157
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Nors	12-19.9 m	45	69	260	76

Område	Datum	Spec	Fiskart	Djupzon	Antal fiskar	CV antal (%)	Vikt (g)	CV vikt (%)
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Nors	12-19.9 m	1	105	4	136
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Nors	20-34.9 m	8	62	56	83
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Nors	20-34.9 m	40	51	277	64
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Nors	3-5.9 m	7	125	19	133
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Nors	3-5.9 m	1	150	8	141
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Nors	3-5.9 m	2	196	5	186
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Nors	35-49.9 m	58	7	460	6
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Nors	6-11.9 m	6	162	17	167
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Nors	6-11.9 m	2	148	10	141
Mälaren, Ridöfjärden/Blacken	20090818	Antal fiskar	Nors	6-11.9 m	1	136	2	134
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Sarv	<3 m	0	171	27	171
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Sarv	12-19.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Sarv	20-34.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Sarv	3-5.9 m	0		0	
Mälaren, Ekoln	20090905	Antal fiskar	Sarv	6-11.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Siklöja	<3 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Siklöja	12-19.9 m	0	171	25	186
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Siklöja	20-34.9 m	1	83	60	89
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Siklöja	3-5.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Siklöja	35-49.9 m	2	141	111	141
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Siklöja	6-11.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Vimma	<3 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Vimma	12-19.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Vimma	20-34.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Vimma	3-5.9 m	0	316	23	316
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Vimma	35-49.9 m	0		0	
Mälaren, Prästfjärden	20090823	Antal fiskar	Vimma	6-11.9 m	0		0	

Ekolodning i Mälaren 2008 och 2009

Thomas Axenrot, Anders Asp,
Alfred Sandström, och Ulrika Beijer

Delrapport 2010-05-20

Innehållsförteckning

Inledning	155
Beståndsskattning av pelagisk fisk	156
Undersökta områden	156
Resultat	158
Blacken	158
Prästfjärden.....	162
Ekoln	163
Referenser	164

Inledning

Vid övervakning av fiskbestånd i stora sjöar behöver metodiken anpassas till förhållanden som skiljer sig mot mindre sjöar. Framför allt utgör pelagialen, det vill säga den fria vattenmassan, den volymmässigt största livsmiljön. Fisksamhället har oftast en annan sammansättning och olika arter kan dominera olika miljöer. Det är därför nödvändigt att övervakningen utformas så att den omfattar hela fisksamhället.

Provfiske med översiktsnät ger information om den littorala och bottennära delen av fisksamhället. Beskrivning av metoder och överväganden ges i delrapport *Metodutveckling i Stora sjöar – Provfiske i Mälaren 2009 (Beijer m fl 2010)*. För att övervaka det pelagiala fisksamhället krävs annan metodik. Under de senaste trettio åren har hydroakustik använts regelmässigt för att övervaka pelagiala fiskbestånd, framför allt till havs men även i stora sjöar (Simmonds & MacLennan 2007). Utrustning, teknik och metoder har varit föremål för snabb utveckling under denna tid. I Nordamerika har man nyligen arbetat fram en gemensam manual för övervakningen av fiskbestånd med hjälp av hydroakustik i stora sjöar (Parker-Stetter m fl 2009). I Europa slutbehandlas en motsvarande standard som förväntas bli godtagen under 2010 eller möjligen 2011. Hydroakustisk teknik lämpar sig inte för att övervaka bottenlevande fisk och är mindre effektivt i grunda miljöer.

De pelagiala fiskbestånden i Väneren och Vättern övervakas årligen med hydroakustik - ekolodning och begränsade provtrålningar – sedan början av 1990-talet. Mälaren har också övervakats på samma sätt men inte regelbundet varje år. I Mälaren har huvudsakligen fjärdarna Blacken, Granfjärden, Prästfjärden och Ekoln undersökts. Även Lambarfjärden har besökts enstaka gånger.

Syftet med att undersöka de pelagiala fiskbestånden är samma som vid nätprovfiske, det vill säga beskriva fisksamhället vad gäller artsammansättning och relativ förekomst av arter i antal och/eller vikt. För enskilda arter följs beståndsstrukturen i form av längdfördelning i fångsten. Funktionella grupper i fisksamhället kan identifieras och relationen mellan dem beskrivas. För arter i fokus kan ytterligare beskrivningar göras som rekrytering, könsfördelning och kondition. Då åldersprov tas beräknas åldersfördelningen för olika kön och årsyngel. Resultaten kan utvärderas i syfte att bedöma fiskbeståndens variation i tid och rum, dels inom varje provfiskeområde och dels mellan provfiskeområden och sjöar. Genom att följa utvecklingen av fiskbestånden över tid i samtliga provfiskeområden inom sjöar är det möjligt att utvärdera på vilken skala som en förändring sker.

Resultaten från nätprovfisken och ekolodning skiljer sig i ett viktigt avseende. Vid undersökningar med ekolodning får man ett mått på mängden fisk per ytenhet medan man vid nätprovfisken får ett mått på mängden fisk per ansträngning.

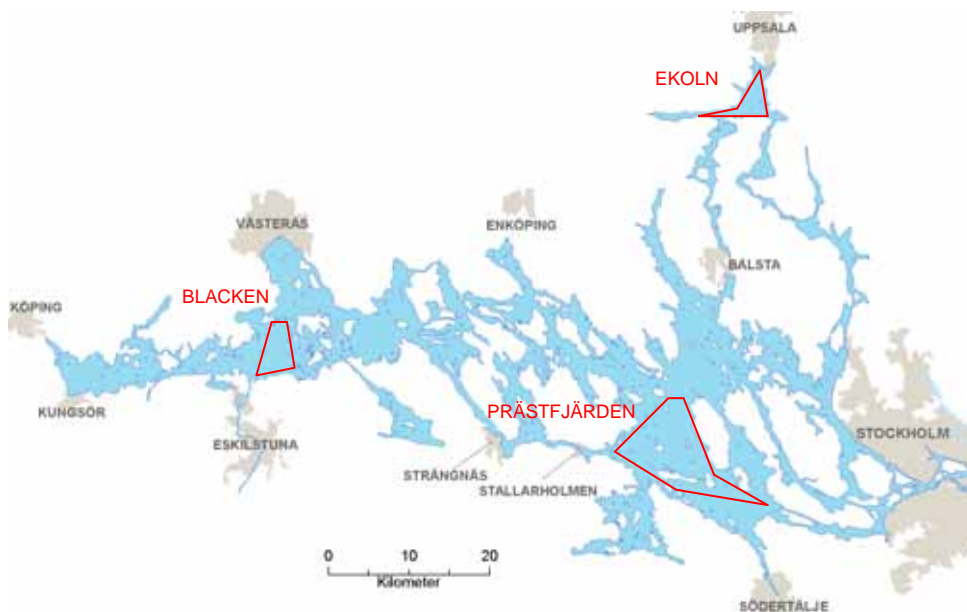
Beståndsskattning av pelagisk fisk

Resultat rapporteras för åren 2008 och 2009. Endast för 2009 finns data för ekolodning och nätprovfisken från samma områden och tidpunkter. Samordning av ekolodning och nätprovfisken är planerat även för 2010.

Undersökta områden

De områden där samordnade insatser för ekolodning och nätprovfisken genomförts 2009 och planeras 2010 är Blacken, Prästfjärden och Ekoln (figur 1). Blacken representerar en näringsrik och jämförelsevis grund fjärd med hög fisktäthet. Prästfjärden representerar en måttligt näringsbelastad fjärd med större djupområden och lägre fisktäthet. Ekoln är i hög grad avskild från Mälaren i övrigt, näringsrik och relativt grund utom i den centrala delen.

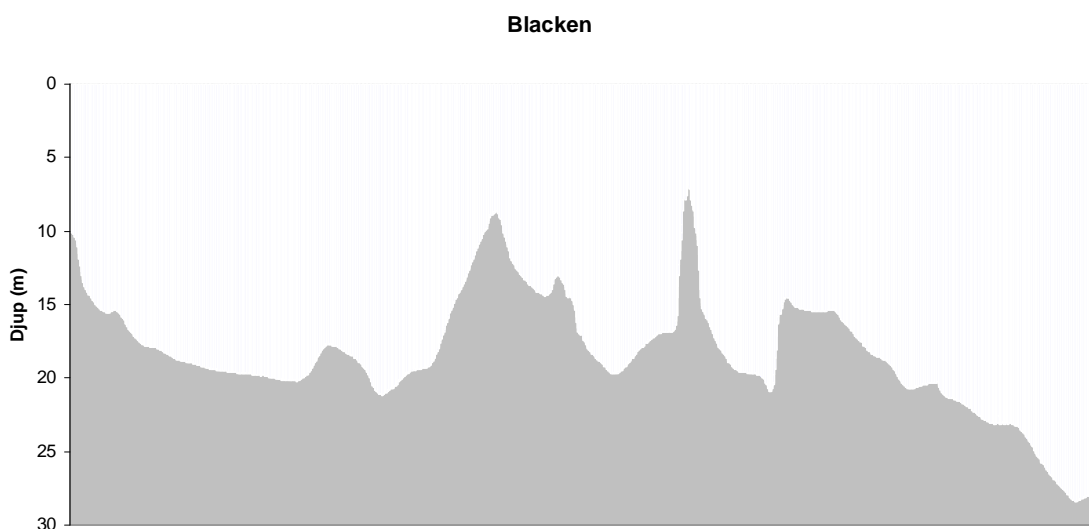
Tabell med årsmedelvärden av fysikalisk-kemiska parametrar (2008) för dessa områden finns i rapport *Metodutveckling i Stora sjöar – Provfiske i Mälaren 2009* (Beijer m fl 2009).



Figur 1. Områden i Mälaren där beståndsskattningen av pelagisk fisk med ekolodning samordnas med nätprovfisken 2009 och 2010.

Den geografiska avgränsningen framgår av figur 1. I praktiken innebär denna avgränsning att de hydroakustiska undersökningarna omfattar hela fjärden med undantag av littorala delar och grundområden med djup som understiger cirka 6 m. Exempel på djupkurva längs transekt för ekolodning i Blacken framgår av figur 2. Hydroakustiska data med aktuell utrustning på U/F Asterix kan teoretiskt samlas in från 3 m djup till cirka 0,3 m över botten, men detta påverkas i någon mån av väderförhållanden. I samband med ekolodning och trålning tas djupprofiler för bland annat temperatur.

Undersökningarna genomförs nattetid i september. I mörker löses stim upp och andra fiskar lämnar skyddande miljöer vilket sammantaget gör fiskarna bättre tillgängliga för ekolodning. Perioden augusti-september är lämplig för att insamlade data ska omfatta även årets rekrytering (årsyngel). Trålningen genomförs på flera djup för att täcka förekommande djup på respektive undersökningsområde. Detta innebär vanligtvis två tråldrag på olika djup i områden ner till 20 m djupa och tre djup i Mälarens djupare fjärdar. Trålens maskstorlek i lyftet är 5 mm för att fånga mindre fisk och årsyngel. Målarter vid dessa undersökningar är framför allt nors, siklöja och gös. För dessa arter tas åldersprover vilket ger möjlighet att bedöma den årliga rekryteringen. Resultaten från trålningarna dataregistreras och blir efter färdiga åldersanalyser och kvalitetskontroller tillgängliga i Fiskeriverkets databas.



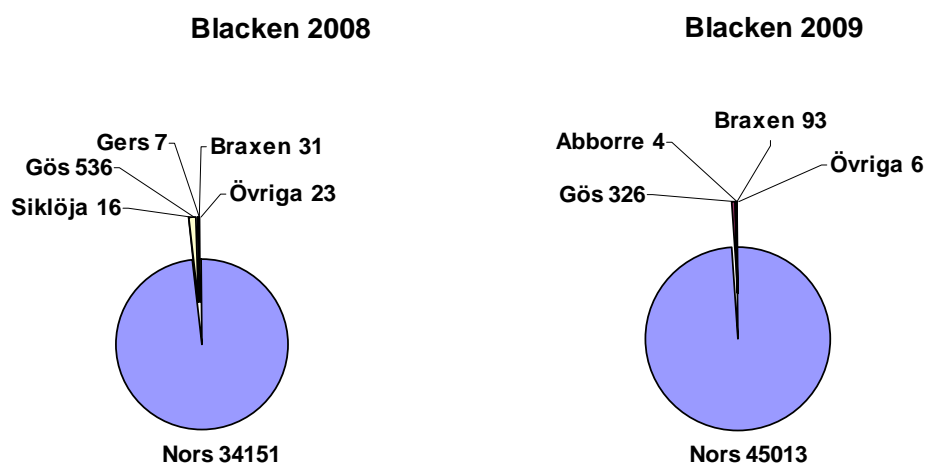
Figur 2. Djup längs med ekolodad transekt – exempel från Blacken 2009.

Resultat

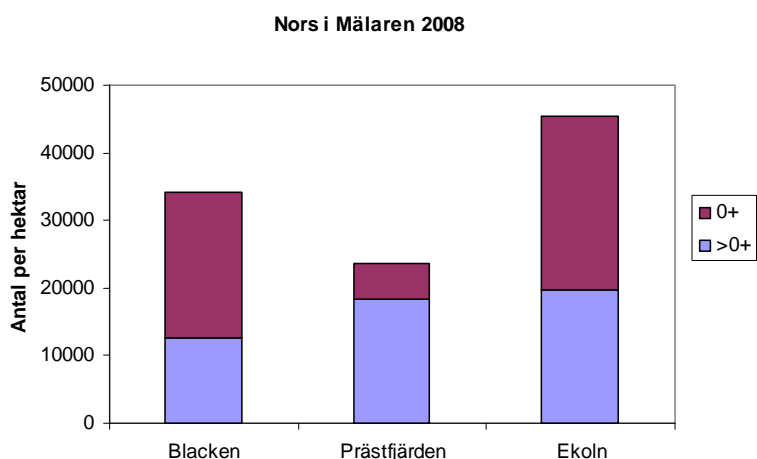
Blacken

2008

Mängden pelagisk fisk i Blacken 2008 beräknades till 34 756 per hektar varav 98 procent utgjordes av nors (figur 3). Av norsen var 63 procent årsyngel (figur 4). Alla siklöjor var ensamriga och 30 procent av gösarna bedömdes som årsyngel (figur 5 och 6). Övriga fiskarter som fångades var braxen, gers, ål, benlöja, storspigg och flodnejonöga.

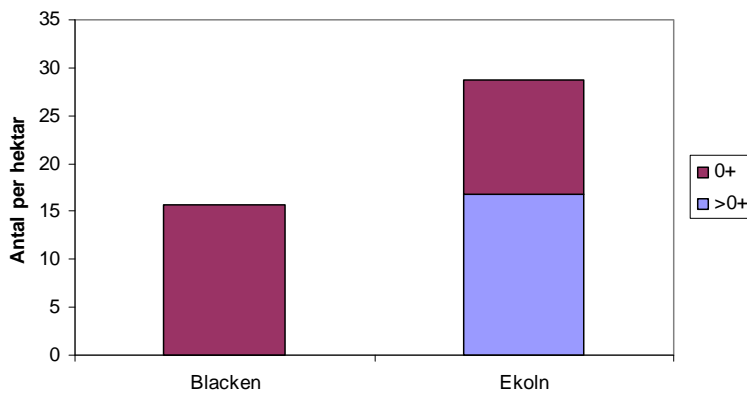


Figur 3. Antal fiskar per hektar i öppet vatten uppdelat per art för några vanliga och viktiga arter i Blacken i Mälaren. Mängden fisk beräknad från ekolodning och provtråningar.

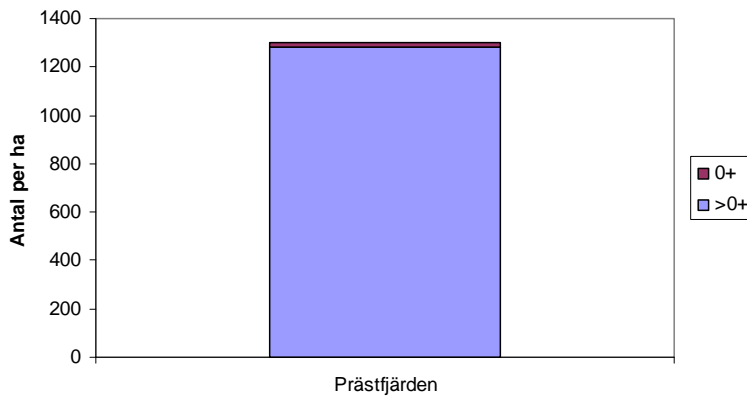


Figur 4. Mängden nors i tre fjärds i Mälaren 2008 uppdelat på årsyngel (0+) och äldre fiskar (>0+).

Siklöja i Mälaren 2008 (utom Prästfj)

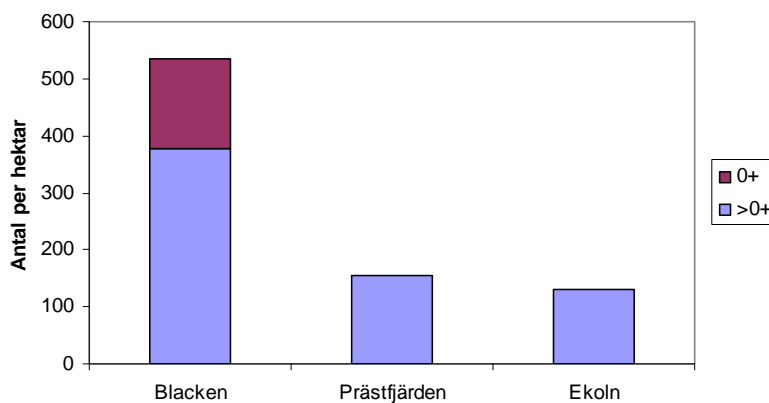


Siklöja i Mälaren - Prästfjärden



Figur 5. Mängden siklöja i tre fjärdar i Mälaren 2008 uppdelat på årsyngel (0+) och äldre fiskar (>0+). Prästfjärden redovisas i separat diagram p g a den relativt stora mängden siklöja i denna fjärd (observera olika skalor).

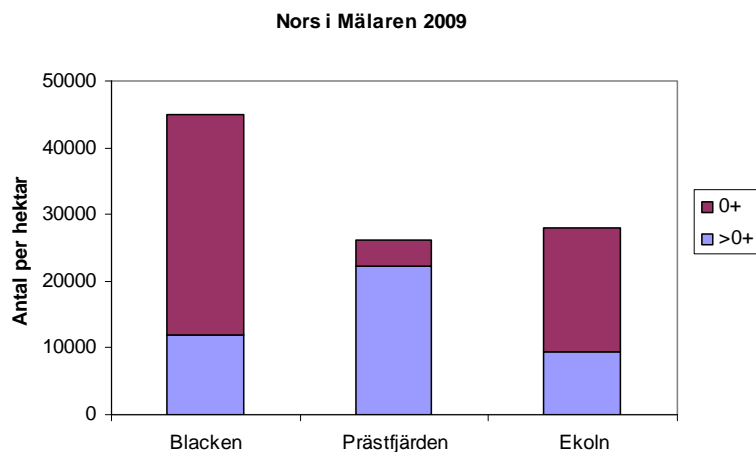
Gös i Mälaren 2008



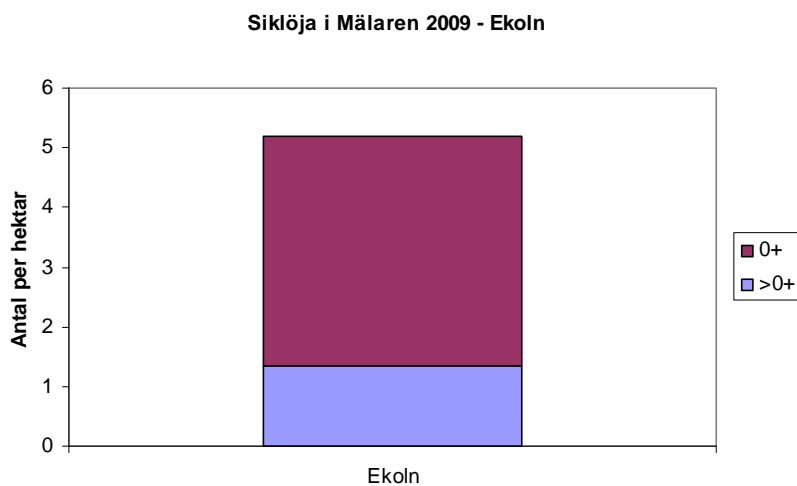
Figur 6. Mängden gös i tre fjärdar i Mälaren 2008 uppdelat på årsyngel (0+) och äldre fiskar (>0+).

2009

Vid undersökningen 2009 beräknades 45 442 pelagiska fiskar per hektar varav 99 procent var nors (figur 3). Årsyngel av nors utgjorde 74 procent av norsbeståndet (figur 7). Ingen siklöja fångades detta år i Blacken. Mängden gös var något lägre än föregående år liksom andelen årsyngel av gös (17 %, figur 9). Övriga fiskarter som fångades var braxen, abborre och storspigg.

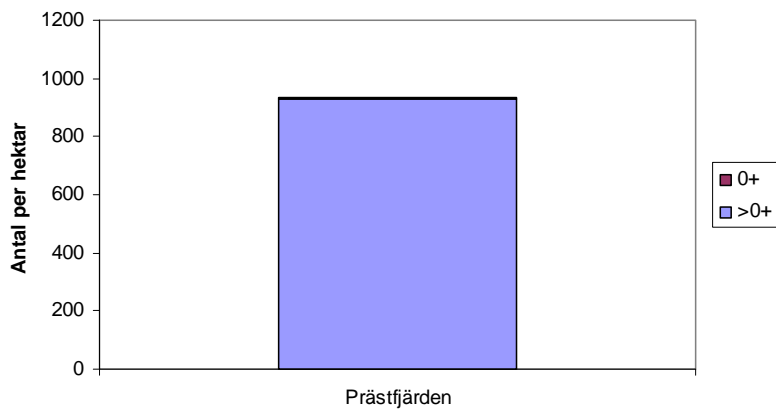


Figur 7. Mängden nors i tre fjärds i Mälaren 2009 uppdelat på årsyngel (0+) och äldre fiskar (>0+).



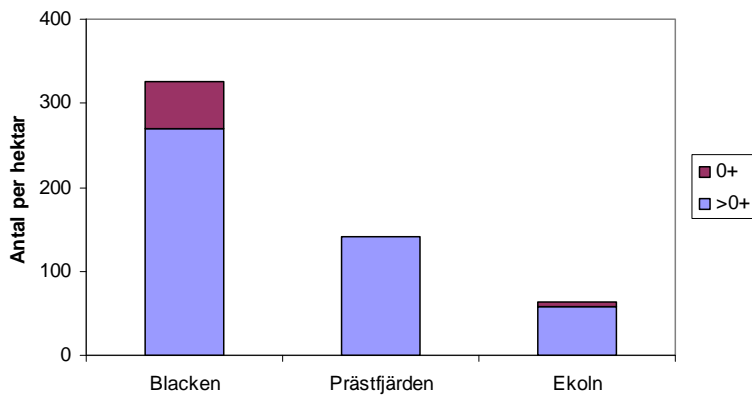
Figur 8 a. Mängden siklöja i Ekoln i Mälaren 2009 uppdelat på årsyngel (0+) och äldre fiskar (>0+). Fjärdarna redovisas var för sig p g a den stora skillnaden i mängd siklöja (observera olika skalor). I Blacken fångades ingen siklöja 2009.

Siklöja i Mälaren 2009 - Prästfjärden



Figur 8 b. Mängden siklöja i Prästfjärden i Mälaren 2009 uppdelat på årsyngel (0+) och äldre fiskar (>0+). Fjärdarna redovisas var för sig p g a den stora skillnaden i mängd siklöja (observera olika skalor). I Blacken fångades ingen siklöja 2009.

Gös i Mälaren 2009



Figur 9. Mängden gös i tre fjärdar i Mälaren 2009 uppdelat på årsyngel (0+) och äldre fiskar (>0+).

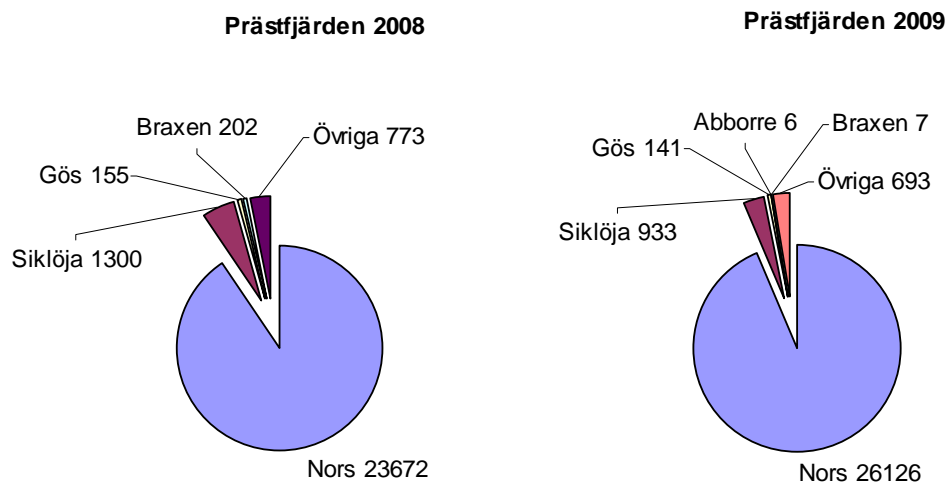
Prästfjärden

2008

Mängden pelagisk fisk i Prästfjärden 2008 beräknades till 26 102 per hektar varav 91 procent utgjordes av nors (figur 10). Av norsen var 22 procent årsyngel (figur 4). Det absoluta flertalet siklöjor var äldre med bara någon procent ensamriga (figur 5). Inga årsyngel av gös noterades (figur 6). Storspigg dominerade bland övriga arter, därutöver braxen, abborre, benlöja och småspigg.

2009

Vid undersökningen 2009 beräknades 27 906 pelagiska fiskar per hektar varav 94 procent var nors (figur 10). Årsyngel av nors utgjorde 14 procent av norsbeståndet (figur 7). Även 2009 var det absoluta flertalet siklöjor äldre med bara en knapp procent ensamriga (figur 8), och inga årsyngel av gös noterades (figur 9). Storspigg dominerade bland övriga arter, därutöver braxen, abborre, benlöja, mört och flodnejonöga.



Figur 10. Antal fiskar per hektar i öppet vatten uppdelat per art för några vanliga och viktiga arter i Prästfjärden i Mälaren. Mängden fisk beräknad från ekolodning och provtrålningar.

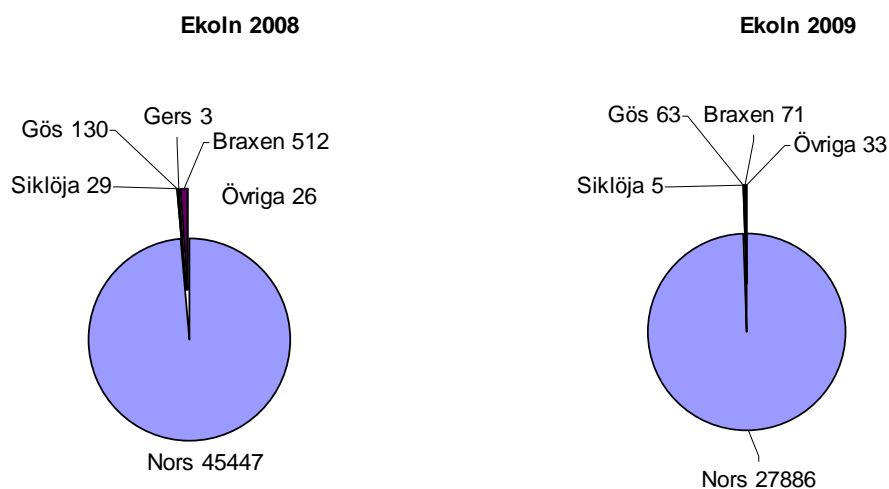
Ekoln

2008

Mängden pelagisk fisk i Ekoln 2008 beräknades till 46 147 per hektar varav 98 procent utgjordes av nors (figur 9). Av norsen var 57 procent årsyngel (figur 2). Ensomriga siklöjor utgjorde 41 procent (figur 3). Inga årsyngel av gös noterades (figur 4). Övriga fiskarter som fångades var braxen, storspigg, gers, lake och flodnejonöga.

2009

Vid undersökningen 2009 beräknades 28 058 pelagiska fiskar per hektar varav 99 procent var nors (figur 11). Årsyngel av nors utgjorde 67 procent av norsbeståndet (figur 7). Få siklöjor noterades varav merparten (74 %) var ensomriga (figur 8). Mängden gös var något lägre än föregående år men en liten andel årsyngel kunde noteras (7 %, figur 9). Övriga fiskarter som fångades var braxen och storspigg.



Figur 11. Antal fiskar per hektar i öppet vatten uppdelat per art för några vanliga och viktiga arter i Ekoln i Mälaren. Mängden fisk beräknad från ekolodning och provtrålningar.

Referenser

- Beijer, U., Johansson, M., Sandström, A., och Axenrot, T. In prep.
Metodutveckling i Stora sjöarna - Provfiske i Mälaren 2009.
- Parker-Stetter, S. L., Rudstam, L. G., Sullivan, P. J., and Warner, D. M.
2009. Standard Operating Procedures for Fisheries Acoustic surveys in
the Great Lakes. Spec. Publ. GLFC. Vol. 09-01, 168 pp.
- Simmonds, E. J., and MacLennan, D. N. 2007. Fisheries Acoustics: theory
and practice. Blackwell Science, Oxford.

Länsstyrelsens rapportserie

Utkomna rapporter under 2010

1. Jordbruket i Stockholms län – en statistisk sammanställning, *avdelningen för landsbygd*.
2. Förebygga, skydda och begränsa – arbetet för att minska alkohol- och tobaksbruket i Stockholms län 2008, *avdelningen för social utveckling*.
3. Ett tryggare återvändande – för personer utsatta för prostitution och människohandel i Sverige, *avdelningen för social utveckling*.
4. Bostadsmarknadsenkäten Stockholms län 2010, *avdelningen för social utveckling*.
5. Årsrapport 2009 – Informationscentralen för Egentliga Östersjön, *avdelningen för miljö*.
6. Nya bostäder i Stockholms skärgård - inventering av aktuella bostadsprojekt 2010, *avdelningen för social utveckling*.

Länsstyrelsen i Stockholms län har under 2009 ansvarat för två så kallade utvecklingsprojekt inom Naturvårdsverkets miljöövervakningsprogram. Föreliggande rapport redovisar resultaten av dessa projekt som handlar om metoder för övervakning av fisk i vattendrag och stora sjöar. Projekten redovisas i fyra separata uppsatser med tillhörande separata innehållsförteckningar och referenslistor.

Målgruppen för rapporten är i första hand handläggare på berörda länsstyrelser, Fiskeriverket och Naturvårdsverket.

*Mer information kan du få av
Länsstyrelsens avdelning för landsbygdsfrågor
Tfn: 08- 785 40 00
Rapporten finns som pdf på vår hemsida
www.lansstyrelsen.se/stockholm/publikationer*

ISBN 978-91-7281-378-6

*Adress
Länsstyrelsen i Stockholms Län
Hantverkargatan 29
Box 22 067
104 22 Stockholm
Tfn: 08- 785 40 00 (vxl)
www.lansstyrelsen.se/stockholm*