



Utvärdering av öringtätheterna i Nissan ovan Nissafors



- Utvärdering av öringtätheterna i Nissan ovan Nissafors

Meddelande	nr 2011:12
Referens	Niklas Nilsson, Jönköpings Fiskeribiologi, Februari 2011
Kontaktperson	Tobias Haag, Länsstyrelsen i Jönköpings län, Direkttelefon 036-39 50 51, e-post tobias.haag@lansstyrelsen.se
Webbplats	www.lansstyrelsen.se/jonkoping
Fotografier	Niklas Nilsson (öringen), Tobias Haag (Nissanbilderna)
Kartmaterial	© Lantmäteriet 2007. Ur GSD-produkter ärende 106-2004/188F.
ISSN	1101-9425
ISRN	LSTY-F-M—11/12--SE
Upplaga	70 exemplar.
Tryckt på	Länsstyrelsen, Jönköping 2011
Miljö och återvinning	Rapporten är tryckt på miljömärkt papper och omslaget består av PET-plast, kartong, bomullsväv och miljömärkt lim. Vid återvinning tas omslaget bort och sorteras som brännbart avfall, rapportsidorna sorteras som papper.

© Länsstyrelsen i Jönköpings län 2011

Förord

Ett av de prioriterade målen med kalkningsverksamheten i Jönköpings län är att upprätthålla en god vattenkvalitet i Nissans källflöden. Detta eftersom stora delar av Nissans avrinningsområde ovan Nissafors är och har varit starkt påverkat av försurning och hyser stora naturvärden. Ett av de höga naturvärdena är den öringstam som finns i området. Stora delar av området är också utpekade som riksintresse för naturvård och som nationellt särskilt värdefullt eller värdefullt med avseende på naturvärden och fiske inom miljömålsarbetet.

Idag ligger pH-värdena i de flesta fall nära ursprungsnivåerna till följd av kontinuerliga kalkningsinsatser under många år. Dessutom har en rad olika fiske- och biotopvårdsåtgärder genomförts i flera vattendrag i området, varvid vattenmiljöerna och vandringsmöjligheterna för öring successivt har förbättrats. Trots detta har öringbeståndet i Nissan ovan Nissafors och dess biflöden inte visat den återhämtning som förväntats efter de stora insatser som genomförts.

Länsstyrelsen i Jönköpings län har därför gett Niklas Nilsson på Jönköpings fiskeribiologi i uppdrag att utvärdera orsakerna till de låga öringtätheterna i vissa delar av Nissans avrinningsområde uppströms Nissafors. Utvärderingen kommer vara ett viktigt underlag för det fortsatta arbetet med åtgärder för att förbättra natur- och nyttjandevärdena i Nissadalen. Vi vill passa på att rikta ett stort tack till alla som bidragit till och lämnat synpunkter på rapporten!

Jönköping i mars 2011

Anton Halldén
Länsfiskekonsulent

Tobias Haag
Samordnare kalkningsverksamheten

Innehållsförteckning

Förord	5
Sammanfattning	7
Inledning	9
Bakgrund försurning & kalkningsverksamheten	9
Underlagsmaterial och metod	11
Korrigerad relativ täthet (CRA)	12
Biotopkarteringsdata	13
Vattenkemi	15
Bottenfaunaprovtagning & försurningsindex	15
Vattenföring	16
Områdesbeskrivning	17
Resultatanalys och diskussion	19
Öringtätheter	19
Avrinningsområdets karaktär	26
Kvalitet öringbiotoper	31
Vattenkvalitet	47
Vattentemperatur	63
Vattenföring	72
Naturligt förekommande & introducerade arter	75
Fisketryck	80
Åtgärdsförslag	81
Biotop- & fiskevårdsåtgärder	82
Kompletterande undersökningar	83
Områdesskydd	85
Kalkningsverksamheten	85
Sammanfattning åtgärdsförslag	85
Genomgång av delområden & delsträckor	86
Slutsatser	95
Erkännanden	96
Referenser	97
Bilagor	100
Bilaga 1. Indelning av delsträckor	100
Bilaga 2. Antal elfisken och elfiskelokaler per delområde och delsträcka	102
Bilaga 3. Detaljuppgifter om elfiskelokalernas läge, antal elfisken och elfiskeresultat	103
Bilaga 4. Översiktsskator delområden	108

Sammanfattning

En av målsättningarna med kalkningsverksamheten i Jönköpings län är att upprätthålla en god vattenkvalitet i Nissans huvudfåra då stora delar av Nissans avrinningsområde ovan Nissafors är påverkat av försurning. Idag ligger pH-värdet nära ursprungsnivåerna till följd av kontinuerliga kalkningsinsatser under många år. Vidare har en rad olika fiske- och biotopvårdsåtgärder genomförts i flera vattendrag i området, varvid vattenmiljöerna successivt har förbättrats. Trots detta har emellertid hela öringbeståndet i Nissan ovan Nissafors och dess biflöden inte visat den återhämtning som förväntats.

Syftet med föreliggande rapport var att utvärdera varför öringbeståndet är så svagt i vissa delar av Nissans avrinningsområde uppströms Nissafors, trots att mycket åtgärder i form av kalkning, fiskevård och biologisk återställning har genomförts. Målet var att försöka identifiera de faktorer som har haft störst negativ inverkan på öringbeståndet, samt att ge förslag på åtgärder och undersökningar som kan vara aktuella att genomföra för att på sikt stärka öringbeståndet. Detta skedde genom analyser av befintligt underlagsmaterial såsom elfiskeresultat, biotopkarteringsdata och vattenkvalitetsparametrar. Vid arbetet fokuserades på olika parametrar som är av betydelse för de olika stadierna i öringens livscykel t.ex. delområdenas karaktär, vattenkemi och –temperatur, närmiljö, tillgången på lekogränder, uppväxtområden och ståndplatser för större öring, samt övriga arter. Analyserna baserades på det korrigerade relativa förhållandet mellan observerade och förväntade öringtätheter (CRA) vid 337 st. elfisken genomförda på 84 st. lokaler mellan åren 1999 och 2008. Resultat och åtgärdsförslag presenteras för respektive parameter, samt respektive delområde (10 st.) och delsträcka (29 st.) i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors.

I nästan samtliga delområden (90 %) förelåg lägre tätheter av öring än förväntat. Liknande förhållanden förelåg även med avseende på andelen delsträckor (68 %) och elfiskelokaler (76 %) där elfisken genomförts under perioden 1999-2008. Vidare föreföll det som att det förelåg en väst-östlig gradient sett till de elfiskelokaler som uppvisade sämst resultat med avseende på förhållandet mellan observerade och förväntade tätheter av öring. Dessa var i hög grad belägna öster om Nissans huvudfåra. Någon enskild parameter gick dock inte att peka ut som förklaring till de observerade skillnaderna. Troligen var det ett flertal parametrar, t.ex. mängden död ved, skuggning, vattentemperaturer sommartid, tillgången på lekfisk, tillgången på lek- och uppväxtområden av god kvalitet, samt vattenkemin som samverkat och bidragit till situationen. Således är det i det fortsatta arbetet med att stärka öringbeståndet i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors lämpligt att åtgärderna ”skräddarsys” för varje område utifrån dess specifika förutsättningar.

Till dess att en tydlig och stabil positiv trend går att avläsa i flertalet av områdena i Nissan ovan Nissafors bör försiktighetsprincipen tillämpas. Detta kan dels bestå i att närmiljön längs vattendragen ges extra uppmärksamhet eftersom denna i stor utsträckning påverkar flera av de parametrar som har stor betydelse för kvaliteten på öringens livsmiljö. Dels att sportfisket fortsatt regleras enligt nuvarande regelverk, dvs. enbart s.k. catch & release fiske, samt att fisketrycket inte ökar okontrollerat, så att rekryteringen av öring i Nissans inte begränsas av tillgången på större lekfisk. Även ett fortsatt restriktivt förhållningssätt då det gäller utsättningarna av regnbåge bör tillämpas. Föreslagna biotop- och fiskevårdsåtgärder bör genomföras eftersom det fanns positiva samband mellan tillgången på lekogränder samt uppväxtområden av god kvalitet och öringtätheterna. Vidare föreslås ett antal kompletterande undersökningar såsom kläckningsförsök där rom-överlevnad studeras och elfiskeundersökningar för studie av öringynglens dödlighet sommartid. Det kan också vara motiverat med skyddsåtgärder i vissa områden. De områden där rekryteringen

fungerat bra bör ges ett skydd mot olika typer av ingrepp så att dessa kan fungera som skyddade refugier och genbanker.

Inledning

Våra vattendrag har sedan århundraden tillbaka genomgått en omfattande miljöförändring och påverkats kraftigt av olika mänskliga ingrepp. Vattenreglering, dämning, utdikning, sjösänkning, flottledsrensning, förorenade utsläpp, försurning, utplantering och omflyttning av både inhemska och främmande arter samt överfiske tillhör de faktorer som kraftigt har påverkat de organismer som lever i våra vattendrag. Nissans och dess tillflöden ovan Nissafors utgör dessvärre inget undantag från ovanstående. Syftet med denna rapport är att utvärdera varför öringbeståndet är så svagt i vissa delar av Nissans avrinningsområde uppströms Nissafors, trots att åtgärder har genomförts för att stärka beståndet. Målet är att försöka identifiera de faktorer som har störst negativ inverkan på öringen i området, samt att ge förslag på åtgärder och undersökningar som kan vara aktuella att genomföra för att på sikt stärka öringbeståndet.

En av målsättningarna med kalkningsverksamheten i Jönköpings län är att upprätthålla en god vattenkvalitet i Nissans huvudfåra och dess biflöden då stora delar av Nissans avrinningsområde är starkt påverkat av försurningen. Idag ligger dock pH-värdet nära ursprungsnivåerna. Vidare har en rad olika fiske- och biotopvårdsåtgärder genomförts under en följd av år i flera vattendrag i avrinningsområdets övre del, varvid vattenmiljöerna successivt har förbättrats och fragmenteringsgraden minskat. Numera återstår endast ett fåtal artificiella vandringshinder som inte är passerbara för öring inom området. Som exempel på genomförda åtgärder kan utrivningen av Unneforsdammen i Nissans huvudfåra år 2008 nämnas. Trots kontinuerliga kalkningsinsatser under många år och det omfattande fiske- och biotopvårdsarbetet inom ramen för biologisk återställning i kalkade vatten har emellertid öringbeståndet i Nissan ovan Nissafors och dess biflöden inte visat den återhämtning som förväntats. År 2005 gjordes därför en snabbutvärdering av öringtätheterna i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors baserat på tillgänglig data i elfiskeregistret, SERS (Degerman opubl.). I denna konstaterades att öringtätheterna var lägre än förväntat och att det förmodligen berodde på flera faktorer.

Sveriges Riksdag har antagit 16 nationella miljökvalitetsmål som syftar till att stora, och nu kända, miljöproblem ska vara lösta till år 2025 (www.naturvardsverket.se). De miljömål som är av betydelse för Nissans avrinningsområde ovan Nissafors och som berörs i denna utvärdering är ”Levande sjöar och vattendrag”, ”Ett rikt djur- och växtliv” och ”Bara naturlig försurning”. I publikationen ”Ekologisk restaurering av vattendrag” (Naturvårdsverket & Fiskeriverket, 2008) ges rekommendationer för hur lyckade restaureringsåtgärder kan åstadkommas och därigenom även uppnå bl.a. miljömålet ”Levande sjöar och vattendrag”. Vidare utgör nämnda publikation en stor kunskaps- och inspirationskälla, vilket är värdefullt för det fortsatta arbetet i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors.

Bakgrund försurning & kalkningsverksamheten

Försurning är ett allvarligt miljöproblem som i bl.a. Sverige lett till en utarmning av många mark- och vattensystem. Många fiskarter är känsliga för försurning och bl.a. störs deras reproduktion av låga pH-nivåer och lösta metaller (Degerman m.fl. 2002). Ända sedan den senaste istidens slut har det pågått en naturlig försurning av marken i många svenska områden. Denna process har dock påskyndats av luftburna föroreningar. Utsläpp av svavel- och kväveoxider, främst från förbränning av fossila bränslen, till atmosfären försurar nederbörden. En annan källa till försurning är ett alltför intensivt skogsbruk (www.naturvardsverket.se). Sverige är känsligare för surt nedfall jäm-

fört med många andra europeiska länder. Detta beror på att berggrunden i stora delar av Sverige består av svårvittrade bergarter som granit och gnejs. Den långsamma vittringen av mineralen i berggrunden gör att markens förmåga att neutralisera surt nedfall är låg. I takt med att marken blivit allt surare så har även vattendragen uppvisat effekter från försurningen. En generell följd av försurningen i sjöar och vattendrag är att både antalet växt- och djurarter minskar. Vid lägre pH-nivåer börjar vissa fiskarter såsom öring (*Salmo trutta*) och mört (*Rutilus rutilus*) att försvinna. Det finns dock tecken på att försurningen är avtagande i svenska sjöar, vattendrag och skogsmarker till följd av internationella avtal och målmedvetet miljöarbete (www.naturvardsverket.se). Nedfallet av svavel respektive kväve över Sverige minskade med cirka 60 % respektive 30 % under perioden 1990–2004 (www.naturvardsverket.se).

Jönköpings län är hårt drabbat av försurning och länets behov av kalkning är stort. Särskilt de västra och sydvästra delarna av länet är hårt drabbade på grund av att belastningen av försurande ämnen hela tiden varit större där än i nordost, samtidigt som markernas naturliga motståndskraft mot försurande nedfall varit mindre (Hallgren-Larsson, 2009). Öringbestånden i övre delen av Nissan och dess biflöden bedömdes vara starkt påverkade av försurningen när de första kalkningsåtgärderna påbörjades på 1980-talet. Effekterna i mark och vatten kommer sannolikt att kvarstå under lång tid och motivera kalkningsåtgärder under överskådlig tid (Hallgren-Larsson, 2009). Kalkning är således en nödvändig åtgärd för att uppnå nationella och regionaliserade miljömål avseende ”Levande sjöar och vattendrag”, ”Bara naturlig försurning”, det nyaste miljömålet ”Ett rikt växt och djurliv” samt målet om god ekologisk status enligt EU:s ramdirektiv för vatten. Motivet till varför man kalkar är de natur- och nyttjandevärden som hotas av försurning (Hallgren-Larsson, 2009). Det övergripande långsiktiga målet för kalkningsverksamheten är att bevara och återskapa det naturliga växt- och djurlivet i ytvatten som påverkats av antropogen försurning (orsakad av människan). Detta för att återställa och bibehålla biologisk mångfald så att den liknar de biologiska samhällen som fanns före den av människan orsakade försurningen, samt för att säkerställa ett långsiktigt nyttjande (Hallgren-Larsson, 2009).

Underlagsmaterial och metod

Vid utvärderingen av öringtätheterna i Nissan ovan Nissafors baserades analyserna på det korri-gerade relativa förhållandet mellan observerade och förväntade öringtätheter (CRA) vid 337 st. elfisken genomförda på 84 st. lokaler under perioden juli-oktober mellan åren 1999 och 2008 (se nedan för beskrivning av CRA). Elfisken där förväntade tätheter av öring inte hade beräknats exkluderades således. Analyserna baserades på resultaten från de senaste tio åren (1999-2008) för att så långt som möjligt kunna utesluta de försurningseffekter som förelåg innan kalkningsverksamheten var ”intrimmad” i respektive delområde. Vid arbetet lades fokus på de olika stadierna i öringens livscykel och de parametrar som främst antas påverka rekryteringsframgången. Detta innefattade dels olika fysikaliska parametrar och vattenkvalitetsparametrar, dels olika omgivningsparametrar. Det senare omfattade kvaliteten på lekogränder, uppväxtområden och ståndplatser för större öring samt avrinningsområdets karaktär, vattendragens närmiljö, övriga arter och fiske-tryck. Valet av statistiska analyser baserades på Ennos (2000) och genomfördes i StatView[®] 5.0.1.

Arbetet skedde framförallt utifrån ett delområdesperspektiv, vilket innebar att de olika delområdena beskrevs utifrån den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) och där resultat och åtgärdsförslag presenterades för respektive analyserad parameter, samt respektive delområde (10 st.) i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors. Varje delområde delades vidare upp ytterligare i delsträckor (29 st.) för att skapa en tydligare bild av situationen inom respektive delområde (se bilaga 1 indelning av delområden och delsträckor). I bilaga 2 framgår antalet elfiskelokaler per delområde respektive delsträcka samt hur många elfisken som genomförts, medan det i bilaga 3 återfinns detaljuppgifter om elfiskelokalerna.

Det underlag som användes vid utvärderingen av öringtätheterna bestod främst av befintligt material som insamlats av och/eller på uppdrag av framförallt Länsstyrelsen i Jönköpings län. Detta var dels publicerat material såsom rapporter, dels arbetsmaterial i Länsstyrelsen i Jönköpings län och Fiskeriverkets databaser. Nedan listas kortfattat detta underlagsmaterial.

- Inrapporterade elfiskeresultat till Fiskeriverkets databas för provfisken i vattendrag, Svenskt ElfiskeRegiSter, ”SERS”.
- Biotopkarteringsdata.
- Vattenkemidata och fysikaliska parametrar såsom data från temperaturloggar och manuella provtagningar.
- Flödesberäkningar från SMHI, s.k. ”PULS-data”.
- Bottenfaunaundersökningar.
- Uppgifter om fiskutsättningar och fångstrapporter.
- Befintliga fiskevårdsplaner.

Det bör påpekas att denna utvärdering, som inte är en utvärdering av kalkningsverksamheten eller genomförda åtgärder, framförallt är en ”screening” av befintligt underlagsmaterial och att resultaten måste tolkas mot bakgrund av detta. Således kan det föreligga statistiskt signifikanta samband i materialet som de facto inte är signifikanta. Detta bygger på det faktum att vid ett p-värde på 0,05 (dvs. 5 % chans att slumpen orsakat sambandet) kommer var tjugonde analys statis-

tiskt sett att visa på ett samband, s.k. masssignifikans. Således skall läsaren inte ”stirra sig blind” på enskilda parametrar utan istället se på materialet i ett bredare perspektiv.

Korrigerad relativ täthet (CRA)

Valet att använda sig av ett korrigerat relativt mått (CRA) istället för faktiska tätheter i denna utvärdering berodde på att det medgav möjlighet att jämföra resultat från vattendrag och elfiskelokaler med olika karaktärer. Detta har nämligen kompenserats för i det förväntade värdet som kommer ifrån VIX (se nedan för beskrivning av Vattendrags-Index, VIX). Det korrigerade relativa täthetsmåttet (CRA) är ett begrepp som har myntats och använts av Degerman & Sers (2010) för att studera havsöringungars habitatval. Den korrigerade relativa tätheten beräknades enligt ekvation 1. Således innebär $CRA(\%) = 100$ att den förväntade öringtätheten har observerats vid elfiske. Observera att både de observerade och förväntade tätheterna transformerades för att normalfördela datan.

Ekvation 1

Korrigerad relativ täthet (CRA) = $\log_{10}(\text{observerad täthet}/100m^2+1)/\log_{10}(\text{förväntad täthet}/100m^2+1)*100$

BESKRIVNING AV VATTENDRAGS-INDEX, VIX

Följande beskrivning är hämtad ifrån Beier m.fl. (2007). För en mer detaljerad beskrivning och formler för beräkningar hänvisas till nämnda rapport. VIX (Vattendrags-Index) är ett index för bedömning av ekologisk status i rinnande vatten. Indexet visar i första hand effekter av näringspåverkan (inklusive bottensedimentation, igenväxning, låg syrehalt), påverkan av surhet, morfologisk och hydrologisk påverkan. Vidare indikerar VIX äldre påverkan om vandringshinder stoppar återkolonisation av fisk. VIX indikerar även diffusa negativa effekter inklusive försämrad habitatkvalitet på grund av vandringshinder, jord- och skogsbruk. Resultatet från beräkningarna ger ett mått på den ekologiska statusen i vattendraget som indelas i 5 klasser (tabell 1):

Tabell 1. Klassgränser för VIX-värden (Beier m.fl. 2007).

Status	Generell påverkan:	VIX-klass	VIX-värde
Hög		1	$\geq 0,749$
God		2	$\geq 0,467$ och $< 0,749$
Måttlig		3	$\geq 0,274$ och $< 0,467$
Otillfredställande		4	$\geq 0,081$ och $< 0,274$
Dålig		5	$< 0,081$

För att kunna beräkna VIX krävs:

- Lokalen ska ha naturliga förutsättningar att stadigvarande hysa fisk.
- Standardiserat elfiske enligt SS-EN 14011.
- Omgivningsvariablerna: avrinningsområdesstorlek, andel sjö i avrinningsområdet, minsta avstånd till närmaste sjö uppströms eller nedströms, höjd över havet, lutning, medeltemperatur luft för år, medeltemperatur luft för juli, vattendragets bredd och provtagen area.

Utifrån elfiskedata beräknas observerade värden och utifrån omgivningsvariablerna beräknas förväntade värden. Sötvattenslaboratoriet genomför beräkningarna för alla standardiserade elfiskedata, förutsatt att resultaten levereras digitalt till SERS (Svenskt ElfiskeRegiSter). Sex parametrar ingår i VIX för att mäta generell påverkan:

- Sammanlagd täthet av öring och lax
- Andel toleranta individer
- Andel lithofila individer (arter som leker på grus och sten, dvs. hårt bottenmaterial)
- Andel toleranta arter
- Andel intoleranta arter
- Andel laxfiskarter som reproducerar sig på lokalen

Det värde som användes vid beräkningarna av den korrigerade relativa tätheten (CRA) i denna rapport var den förväntade tätheten av strömlevande öring, vilken beräknas enligt:

Ekvation 2

Förväntat värde = $-3,147 + (-0,225 * \text{transformerad Vattendragsbredd}) + (0,344 * \text{transformerad Lutning}) + (0,795 * \text{transformerad Medeltemperatur för år}) + (0,639 * \text{transformerad Höjd över havet}) + (1,436 * \text{transformerad, kvadrerad Medeltemperatur för juli})$

Resultatet från ekvation 2 (dvs. det transformerade värdet) omvandlas därefter till förväntad täthet/100m² enligt:

Ekvation 3

Förväntad täthet/100m² = $10^{\text{Förväntat värde} - 1}$

Biotopkarteringsdata

De biotopkarteringsdata som användes vid analyserna har insamlats under två perioder de senaste 15 åren (se nedan för beskrivning av biotopkarteringsmetodiken). Nissans källflöden, biflöden till Nissans huvudfåra övre delen, Nissans huvudfåra nedan Svanån, delar av Svanån samt Västerån nedan Lagmanshagasjön karterades 1994-1996 medan resterande områden karterades 2001-2004 med avseende på vattenbiotopen. Bedömningarna av närmiljön härrör från perioden 2001-2003 och är baserade dels på satellitdata, dels bedömningar i fält.

BESKRIVNING AV 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 1). 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. T.ex. bedöms vattenbiotopen med avseende på dess kvalitet som öringbiotop där bedömningar görs av kvaliteten på lek- och uppväxtområden för öring, samt tillgången på ståndplatser för större öring. Avsikten är att varje kriterie skall vara så noggrant definierad att beskriv-

ningen blir så objektiv som möjligt (se förklaring nedan). De olika kriterierna kan därefter kvantifieras vid utvärderingen av resultatet.



Figur 1. Grafisk beskrivning av de fem protokoll som fylls i vid en biotopkartering, hämtad ifrån Halldén m.fl. (2002).

FÖRKLARINGAR TILL BIOTOPKARTERINGSMETODIKEN

ÖRINGBIOTOP

Samtliga bedömningar sker i en fyrgradig skala enligt:

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

Öringbiotop	Klass 0	Klass 1	Klass 2	Klass 3
Lekområde	Lekmöjligheter saknas.	Inga synliga lekområden, men rätt strömförhållanden.	Tämligen goda lekmöjligheter, men inte optimalt.	Goda - mycket goda lekmöjligheter.
Uppväxtområde	Inte lämpligt.	Möjliga, men inte goda.	Tämligen goda.	Goda - mycket goda uppväxtområde.
Ståndplatser	Saknas (för grunt).	Möjligt för enstaka större öring att uppehålla sig.	Tämligen goda.	Goda - mycket goda förutsättningar för större öring.

NÄRMILJÖN

Närmiljön i anslutning till vattendraget sträcker sig ut till en gräns 30 m från stranden. För varje delsträcka skall det anges en dominerande marktyp.

DÖD VED

Om det finns död ved i vattendraget anges detta i en fyrgradig skala där 0 = saknas, 1 = liten förekomst (<6 stockar/100m), 2 = måttlig förekomst (6-25 stockar/100m), 3 = riklig förekomst (>25 stockar/100m).

SKUGGNING

Sträckans faktiska skuggning bedöms i en fyrgradig skala där 0 = obefintlig, 1 = mindre god (<5%), 2 = måttlig (5-50%), 3 = god (>50%).

RENSNING

Anger om rensning, dikning eller uträtning förekommer på sträckan. Vanligt exempel är flottledsrensning, men kan även avse rensning av t.ex. död ved. Rensning anges i en fyrgradig skala där 0 = ej rensad, 1 = försiktigt rensad, 2 = kraftigt rensad och 3 = omgrävd/rätad.

Vattenkemi

Vid analyserna av de vattenkemiska parametrarna pH, alkalinitet, oorganiskt labilt aluminium, färg och grumlighet i förhållande till de korrigerade relativa öringtätheterna (CRA) respektive de faktiska öringtätheterna skedde detta utifrån min- alternativt maxvärden som uppmätts under perioden oktober-juli. Värden fr.o.m. oktober föregående år (\AA_n) t.o.m. juli påföljande år (\AA_{n+1}) jämfördes med elfiskeresultaten från samma år som januari-juli värdena avser (\AA_{n+1}). För att exemplifiera: lägsta uppmätta pH från var och en av de tre provtagningspunkterna på delsträcka 1 fr.o.m. oktober 2002 t.o.m. juli 2003 jämfördes med de genomsnittliga öringtätheterna och den genomsnittliga korrigerade relativa tätheten (CRA) baserat på samtliga elfiskeresultat från delsträcka 1 sommaren/hösten 2003.

Bottenfaunaprovtagning & försurningsindex

Huvudsyftet med bottenfaunaprovtagningen är att kontrollera eventuell försurningspåverkan på bottenfaunasamhället, påvisa förekomsten av indikatorer, samt att kartlägga förekomst av hotade eller sällsynta arter (Hallgren-Larsson, 2009). Undersökningarna sker på hösten och den normala provtagningsfrekvensen är vart tredje år. Bottenfaunaprovtagningen sker enligt en standardiserad sparkmetod (SS-EN 27 828). Metoden innebär i korthet att proverna tas med en fyrkantig håv (25 x 25 cm, maskstorlek 0,5 x 0,5 mm) som förs utmed botten under det att ett område på 1 x 0,25 m framför håven rörs upp med foten. För att få en så bra bedömning av bottenfaunans försurningsstatus som möjligt utnyttjas ett flertal kriterier hos bottenfaunan. Tabell 3 visar det bedömningsystem som använts vid framtagandet av de försurningspoäng/index som användes vid analyserna i denna utvärdering.

Tabell 3. Poängsystem för beräkning av försurningspåverkan på bottenfauna (Medin & Henriksson, 1990).

Försurningskänsliga arter		Försurningskänsliga grupper	
Arter bland dag- bäck- och nattsländor		Iglar, bäckbaggar, snäckor eller musslor	
pH-intervall	Poäng	Förekomst	Poäng per grupp
>5,4	3	Ja	1
4,9-5,4	2	Nej	0
4,5-4,8	1		
<4,5	0		
Märkräftor			
Förekomst	Poäng		
Ja	3		
Nej	0		
Baetis/Plecopteraindex ¹		Taxa av olika arter, släkter etc	
Kvot	Poäng	Antal	Poäng
>1	2	>40	2
0,75-1	1	26-40	1
<0,75	0	<26	0
Bottenfaunans påverkan av försurning bedöms sedan efter fyra klasser			
Poäng	Bedömning		
0-4	Stark eller mycket stark påverkan		
4-6	Betydlig påverkan		
6-7	Måttlig påverkan		
≥7	Obetydlig påverkan		

¹ Kvot mellan antal dagsländor av släktet Baetis och bäcksländor av släktet Plecoptera

Vattenföring

Vid analyserna av vattenföringen användes SMHI:s s.k. ”PULS-data” från fem stationer i området, vilka sammankopplades med elfiskeresultatet från angränsande delsträckor. Vid analyserna användes den beräknade medelvattenföringen/vecka under perioden vecka 21 till 28. Valet av tidsperiod berodde dels på att i vecka 21 kan man förvänta sig att de flesta öringynglen har krupit upp ur lekgruset, dels på att få av elfiskena har genomförts innan vecka 28. Vattenföringens påverkan på öringtätheter analyserades genom att lägsta respektive högsta veckomedel för vattenföringen under perioden vecka 21-28 för varje station och år jämfördes med samtliga korrigerade relativa öringtätheter (CRA) från berörd delsträcka och år. De stationer som användes, samt de delsträckor som de sammankopplades med var följande:

- Station: Älgån, inlopp Nissan ↔ Delsträcka: 3
- Station: Nissan, nedströms Norra Unnaryd ↔ Delsträcka: 7
- Station: Svanån, utlopp Svansjön ↔ Delsträcka: 19
- Station: Radan, inlopp Svanån ↔ Delsträcka: 24
- Station: Västerån, inlopp Norra Gussjön ↔ Delsträcka: 28

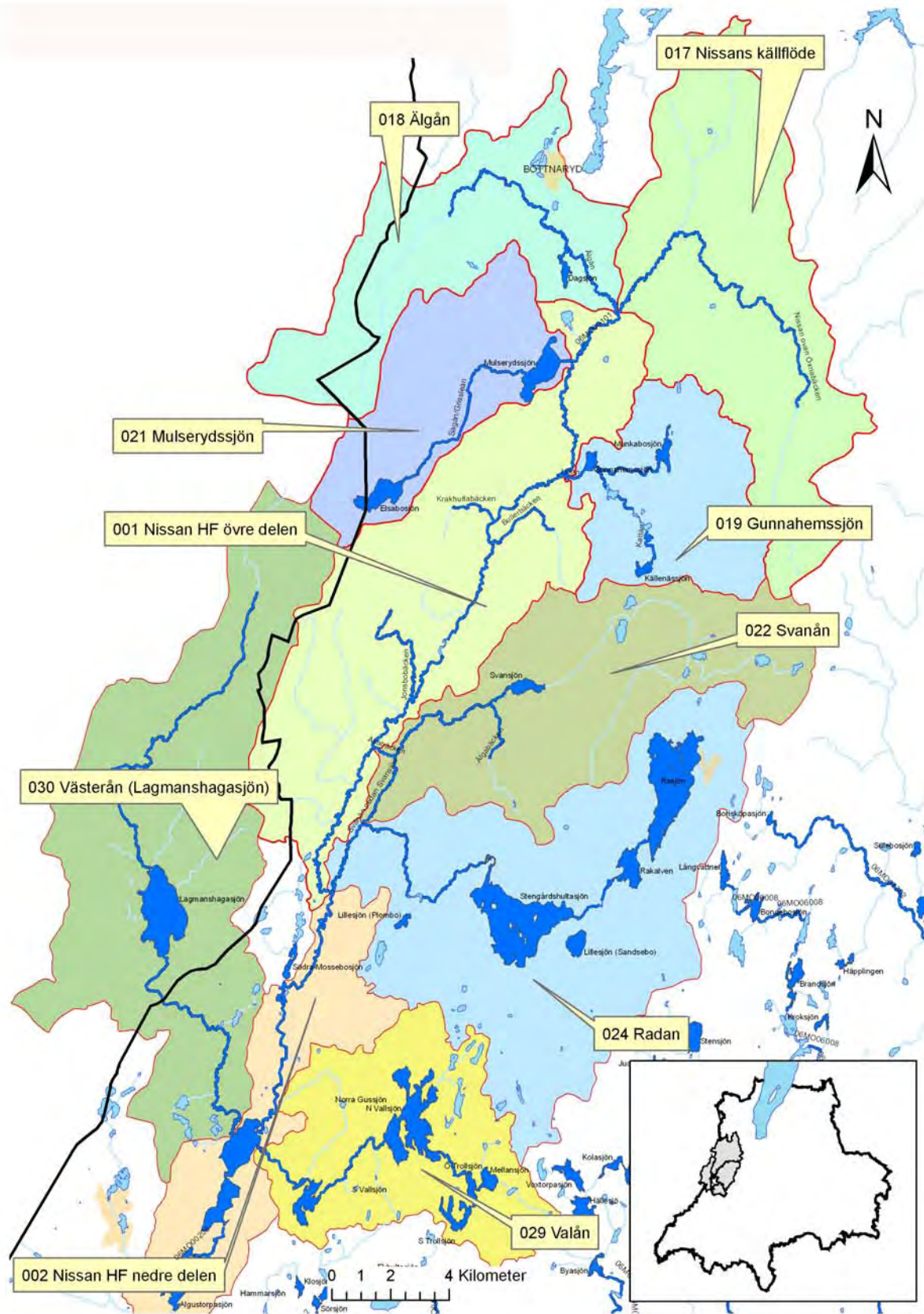
Områdesbeskrivning

Nissans avrinningsområde ovan Nissafors (figur 2) är i denna utvärdering indelat i 10 stycken delområden för kalkning (se bilaga 4 för delområdeskartor). Nedanstående områdesbeskrivning är hämtad ifrån Carlsson & Liliegren (2005a), Carlsson & Liliegren (2005b), Hallgren-Larsson (2009), Liliegren (2006) och Rydberg (2009). För mer ingående områdesbeskrivningar, naturvärdesbedömningar, beskrivningar av värdefulla vatten, kalkningsåtgärder m.m. i de olika delområdena hänvisas till nämnda rapporter.

Nissan rinner upp i trakterna av Bottnaryds samhälle, i anslutning till vattendelaren mot Tidans avrinningsområde. Källområdena utgörs av stora myrområden. I väster Komosse, som avvattnas av Älgån, och i öster Gagnaryds mosse, Dumme mosse och Nissa källa som utgör källområde för Nissans huvudfåra. Västerån rinner upp i sjön Trehörningen på Komosse och mynnar i Lagmanshagasjön, 2 km sydost om Ljungsarps samhälle i Tranemo kommun. Nissans avrinningsområde vid inloppet i Norra Gussjön upptar en areal av 528 km², där 3,2 % utgörs av sjöyta. I Radans vattensystem finns de stora sjöarna Stengårdshultasjön och Rasjön. Området är beläget inom småländska höglandet på 175-325 meter över havet. Älgån i norr och Svanån och Radan i söder utgör större biflöden till Nissan inom området. Biflödena Västerån och Valån mynnar i Norra Gussjön. De enda tätorterna är Bottnaryd, Ljungsarp och Ryd. Inom Jönköpings län ingår avrinningsområdet i Jönköpings, Gislaveds och Vaggeryds kommuner och i Västra Götalands län ingår avrinningsområdet i Tranemo och Ulricehamns kommuner.

I de övre delarna av Nissans avrinningsområde är terrängen kuperad och höjdskillnaden mellan åfåran och omgivande höjdryggar är betydande, längre söderut i Nissandalen är sluttningarna flackare och i norra delen av Gislaveds kommun vidgar sig Nissan till en rad långsträckt sjöar. Inom Nissans övre delar är ån meandrande och på vissa ställen i det sandiga isälvs materialet har även avsnörningar i form av så kallade korvsjöar skapats. Åsabäcken utgör en sällsynt förekommande bifurkation mellan Svanån och Nissan.

I princip hela Nissan och dess källflöden utgör ett område med allmänt höga naturvärden, tack vare förekomsten av strömmande vatten, genuina öringstammar, relativt hög förekomst av vatten med flodkräfta (*Astacus astacus*) och viss förekomst av flodpärlmussla (*Margaritifera margaritifera*). Då det gäller flodpärlmusslan, som är en fridlyst och fredad art i hela Sverige samt upptagen på den svenska rödlistan över hotade arter (www.artdata.slu.se), finns en direkt koppling till öringen i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors. Flodpärlmusslan är nämligen beroende av förekomsten av lax eller öring vid sin reproduktion är. Inom avrinningsområdet förekommer även vatten som vid naturvärdesbedömningarna (Carlsson & Liliegren, 2005a och Carlsson & Liliegren, 2005b) har bedömts ha mycket höga naturvärden enligt System aqua. Vidare förekommer det även nationellt värdefulla vatten för fiske och nationellt särskilt värdefulla vatten för natur enligt miljömålsarbetet (Rydberg, 2009).



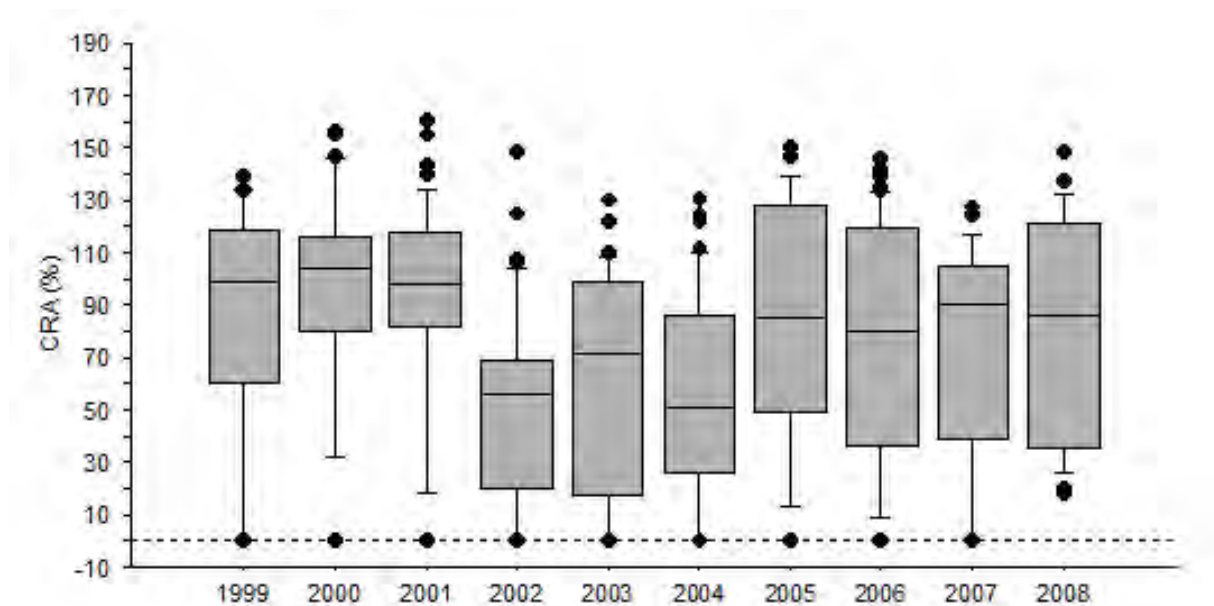
Figur 2. Översiktskarta delområden i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors.

Resultatanalys och diskussion

I följande stycken ges en redovisning av resultaten utifrån det s.k. delområdesperspektivet. Här presenteras dels de olika parametrarna som har analyserats, dels generella trender för de olika delområdena och delsträckorna i förhållande till varandra. Varje stycke avslutas därefter med en diskussion kring resultaten.

Öringtättheter

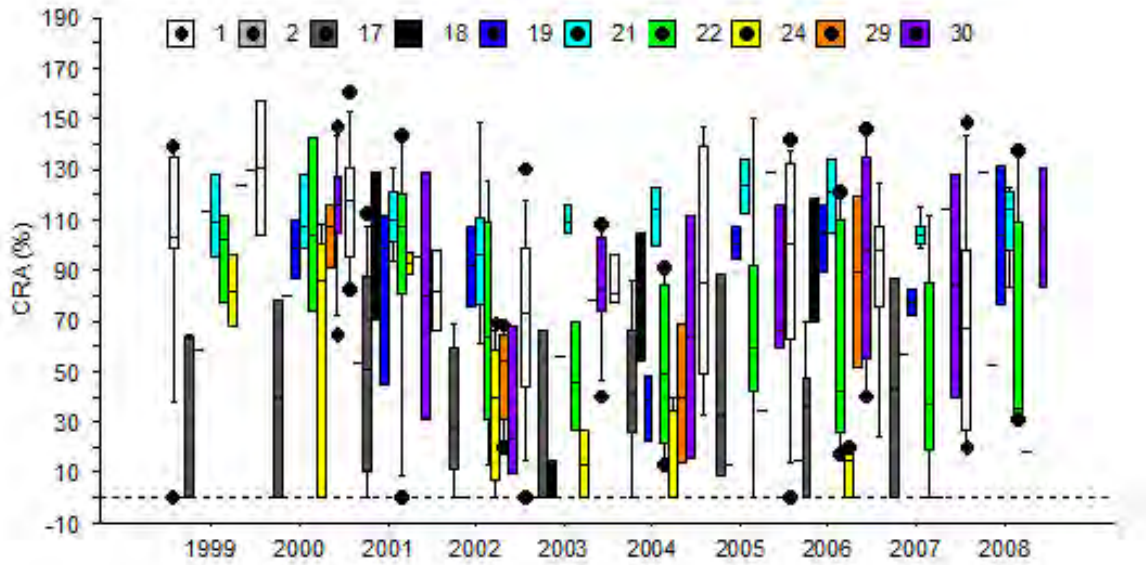
Under den senaste tioårsperioden, 1999-2008, har de korrigerade relativa öringtättheterna (CRA) varierat i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors. I figur 3 framgår hur denna variation sett ut årsvis. Det förelåg framförallt en signifikant skillnad mellan perioden 2002-2004 och övriga år (ANOVA, $F_{327,1831}=4,288$, $p<0,05$). År 2002 uppvisade lägre öringtättheter i förhållande till alla år utom 2003 och 2004, medan år 2004 uppvisade lägre öringtättheter än perioden 1999-2001 och åren 2005, 2006 och 2008. År 2003 var också öringtättheterna lägre än perioden 1999-2001. I figur 4 framgår hur CRA varierade årsvis i respektive delområde. Av dessa var det bara delområde 21 (Mulserydssjön) som inte tycks ha påverkats lika mycket av den generella nedgången 2002-2004. I övrigt förefaller det som att de olika delområdena till stor del har följt samma trend som hela Nissans avrinningsområde ovan Nissafors.



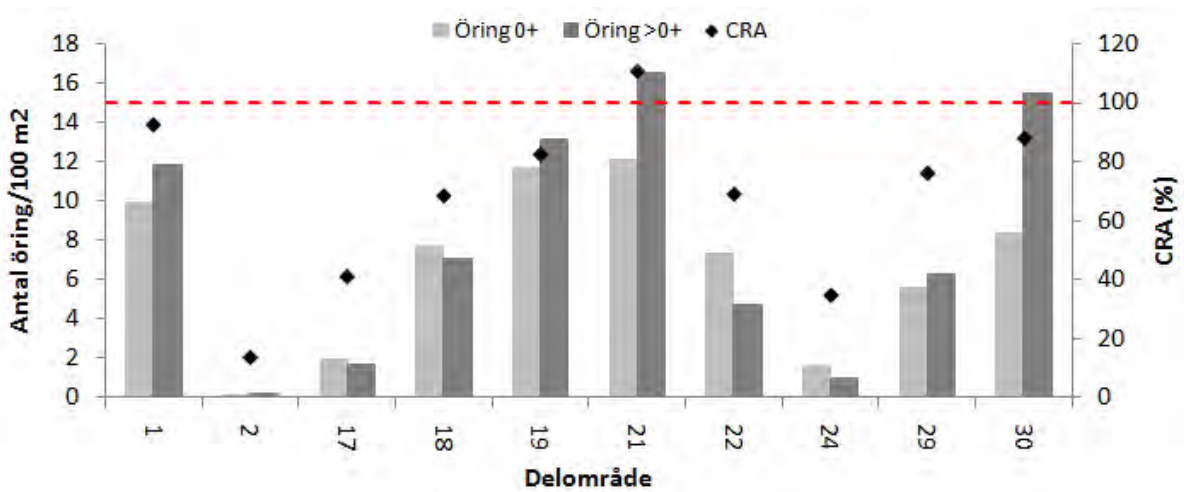
Figur 3. Korrigerade relativa öringtättheter (CRA) årsvis i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors 1999-2008 (n=337). Staplarna anger 10:e respektive 90:e percentilen och boxarna anger 25:e, 50:e (medianvärdet) och 75:e percentilen, medan värden under 10:e samt över 90:e percentilen visas som punkter.

Som synes av resultaten var det 90 % av delområdena (figur 5), 68 % av de elfiskade delsträckorna (figur 6) och 76 % av elfiskelokalerna (figur 7) som uppvisade lägre tätheter vid elfiskena än vad som förväntats. För delområde 1 (Nissans huvudfåra övre delen) var dock avvikelserna mindre än 10 %, vilket också gäller för delsträcka 11 (Apelåsbäcken), 13 (Bortre bäck) och 22 (Ålgabäcken). Vid en gruppering av elfiskelokalerna i förhållande till en 25 procentig avvikelse från det förväntade värdet framgick det att 47 lokaler (56 %) uppvisade mer än 25 % lägre öringtättheter vid elfiskena än förväntat ($CRA < 75$), medan 5 lokaler (6 %) uppvisade mer än 25 % högre öring-

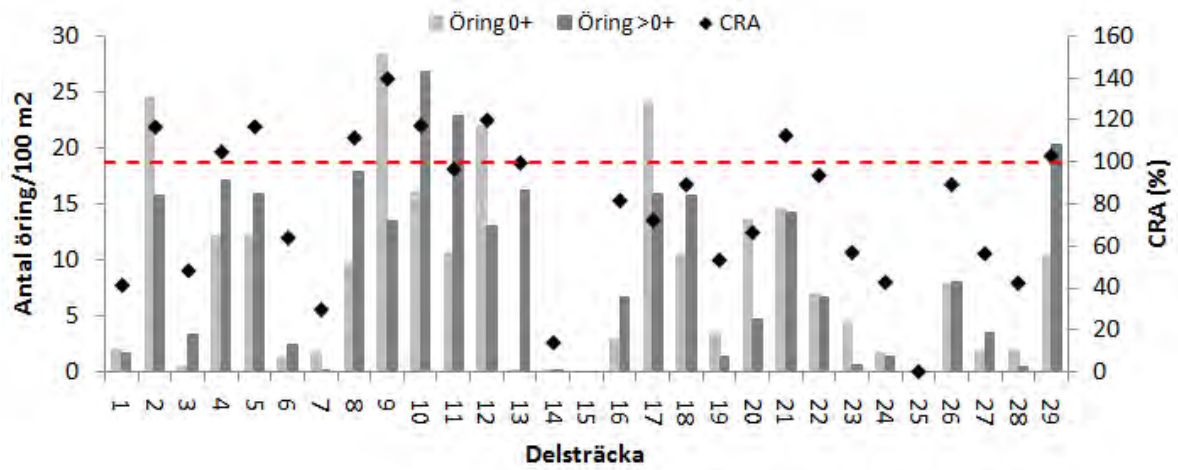
tätheter vid elfiskena än förväntat (CRA>125). Resterande 32 lokaler (38 %) uppvisade öringtätheter vid elfiskena i intervallet $\pm 25\%$ i förhållande till de enligt VIX förväntade öringtätheterna (CRA 75-125). I tabell 4-6, samt figur 8 redogörs för detta.



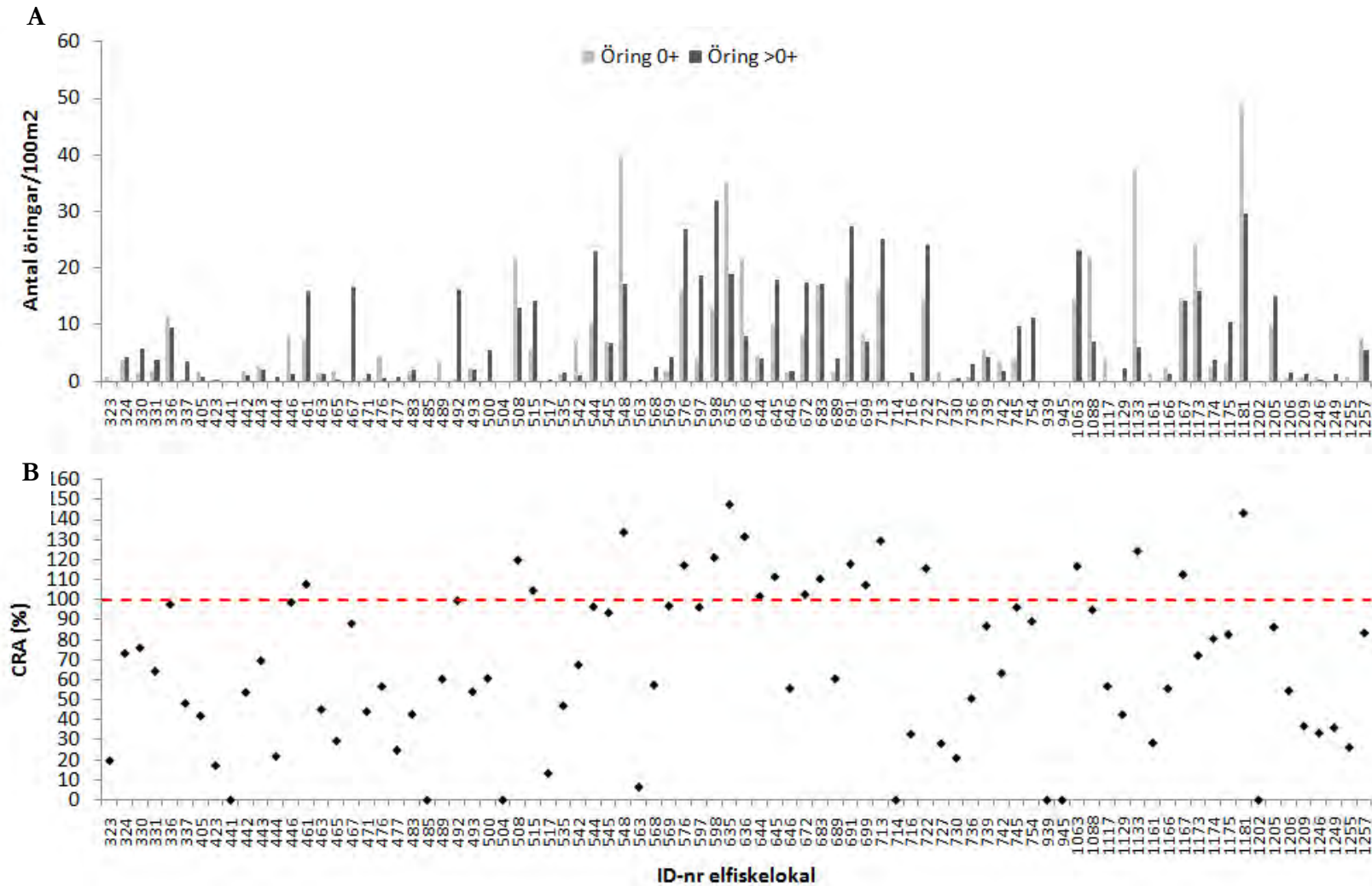
Figur 4. Korrigerade relativa öringtätheter (CRA) per delområde årsvis i 1999-2008 (n=337). Staplarna anger 10:e respektive 90:e percentilen och boxarna anger 25:e, 50:e (medianvärdet) och 75:e percentilen, medan värden under 10:e samt över 90:e percentilen visas som punkter.



Figur 5. Vid elfiske observerade medeltätheter av öring samt genomsnittliga korrigerade relativa öringtätheter (CRA) för respektive delområde under perioden 1999-2008. Den streckade röda linjen markerar CRA=100%.



Figur 6. Vid elfiske observerade medeltätheter av öring samt genomsnittliga korrigerade relativa öringtätheter (CRA) för respektive delsträcka under perioden 1999-2008. Den streckade röda linjen markerar CRA=100%.



Figur 7. Vid elfiske observerade medeltätheter av öring (A) samt genomsnittliga korrigerade relativa öringtätheter (CRA) (B) för respektive elfiskelokal under perioden 1999-2008. Den streckade röda linjen markerar CRA=100%.

Tabell 4. De elfiskelokaler som under perioden 1999-2008 i genomsnitt uppvisade mer än 25 % lägre tätheter av öring än förväntat utifrån VIX (CRA<75).

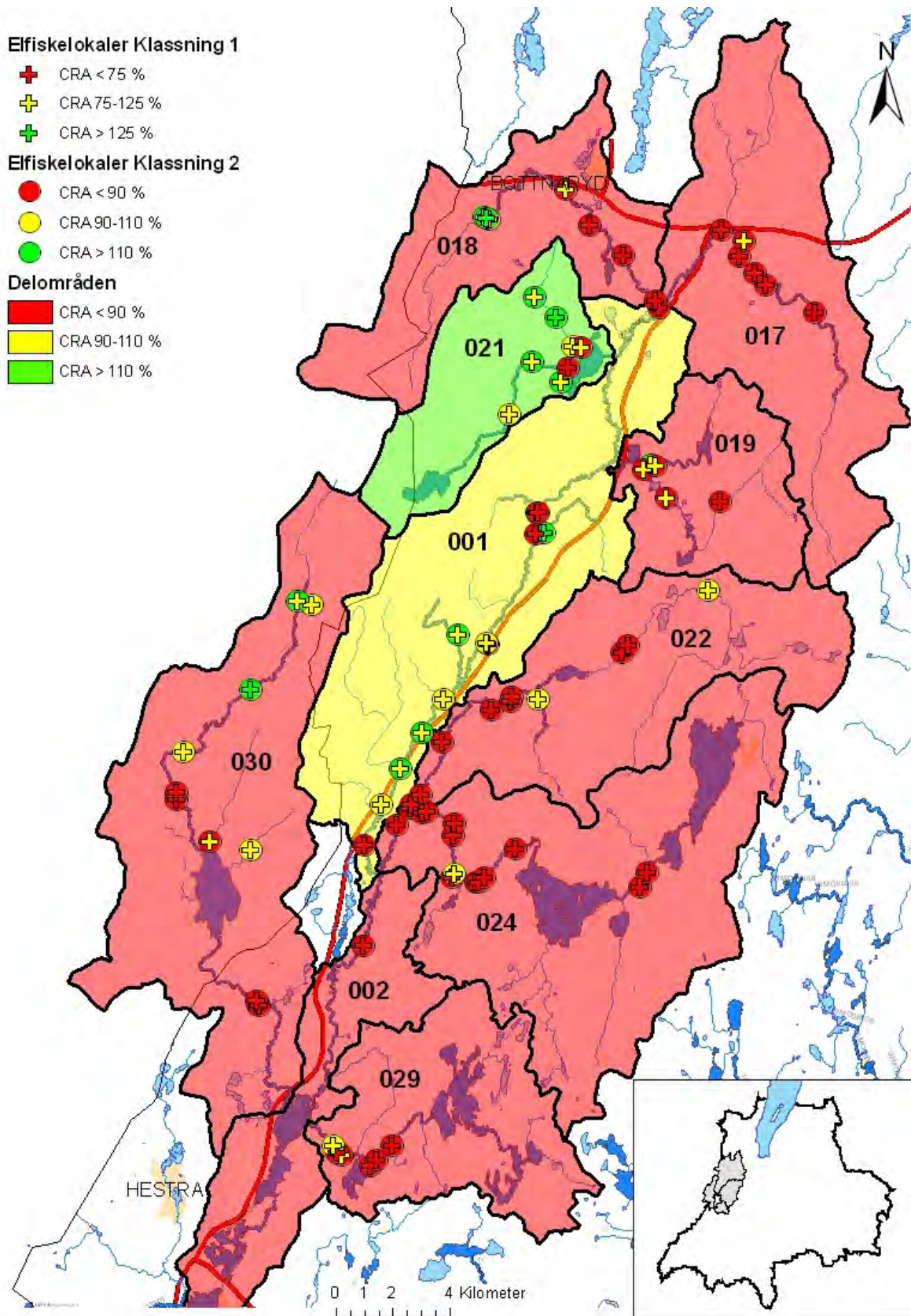
Elfiskelokal		Delområde	Medeltäthet öring/100m ²	CRA (%), medel	Antal elfisken
ID-nr	Namn				
323	Torp ovan S.Vallsjön	Valån	0,7	20	1
324	GAMLA KVARNEN	Valån	8,2	73	4
331	längst vägen	Valån	5,5	64	1
337	NEDAN VÄGEN	Valån	3,8	48	4
405	SKOGSFORS	Västerån	2,6	42	7
423	ALABO-MÅRTENSTORPS K	Nissans HF nedre delen	0,5	17	4
441	SANDSEBOKVARN	Radan	0,0	0	4
442	Hjälmsbackarna nedre	Radan	2,7	54	1
443	Hjälmsbackarna övre	Radan	4,9	69	1
444	RADAHOLM	Radan	0,7	22	3
463	STENBRON	Radan	3,0	45	4
465	SJÖBOFORSEN	Nissans HF övre delen	1,8	29	4
471	900m SV Brynsås	Radan	1,8	44	1
476	VID STORA TALLEN	Radan	4,9	57	4
477	Moaryds kraftstation	Radan	0,8	25	2
483	1 km nedan Moarydet	Radan	3,9	43	9
485	Norr Bäckarydet	Radan	0,0	0	1
489	RADAN	Radan	3,4	60	1
493	VID VÄGEN	Svanån	4,3	54	8
500	KVARNTORP	Västerån	5,4	61	3
504	STORSKOGEN	Västerån	0,0	0	1
517	bro mot Stengårdshult	Svanån	0,4	13	1
535	HARALDSBO KVERN	Svanån	2,9	47	10
542	SVANÅN	Svanån	8,3	67	9
563	SV STEGELMOSSEN	Svanån	0,2	6	2
568	UNNEFORS NED DAMM	Nissans HF övre delen	2,7	57	7
646	SPAFORS	Nissans HF övre delen	3,3	56	7
689	NEDRE GÅNGBRO M-SJÖN	Mulserydssjön	5,5	60	1
714	GAMLA STENBRON	Nissans källflöde	0,0	0	9
716	NED BRON I RYD	Nissans källflöde	1,6	33	7
727	1 KM OVAN JÄRA	Nissans källflöde	1,5	28	2
730	NEDAN RASERAD BRO	Nissans källflöde	0,9	21	5
736	JÄRA SÅGEN	Nissans källflöde	3,7	51	1
742	VID P-PLATS VÄG 40	Nissans källflöde	5,5	63	4
939	GUNILLABERG	Älgån	0,0	0	1
945	ÖSTRA KALLSET	Nissans HF nedre delen	0,0	0	1
1117	Skogsfors nedre omlö	Västerån	3,9	57	1
1129	SV Stegelmossen	Svanån	2,4	43	1
1161	Ovan raserad damm Sk	Västerån	1,2	28	1
1166	Tåbo kvarn o såg	Radan	3,6	56	1
1173	Angeredshestra kyrka	Gunnahemssjön	40,0	72	6
1202	Uppstr Sandsebokvarn	Radan	0,0	0	4
1206	Syd Spikamon	Älgån	2,2	54	2
1209	Granen	Älgån	1,9	37	8
1246	Ovan Öringabäcken	Svanån	1,1	33	1
1249	Ovan Lunnarsbovägen	Svanån	1,2	36	1
1255	Sågen	Nissans HF övre delen	0,8	26	1

Tabell 5. De elfiskelokaler som under perioden 1999-2008 i genomsnitt uppvisade tätheter av öring i intervallet $\pm 25\%$ i förhållande till förväntade tätheter utifrån VIX (CRA 75-125).

ID-nr	Elfiskelokal Namn	Delområde	Medeltäthet öring/100m ²	CRA (%), medel	Antal elfisken
330	NED S VALLSJÖN N SÅG	Valån	7,5	76	4
336	VID LANDSVÄGSBRON	Valån	21,0	98	9
446	RADAHOLM	Radan	9,4	99	1
461	ÖRSHESTRA	Västerån	23,3	108	3
467	SJÖVIK	Västerån	16,6	88	3
492	BRO-NISSANSTIGEN	Nissans HF övre delen	16,4	99	4
508	STENBRON	Nissans HF övre delen	34,9	120	10
515	NEDAN BRON	Västerån	19,8	104	2
544	1 KM NORR N UNNARYD	Nissans HF övre delen	33,6	96	4
545	VÄGBRO	Svanån	13,6	93	3
569	UNNEFORS DAMM	Nissans HF övre delen	6,2	97	3
576	NEDAN RÖDJORNA	Nissans HF övre delen	42,9	117	7
597	ALGRENA	Västerån	22,6	96	3
598	LID	Västerån	44,4	121	10
644	SPAFORS	Nissans HF övre delen	8,5	102	1
645	MYNNINGEN/SPAFORS	Nissans HF övre delen	27,8	111	7
672	VÄGBRON	Mulserydssjön	25,7	102	10
683	NED FALLET(KVARNSTUG	Mulserydssjön	34,1	110	9
691	Ovan förgrening	Mulserydssjön	45,7	118	1
699	REF-LOKAL 45 M NED V	Mulserydssjön	14,8	107	10
722	Bron-skogsvägen	Mulserydssjön	38,7	115	1
739	NEDSTRÖMS JÄRA	Nissans källflöde	9,6	87	10
745	ÄLGARYD	Älgån	13,7	96	3
754	KLEREBO	Älgån	11,5	89	3
1063	700 m upp gunnahemsj	Gunnahemssjön	37,8	116	1
1088	SÅGRYDET	Svanån	28,8	95	5
1133	Lövrödjan	Älgån	43,5	124	1
1167	Olivefors	Svanån	28,8	112	10
1174	250 m ned Hägnasjön	Gunnahemssjön	6,4	80	4
1175	Sågeviken nedre	Gunnahemssjön	13,5	83	3
1205	800 m upp Gunnahemss	Gunnahemssjön	25,1	86	10
1257	Vägorset vid torpet	Mulserydssjön	13,2	83	1

Tabell 6. De elfiskelokaler som under perioden 1999-2008 i genomsnitt uppvisade mer än 25 % högre tätheter av öring än förväntat utifrån VIX (CRA>125).

ID-nr	Elfiskelokal Namn	Delområde	Medeltäthet öring/100m ²	CRA (%), medel	Antal elfisken
548	TRÄBRO LÄMMARED	Västerån	56,8	134	3
635	VID SKOGSVÄG	Nissans HF övre delen	54,1	147	2
636	SPAFORS	Nissans HF övre delen	29,6	131	2
713	VID VÄGEN	Mulserydssjön	41,5	129	10
1181	Lövrödjan	Älgån	78,4	143	2



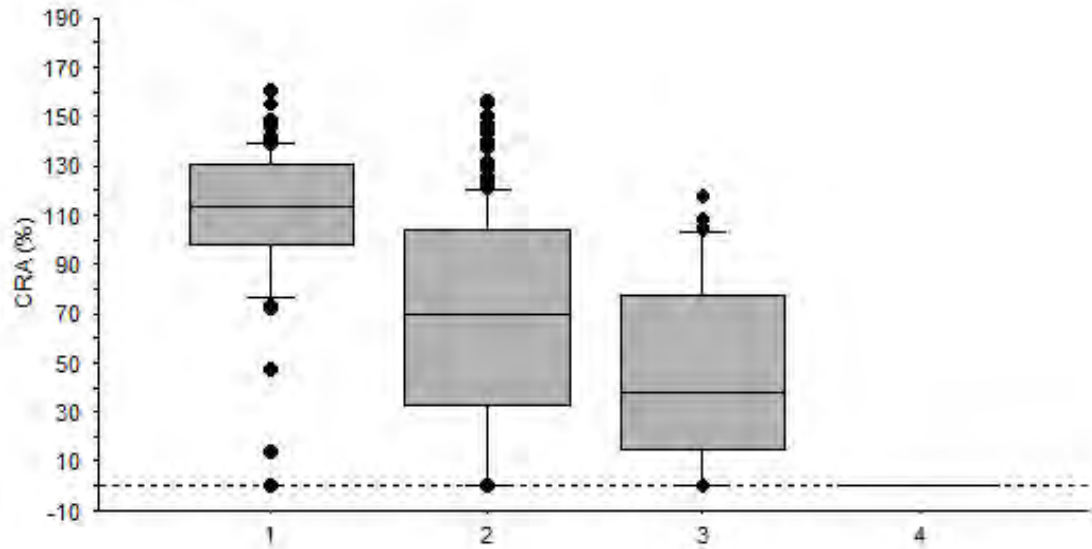
Figur 8. Klassning av elfiskelokaler och delområden i Nissan ovan Nissafors baserat på medelvärden för den korrigerade relativa öringtättheten (CRA) under perioden 1999 till 2008. Observera att elfiskelokalerna har klassats utifrån två intervall.

DISKUSSION

Baserat på de genomsnittliga korrigerade relativa tätheterna (CRA) under tioårsperioden 1999-2008 förefaller det som att det förelåg en väst - östlig gradient då man ser till delsträckornas läge i förhållande till Nissans huvudfåra. Av de totalt 12 delsträckor som i genomsnitt uppvisade CRA ≥ 90 % (dvs. minst 90 % av den förväntade tätheten har i genomsnitt observerats vid elfisken) var 9 stycken belägna väster om huvudfåran och 3 stycken öster om. Av de resterande 16 delsträckorna (inga elfisken har genomförts på delsträcka 15) som uppvisade CRA < 90 % var 11 stycken belägna öster om Nissans huvudfåra och 2 stycken väster om. Samtliga 3 delsträckor i huvudfåran (6-7 och 14) uppvisade sämre tätheter av öring än förväntat. Värt att notera är att de förväntade tätheterna av öring på dessa tre delsträckor också var som lägst (4,8–7,4 öringar/100m²). Liknande förhållande förelåg även då man ser till var de olika elfiskelokalerna var belägna. Av totalt 29 elfiskelokaler som i genomsnitt uppvisade CRA ≥ 90 % var 19 stycken belägna väster om huvudfåran, 8 stycken öster om och 2 stycken i Nissans huvudfåra. Av de elfiskelokaler som uppvisade CRA < 90 % (55 stycken) var 37 stycken belägna öster om huvudfåran, 12 stycken väster om och 6 stycken i Nissans huvudfåra. I Nissans huvudfåra var det hela 75 % av elfiskelokalerna som uppvisade CRA < 90 % . Således förefaller det som att själva Nissans huvudfåra och områdena belägna öster om denna har sämst förutsättningar för goda tätheter av öring. Undantag finns dock, t.ex. delsträcka 9 (Bullerbäcken) och 21 (Åsabäcken) som uppvisade mycket goda tätheter av öring i förhållande till de förväntade (CRA 139 % respektive 112 %). Vad detta fenomen beror på är svårt att ge någon entydig förklaring till, men en möjlig orsak är att det generellt sett finns mer sjöar uppströms elfiskelokalerna öster om Nissans huvudfåra. Vad den generella nedgången 2002-2004 berodde på är inte heller klarlagt, men en möjlig förklaring kan vara höga flöden.

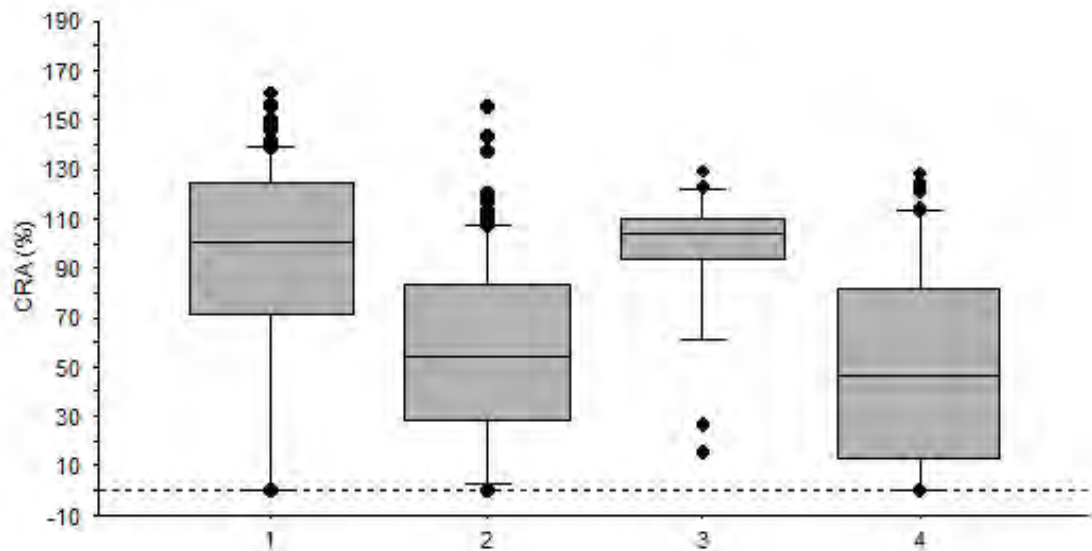
Avrinningsområdets karaktär

I figur 9 redogörs för förhållandet mellan avrinningsområdets storlek och den korrigerade relativa tätheten (CRA). Avrinningsområden med en storlek < 10 km² var signifikant skilda ifrån större avrinningsområden och även avrinningsområden 10-99 km² var skilda ifrån de i storleken 100-999 km² (ANOVA, $F_{333,1574}=30,825$, $p < 0,05$). Sambanden var negativa dvs. ju större avrinningsområde desto lägre CRA (%).



Figur 9. Förhållandet mellan avrinningsområdets storlek (1: <10km², 2: 10-99 km², 3: 100-999 km² och 4: ≥ 1000 km²) och den korrigerade relativa tätheten (CRA) vid elfisken genomförda 1999-2008 (n=337). 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 punkter.

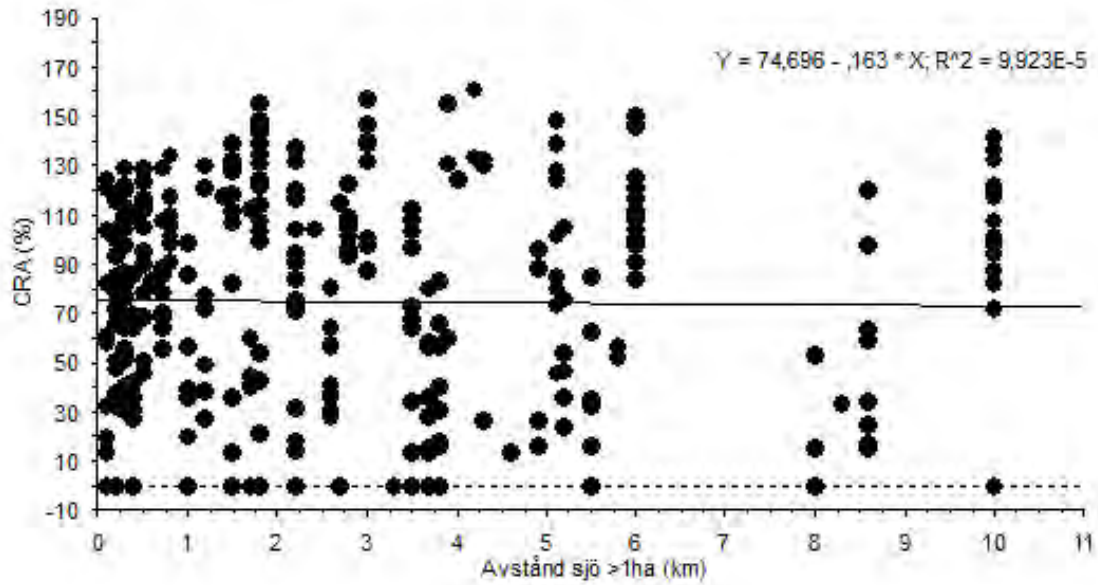
Även förhållandet mellan andelen sjöyta i avrinningsområdet och CRA (%) var signifikant (ANOVA, $F_{333,1645}=24,701$, $p<0,05$), vilket framgår av figur 10. Med avseende på denna parameter var det avrinningsområden med en andel sjöyta <1 % respektive <10 % som var signifikant skilda ifrån avrinningsområden med en andel sjöyta <5 % och >10 %. Dvs. det förelåg högre öringtätheter i avrinningsområden med en andel sjöyta <1 % respektive <10 % i förhållande till de med andel sjöyta <5 % och >10 %.



Figur 10. Förhållandet mellan andelen sjöyta i (1 <1 %, 2 <5 %, 3 <10 % och 4 ≥10 %) och den korrigerade relativa tätheten (CRA) vid elfisken genomförda 1999-2008 (n=337). 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 punkter.

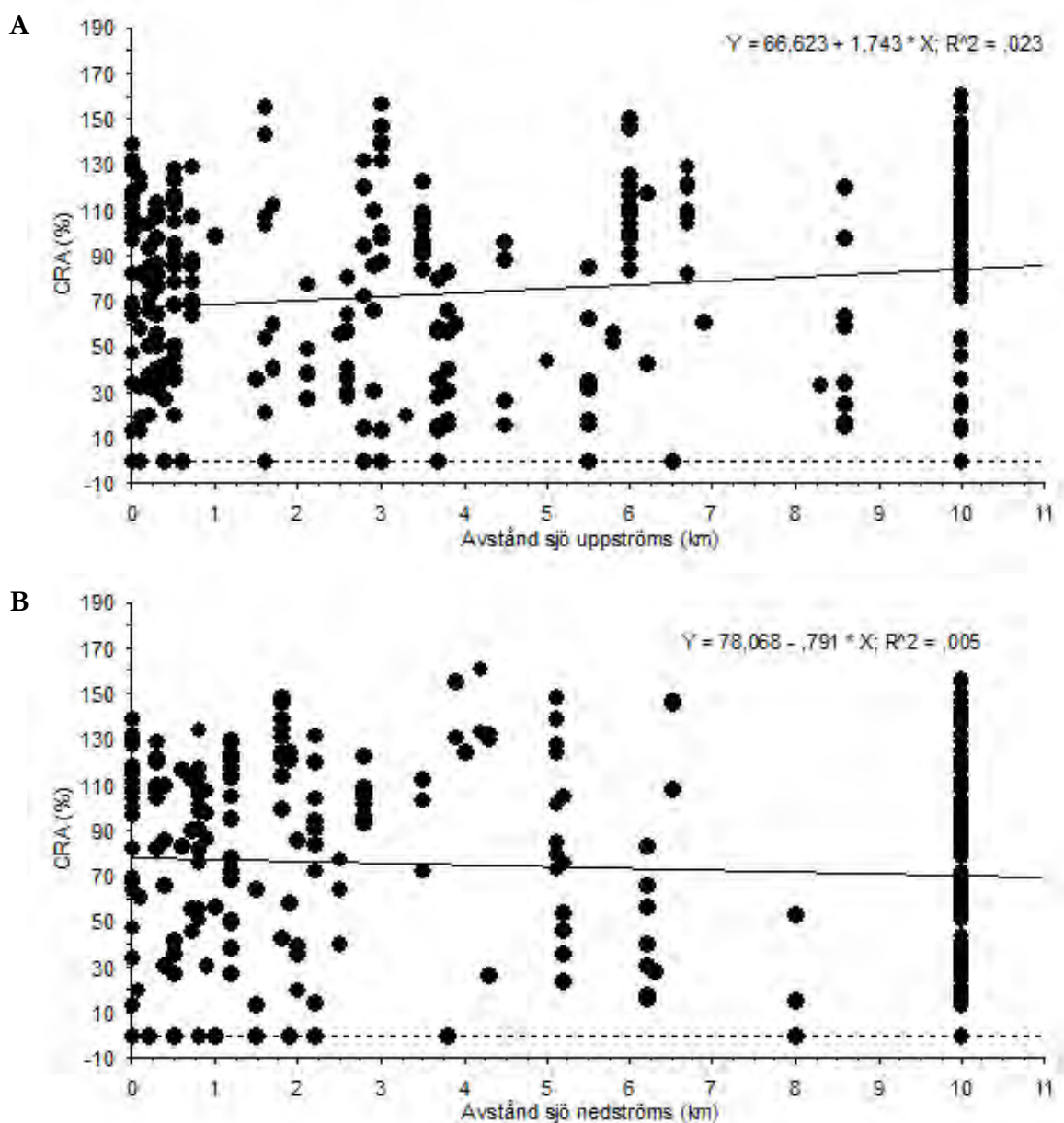
Förhållandet mellan avståndet till närmsta sjö eller sel större än 1 hektar, uppströms eller nedströms, från elfiskelokalen och CRA (%) vid elfisken genomförda mellan 1999 och 2008 framgår

av figur 11. Det förelåg inget samband mellan dessa två parametrar (Linjär regressionsanalys, $p > 0,05$, $r^2 = 0,00$, $df = 336$). Observera att det maximala värdet som anges i elfiskeprotokollet avseende avståndet till närmsta sjö >1 hektar är 10 km.



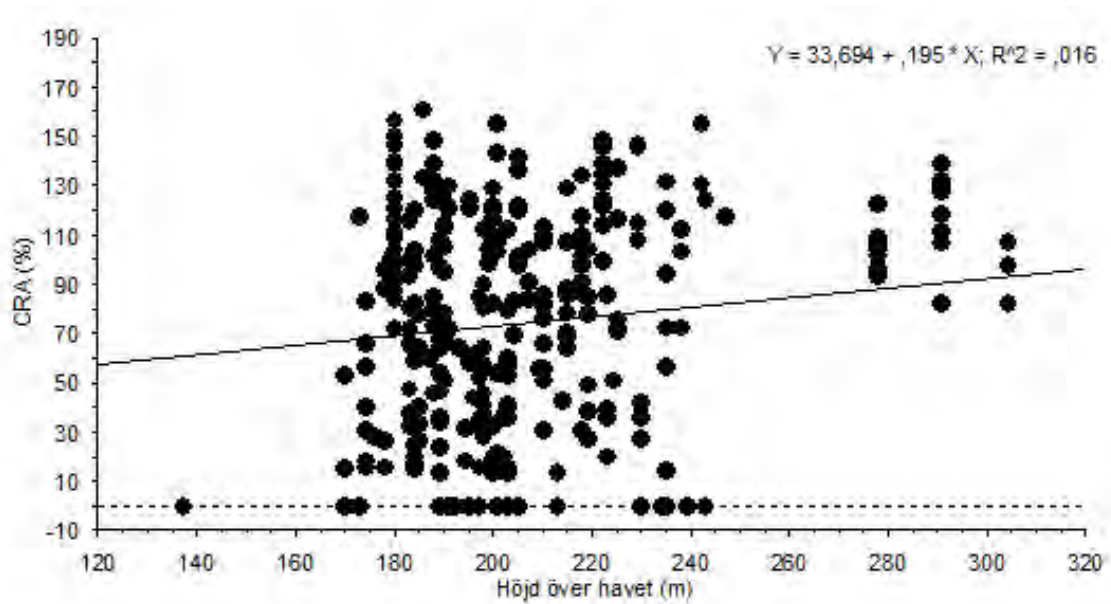
Figur 11. Förhållandet mellan avståndet till närmsta sjö som större än 1 hektar, uppströms eller nedströms, från elfiskelokalen och den korrigerade relativa tätheten (CRA) vid elfisken genomförda 1999-2008 ($n=337$).

Sett till avståndet till närmsta sjö eller sel större än 1 hektar uppströms respektive nedströms elfiskelokalen (figur 12) rådde ett signifikant positivt samband mellan avståndet till närmsta uppströmsliggande sjö och den korrigerade relativa tätheten (CRA) vid elfisken utförda under perioden 1999-2008 (Multipel regressionsanalys, $p < 0,05$, $r^2 = 0,03$, $df = 325$). Förklaringsgraden för detta samband som visade att det förelåg högre öringtätheter då avståndet till närmsta sjö uppströms ökade var dock låg. Något motsvarande samband mellan avståndet till närmsta nedströmsliggande sjö och CRA (%) förelåg däremot inte.

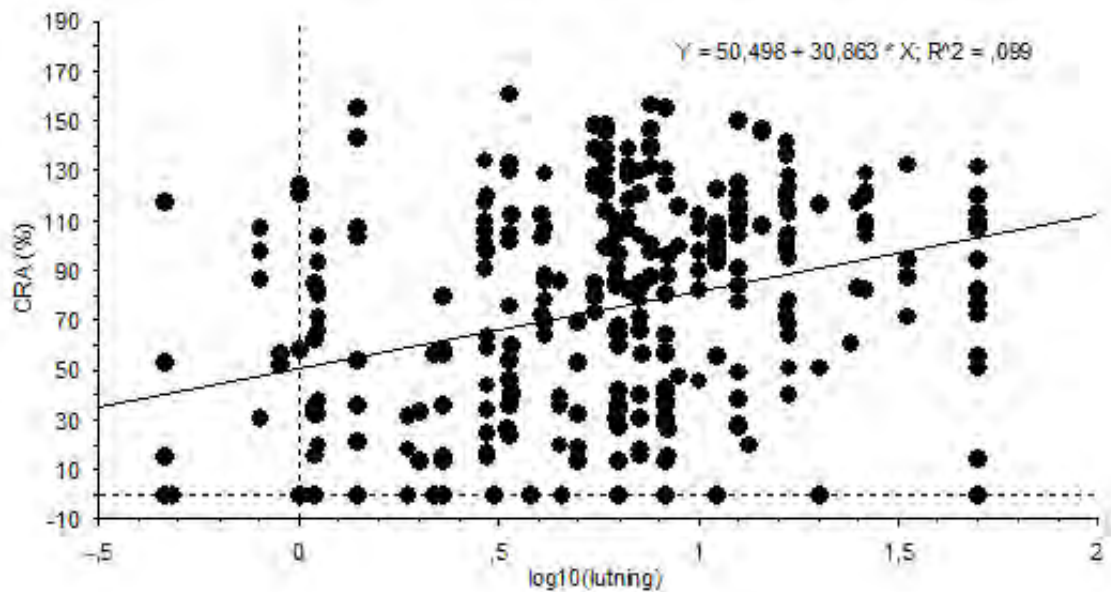


Figur 12. Förhållandet mellan avståndet till närmsta sjö som är större än 1 hektar uppströms (A) respektive nedströms (B) elfiskelokalerna och den korrigerade relativa tätheten (CRA) vid elfisken genomförda 1999-2008 (n=329 respektive n=331).

Elfiskelokalens höjd över havet respektive lutning i förhållande till den korrigerade relativa tätheten (CRA) vid elfisken utförda under perioden 1999-2008 framgår av figur 13 och 14. Trots att trendlinjerna var positiva förelåg inga signifikanta samband (Multipel regressionsanalys, $p > 0,05$, $r^2 = 0,10$, $df = 333$). Observera att värdena för lutningen har transformerats enligt $\log_{10}(\text{lutning})$.



Figur 13. Förhållandet mellan elfiskelokalens höjd över havet och den korrigerade relativa tätheten (CRA) vid elfisken genomförda 1999-2008 (n=337).



Figur 14. Förhållandet mellan vattendragets lutning på elfiskelokalerna och den korrigerade relativa tätheten (CRA) vid elfisken genomförda 1999-2008 (n=337). Observera att värdena för lutningen har transformerats enligt $\log_{10}(\text{lutning})$.

DISKUSSION

Trots att spridningen i materialet var stor förefaller det som att ett större avrinningsområde i kombination med en större andel sjö i avrinningsområdet medförde att öringtätheterna vid elfiskena minskade i förhållande till de förväntade (figur 9 och 10). Även ett minskat avstånd till närmsta sjö eller sel större än 1 hektar tycktes medföra lägre öringtätheter (figur 11). Det senare förhållandet var dock endast signifikant korrelerat till avståndet till närmsta sjö uppströms (figur 12a) och inte till avståndet till närmsta sjö nedströms (figur 12b). Varken elfiskelokalens höjd över havet eller lutning var signifikant korrelerade till skillnaderna i öringtäthet (figur 13 och 14). I ett större avrinningsområde förekommer ofta mer vatten med högre s.k. "stream order", vilket oftast resulterar i att andelen mer lugnflytande vatten också ökar samtidigt som tätheterna av ör-

ing minskar. Resonemanget styrks av det signifikant negativa sambandet mellan avrinningsområdets storlek och den korrigerade relativa öringtätheten (CRA). Likadant kan man förvänta sig högre öringtätheter då höjden över havet ökar eftersom ju längre upp lokalen är belägen i ett avrinningsområde desto mer sannolikt är det att vattendraget är mindre och mer strömmande (River continuum concept). Anledningen till att parametrarna lutning och höjd över havet inte uppvisade några signifikanta samband i förhållande till CRA (%) berodde förmodligen på att dessa ingick vid beräkningarna av de förväntade öringtätheterna (se ekvation 2).

Då man ser till avståndet till närmsta sjö och framförallt närmsta uppströms belägna sjö kan sambandet bero på ett flertal faktorer. Ju närmare en sjö en elfiskelokal är belägen desto högre vattentemperaturer erhålls framförallt sommartid. Sjöytan tar emot mycket solinstrålning, vilket ger en uppvärmning av ytvattnet och följaktligen nedströmsliggande vattendrag. Hur stor uppvärmningseffekten blir nedströms beror bl.a. på antalet soltimmar, sjöns storlek och djup, vattnets kemiska och fysikaliska egenskaper samt beskuggningen längs vattendraget. Sambandet kan även bero på att antalet sjölevande arter såsom gädda, abborre och mört är högre, vilket kan resultera i både en konkurrens- och predationssituation. Denna påverkan från sjölevande arter föreligger dock även då sjöar förekommer nedströms. Vidare utgör sjöar, både uppströms och nedströms, i mer eller mindre stor utsträckning spridningsbarriärer. Detta innebär bl.a. att invandring av fisk från andra områden blir mindre samtidigt som möjligheterna att hitta lämpliga habitat vid olika typer av förändringar i levnadsmiljön minskar. Självklart kan öringen passera sjöar och sel både uppströms och nedströms så länge fria vandringsvägar finns, men predationsrisken ökar påtagligt vid passagen genom en sjö eller ett sel. Detta har bl.a. Jepsen m.fl. (1998), Nilsson (2008) och Olsson m.fl. (2009) visat vid försök med märkta öringsmolt. Att det finns en sjö belägen uppströms har också positiva effekter. Sjöar utgör t.ex. vattenmagasin, vilket borgar för att vattenföringen inte fluktuerar fullt så mycket samtidigt som mängden vatten sommartid oftast minskar i mindre grad och då framförallt senare på sommaren jämfört med strömvattensträckor där sjöar förekommer i mindre utsträckning i avrinningsområdet. Vidare har en sjö en utjämnande effekt på vattenkvaliteten. Dessutom kan en sjö tillföra vattendraget nedströms föda samt utgöra ett lämpligt tillväxtområde för större öring eftersom födotillgången för dessa är större ute i sjön. Således finns det både positiva och negativa effekter av sjöar i anslutning till de områden i ett vattendrag som utgör öringens livsmiljöer. De negativa effekterna tycktes dock överväga i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors, åtminstone för uppströms belägna sjöar.

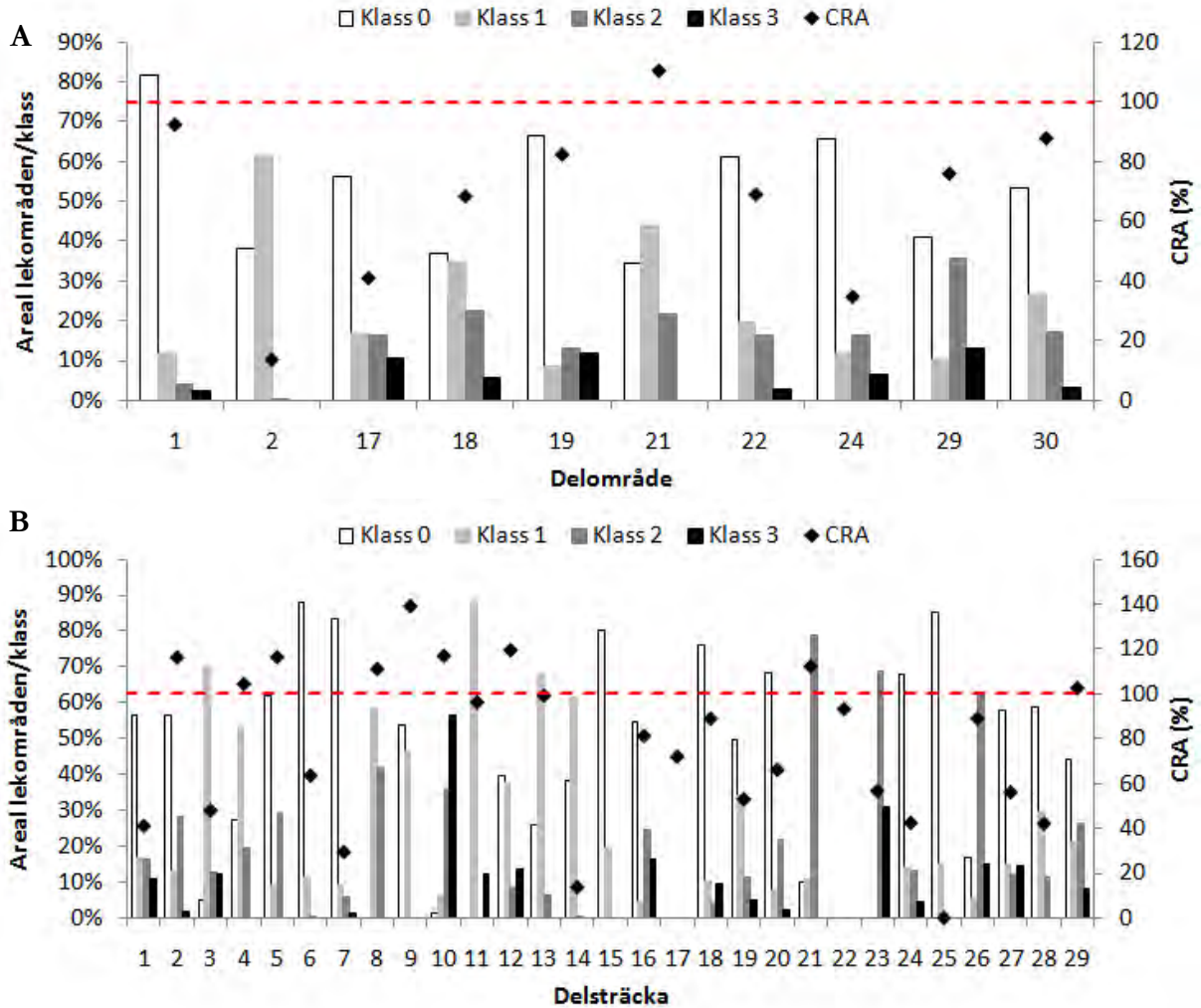
Var och i vilken typ av avrinningsområde en elfiskelokal är belägen har självklart betydelse för öringtätheterna eftersom förhållandena för öring varierar både inom och mellan avrinningsområden och vattendrag. Ett avrinningsområdes karaktär är dock resultatet av naturliga processer som pågått sedan tusentals år tillbaka och är därför i mycket begränsad omfattning möjligt och motiverat att påverka. Således bör fokus läggas på att försöka motverka dess negativa effekter på t.ex. öring. Detta förutsatt att dessa för öringen negativa effekter är orsakade av mänsklig aktivitet (s.k. antropogen påverkan). Ur ett åtgärds perspektiv handlar det i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors framförallt om att minska förhöjda vattentemperaturer sommartid till följd av eventuella klimatförändringar, oaktsamhet inom jord- och skogsbruket (minskad beskuggning) eller anläggandet av dammar och våtmarker. Detta resonemang gäller även i de mindre biflödena, vilka ofta har stor betydelse för öringens reproduktion.

Kvalitet öringbiotoper

LEKOMRÅDEN

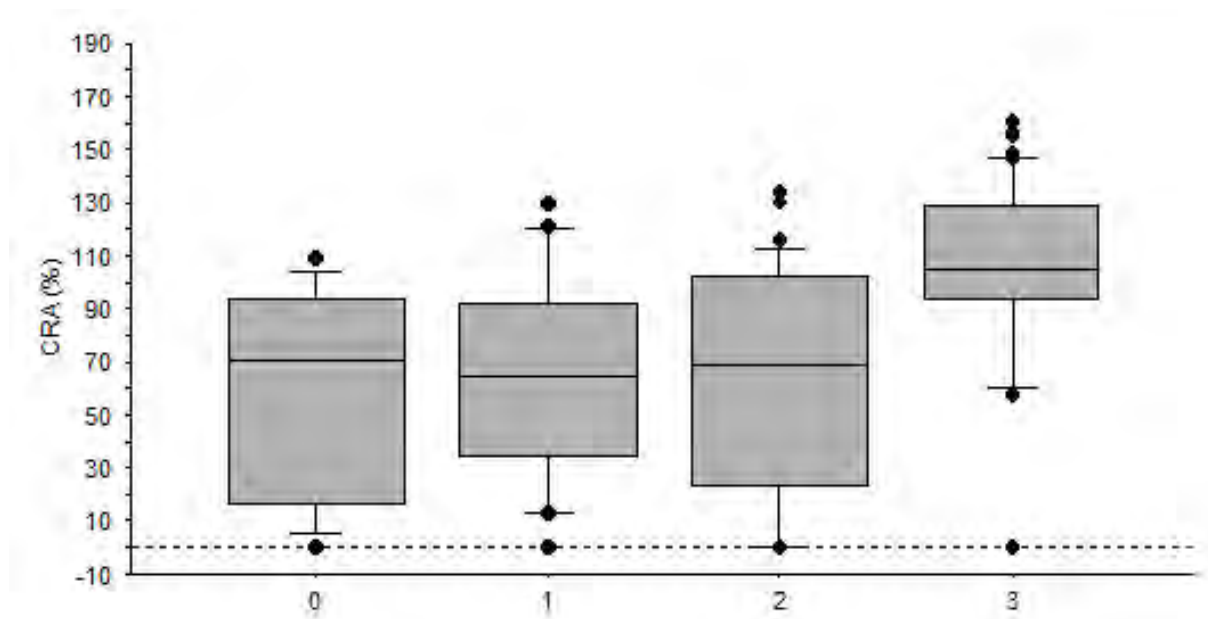
I figur 15 framgår hur stor del av den totala arealen i respektive delområde och delsträcka som utgjordes av de olika klasserna lekområden, baserat på biotopkarteringen av vattendragen enligt

biotopkarteringsmetodik. Klass 0, lekmöjligheter saknas, dominerade i 80 % av delområdena och i de resterande 20 % dominerade klass 1, inga synliga lekområden, men rätt strömförhållanden, följt av klass 0. En liknande förhållande förelåg då man ser till fördelningen på de olika delsträckorna, 63 % dominerades av klass 0 och 22 % av klass 1. Det fanns dock vissa delsträckor där klass 2, tämligen goda lekmöjligheter, men inte optimala, (nr 21 Åsabäcken, nr 23 Svanån nedan Radan och nr 26 Valån nedan S Vallsjön) och klass 3, goda - mycket goda lekmöjligheter, (nr 10 Jonsbobäcken) dominerade.



Figur 15. Relativ fördelning av totalarealen inom respektive delområde (A) och delsträcka (B) avseende lekområdenas kvalitet. Baserat på biotopkarteringsdata, enligt biotopkarteringsmetodik (Halldén m.fl. 2002). Klass 0: lekmöjligheter saknas, klass 1: inga synliga lekområden, men rätt strömförhållanden, klass 2: tämligen goda lekmöjligheter, men inte optimala och klass 3: goda - mycket goda lekmöjligheter. Punkterna avser genomsnittlig korrigerad relativ öringtätthet (CRA) för respektive delområde och delsträcka under perioden 1999-2008. Linjen markerar CRA (%) = 100.

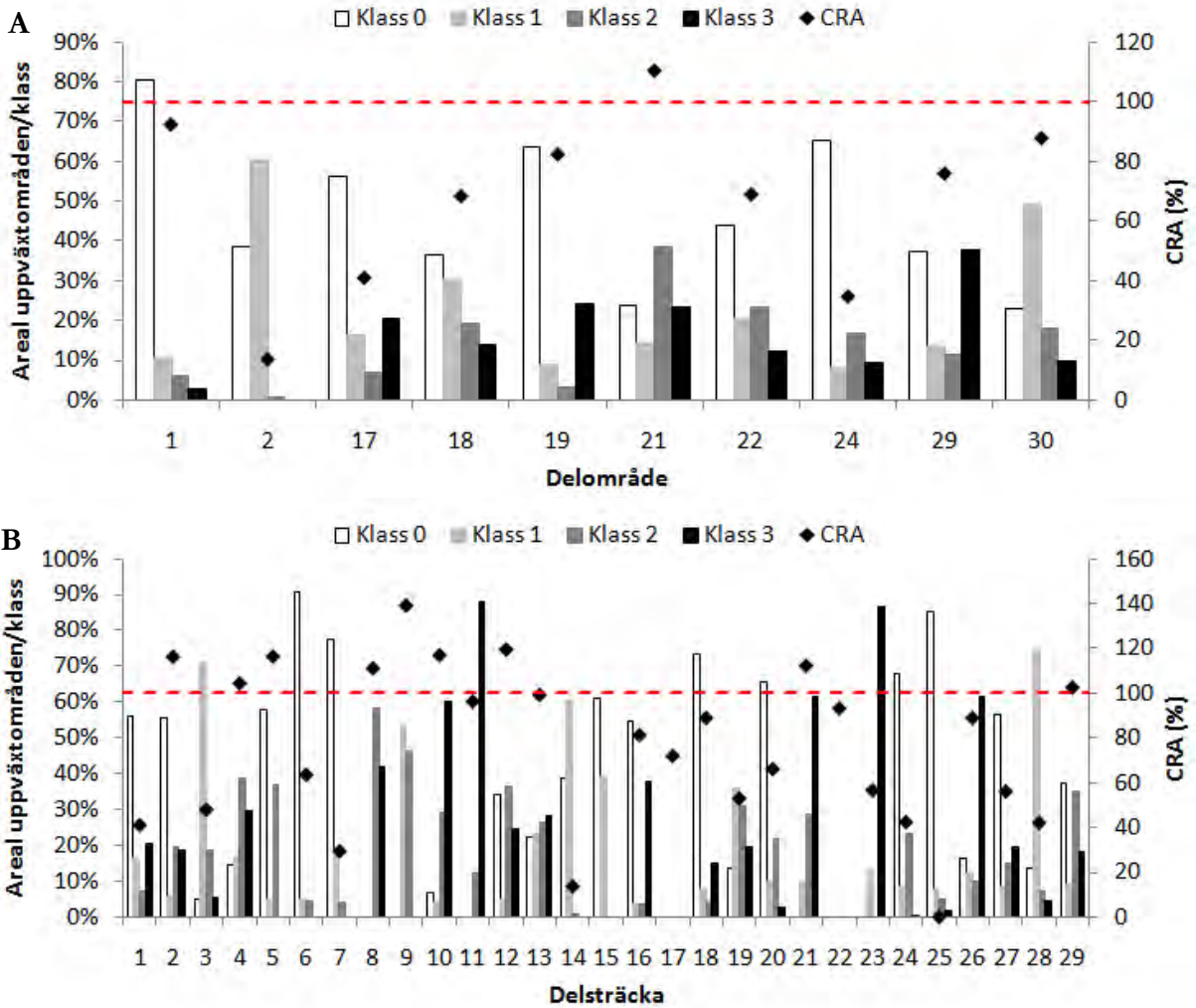
I figur 16 framgår förhållandet mellan den korrigerade relativa öringtättheten (CRA) och habitatklassningen av lekområdena vid elfisken utförda mellan 1999 och 2008. Det fanns ett signifikant samband mellan habitatklass och CRA (%) med avseende på klass 3 i förhållande till övriga klasser (ANOVA, $F_{112, 1639}=9,029$, $p<0,05$). Sambandet visade att lokaler med goda - mycket goda lekmöjligheter uppvisade signifikant högre öringtättheter.



Figur 16. Förhållandet mellan klassningen av elfiskelokalens kvalitet som lek område enligt biotopkarteringsmetodiken (Halldén m.fl. 2002) och den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) vid elfisken genomförda 1999-2008 (n=116). 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 punkter. Klass 0: lekmöjligheter saknas, klass 1: inga synliga lekområden, men rätt strömförhållanden, klass 2: tämligen goda lekmöjligheter, men inte optimala och klass 3: goda - mycket goda lekmöjligheter.

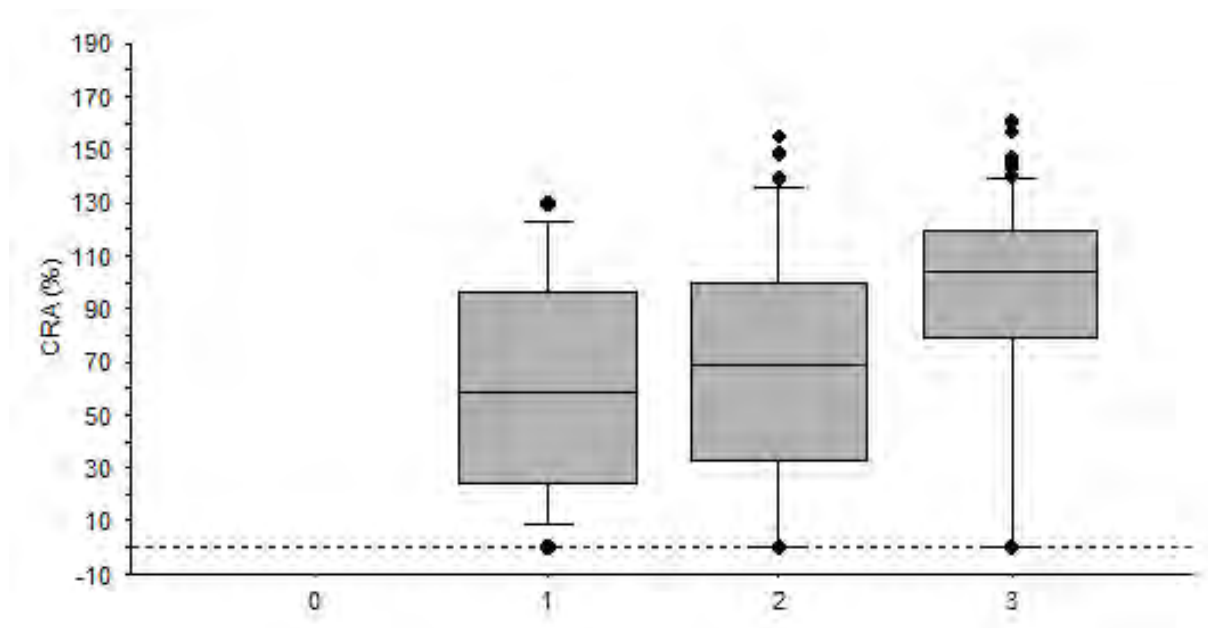
UPPVÄXTOMRÅDEN

I 60 % av delområdena dominerades den biotopkarterade arealen av vattenbiotopen av uppväxtområden i klass 0, inte lämpliga uppväxtområden, vilket framgår av figur 17. I 20 % av delområdena dominerade klass 1, möjliga, men inte goda uppväxtområden, och i 10 % dominerade klass 2, tämligen goda uppväxtområden. I resterande 10 % (delområde 29, Valån) utgjorde klass 0 och 3, goda – mycket goda uppväxtområden, lika stora delar av arealen. Motsvarande fördelning för de delsträckor som har biotopkarterats var: klass 0: 48 %, klass 1: 19 %, klass 2: 11 % och klass 3: 22 %.



Figur 17. Relativ fördelning av totalarealen inom respektive delområde (A) och delsträcka (B) avseende uppväxtområdenas kvalitet. Baserat på biotopkarteringsdata, enligt biotopkarteringsmetodik (Hallén m.fl. 2002). Klass 0: inte lämpliga uppväxtområden, klass 1: möjliga, men inte goda uppväxtområden, klass 2: tämligen goda uppväxtområden och klass 3: goda - mycket goda uppväxtområden. Punkterna avser genomsnittlig korrigerad relativ öringtätthet (CRA) för respektive delområde och delsträcka under perioden 1999-2008. Linjen markerar CRA (%) = 100.

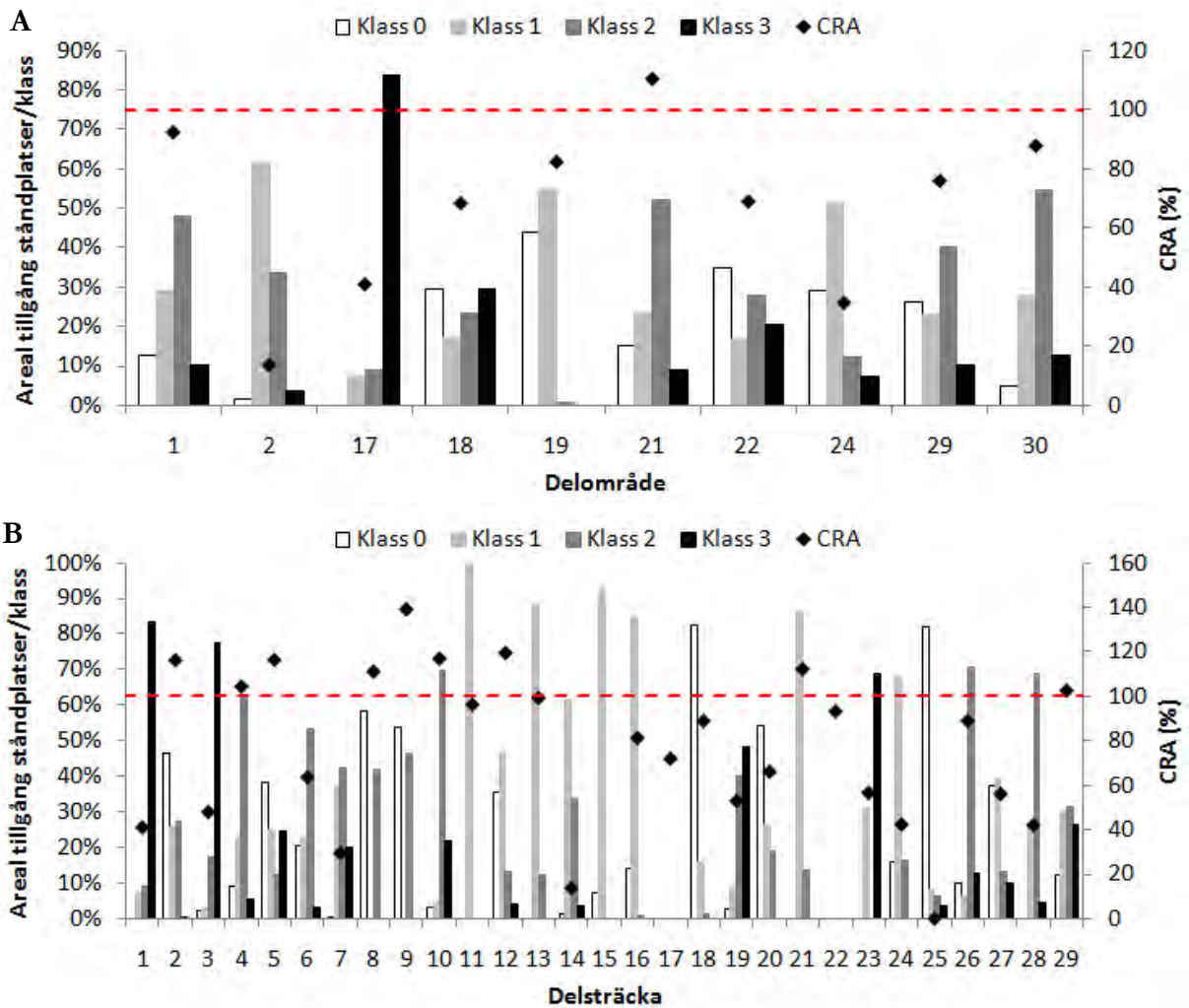
I figur 18 redogörs för förhållandet mellan den korrigerade relativa öringtättheten (CRA) och habitatklassningen av uppväxtområdena vid elfisken utförda mellan 1999 och 2008. Det förelåg ett signifikant samband mellan habitatklassningen och den korrigerade relativa öringtättheten (CRA) med avseende på klass 3 i förhållande till klass 1 och 2 (ANOVA, $F_{113,1821}=6,073$, $p<0,05$). Ingen av de elfiskade lokalerna hade bedömts som olämpligt uppväxtområde (klass 0) i samband med elfiskena. Sambandet visade att lokaler goda - mycket goda uppväxtområden uppvisade signifikant högre öringtättheter jämfört med lokaler med möjliga, men inte goda uppväxtområden respektive tämligen goda uppväxtområden.



Figur 18. Förhållandet mellan klassningen av elfiskelokalens kvalitet som uppväxtområde enligt biotopkarteringsmetodiken (Halldén m.fl. 2002) och den korrigerade relativa öringtättheten (CRA) vid elfisken genomförda 1999-2008 (n=116). 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 punkter. Klass 0: inte lämpliga uppväxtområden, klass 1: möjliga, men inte goda uppväxtområden, klass 2: tämligen goda uppväxtområden och klass 3: goda – mycket goda uppväxtområden.

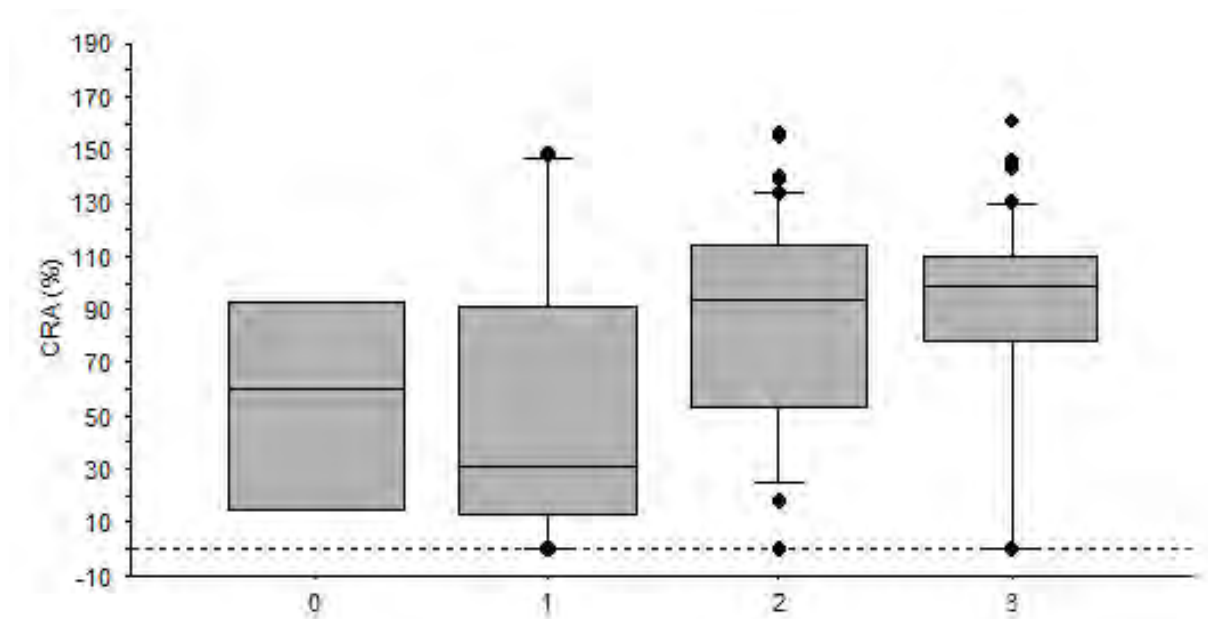
STÅNDPLATSER FÖR STÖRRE ÖRING

Till skillnad mot tillgången på framförallt lekområden, men även uppväxtområden, av god kvalitet som varit relativt låg (figur 15 och 17) var tillgången på ståndplatser av god kvalitet bättre per delområde. Sett till den relativa fördelningen av tillgången på ståndplatser för större öring av den biotopkarterade arealen i delområdena (figur 19) dominerade klass 2, tämligen goda, i 40 % av delområdena. Klass 1, möjligt för enstaka större öring att uppehålla sig, dominerade i 30 % och klass 3, goda till mycket goda förutsättningar för större öring samt klass 0, saknas (för grunt) i 10 % vardera. I resterande 10 % (delområde 18, Älgån) utgjorde klass 0 och 3 lika stora delar av arealen. Fördelningen av dominerande klass med avseende på tillgången på ståndplatser för större öring ur ett delsträcksperspektiv var relativt jämn mellan klass 0, 1 och 2. Klass 1 dominerade på 33 % av delsträckorna, medan klass 0 och 2 dominerade på vardera 26 %. Goda – mycket goda förutsättningar för större öring (klass 3) dominerade på 15 % av delsträckorna.



Figur 19. Relativ fördelning av totalarealen inom respektive delområde (A) och delsträcka (B) avseende tillgången på ståndplatser för större öring. Baserat på biotopkarteringsdata, enligt biotopkarteringsmetodiken (Halldén m.fl. 2002). Klass 0: saknas (för grunt), klass 1: möjligt för enstaka större öring att uppehålla sig, klass 2: tämligen goda och klass 3: goda - mycket goda förutsättningar för större öring. Punkterna avser genomsnittlig korrigerad relativ öringtäthet (CRA) för respektive delområde och delsträcka under perioden 1999-2008. Linjen markerar CRA (%) = 100.

Förhållandet mellan tillgången på ståndplatser för större öring och den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) framgår av figur 20. Baserat på dessa bedömningar av elfiskelokalens lämplighet med avseende på ståndplatser för större öring som gjorts vid elfiskena mellan 1999-2008 förelåg det en signifikant skillnad mellan habitatklass 2 och 3 i förhållande till habitatklass 1 (ANOVA, $F_{112,1881}=3,054$, $p<0,05$). De lokaler som hade tämligen goda respektive mycket goda förutsättningar för större öring uppvisade högre öringtätheter i förhållande till de lokaler där det var möjligt för enstaka större öringar att uppehålla sig.



Figur 20. Förhållandet mellan klassningen av elfiskelokalens kvalitet med avseende på tillgången av ståndplatser för större öring enligt biotopkarteringsmetodiken (Halldén m.fl. 2002) och den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) vid elfisken genomförda 1999-2008 (n=116). 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 punkter. Klass 0: saknas (för grunt), klass 1: möjligt för enstaka större öring att uppehålla sig, klass 2: tämligen goda och klass 3: goda – mycket goda förutsättningar för större öring.

DISKUSSION

Lekområden

Till viss del kan förmodligen tillgången på lekområden begränsa öringtätheterna i vissa områden eftersom arealen lekområden av högsta kvalitet (klass 3) i de olika delområdena var relativt låg, 0-13 % (figur 15). Detta styrks av att det förelåg högre öringtätheter i habitatsklass 3, med avseende på lekområden, i förhållande till övriga klasser (figur 16). Således kan man konstatera att ju mer tillgängliga lekområden av högsta habitatklassning det finns desto större potential för högre öringtätheter. Detta samband förefaller rimligt och bör beaktas vid det fortsatta åtgärdsarbetet. Detta styrks av Naturvårdsverket & Fiskeriverket (2008) där det förutom beskrivningar av hur restaurering av lekbotten genomförs rent praktiskt även redovisas resultat från denna typ av åtgärd. I det norrländska vattendraget Hartijokki visade det sig att en sträcka där nya lekbotten anlagts successivt uppvisade betydligt högre öringtätheter jämfört med en referenssträcka som ”bara” flottledsaterstälts genom utläggning av större sten (Naturvårdsverket & Fiskeriverket, 2008). Frågan är dock om det naturligt borde ha förekommit större arealer med lekområden av bra kvalitet i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors. Svaret är förmodligen ja. Detta eftersom det förekommer och har förekommit verksamheter i och runt vattendragen som har en negativ inverkan på lekområdenas kvalitet. Rensningar, rätningar och omgrävningar i vattendragen kan t.ex. rent fysiskt ha förstört lekområden, men även förändrat strömbilden så att förutsättningarna för lek har minskat eller försvunnit. Avverkningar i närmiljön och dikningar kan ha påverkat genom bl.a. att erosionen har ökat. Erosion och påföljande sedimentation är naturliga processer, men en ökning av dessa processer kan ha skett till följd av aktiviteter (framförallt skogs- och jordbruk) i anslutning till vattendragen. Sedimentation av finkornigt material i lekbäddar kan drastiskt försämra rekryteringen (Degerman m.fl. 2002) och på sikt beståndsstausen (se även diskussion vattenfärg & grumlighet). En förutsättning för att utökade arealer av lekområden med bra kvalitet skall ge

full effekt är dock att det finns tillräckligt med lekfisk för att besätta dessa. Något som i dagsläget till viss del är oklart.

Uppväxtområden & ståndplatser för större öring

Andelen uppväxtområden (figur 17) och ståndplatser för större öring (figur 19) av bra kvalitet var relativt sett bättre om man jämför med andelen lekområden. Dock fanns det delområden som hade en mycket låg andel uppväxtområden i klass 3 (t.ex. Nissans huvudfåra övre och nedre delen, Radan och Västerån), samt god tillgång på ståndplatser för större öring (Nissans huvudfåra nedre delen, Gunnahemssjön och Radan). Vidare fanns det signifikanta samband som pekade på att tillgången på uppväxtområden i klass 3 (figur 18) medförde högre öringtätheter i förhållande till klass 1 och 2. Detta förefaller rimligt eftersom större områden med goda förutsättningar för öring också borde kunna producera mer öring. Det intressanta är dock att fokusera på vad som gör att tillgången på dessa habitat av god kvalitet varierar. Närmiljöns betydelse för kvaliteten på uppväxtområden och tillgången på ståndplatser för större öring är precis som för lekområdenas kvalitet stor. Förutom minskad beskuggning och efterföljande temperaturökningar medför kalhuggning ett flertal andra problem som drabbar både yngre och äldre öring. Tillförseln av näring utifrån (s.k. alloktont material) har stor betydelse i mindre skogsvattendrag. Detta eftersom primärproduktionen här oftast är låg och sekundärproduktionen desto större (Giller & Malmqvist, 1998). Nedfallet material från strandzonen tas om hand av bottenfaunan som till stor del utgörs av delare och samlare som i sin tur utgör en mycket viktig födokälla för uppväxande öringungar (River Continuum Concept). Således kan en födobrist uppstå. Även antalet ståndplatser minskar vid kalhuggning. Dels försvinner den skuggande effekten, vilket gör att de tidigare skyddande ståndplatserna försvinner. Öring står ogärna på solexponerade platser eftersom predationsrisken från t.ex. fågel och mink ökar markant. Dels att trädrötterna, som förutom att binda material och förhindra erosion också utgör utmärkta ståndplatser för mindre öring, på sikt försvinner. Dels att tillförseln av död ved upphör. Fysisk påverkan i vattendragen såsom resning och rätning har också negativ betydelse eftersom de gör vattenmiljöerna mer homogena (se diskussion skuggning & rensning).

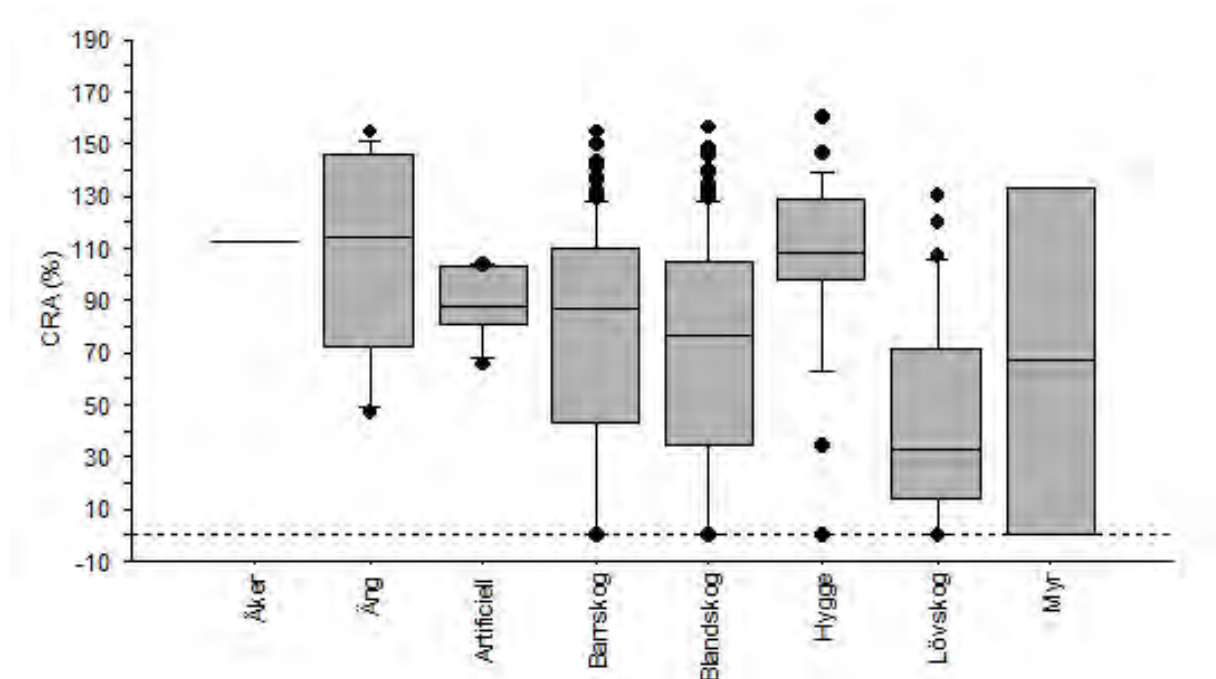
NÄRMILJÖ & DÖD VED

Nedan presenteras en sammanställning av den dominerande typen av närmiljö längs vattendragen i de 10 delområdena baserat på biotopkarteringsdata från Länsstyrelsen i Jönköpings Län. Som synes dominerade skog närmiljön i samtliga delområden (51-85 %) följt av våtmark (3-46 %) i flertalet delområden (tabell 7). Fördelningen av öppen mark, kalhyggen, åker och artificiell mark i närmiljön var relativt jämn och utgjorde endast en mindre del i samtliga delområden med undantag för Nissans huvudfåra, nedre delen (2) och Västerån, Lagmanshagasjön (30) där 24 % respektive 15 % utgjordes av öppen mark.

I figur 21 framgår hur den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) varierade i förhållande till typen av närmiljö, baserat på bedömningarna av den dominerande närmiljö gjorda vid elfisken 1999-2008. Det förelåg ett signifikant samband mellan CRA (%) och den dominerande närmiljön för vissa av närmiljötyperna (ANOVA, $F_{326,1855}=4,515$, $p<0,05$). De signifikanser som förelåg var dels närmiljötyperna äng respektive hygge som uppvisade högre öringtätheter i förhållande till de tre typerna av skog (barr-, bland- och lövskog), dels artificiell mark, barrskog och blandskog som uppvisade högre tätheter än lövskog.

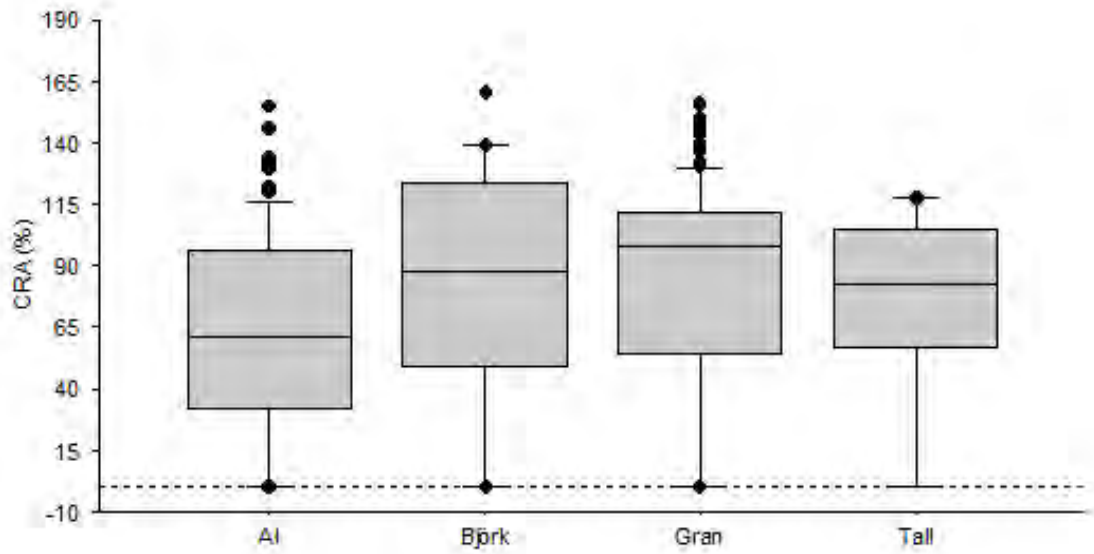
Tabell 7. Sammanställning av den relativa fördelningen av den dominerande närmiljön längs vattendragen i delområdena i Nissan ovan Nissafors där denna beskrivits vid biotopkarteringen enligt biotopkarteringsmetodiken (Hallén m.fl. 2002).

ID	Delområdesnamn	Typ av närmiljö					
		Skog	Öppen mark	Kalhygge	Åker	Våtmark	Artificiell
1	Nissans huvudfåra, övre delen	75 %	8 %	3 %	1 %	9 %	3 %
2	Nissans huvudfåra, nedre delen	62 %	24 %	6 %	5 %	3 %	0 %
17	Nissans källflöde	62 %	3 %	1 %	0 %	33 %	1 %
18	Älgån	68 %	5 %	5 %	3 %	17 %	2 %
19	Gunnahemssjön	66 %	1 %	3 %	0 %	28 %	2 %
21	Mulserydssjön	85 %	3 %	8 %	0 %	3 %	1 %
22	Svanån	51 %	2 %	1 %	0 %	46 %	1 %
24	Radån	70 %	1 %	9 %	1 %	17 %	2 %
29	Valån	71 %	1 %	9 %	0 %	19 %	0 %
30	Västerån, Lagmanshagasjön	56 %	15 %	5 %	2 %	21 %	1 %

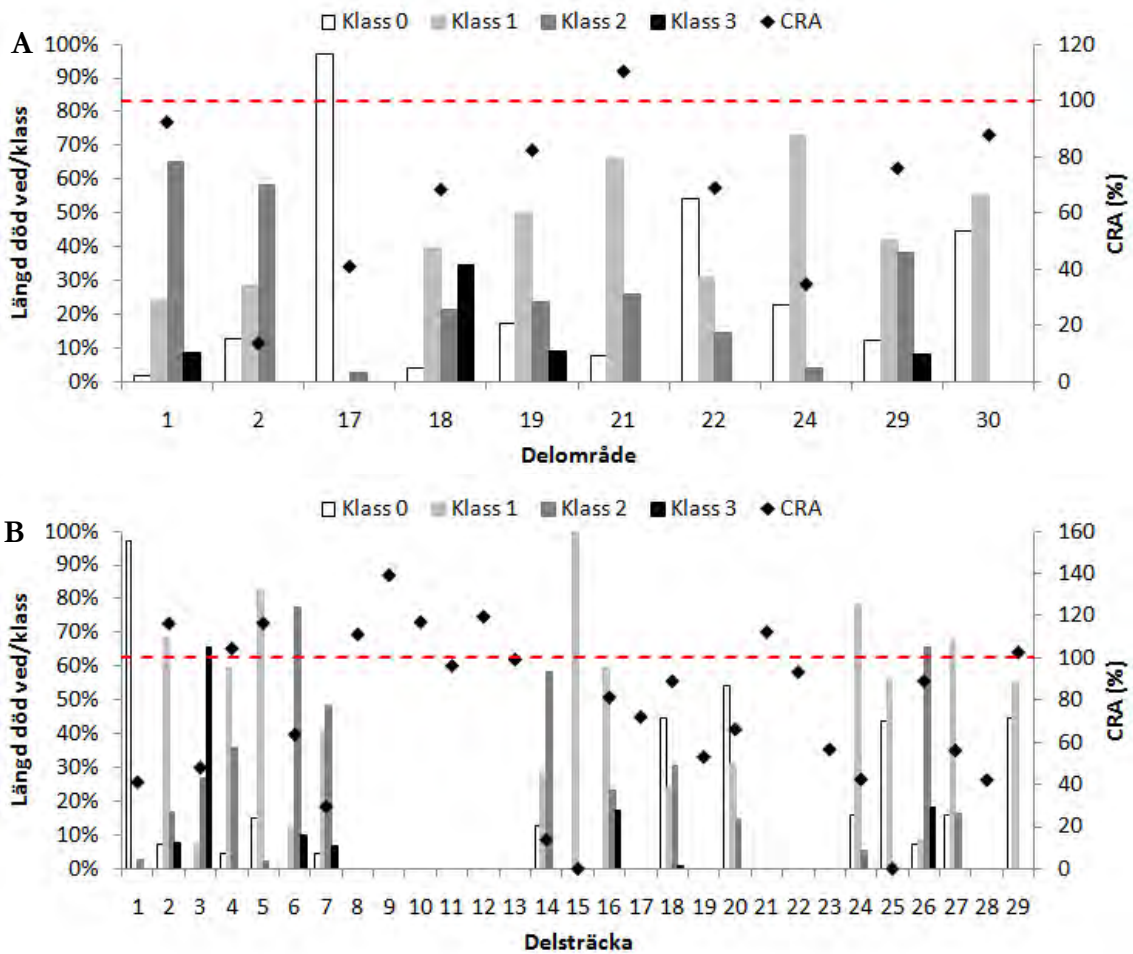


Figur 21. Förhållandet mellan den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) och den dominerande typen av närmiljö vid elfisken genomförda 1999-2008 (n=334). Bedömningarna av närmiljön har skett enligt biotopkarteringsmetodiken (Hallén m.fl. 2002). Staplarna anger 10:e respektive 90:e percentilen och boxarna anger 25:e, 50:e (medianvärdet) och 75:e percentilen, medan värden under 10:e samt över 90:e percentilen visas som punkter.

Hur den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) varierade beroende på bedömningen av det dominerande trädslaget i närmiljön vid elfisken genomförda under perioden 1999-2008 framgår av figur 22. Ovan beskrivna förhållande då det gäller skillnaden i öringtäthet kopplat till den dominerande typen av närmiljö gick delvis igen även här, dvs. barrskog uppvisade högre tätheter i förhållande till lövskog. Då al utgjorde det dominerande trädslaget i närmiljön var öringtätheterna signifikant lägre jämfört med då gran var det dominerande trädslaget (ANOVA, $F_{273,1894}=3,976$, $p<0,05$). Någon signifikant skillnad mellan björk i förhållande till gran förelåg däremot inte och inte heller mellan tall i förhållande till al respektive björk.



Figur 22. Förhållandet mellan den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) och det dominerande trädslaget i närmiljö vid elfisken genomförda 1999-2008 (n=277). 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 punkter.

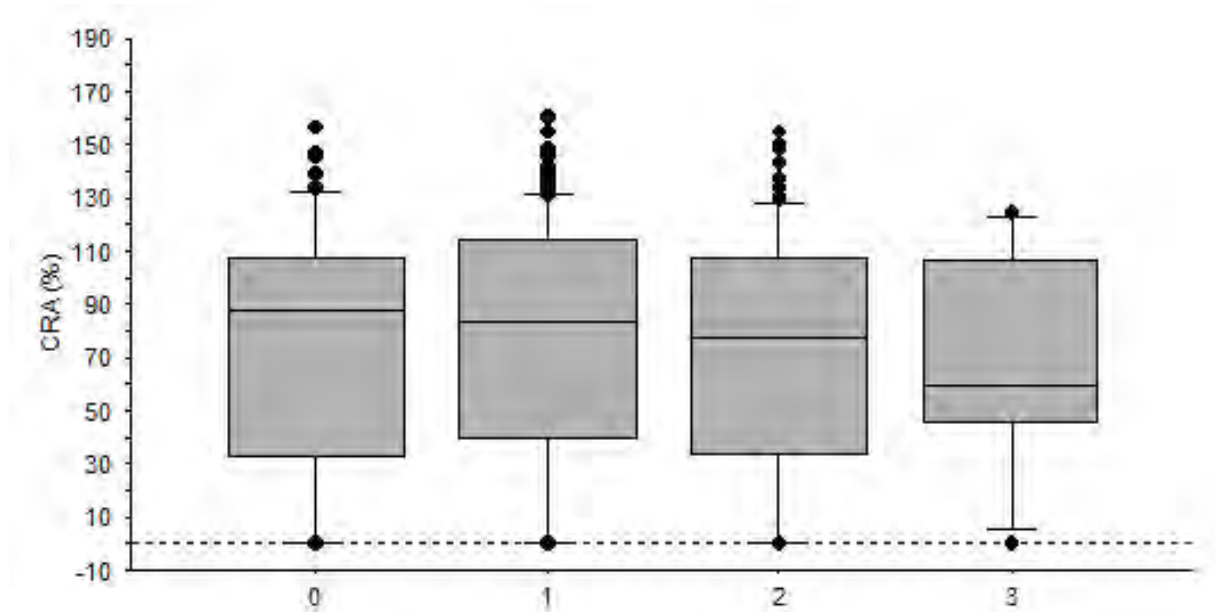


Figur 23. Relativ fördelning av totallängden inom respektive delområde (A) och delsträcka (B) avseende tillgången på död ved. Baserat på biotopkarteringsdata, enligt biotopkarteringsmetodiken (Halldén m.fl. 2002). Klass 0: ingen död ved, klass 1: <6 stockar/100m, klass 2: 6-25 stockar/100m och klass 3: >25 stockar/100m. Punkterna avser genomsnittlig korrigerad relativ öringtäthet (CRA) för respektive delområde och delsträcka under perioden 1999-2008. Linjen markerar CRA (%) = 100.

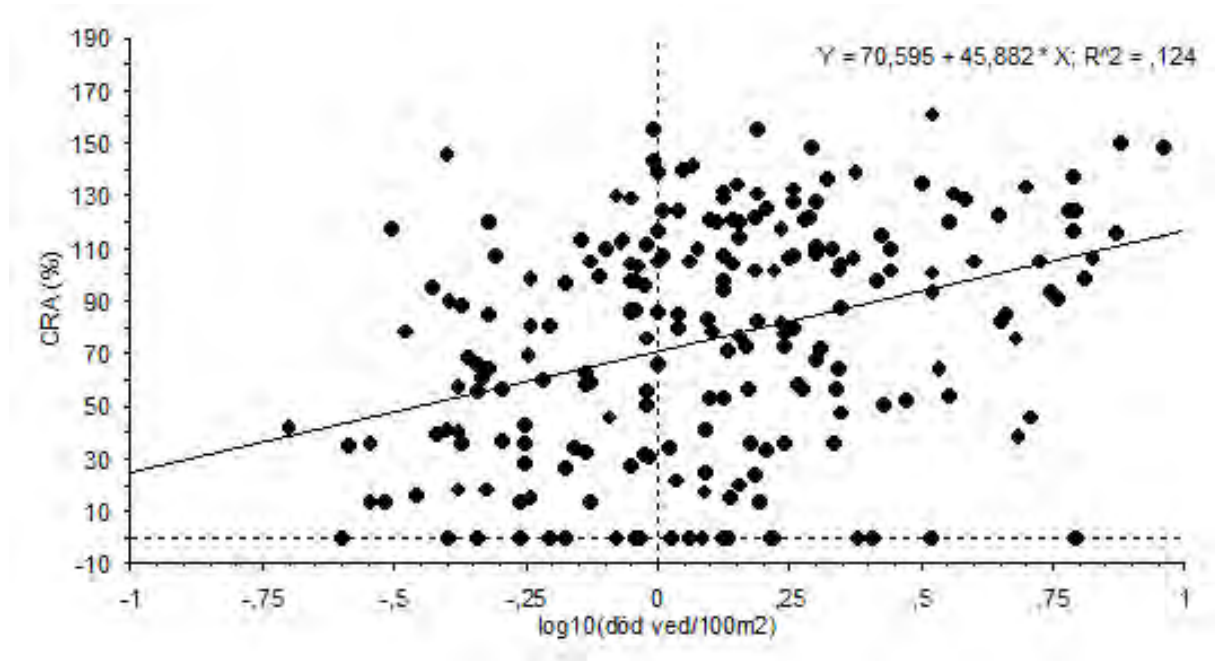
Den relativa fördelningen av andelen död ved i de olika biotopkarteringsklasserna framgår av (figur 23). Generellt sett var andelen död ved låg i flertalet av delområdena. I 20 % dominerade klass 0 (saknas eller obetydlig förekomst), i 60 % dominerade klass 1 (liten förekomst, <6 stockar/100m) och i resterande 20 % dominerade klass 2 (måttlig förekomst, 6-25 stockar/100m). Död ved i klass 3 (riklig förekomst, >25 stockar/100m) förekom endast i fyra delområden och den relativa andelen i dessa varierade mellan 8-35%. För flera av delsträckorna (12 st) saknades uppgifter om död ved i biotopkarteringsdatabasen. Mellan resterande delsträckor var förhållandet följande. Klass 1 dominerade (53 %) följt av klass 2 (24 %), klass 0 (18 %) och klass 3 (6 %). Antalet delsträckor med förekomst av död ved i klass 3 uppgick till 7 stycken (41 %).

I figur 24 redogörs för förhållandet mellan den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) och klassningen av mängden död ved vid elfisken utförda mellan 1999 och 2008. Det förelåg dock inga signifikanta skillnader mellan de olika klassningarna (ANOVA, $F_{286, 2037}=0,236$, $p>0,05$). Däremot förelåg det ett signifikant samband mellan mängden död ved och den korrigerade relativa öringtätheten (Linjär regressionsanalys: $p<0,05$, $r^2=0,12$, $df 215$). Observera att värdena för mängden död ved har transformerats enligt $\log_{10}(\text{död ved}/100 \text{ m}^2)$. Sambandet som var positivt

visade att öringtättheterna ökade med mängden död ved. I figur 25 framgår hur CRA (%) varierade med mängden död ved.



Figur 24. Förhållandet mellan klassningen av elfiskelokalens kvalitet med avseende på tillgången av död ved/100m enligt biotopkarteringsmetodiken (Halldén m.fl. 2002) och den korrigerade relativa öringtättheten (CRA) vid elfisken genomförda 1999-2008 (n=290). 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 punkter. Klass 0: ingen död ved, klass 1: <6 stockar/100m, klass 2: 6-25 stockar/100m och klass 3: >25 stockar/100m.



Figur 25. Förhållandet mellan mängden död ved och den korrigerade relativa öringtättheten (CRA) vid elfisken 1999-2008 (n=216). Observera att värdena för mängden död ved har transformerats enligt $\log_{10}(\text{död ved}/100\text{m}^2)$.

DISKUSSION

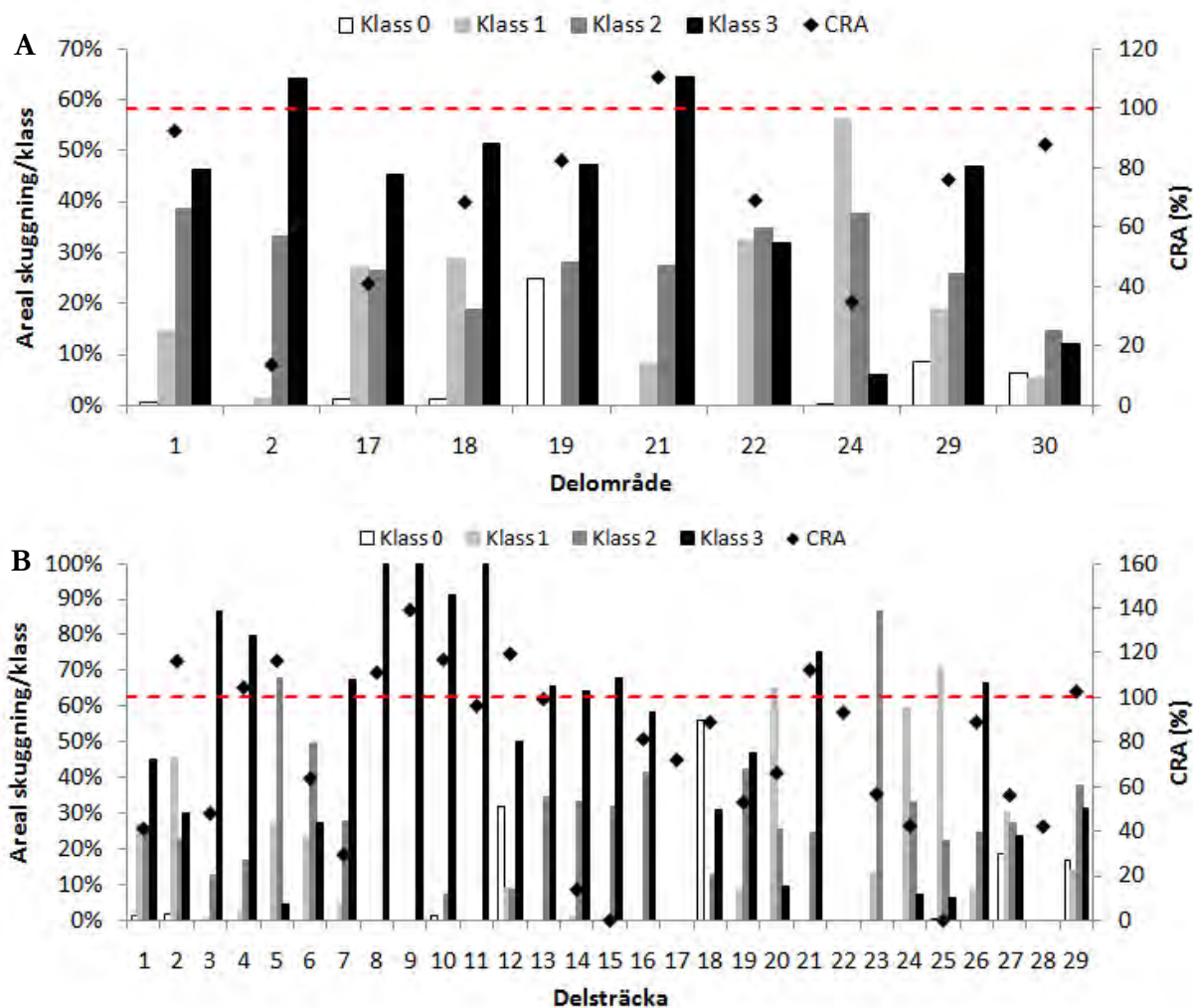
Närmiljöns betydelse för öring kan inte nog poängteras, vilket framgått ovan med avseende på de habitat öring i olika livsstadier utnyttjar. Något förenklat kan man säga att den närmsta delen av närmiljön, kantzonen, fyller fyra funktioner. Den **reglerar** temperatur- och ljusförhållanden. Den

filtrerar näringsämnen och partiklar. Den **tillför föda** i form av löv och småkryp och den **tillför död ved**. Resultaten visade dock att andelen skog i närmiljön varierade mellan 51 % och 85 % i de olika delområdena (tabell 6) och att de olika typerna av skog (barr-, bland- och lövskog) uppvisade lägre öringtätheter i förhållande till närmiljötyperna äng och hygge (figur 21). Avseende detta samband är svårt att ge någon entydig förklaring eftersom öringungar generellt sett undviker sol-exponerade platser som ofta uppstår då närmiljön utgörs av t.ex. hygge.

Mängden död ved var generellt sett låg (figur 23), men det förelåg ett signifikant positivt samband mellan den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) och mängden död ved (figur 25). Betydelsen av mängden död ved i vattendragen bör således inte förbises då man talar om enskilda faktorer som kan ha betydelse för öringen i områdena ovan Nissafors. Enligt Degerman m.fl. (2005) ökar mängden lekområden och uppväxthabitat i mindre skogsbäckar signifikant med mängden död ved. Vidare menar man att mängden ståndplatser för större öring också ökar samtidigt som vattendragen blir mer variationsrika. Ett vattendrags närmiljö påverkar självklart mängden död ved i vattnet, vilket också Degerman m.fl. (2005) påpekar. De fann att mängden död ved var naturligt högst på vattendragssträckor omgivna av skog, men inga signifikanta skillnader i mängden död ved i vattnet beroende på skogstyp (barr-, bland- och lövskog). Inga skillnader förelåg mellan öppen mark, åker eller våtmark. Vidare kom Degerman m.fl. (2005) fram till att skogens ålder i vattendragens närmiljö påverkade mängden död ved i vattnet. Sambandet, som var signifikant positivt, visade att desto äldre skog i närmiljön desto mer död ved i vattendragen.

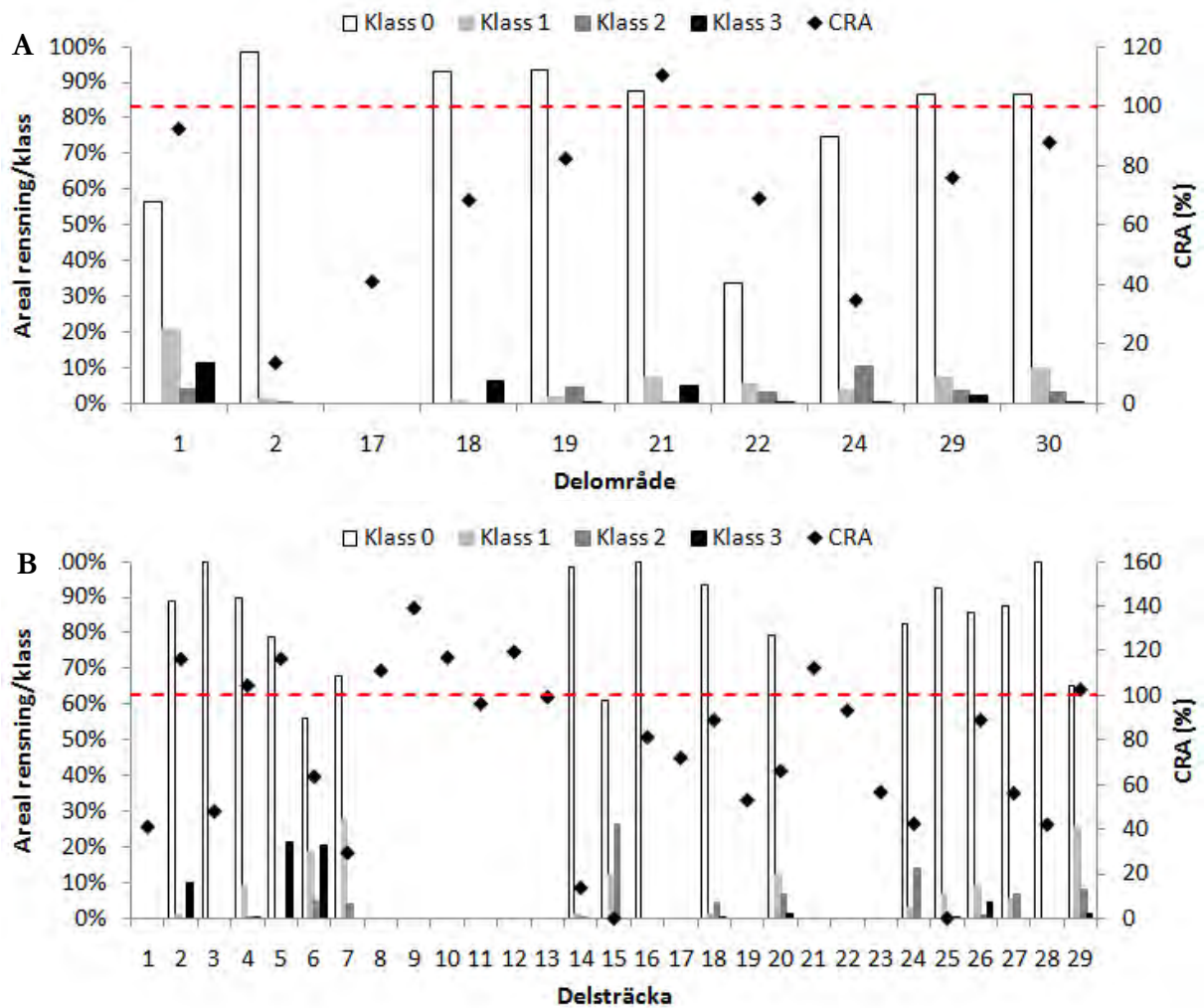
SKUGGNING & RENSNING

Skuggningen var relativt sett god i flertalet av delområdena, vilket framgår av figur 26. I 70 % av delområdena dominerade klass 3 (god skuggning >50 %). I delområdet Radan (24) dominerade dock klass 1 (mindre god skuggning <5 %) och i delområdet Svanån (22) samt Västerån (30) dominerade klass 2 (måttlig skuggning (5-50 %)). Liknande förhållanden förelåg då man ser till den dominerande skuggningsklassen per delsträcka.



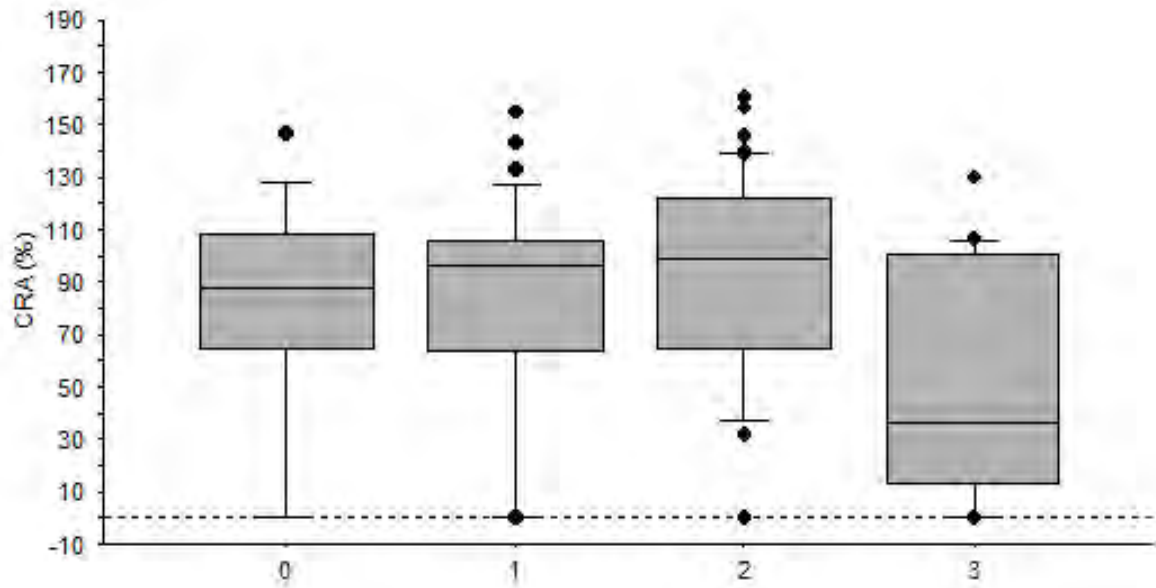
Figur 26. Relativ fördelning av totalarealen inom respektive delområde (A) och delsträcka (B) avseende skuggning. Baserat på biotopkarteringsdata, enligt biotopkarteringsmetodik (Hallén m.fl. 2002). Klass 0: obefintlig skuggning, klass 1: mindre god skuggning (<5%), klass 2: måttlig skuggning (5-50%) och klass 3: god skuggning (>50%). Punkterna avser genomsnittlig korrigerad relativ öringtäthet (CRA) för respektive delområde och delsträcka under perioden 1999-2008. Linjen markerar CRA (%) = 100.

Generellt sett var rensningspåverkan liten i de delområden och på de delsträckor där detta har angivits vid biotopkarteringen (figur 27). I Nissans huvudfåra, övre delen (delområde 1 och delsträcka 6) var dock 12 % respektive 21 % av vattendragsarean bedömd som omgrävd/rätad. Även i Helgaboån (delsträcka 5) var 21 % av vattendragsarean bedömd som omgrävd/rätad.



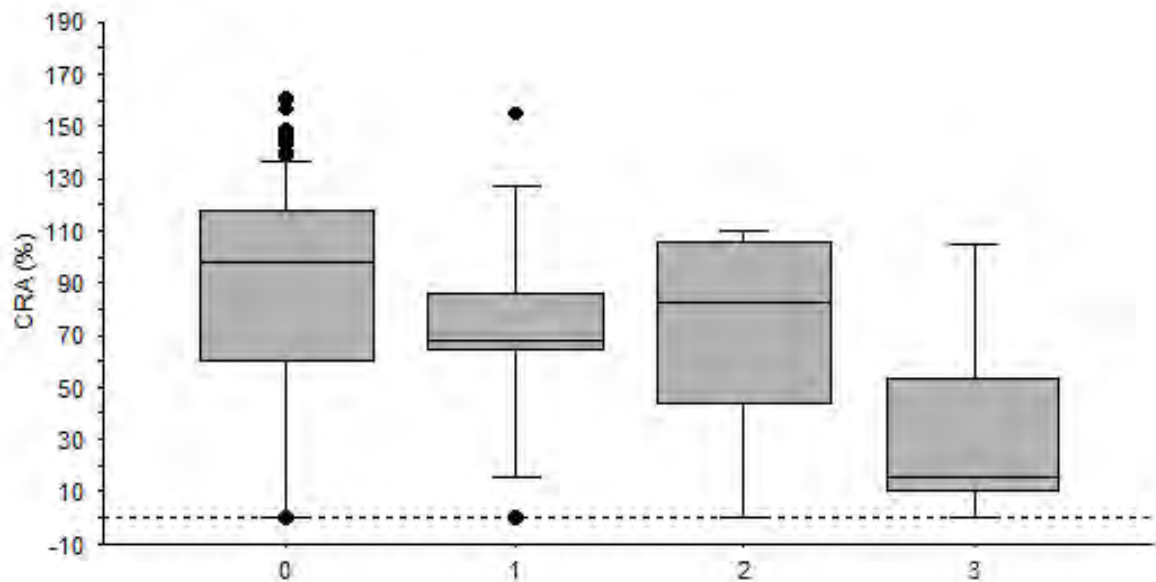
Figur 27. Relativ fördelning av totalarealen inom respektive delområde (A) och delsträcka (B) avseende rensning. Baserat på biotopkarteringsdata, enligt biotopkarteringsmetodiken (Hallmén m.fl. 2002). Klass 0: ej rensad, klass 1: försiktigt rensad, klass 2: måttligt till kraftigt rensad och klass 3: omgrävd/rätad. Punkterna avser genomsnittlig korrigerad relativ öringtäthet (CRA) för respektive delområde och delsträcka under perioden 1999-2008. Linjen markerar CRA (%) = 100.

I figur 28 redogörs för förhållandet mellan bedömningen av skuggningen på elfiskelokalerna och den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) i samband med elfisken 1999-2008. Det förelåg ett signifikant samband mellan habitatklassningen och CRA (%) med avseende på klass 3 i förhållande till klass 1 och 2 (ANOVA, $F_{103, 1808}=3,390$, $p<0,05$). Sambandet visade att lokaler med mindre god skuggning respektive måttlig skuggning uppvisade signifikant högre öringtätheter jämfört med lokaler med god skuggning.



Figur 28. Förhållandet mellan klassningen av elfiskelokalens kvalitet med avseende på skuggning enligt biotopkarteringsmetodiken (Halldén m.fl. 2002) och den korrigerade relativa öringtäteten (CRA) vid elfisken genomförda 1999-2008 (n=107). 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 punkter. Klass 0: obefintlig skuggning, klass 1: mindre god skuggning (<5%), klass 2: måttlig skuggning (5-50%) och klass 3: god skuggning (>50%).

I figur 29 redogörs för förhållandet mellan bedömningen av rensningspåverkan på elfiskelokalen och den korrigerade relativa öringtäteten (CRA) vid elfisken genomförda 1999-2008. Det förelåg en signifikant skillnad mellan rensningspåverkan klass 0 (ej rensad) och klass 3 (omgrävd/rätad) (ANOVA, $F_{105, 1930}=2,508$, $p>0,05$). Elfisken som genomförts på lokaler som inte bedömts vara rensade uppvisade högre öringtäteter i förhållande till de lokaler som bedömts vara omgrävda/rätade.



Figur 29. Förhållandet mellan klassningen av elfiskelokalens kvalitet med avseende på rensning enligt biotopkarteringsmetodiken (Halldén m.fl. 2002) och den korrigerade relativa öringtäteten (CRA) vid elfisken genomförda 1999-2008 (n=109). 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 punkter. Klass 0: ej rensad, klass 1: försiktigt rensad, klass 2: måttligt till kraftigt rensad och klass 3: omgrävd/rätad.

DISKUSSION

De samband som förelåg visade att en mindre god skuggning (<5 %) respektive en måttlig skuggning (5-50 %) resulterade i signifikant högre korrigerad relativ öringtäthet (CRA) än om skuggningen var god (>50 %) (figur 28). Varför lokaler med god skuggning inte hyste högre öringtätheter än lokaler med obefintlig eller mindre god skuggning kan tyckas konstigt, men bör förmodligen inte övertolkas. Skuggningen var i de flesta områdena i Nissan ovan Nissafors god (figur 26). Det fanns dock undantag såsom Radan (delområde 024) där cirka 50 % av vattendragets areal har mindre god skuggning (<5 %). I detta fall är detta en olycklig omständighet eftersom det i detta delområde finns flera stora sjöar (Rasjön, Rakalven och Stengårdshultasjön) som bidrar till att höja vattentemperaturerna sommardag. Skuggningen längs ett vattendrag har stor betydelse för vattentemperaturen. Enligt Giller & Malmqvist (1998) bidrar vegetationen i vattendragens närmiljö dels till att sänka vattnets medeltemperatur sommardag, dels förkorta den dagliga varaktigheten av de högsta vattentemperaturerna. Vidare refererar Giller & Malmqvist (1998) till Gray & Edington (1969) som menar att temperaturmaxima kan öka med 6-7°C vid kallhugning av skogen i ett vattendrags närmiljö. Mot bakgrund av detta, trots avsaknaden av relevanta samband mellan närmiljön och den korrigerade relativa öringtätheten (CRA), bör en ökad beskuggning eftersträvas i samtliga delområden och särskilt i de där andelen sjö i avrinningsområdet är stor (t.ex. Radan och Valån). Ytterligare ett problem med att skuggningen minskar samtidigt som ljusinflödet och vattenvegetationen ökar är att gäddan trivs bättre (Degerman m.fl. 2002).

Rensningspåverkan var generellt sett låg i de flesta delområdena, även om undantag fanns t.ex. Nissans huvudfåra, övre delen där cirka 10 % hade klassats som omgrävd/rätad (figur 27). Skillnaden i den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) mellan elfiskelokaler som bedömts vara opåverkade av rensning och de lokaler som bedömts vara omgrävda/rätade (figur 29) visade att rensningen gett upphov till lägre tätheter av öring. Detta var förväntat eftersom det oftast resulterar i mer homogena miljöer med mindre variationer i t.ex. strömbild och vattendjup. Således skall avsaknaden av samband med försiktigt rensade och måttligt till kraftigt rensade lokaler inte övertolkas utan istället skall gängse kunskap då det gäller rensning och kvalitén på öringens habitat tillämpas. Enligt Degerman m.fl. (2002) har ingrepp såsom rensningar, kanaliseringar och rätningar som syftat till att undanröja hinder för båtar, timmer och vatten haft en mycket negativ effekt på den strömlevande faunan i svenska vattendrag, stora som små. Åtgärder för att återställa vattendragen i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors från denna typ av påverkan har dock redan genomförts och mer planeras. I mitten av 1990-talet (95-96) genomfördes t.ex. omfattande arbeten med biologisk återställning i Radan och Svanån.

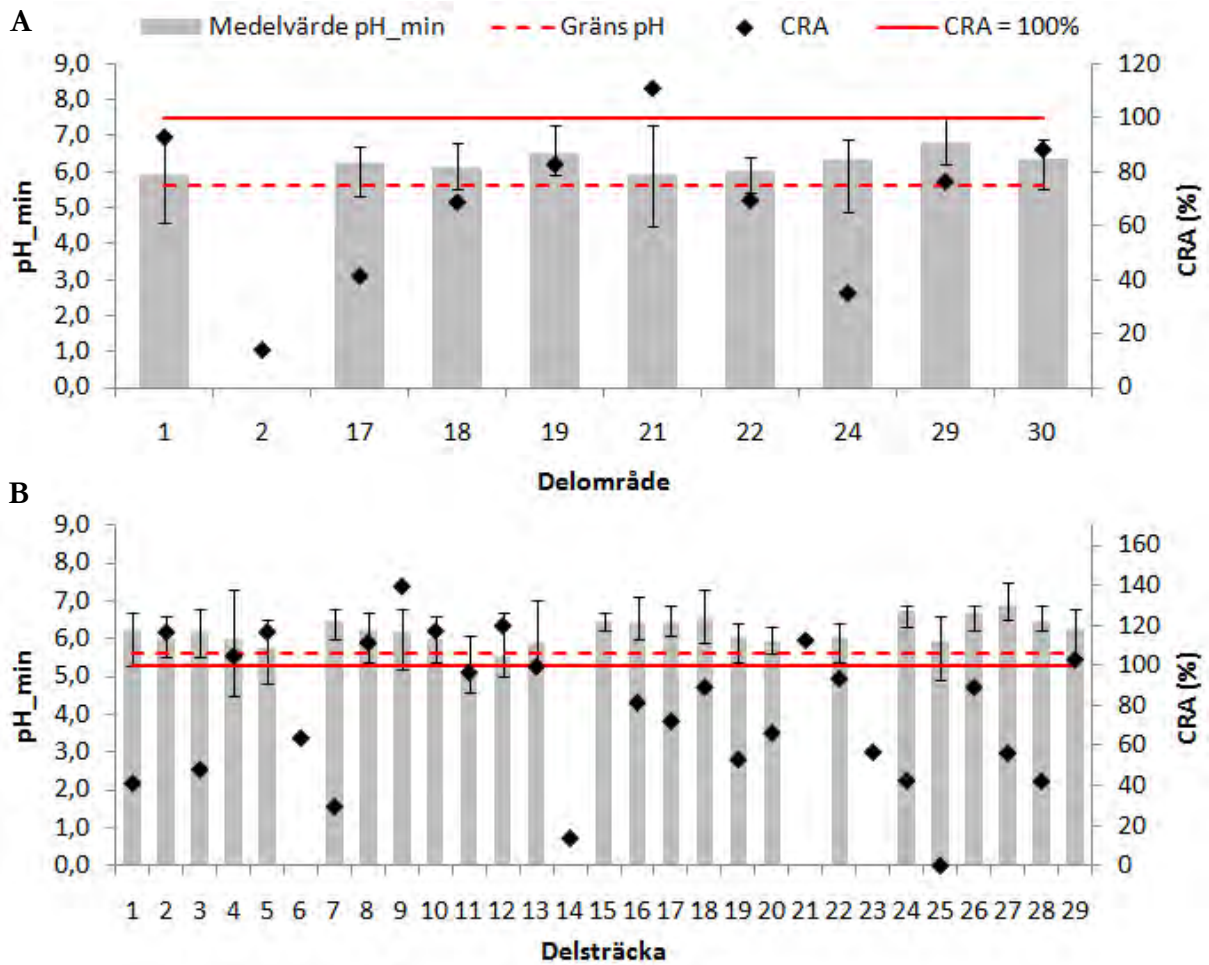
Vattenkvalitet

Observera att vid analyserna av parametrarna pH, alkalinitet, oorganiskt labilt aluminium, färg och grumlighet i förhållande till den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) respektive de faktiska öringtätheterna skedde detta utifrån min- alternativt maxvärden som uppmätts under perioden oktober-juli. Värden fr.o.m. oktober föregående år (år_n) t.o.m. juli påföljande år (år_{n+1}) jämfördes med elfiskeresultaten från samma år som januari-juli värdena avsåg (år_{n+1}). Observera även att de faktiska öringtätheterna/100m² (öring 0+, öring >0+ och öring) transformerades enligt $\log_{10}(\text{öringtäthet}+1)$ för normalfördelning. Detta gäller även parametrarna alkalinitet, oorganiskt labilt aluminium, färg och grumlighet samt bottenfaunatätheten som transformerades enligt $\log_{10}(\text{parameter})$.

FÖRSURNINGSRELATERADE PARAMETRAR

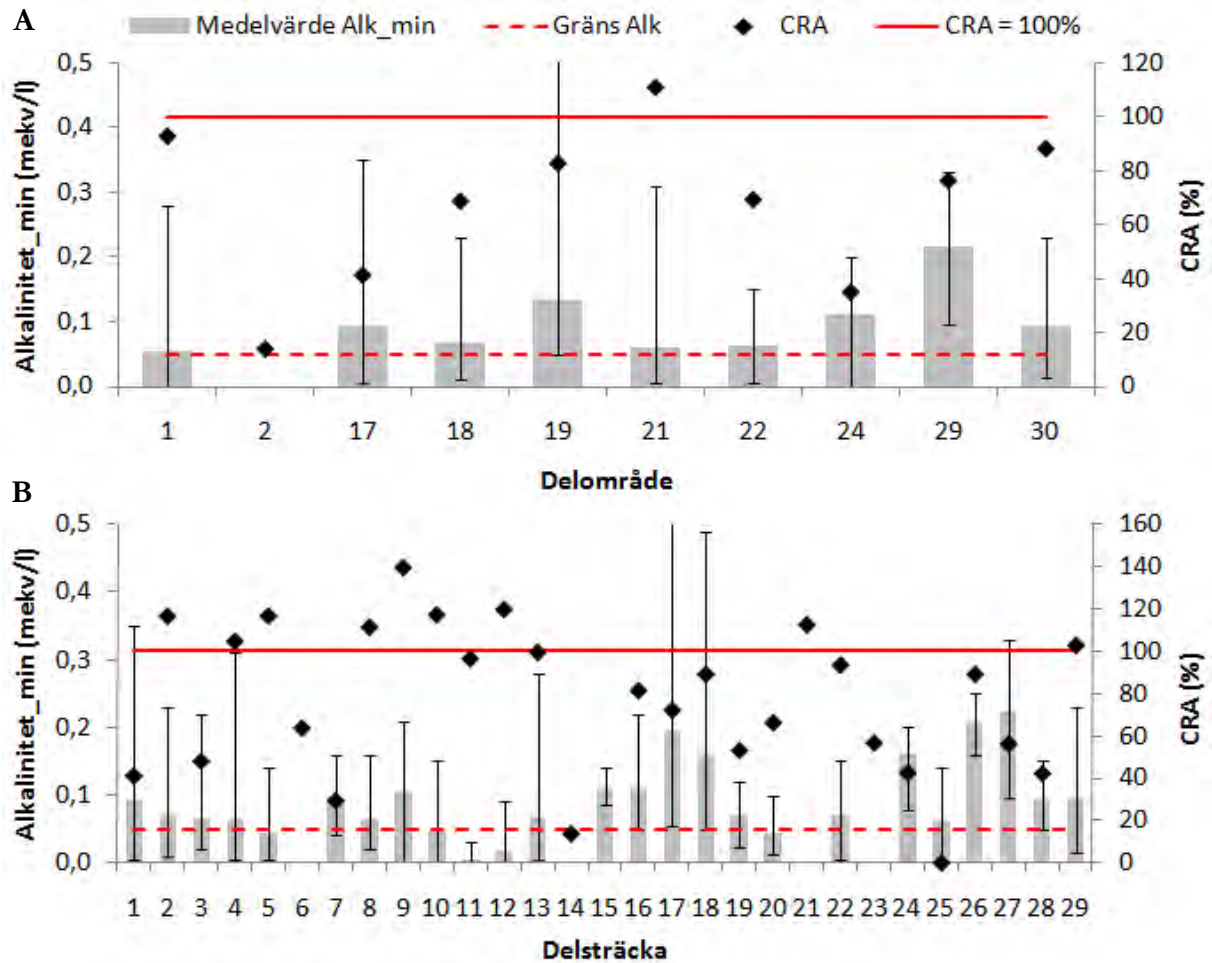
PH & ALKALINITET

Inget av delområdenas medelvärden med avseende på årsvärdet för lägsta uppmätta pH (pH_min) understeg gränsvärdet (pH 5,6) under perioden 1999-2008. Sett till motsvarande medelvärde för de olika delsträckorna var det bara delsträcka 11 (Apelåsabäcken) och 12 (Närmre bäck) som understeg gränsvärdet (figur 30). Dock har det på flertalet av delområdena (78 %) och delsträckorna (64 %) uppmätts enskilda värden som understeg pH 5,6.



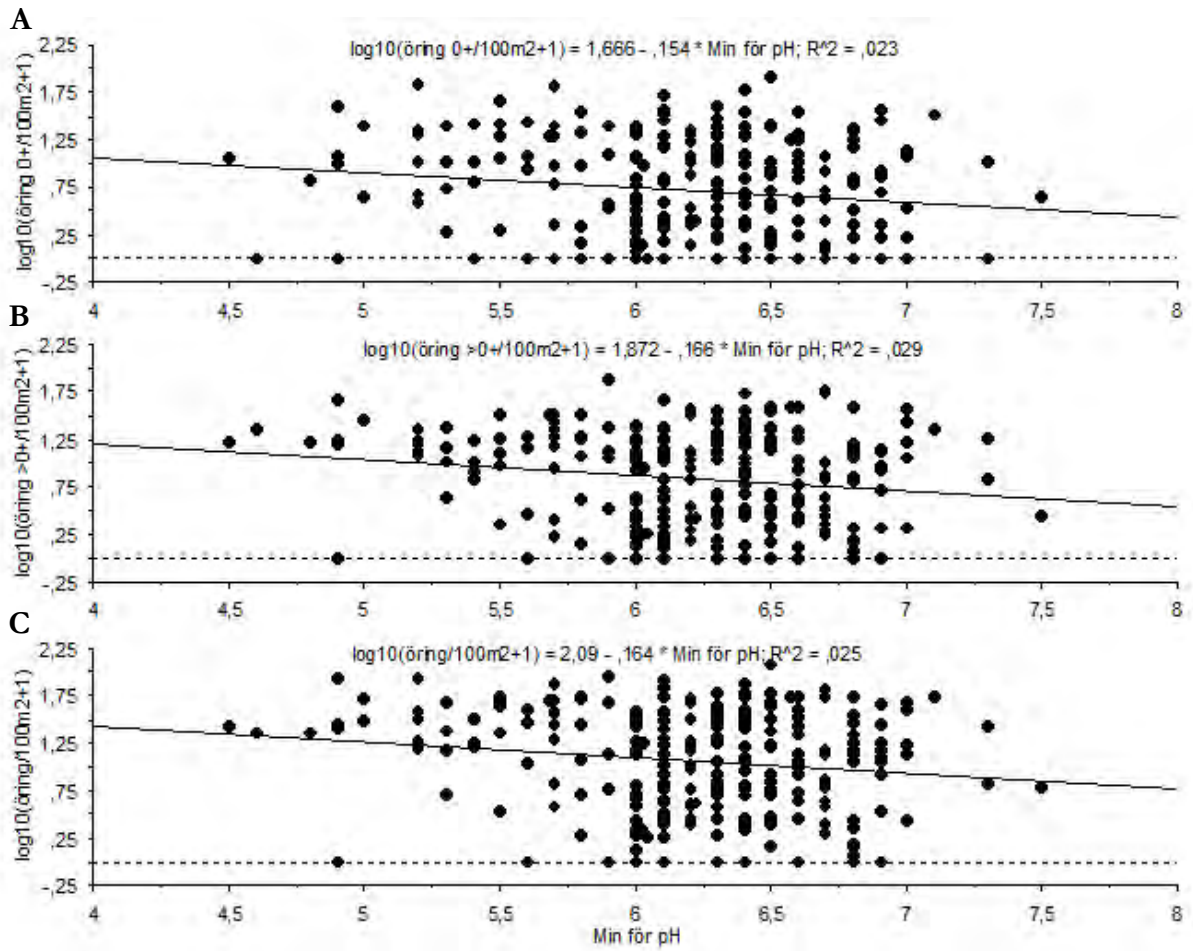
Figur 30. Medelvärden för pH_min för respektive delområde (A) och delsträcka (B) i Nissan ovan Nissafors under perioden 1999-2008. Felstaplarna anger högsta respektive lägsta uppmätta värde för pH_min. Punkterna avser genomsnittlig korrigerad relativ öringtätthet (CRA) för respektive delområde och delsträcka under perioden 1999-2008. Gränsvärde för pH=5,6.

Fördelningen av medelvärdena för årlägst alkalinitet (Alk_min) runt gränsvärdet (0,05) var mycket lika fördelningen av lägsta uppmätta pH sett till både delområden och delsträckor (figur 31). Det var t.ex. endast 16 % av delsträckorna som uppvisade ett medelvärde för årlägst alkalinitet som understeg gränsvärdet. Dessa var Helgaboån (nr 5), Apelåsabäcken (nr 11), Närmre bäck (nr 12) och Svanån ovan Svansjön (nr 20). På flertalet av både delområdena (89 %) och delsträckorna (76 %) har det dock uppmätts enskilda värden som understeg gränsvärdet.

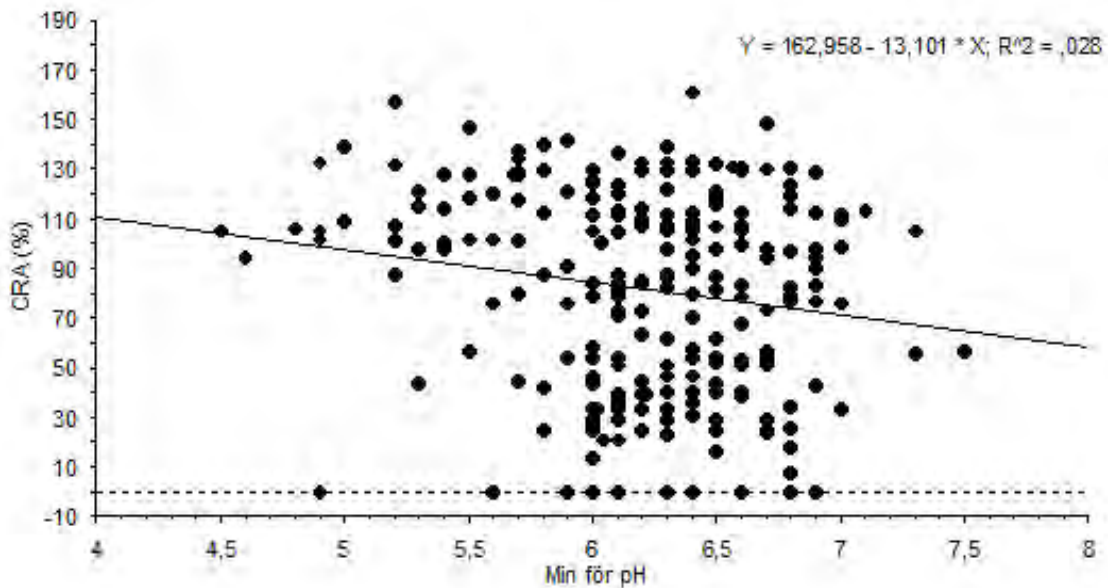


Figur 31. Medelvärden för Alkalinitet_min för respektive delområde (A) och delsträcka (B) i Nissan ovan Nissafors under perioden 1999-2008. Felstaplarna anger högsta respektive lägsta uppmätta värde för Alkalinitet_min. Punkterna avser genomsnittlig korrigerad relativ öringtäthet (CRA) för respektive delområde och delsträcka under perioden 1999-2008. Gränsvärde för alkalinitet=0,05.

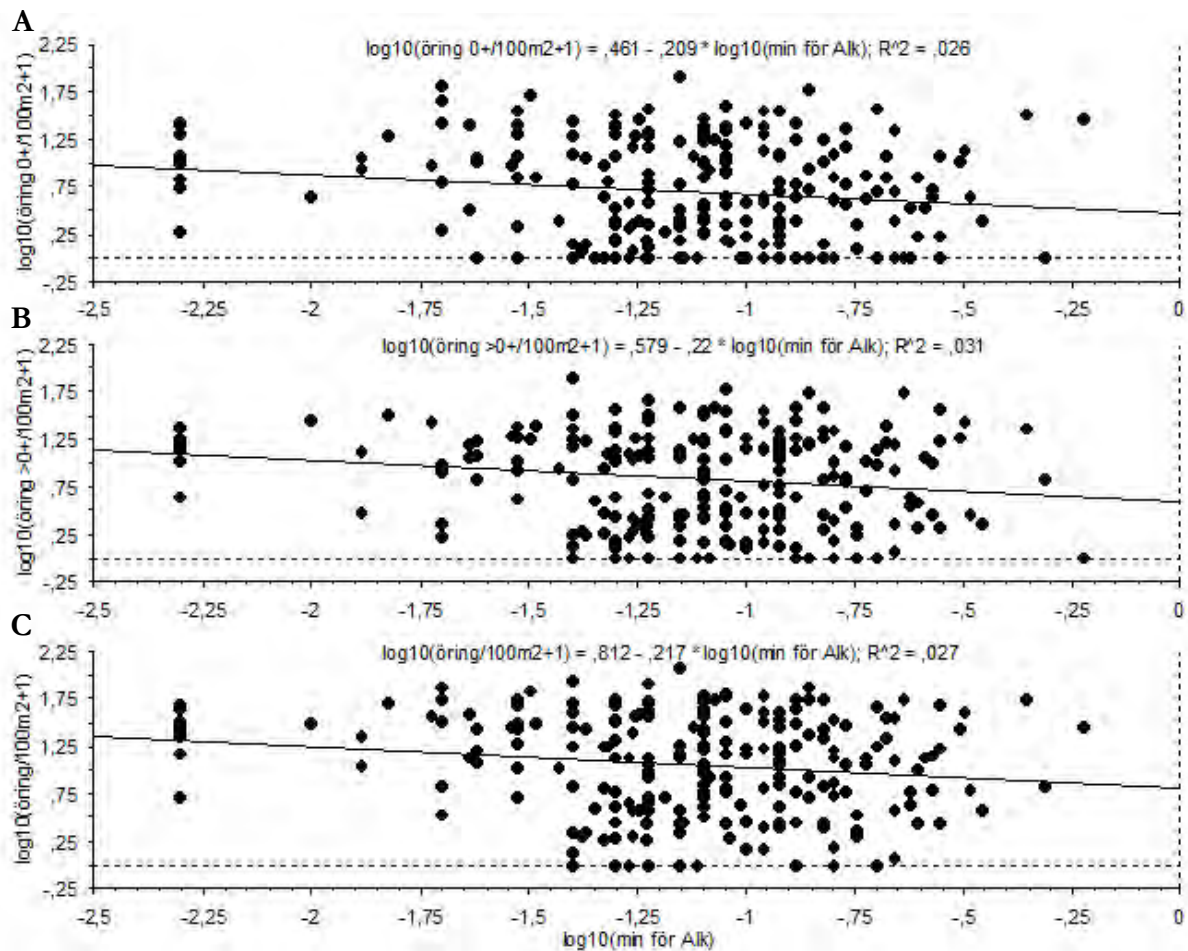
Förhållandet mellan de faktiska öringtätheterna (öring 0+, öring >0+ och öring totalt) och de lägsta uppmätta värdena för pH respektive alkalinitet under perioden oktober-juli 1999-2008 framgår av figur 32 respektive 34. Trots att trendlinjerna var negativa, dvs. ju högre lägsta pH respektive alkalinitet desto lägre öringtätheter, var sambandet mellan lägsta uppmätta alkalinitet och täthet öring >0+ respektive öring totalt signifikant (Multipel regressionsanalys, $p < 0,05$, $r^2 = 0,03$, $df = 233$). Observera dock att förklaringsgraden var låg för dessa samband. Baserat på figur 33 och 35 ser även förhållandet mellan lägsta uppmätta pH respektive alkalinitet och den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) ut att vara negativt. Några signifikanta samband mellan minvärdena för pH respektive alkalinitet och den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) gick dock inte att påvisa (Multipel regressionsanalys, $p > 0,05$, $r^2 = 0,03$, $df = 233$).



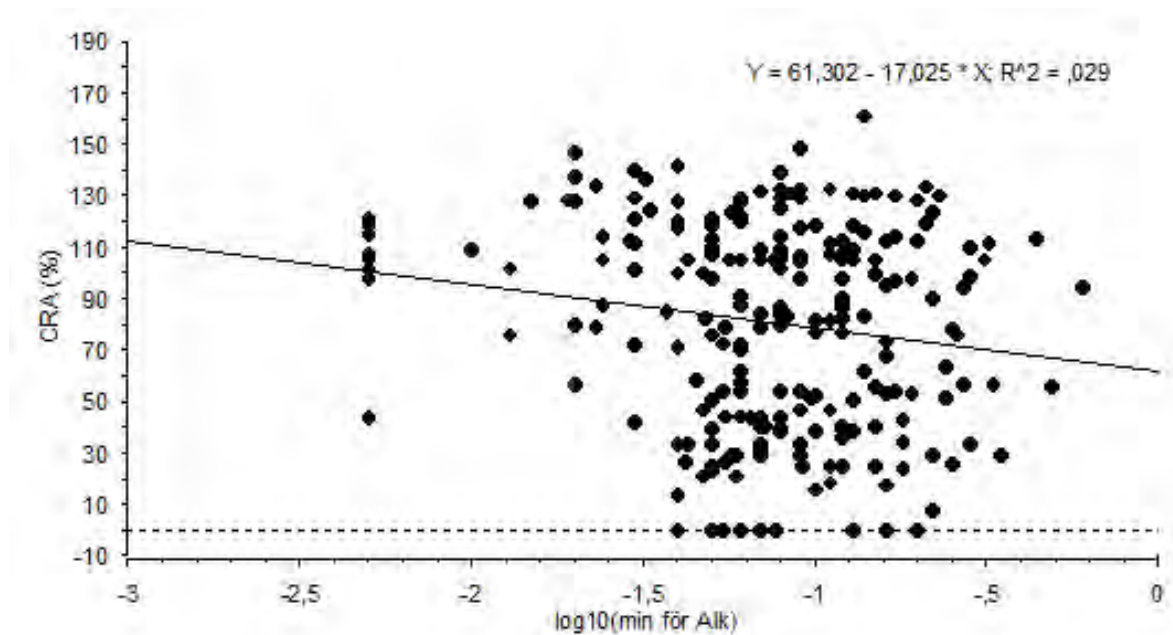
Figur 32. Förhållandet mellan tätheten av öring 0+ (A), öring >0+ (B) och öring totalt (C) vid elfiske (årn+1) och lägsta uppmätta pH, oktober (årn) – juli (årn+1), under perioden 1999-2008 (n=246). Observera att de faktiska öringtätheter-na/100m² (öring 0+, öring >0+ och öring totalt) har transformerats enligt log₁₀(öringtäthet+1).



Figur 33. Förhållandet mellan lägsta uppmätta pH, oktober (årn) – juli (årn+1), och den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) (årn+1) mellan 1999 och 2008 (n=246).



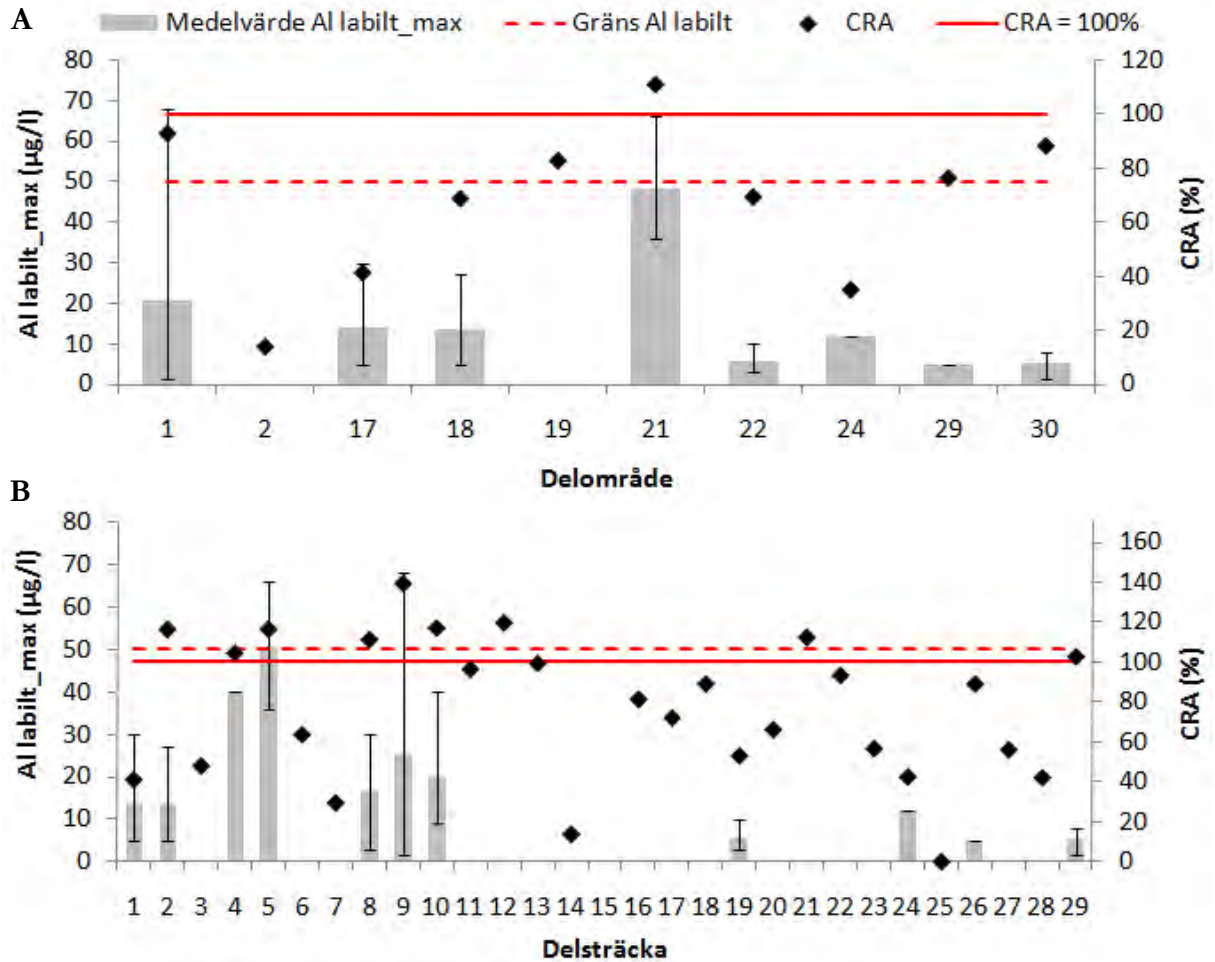
Figur 34. Förhållandet mellan tätheten av öring 0+ (A), öring >0+ (B) och öring totalt (C) vid elfiske (årn+1) och lägsta uppmätta alkalinitet, oktober (årn) – juli (årn+1), under perioden 1999-2008 (n=237). Observera att de faktiska öringtätheterna/100m² (öring 0+, öring >0+ och öring totalt) har transformerats enligt log₁₀(öringtäthet+1) och att värdena för alkaliniteten har transformerats enligt log₁₀(Alkalinitet_min).



Figur 35. Förhållandet mellan lägsta uppmätta alkalinitet, oktober (årn) – juli (årn+1), och den korrigerade relativa öringtättheten (CRA) (årn+1) mellan 1999 och 2008 (n=237). Observera att värdena för alkaliniteten har transformerats enligt $\log_{10}(\text{Alkalinitet}_{\text{min}})$.

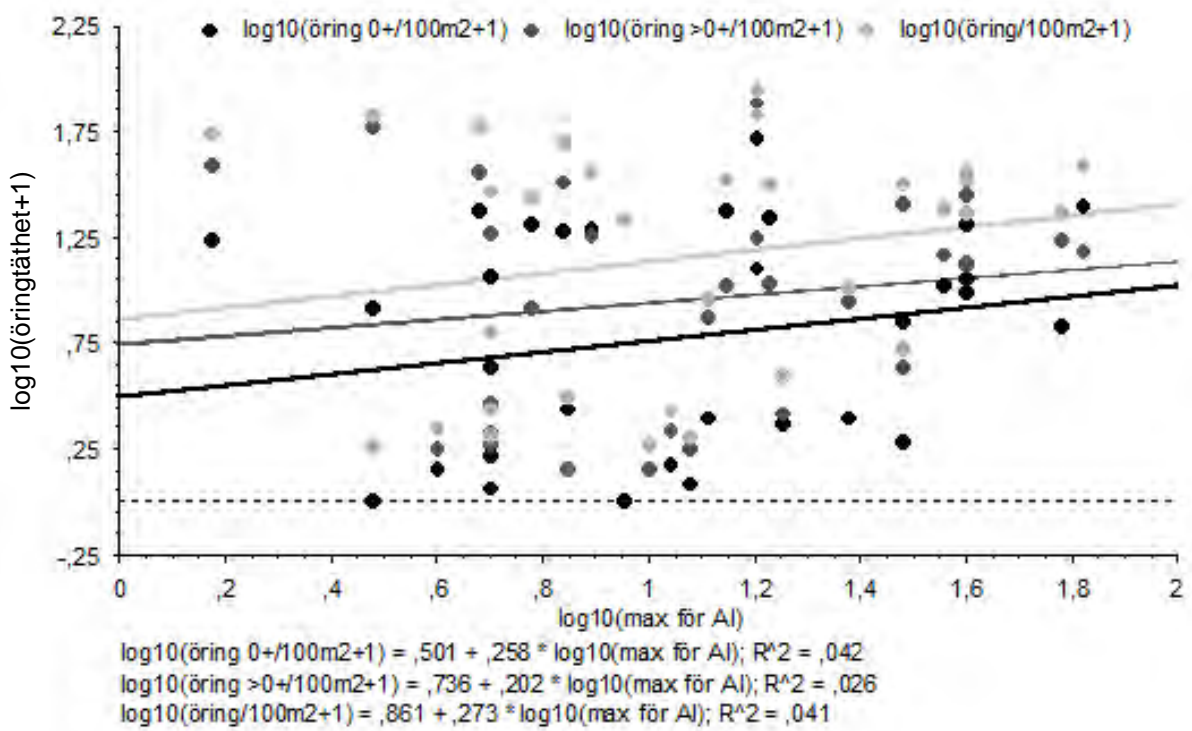
ALUMINIUM

Medelvärdet för årshögsta mätvärde för oorganiskt labilt aluminium per delområde respektive delsträcka redogörs för i figur 36. Observera att det vid denna sammanställning endast har använts data fr.o.m. 2003 eftersom de värden som erhållits före detta inte anses tillförlitliga. Inget av delområdena uppvisade medelvärden som översteg gränsvärdet ($50 \mu\text{g/l}$) och på de delsträckor där halterna av labilt oorganiskt aluminium mätts mellan 2003 och 2008 överskred medelvärdet för årshögsta gränsvärdet endast på en delsträcka, Helgaboån (nr 5). Vidare har det på ytterligare en delsträcka (Bullerbäcken, nr 9) uppmätts enskilda värden som överskred gränsvärdet. I figur 37 och 38 redogörs för förhållandet mellan öringtättheterna/ 100m^2 (öring 0+, öring >0+ och totaltäthet) respektive den korrigerade relativa öringtättheten (CRA) och de högsta uppmätta halterna av oorganiskt labilt aluminium under perioden oktober-juli, 2003-2008.

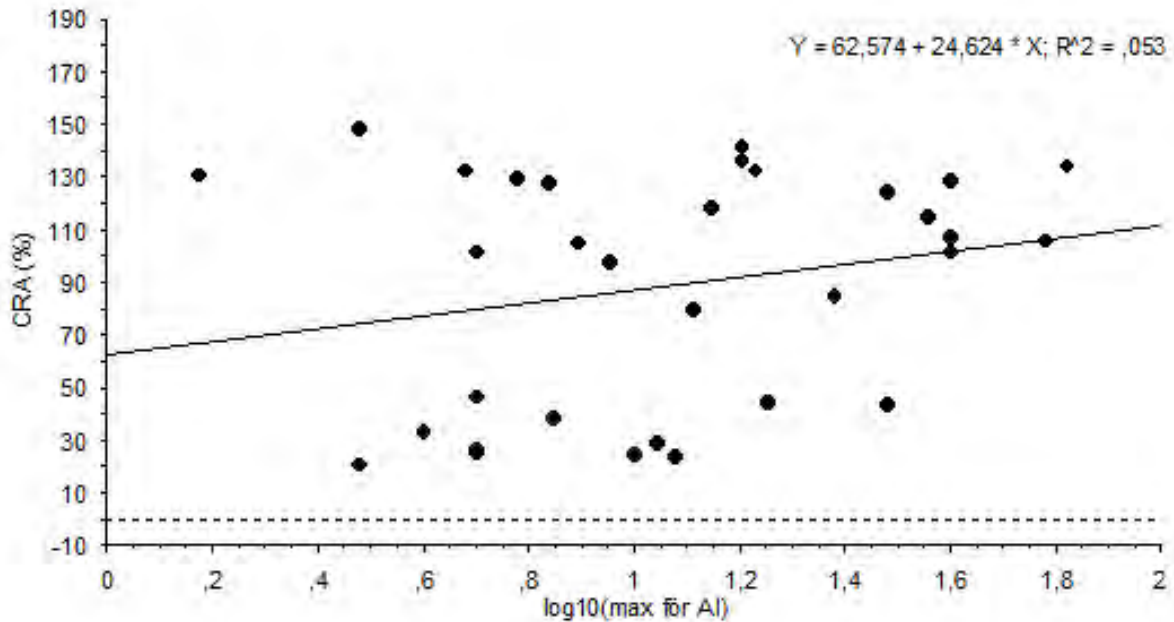


Figur 36. Medelvärden för max labilt Aluminium för respektive delområde (A) och delsträcka (B) i Nissan ovan Nissafors under perioden 2003-2008. Felstaplarna anger högsta respektive lägsta uppmätta värde för max labilt Aluminium. Punkterna avser genomsnittlig korrigerad relativ öringtäthet (CRA) för respektive delområde och delsträcka under perioden 2003-2008. Gränsvärde för aluminium =50. Observera att de delområden och delsträckor där värden saknas för max labilt Aluminium inte innebär att nollvärden har uppmätts.

Spridningen i figur 37 och 38 bekräftades vid de statistiska analyserna som visade att det inte förelåg några signifikanta samband mellan högsta uppmätta värde för oorganiskt labilt aluminium och tätheterna av öring 0+, >0+ samt totalt respektive den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) under perioden 2003-2008 (Linjär regressionsanalys, $p > 0,05$, $r^2 = 0,03-0,05$, df 30).



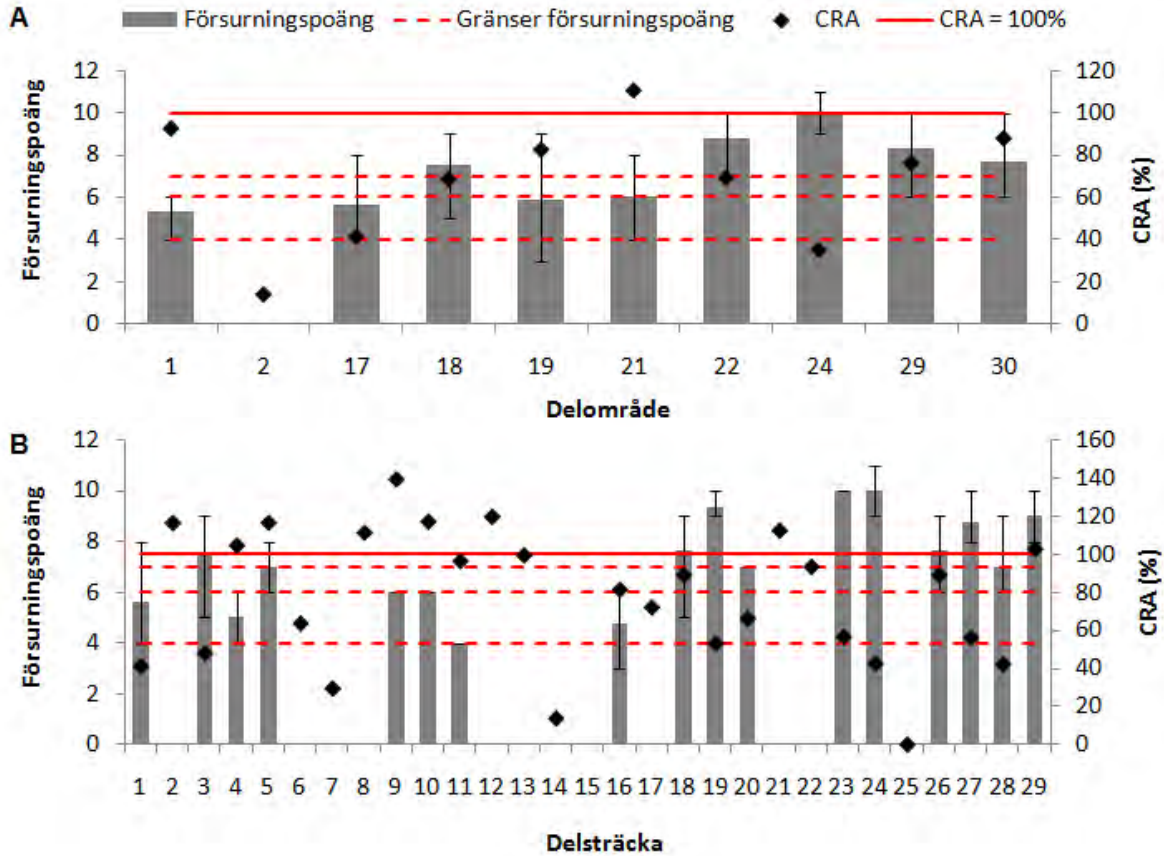
Figur 37. Förhållandet mellan öringtätheter/100m² vid elfiske (årn+1) och högsta uppmätta halter av oorganiskt labilt aluminium, oktober (årn) – juli (årn+1), under perioden 2003-2008 (n=32). Observera att de faktiska öringtätheter-na/100m² (öring 0+, öring >0+ och öring totalt) har transformerats enligt log₁₀(öringtäthet+1) och att värdena för oorganiskt labilt aluminium har transformerats enligt log₁₀(Aluminium_max).



Figur 38. Förhållandet mellan högsta uppmätta halter av oorganiskt labilt aluminium, oktober (årn) – juli (årn+1), och den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) (årn+1) mellan 2003 och 2008 (n=32). Observera att värdena för oorganiskt labilt aluminium har transformerats enligt log₁₀(Aluminium_max).

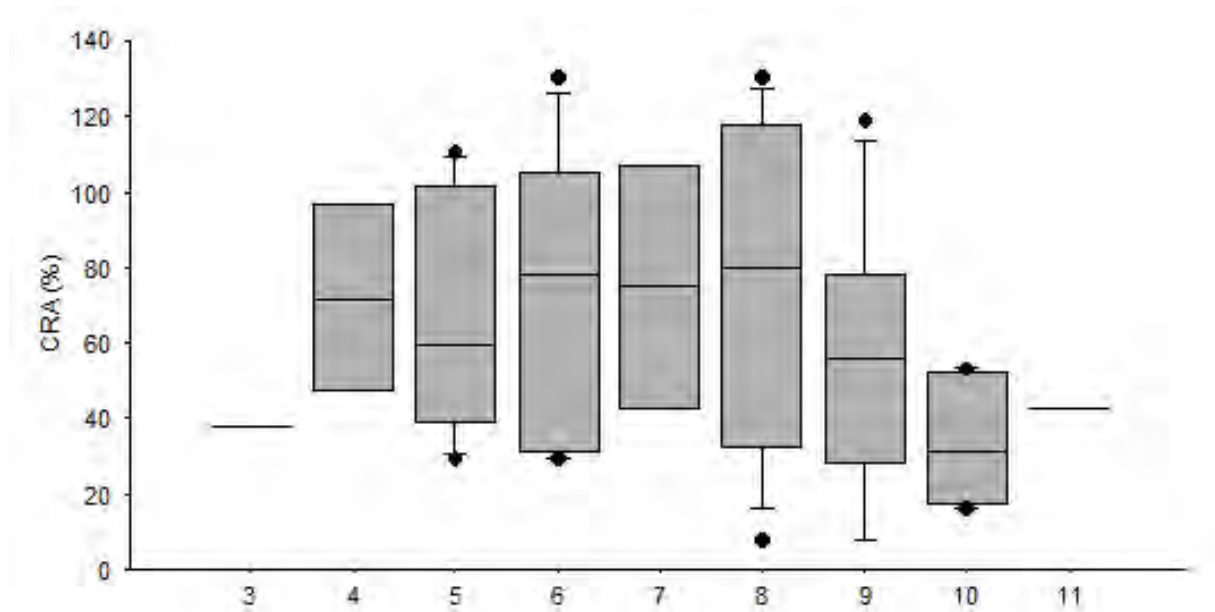
BOTTENFAUNA & FÖRSURNINGSPÖÄNG

I figuren nedan redovisas medelvärden samt max- och minvärden för försurningspoäng per delområde (39A) och per delsträcka (39B) baserat på provtagningar mellan 1999 och 2008. Som synes var spridningen stor och det fanns delområden och delsträckor som inte var försurade om man ser till försurningspoängen, men som uppvisade både låga och höga öringtätheter i förhållande till de förväntade. De samband som fanns med avseende på försurningspoängen var att försurningspoäng 10 uppvisade lägre tätheter i förhållande till försurningspoäng 6 respektive 8 (ANOVA, $F_{48, 1328}=1,086$, $p<0,05$), vilket även redogörs för i figur 40.



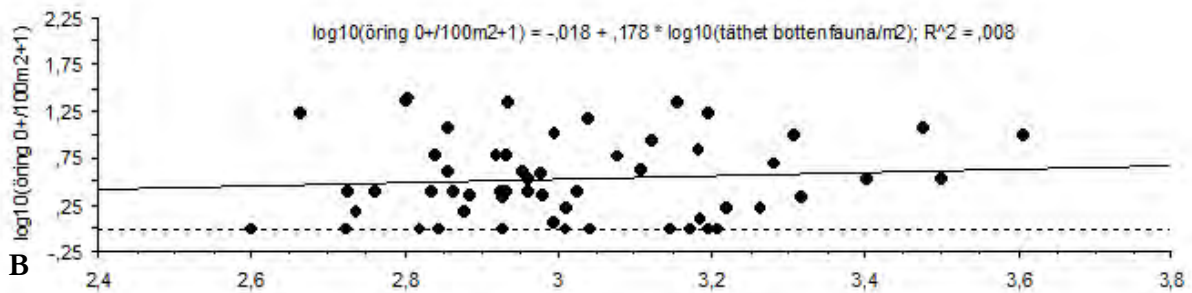
Figur 39. Medelvärden för försurningspoäng (Medin & Henriksson, 1990) för respektive delområde (A) och delsträcka (B) i Nissan ovan Nissafors där mätningar skett under perioden 1999-2008. Felstaplarna anger högsta respektive lägsta uppmätta värde. De streckade linjerna markerar gränserna för stark eller mycket stark påverkan (0-4), betydlig påverkan (4-6), måttlig påverkan (6-7) och obetydlig påverkan (≥ 7). Punkterna avser genomsnittlig korrigerad relativ öringtäthet (CRA) för respektive delområde och delsträcka under perioden 1999-2008.

Förhållandet mellan de faktiska öringtätheterna och bottenfaunatätheten redogörs för i figur 41. Det förelåg ett signifikant positivt samband mellan tätheten av öring >0+ respektive öring totalt och bottenfaunatätheten (Linjär regressionsanalys: $p<0,05$, $r^2=0,09-0,15$, $df = 55$). Däremot förelåg inget samband mellan tätheten av öring 0+ och bottenfaunatätheten (Linjär regressionsanalys: $p>0,05$, $r^2=0,01$, $df = 55$). Även mellan den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) och bottenfaunatätheten förelåg ett signifikant positivt samband (Linjär regressionsanalys: $p<0,05$, $r^2=0,09$, $df = 55$), vilket framgår av figur 42.

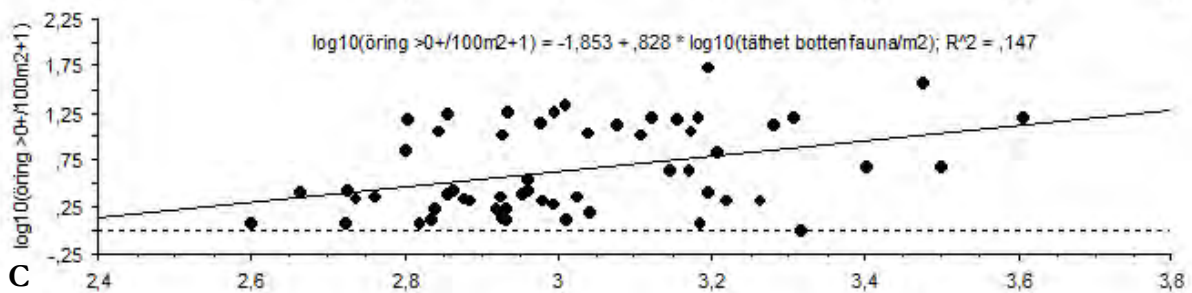


Figur 40. Förhållandet mellan försurningspoäng (Medin & Henriksson, 1990) och den korrigerade relativa öringtäteten (CRA), 1999-2008 (n=57).

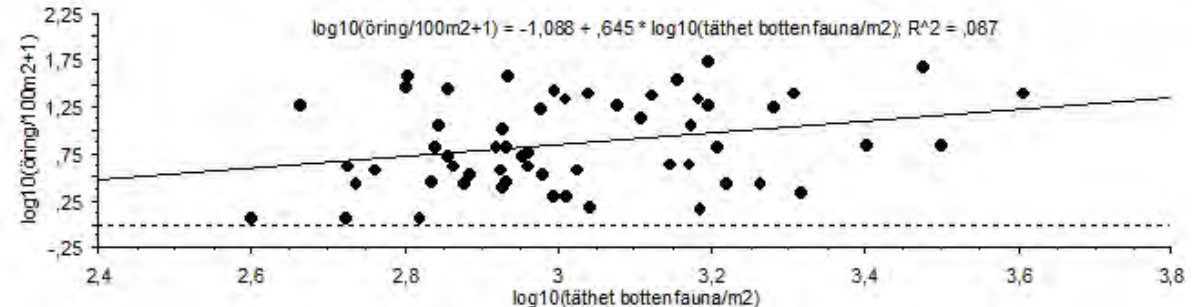
A



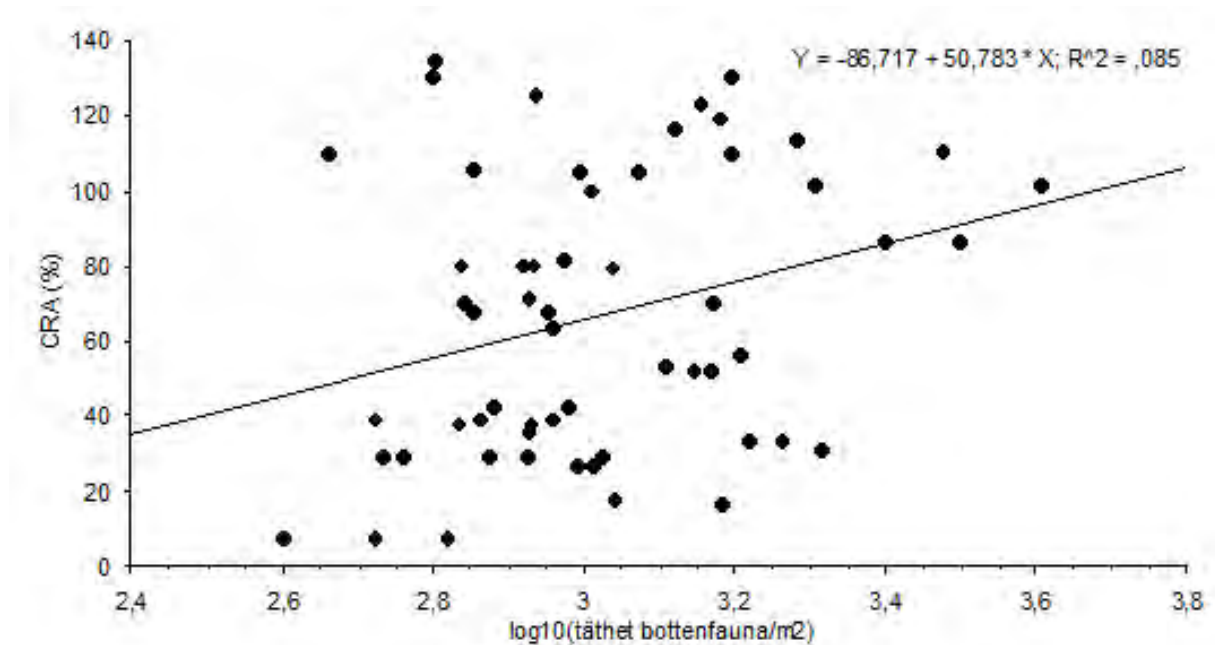
B



C



Figur 41. Förhållandet mellan öringtätheter/100m2 och bottenfaunatäthet/m2, 1999-2008 (n=57). Observera att de faktiska öringtätheterna/100m2 (öring 0+, öring >0+ och öring totalt) har transformerats enligt log10(öringtäthet+1) och att värdena för bottenfaunatätheten/m2 har transformerats enligt log10(bottenfaunatäthet/m2).



Figur 42. Förhållandet mellan bottenfaunatätheten/m² och den korrigerade relativa öringtätheten (CRA), 1999-2008 (n=57). Observera att värdena för bottenfaunatätheten/m² har transformerats enligt log₁₀(bottenfaunatäthet/m²).

DISKUSSION

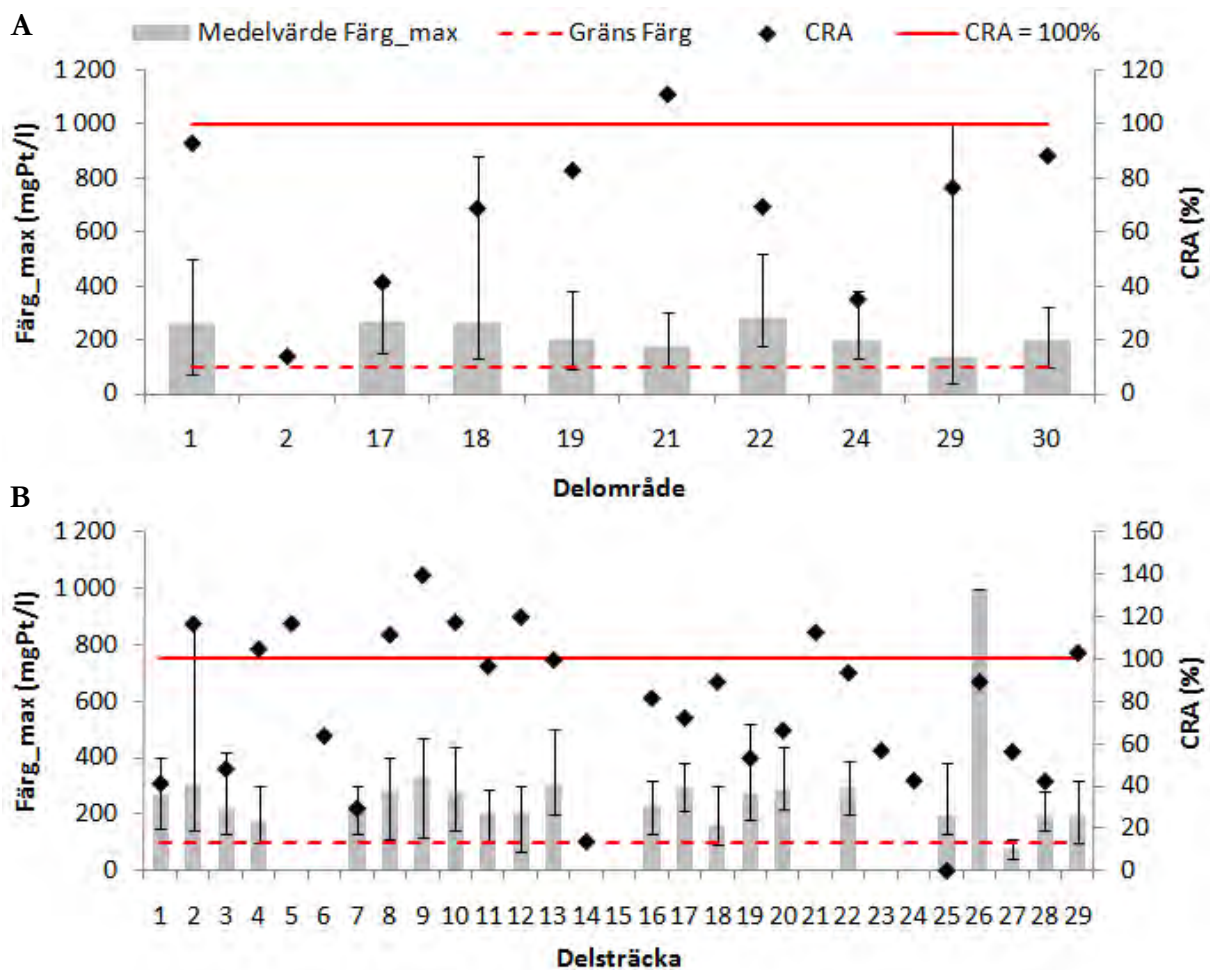
Som framgått av resultaten ovan gick det inte att på ett relevant sätt koppla den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) eller de faktiska tätheterna av öring till de försurningsrelaterade parametrarna pH, alkalinitet, aluminium och försurningspoäng. De samband som fanns hade en låg förklaringsgrad och tydde snarare på att öringtätheterna minskade med högre pH och alkalinitet samt lägre oorganiskt labilt aluminium, vilket inte är rimligt. De resultat som förelåg avseende bottenfauna tätheten och öringtätheterna förefaller däremot rimliga eftersom en ökad bottenfaunatäthet även kan innebära en ökad födotillgång för öring. Man bör dock ha i åtanke att fiskars försurningskänslighet inte enbart beror på pH utan en rad andra vattenkemiska parametrar. Som exempel anges i Degerman m.fl. (2002) bl.a. att kalcium, natrium och humusämnen motverkar försurningens negativa effekter till viss del, medan aluminium och mangan har motsatt verkan. Vidare menar Degerman m.fl. (2002) att fiskens kondition, livsfas och exponeringstid också inverkar på vilka effekter försurningen får i fiskbestånd. Förmodligen är de s.k. surstötarna även många fler än det som finns dokumenterat från vattenprovtagningen eftersom det inte är lätt att komma ut i fält vid rätt tillfälle, speciellt inte då det i de olika biflödena och huvudfåran inte är högflöden vid samma tidpunkt. Således är det närmast omöjligt att pricka in surstötarna i varje enskilt vattendrag. Vidare är det inte enbart det lägsta uppmätta värdet som är av betydelse utan även hur långa perioder och hur ofta det förekommer s.k. surstötter. Denna typ av information finns dock inte för närvarande. Sammantaget leder denna komplexitet till att det inte går att ge några exakta gränser för då störningar uppstår utan snarare ungefärliga värden där en viss osäkerhet råder till följd av ovanstående. Enligt Degerman m.fl. (2002) är öringens reproduktion störd vid pH 5,4–5,0 och vid pH <5,0 saknas den. Vidare menar de att försurningen framförallt drabbar rom och yngel och att den fiskdöd som försurningen medför främst är ett resultat av:

1. En försämrad kläckning av rommen till följd av en inaktivering av kläckningsenzym.
2. Ett lågt pH i kombination med aluminium som orsakar slembildning på fiskens gälar och ökade saltförluster, vilket drabbar främst yngel.

Trots denna komplexitet borde de avrinningsområden som är större (figur 9) och har en större andel sjö (figur 10) uppvisat bättre öringtättheter eftersom ett större avrinningsområde oftast har en bättre buffringsförmåga och sjöar har en fördröjande och utjämnande effekt. Detta var dock inte fallet i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors utan snarare tvärtom då det gäller avrinningsområdets storlek och till viss del med avseende på andelen sjö. Vidare tycks det vara så att en måttlig försurningspåverkan, baserat på försurningspoängen, ger högre öringtättheter. Avsaknaden av korrelation till de försurningsrelaterade parametrarna (pH, alkalinitet, aluminium och försurningspoäng) innebär dock inte att man helt skall utesluta att det föreligger någon försurningspåverkan på öringtättheterna. Baserat på den kunskap som finns om försurningens effekter på fiskbestånd och osäkerheterna kring gränsvärdena är möjligt att just dessa parametrar ändå påverkar öringtättheterna negativt.

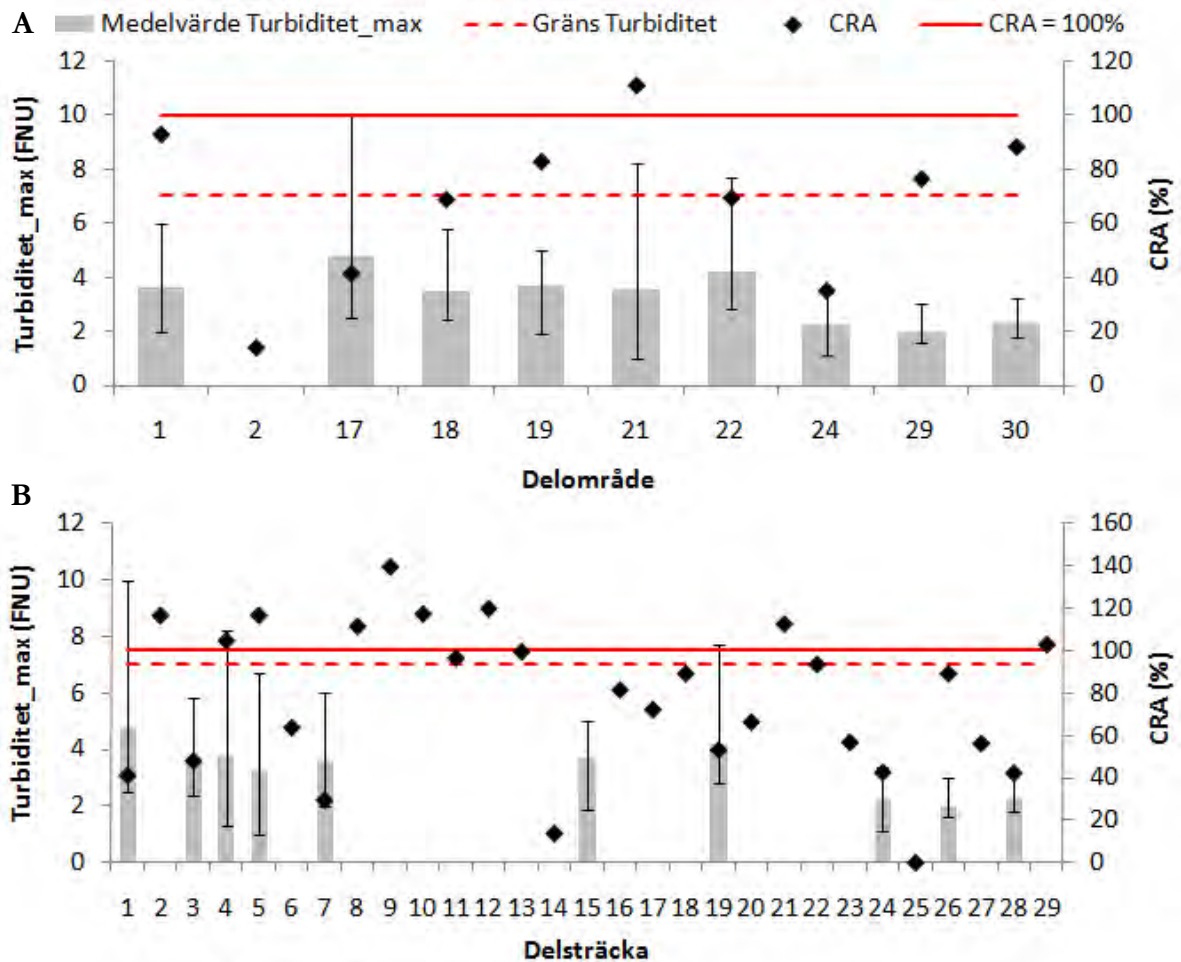
VATTENFÄRG & GRUMLIGHET

Generellt sett var vattnet i delområdena och på delsträckorna starkt färgat (>100 mg Pt/l) baserat på Naturvårdsverket (2000), vilket också framgår av figur 43. Samtliga delområden och delsträckor hade ett medelvärde för högsta uppmätta färgtal (Färg_max) som översteg gränsen för starkt färgat vatten med undantag för delsträcka 27 (Valån ovan södra Vallsjön). I samtliga delområde och delsträckor har också mycket höga färgtal uppmätts vid enskilda tillfällen under perioden 1999-2008.



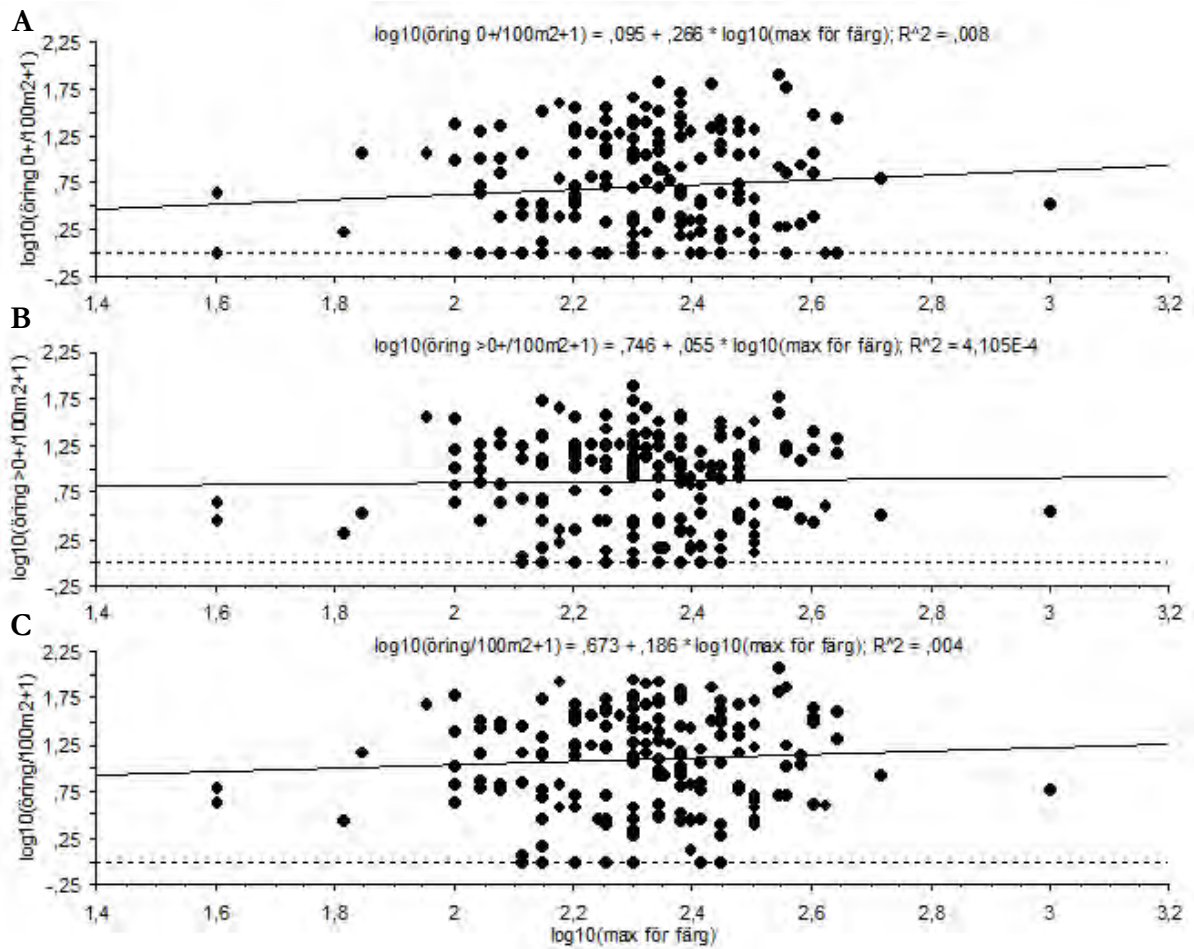
Figur 43. Medelvärden för högsta uppmätta färgtal för respektive delområde (A) och delsträcka (B) i Nissan ovan Nissafors under perioden 1999-2008. Felstaplarna anger högsta respektive lägsta uppmätta värden för Färg_max. Punkterna avser genomsnittlig korrigerad relativ öringtätthet (CRA) för respektive delområde och delsträcka under perioden 1999-2008. Gränsvärde för färg = 100 (starkt färgat vatten).

Vattnet var måttligt (1,0–2,5 FNU) till betydligt grumligt (2,5–7,0 FNU), baserat på Naturvårdsverket (2000), i de delområden och på de delsträckor där mätningar har genomförts de senaste tio åren (1999–2008) vilket framgår av figur 44. I tre av delområdena har dock enskilda mätningar gjorts som visade att vattnet varit starkt grumligt (FNU >7,0). Sett till de olika delsträckorna var det också tre stycken (Nissans källflöde, Sågån/Grissleån och Svanån nedan Svansjön) som vid något tillfälle uppvisade starkt grumliga förhållanden under perioden 1999–2008.

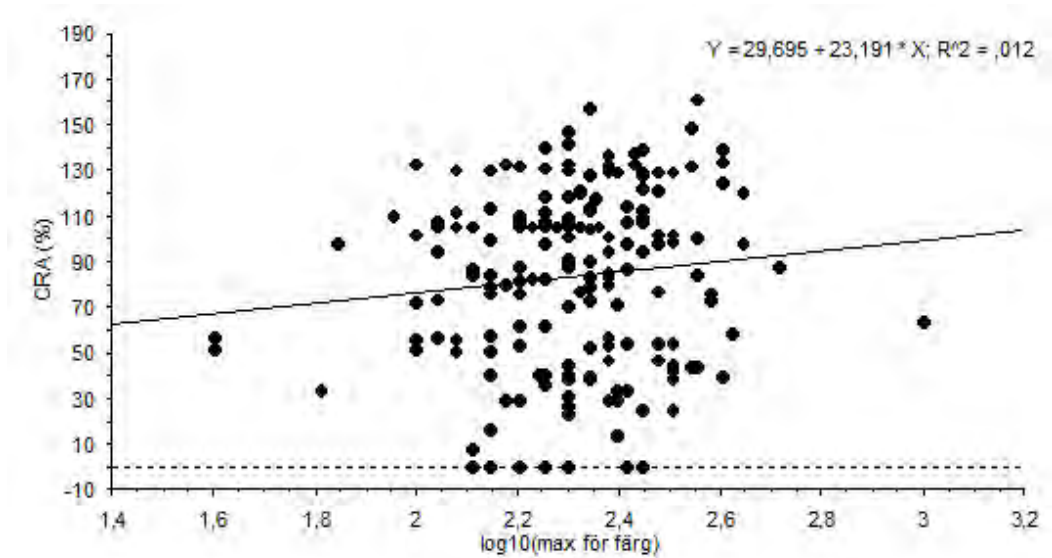


Figur 44. Medelvärden för högsta uppmätta grumlighet för respektive delområde (A) och delsträcka (B) i Nissan ovan Nissafors under perioden 1999–2008. Felstaplarna anger högsta respektive lägsta uppmätta värden för Turbiditet_max. Punkterna avser genomsnittlig korrigerad relativ öringtäthet (CRA) för respektive delområde och delsträcka under perioden 1999–2008. Gränsvärde för grumlighet = 7 FNU (starkt grumligt vatten).

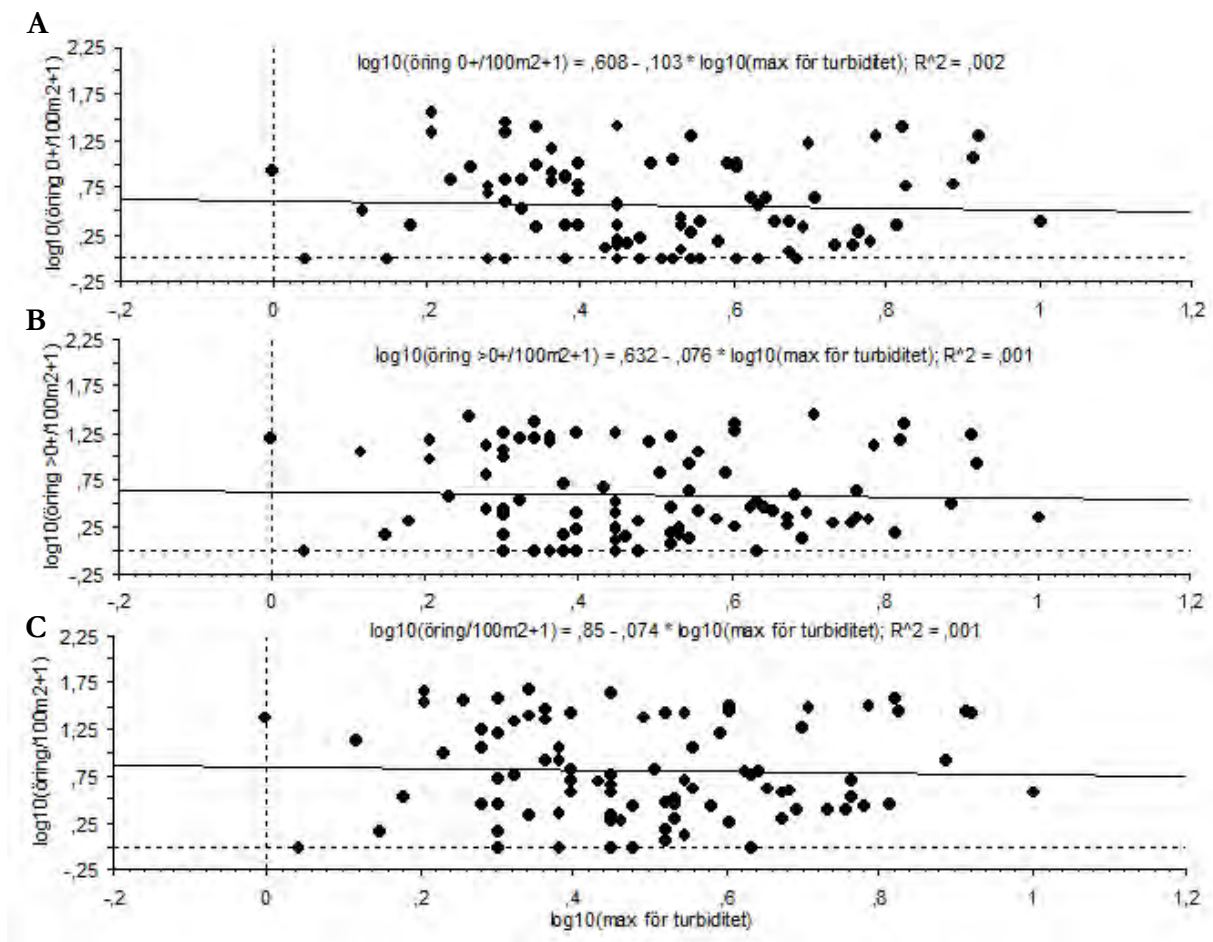
Förhållandet mellan tätheterna av öring 0+, >0+ och totalt i förhållanden till de högsta uppmätta värdena för färgtal respektive grumlighet under oktober-juli, 1999–2008, framgår av figur 45 och 47. Inga signifikanta samband förelåg (Multipel regressionsanalys: $p > 0,05$, $r^2 = 0,04-0,14$, $df = 28$). Det förelåg inte heller några signifikanta samband mellan den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) och färgtalet respektive grumligheten (Multipel regressionsanalys: $p > 0,05$, justerat $r^2 = 0,05$, $df = 28$), vilket redovisas i figur 46 och 48.



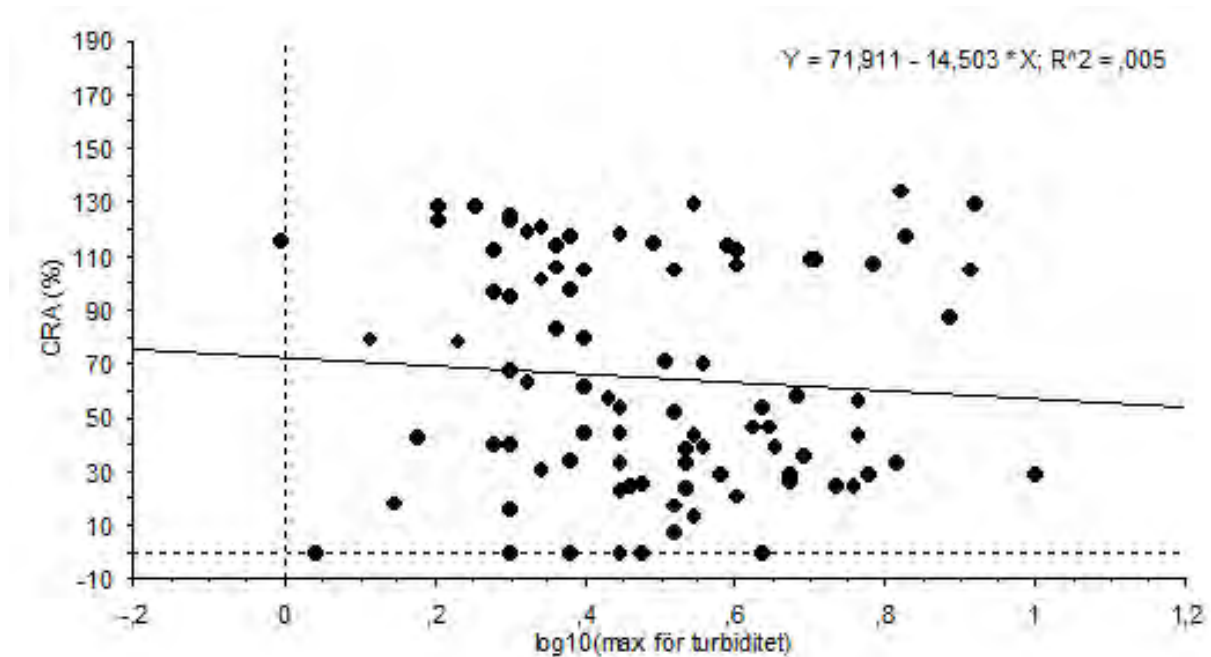
Figur 45. Förhållandet mellan tätheten av öring 0+ (A), öring >0+ (B) och öring totalt (C) vid elfiske (årn+1) och högsta uppmätta färgtal, oktober (årn) – juli (årn+1), under perioden 1999-2008 (n=184). Observera att de faktiska öringtätheterna/100m² (öring 0+, öring >0+ och öring totalt) har transformerats enligt log₁₀(öringtäthet+1) och att värdena för färgtalet har transformerats enligt log₁₀(Färg_max).



Figur 46 Förhållandet mellan högsta uppmätta färgtal, oktober (årn) – juli (årn+1), och den korrigerade relativa öringtäteten (CRA) (årn+1) mellan 1999 och 2008 (n=184). Observera att värdena för färgtalet har transformerats enligt $\log_{10}(\text{Färg_max})$.



Figur 47. Förhållandet mellan tätheten av öring 0+ (A), öring >0+ (B) och öring totalt (C) vid elfiske (årn+1) och högsta uppmätta grumlighet, oktober (årn) – juli (årn+1), under perioden 1999-2008 (n=89). Observera att de faktiska öringtäteterna/100m² (öring 0+, öring >0+ och öring totalt) har transformerats enligt $\log_{10}(\text{öringtäthet}+1)$ och att värdena för grumligheten har transformerats enligt $\log_{10}(\text{Turbiditet_max})$.



Figur 48. Förhållandet mellan högsta uppmätta grumlighet, oktober (årn) – juli (årn+1), och den korrigerade relativa öringtättheten (CRA) (årn+1) mellan 1999 och 2008 (n=89). Observera att värdena för grumligheten har transformerats enligt $\log_{10}(\text{Turbiditet}_{\text{max}})$.

DISKUSSION

Det starkt färgade vattnet i samtliga områden bortsett från delområdet Valån som hade betydligt färgat vatten (figur 43) tyder på att humushalten i vattnet var hög, förmodligen berodde det på det stora inslaget av våtmarker. Detta tycks dock inte haft någon direkt mätbar effekt på öringtättheterna. Det kan dock föreligga indirekta effekter eftersom ju brunare vattnet är desto mer solvärme kan det fånga upp. Således kan det starkt färgade vattnet i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors bidragit till att vattentemperaturerna sommartid nått nivåer ($>22^{\circ}\text{C}$, se avsnitt vattentemperatur) som har haft en negativ inverkan på öringbeståndet.

Någon mätbar effekt av vattnets grumlighet som var måttlig till stark, (figur 44) gick inte heller att påvisa. Däremot var grumligheten hög i förhållande till vad som anges som riktlinjer för flodpärlmusselvatten i Skandinavien av Degerman (2009), $\text{FNU} < 1$ (medelvärde vårflod). Detta samt de samband som finns mellan erosion, grumling respektive sedimentation och dess inverkan på öringbestånd gör att åtgärder som motverkar dessa processer, åtminstone de som härrör från aktiviteter i anslutning till vattendragen, är att rekommendera. Att fiskpopulationer förvisso periodvis exponeras för en ökad grumlighet är en naturlig företeelse i många vattendrag och behöver inte leda till populationsminskningar. Grumling som orsakas av erosion vid höglöden och kraftiga regn kan dock öka markant i samband med skogsarbeten eller andra verksamheter, t.ex. vägbyggen, i anslutning till vattendrag, men även vid extremflöden. Judy m.fl. (1984) och Lloyd m.fl. (1987) som refereras i Rivinoja & Larsson (2001) menar att erosion och grumling kan leda till en minskad fiskproduktion eftersom det begränsar andelen användbara fiskhabitat, t.ex. lekområden. Rivinoja & Larsson (2001) lyfter i sin litteratursammanställning fram både direkta och indirekta effekter på fisk i från grumling. Exempel på direkta effekter är fiskdöd, försämrad tillväxt och nedsatt immunförsvar. Medan stress, beteendeförändringar och minskad födotillgång anges som exempel på indirekta effekter (Newcombe & MacDonald, 1991 refererade i Rivinoja & Larsson, 2001). Effekterna från grumling varierar dock beroende på bl.a. fiskart, livsfas, koncentrationer av suspenderat material, exponeringstid, syremängd och vattentemperatur (Rivinoja & Larsson, 2001). Det påpekas vidare att det generellt uppstår indirekta skador på fiskpopulationer långt in-

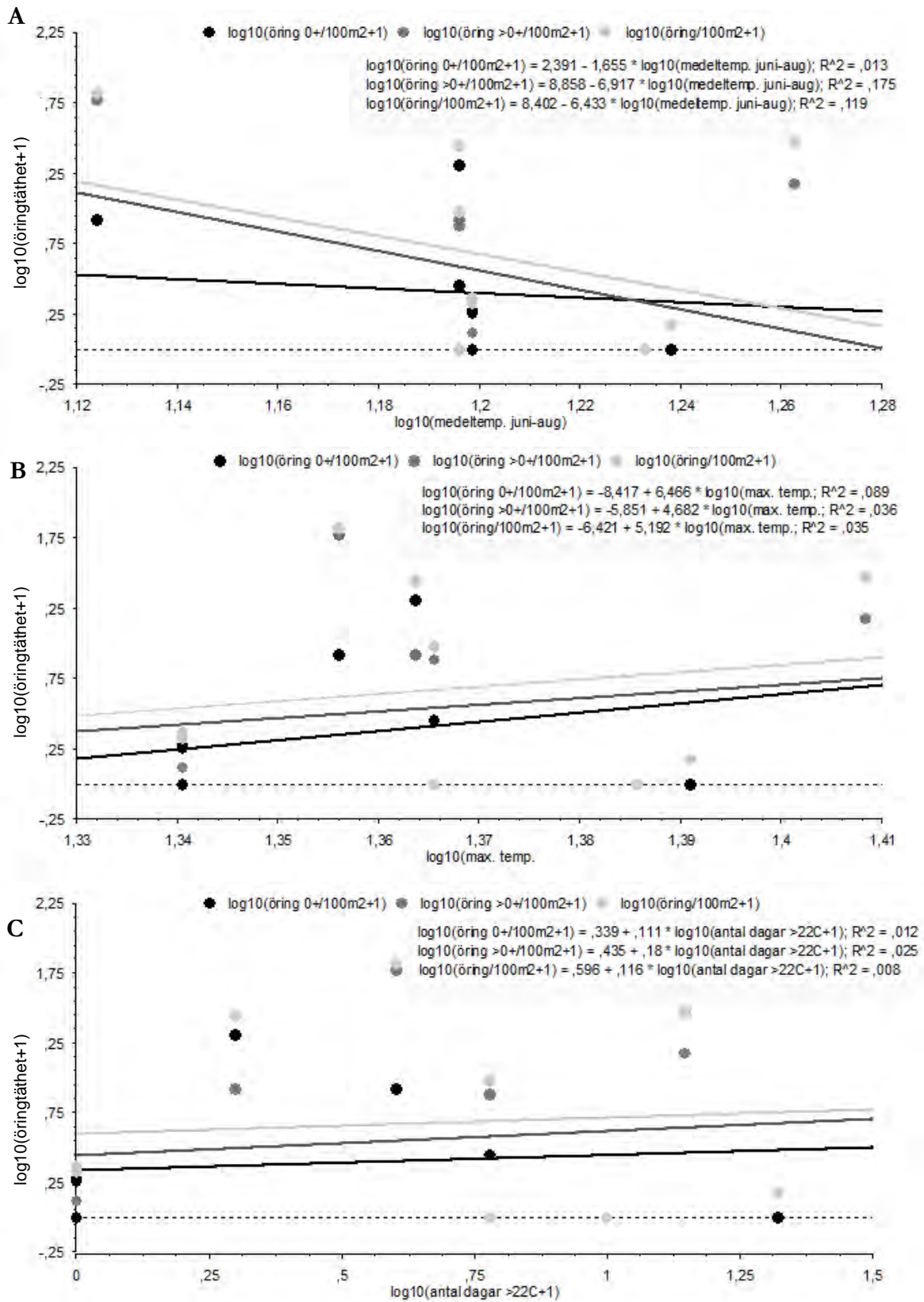
nan den vuxna fisken är direkt skadad, vilket delvis beror på att rom och yngel vanligtvis är känsligast.

Vattentemperatur

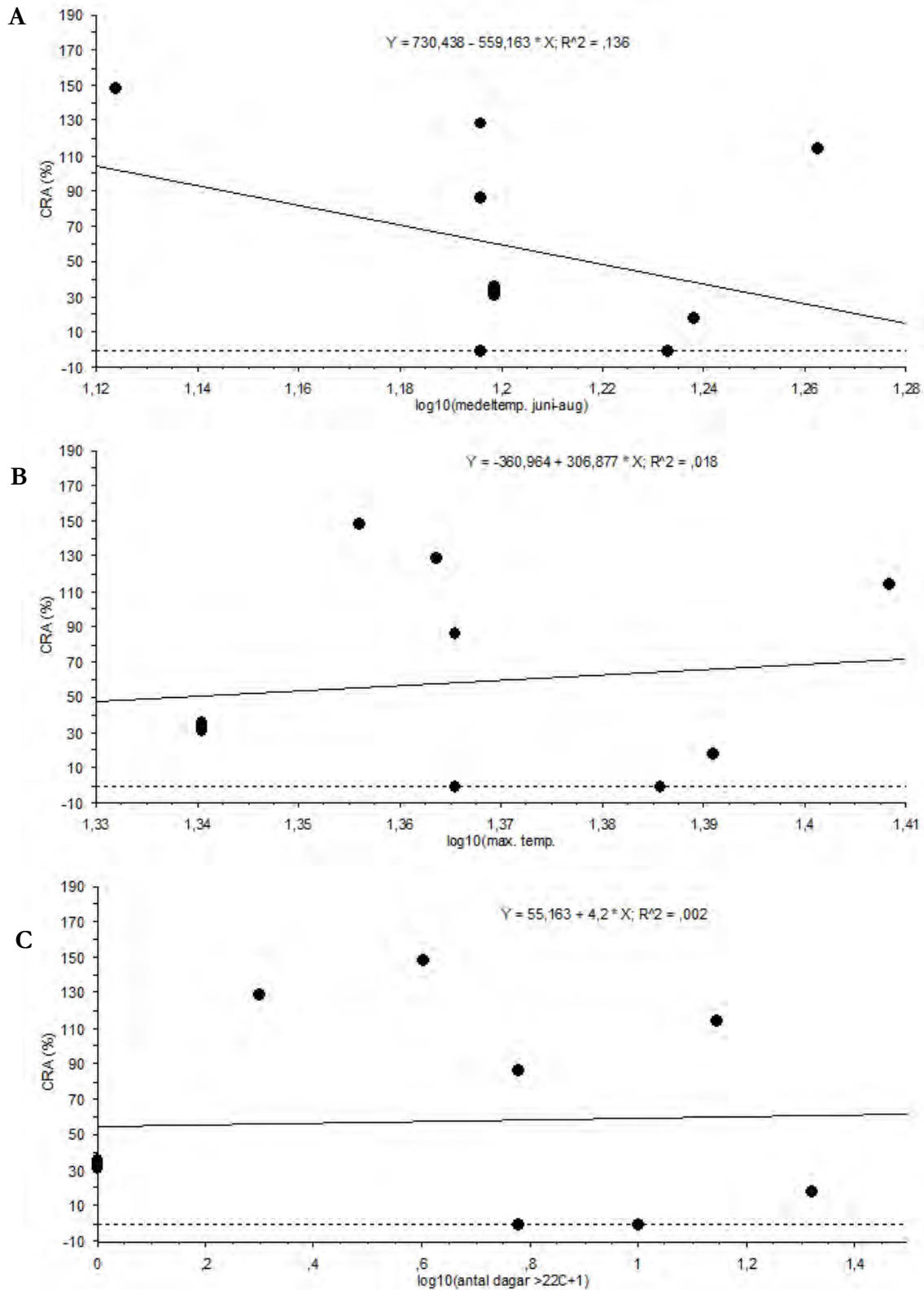
Nedan redogörs för de temperaturdata som samlats in med hjälp av s.k. temperaturloggar under 2007 och 2008. I tabell 8 har den viktigaste datan för respektive temperaturlogg och delsträcka sammanställts. I figur 51-56 redovisas respektive temperaturlogg. Förhållandet mellan de faktiska öringtätheterna respektive den korrigerade relativa tätheten (CRA) i förhållande till medeltemperaturen under juni-augusti, maxtemperatur och antalet dagar då vattentemperaturen överstigit 22°C framgår av figur 49 och 50.

Tabell 8. Sammanfattande beskrivning av de temperaturloggar som varit utplacerade i Nissan ovan Nissafors under 2007 och 2008.

Delsträcka	Medeltemperatur juni - aug		Max. temperatur		Antal dagar över 22°C		CRA (%), medel	
	2007	2008	2007	2008	2007	2008	2007	2008
Nissans källflöde	15,7°C	15,7°C	23,2°C	23,1°C	5	1	87	129
Krakhultabäcken	-	13,3°C	-	22,7°C	-	3	-	148
Apelåsabäcken	-	14,0°C	-	20,5°C	-	0	-	-
Svanån nedan Svansjön	-	15,8°C	-	21,9°C	-	0	-	34
Radan nedan Stengårdshultasjön	17,1°C	17,3°C	24,3°C	24,6°C	9	20	0	18
Valån nedan S Vallsjön	18,3°C	18,5°C	25,6°C	26,1°C	13	22	114	-



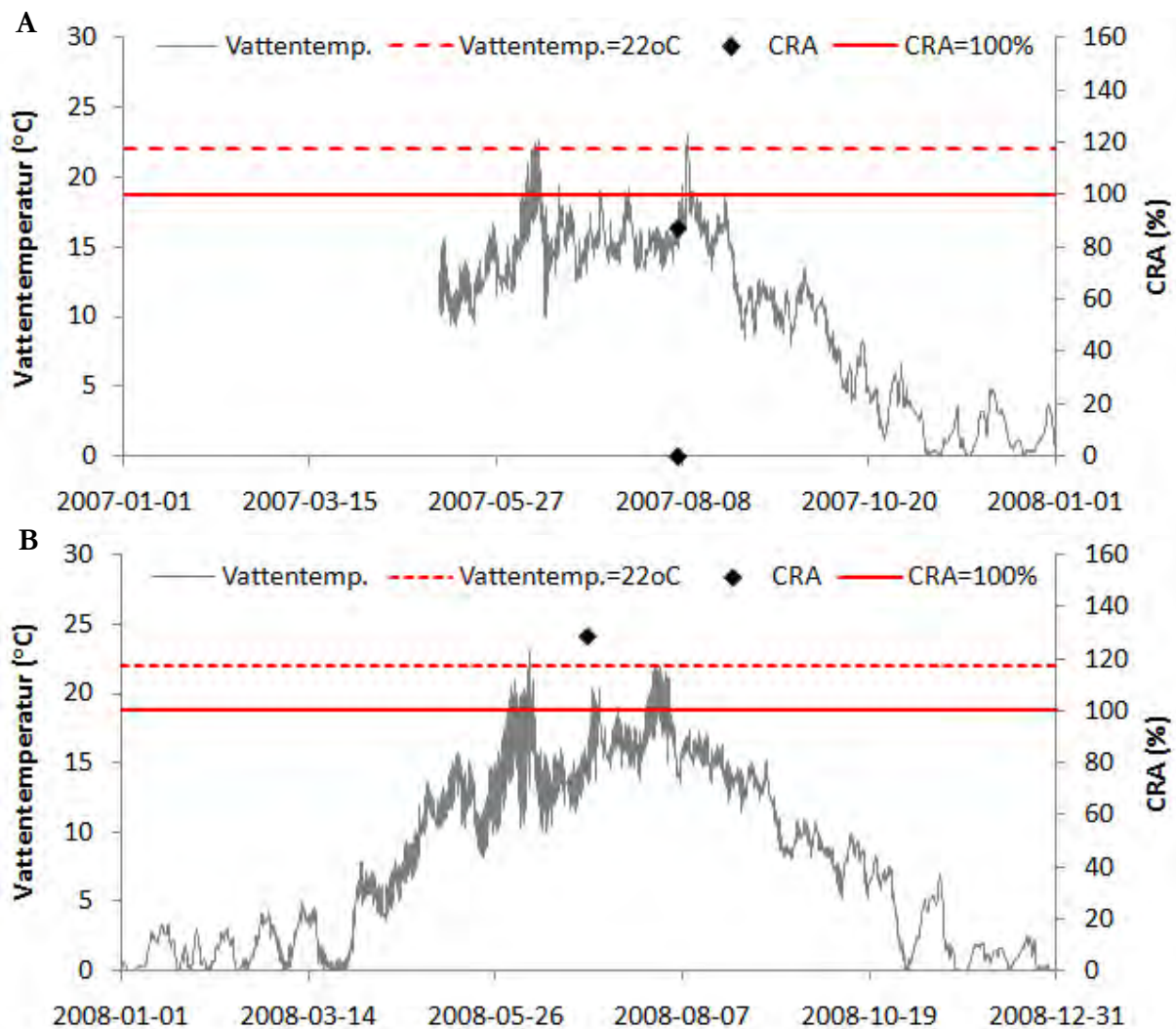
Figur 49. Förhållandet mellan de faktiska öringtätheterna 2007 och 2008 i förhållanden till (A) medeltemperatur under juni-augusti, (B) maxtemperatur och (C) antalet dagar då vattentemperaturen överstigit 22°C. Observera att de faktiska öringtätheterna/100m² (öring 0+, öring >0+ och öring totalt) och antal dagar över 22°C har transformerats enligt log₁₀(parameter+1) och att medeltemperatur, juni-augusti och maxtemperatur har transformerats enligt log₁₀(parameter).



Figur 50. Förhållandet mellan den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) 2007 och 2008 i förhållanden till (A) medeltemperatur under juni-augusti, (B) maxtemperatur och (C) antalet dagar då vattentemperaturen överstigit 22°C (n=11). Observera att antal dagar över 22°C har transformerats enligt $\log_{10}(\text{antal dagar över } 22^{\circ}\text{C}+1)$ och att medeltemperatur, juni-augusti och maxtemperatur har transformerats enligt $\log_{10}(\text{parameter})$.

Baserat på trendlinjerna i figurerna ovan förefaller det som att medeltemperaturen under juni-augusti har haft en negativ inverkan på både de faktiska tätheterna och CRA (%), medan det motsatta förhållandet tycks ha förelegat avseende maxtemperaturen och antalet dagar med vattentemperaturer över 22°C. Det förelåg dock inga signifikanta samband mellan vare sig de faktiska öringtätheterna eller den korrigerade relativa öringtäthet (CRA) i förhållande till medeltemperaturen under juni-augusti, maxtemperaturen eller antalet dagar då vattentemperaturen överstigit 22°C (Linjär regressionsanalys: $p > 0,05$, $r^2 = 0,01-0,18$, $df = 10$).

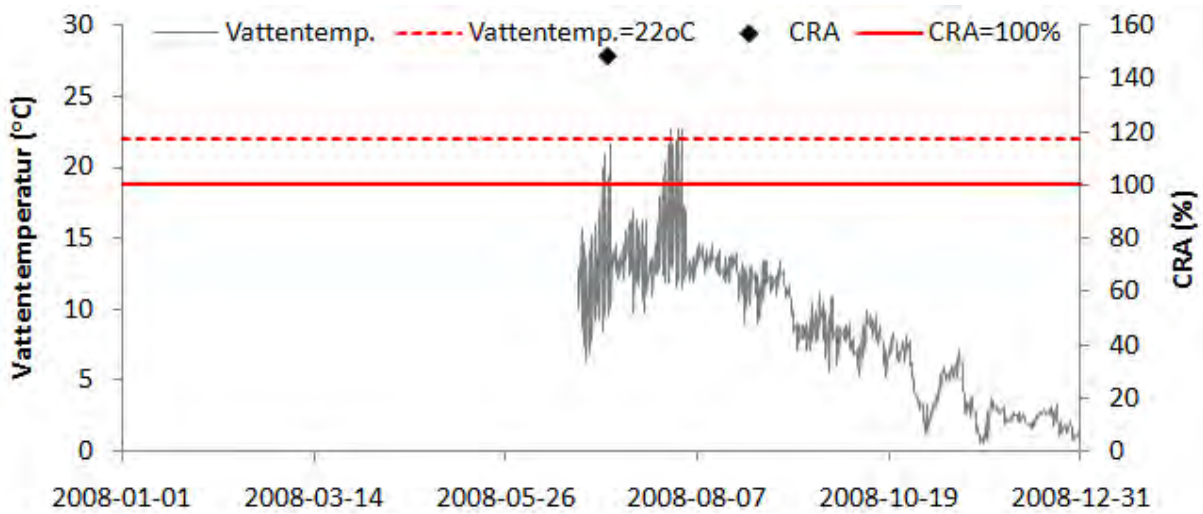
Temperaturloggen i delområdet Nissans källflöde var placerad i Nissans huvudfåra vid Västra Jära. Vid fem tillfällen 2007 (10-12 juni och 9-10 augusti) och vid ett tillfälle 2008 (8 juni) har vattentemperaturen varit över gränsvärdet 22°C (figur 51). Elfiskena 2007 uppvisade lägre tätheter av öring än förväntat, medan de tätheter som observerades vid elfisket 1 juli 2008 var högre än förväntat.



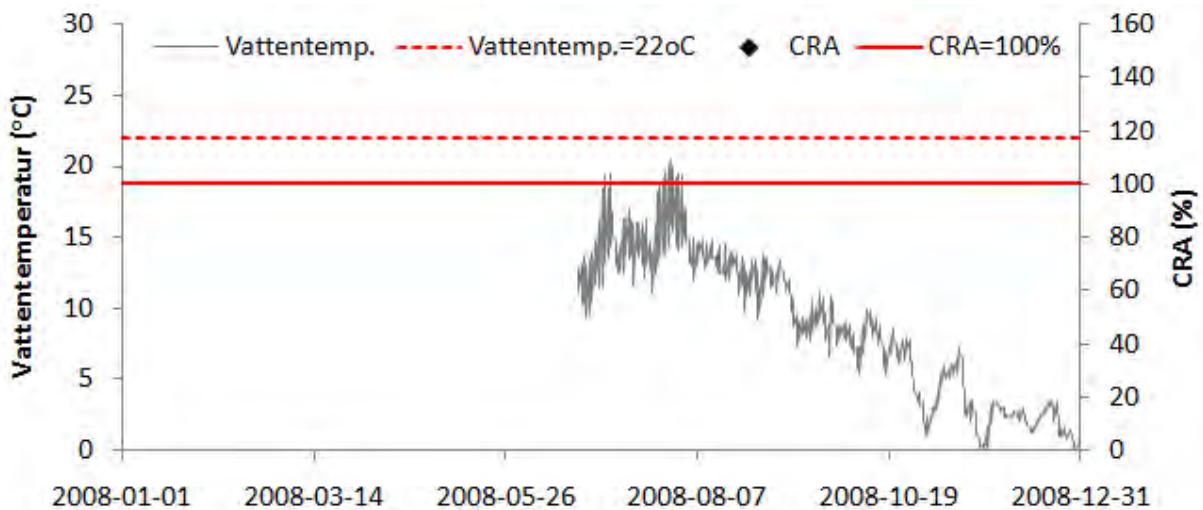
Figur 51. Registrerade vattentemperaturer 2007 (A) och 2008 (B) i Nissans källflöde vid Jära, delsträcka 1 (mätningarna har skett med s.k. temperaturloggar). Den röda streckade linjen avser gränsvärdet 22°C, vilket anses kunna påverka produktionen av öring negativt om detta överskrids under längre perioder enligt Näslund (1992). Punkterna avser den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) vid elfiskena som genomfördes på delsträckan 2007-08-06 och 2008-07-01.

I delområdet Nissan huvudfåra, övre delen var två temperaturloggar utplacerade under 2008. Båda två var placerade i biflöden till Nissan, Krakhultabäcken (figur 52) respektive Apelåsabäcken (figur 53). I Krakhultabäcken översteg vattentemperaturen 22°C vid tre tillfällen i månadsskiftet juli/augusti (28/7, 31/7 och 1/8). I Apelåsabäcken däremot översteg vattentemperaturen inte

22°C någon gång under den period temperaturloggen var utplacerad. Elfisket i Krakhultabäcken den 4 juli 2008 visade på goda tätheter av öring som översteg det förväntade värdet. I Apelåsabäcken genomfördes inget elfiske under 2008.



Figur 52. Registrerade vattentemperaturer i Krakhultabäcken 2008, delsträcka 8 (mätningarna har skett med s.k. temperaturlogg). Den röda streckade linjen avser gränsvärdet 22oC, vilket anses kunna påverka produktionen av öring negativt om detta överskrids under längre perioder enligt Näslund (1992). Punkten avser den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) vid elfisket som genomfördes på delsträckan 2008-07-04.

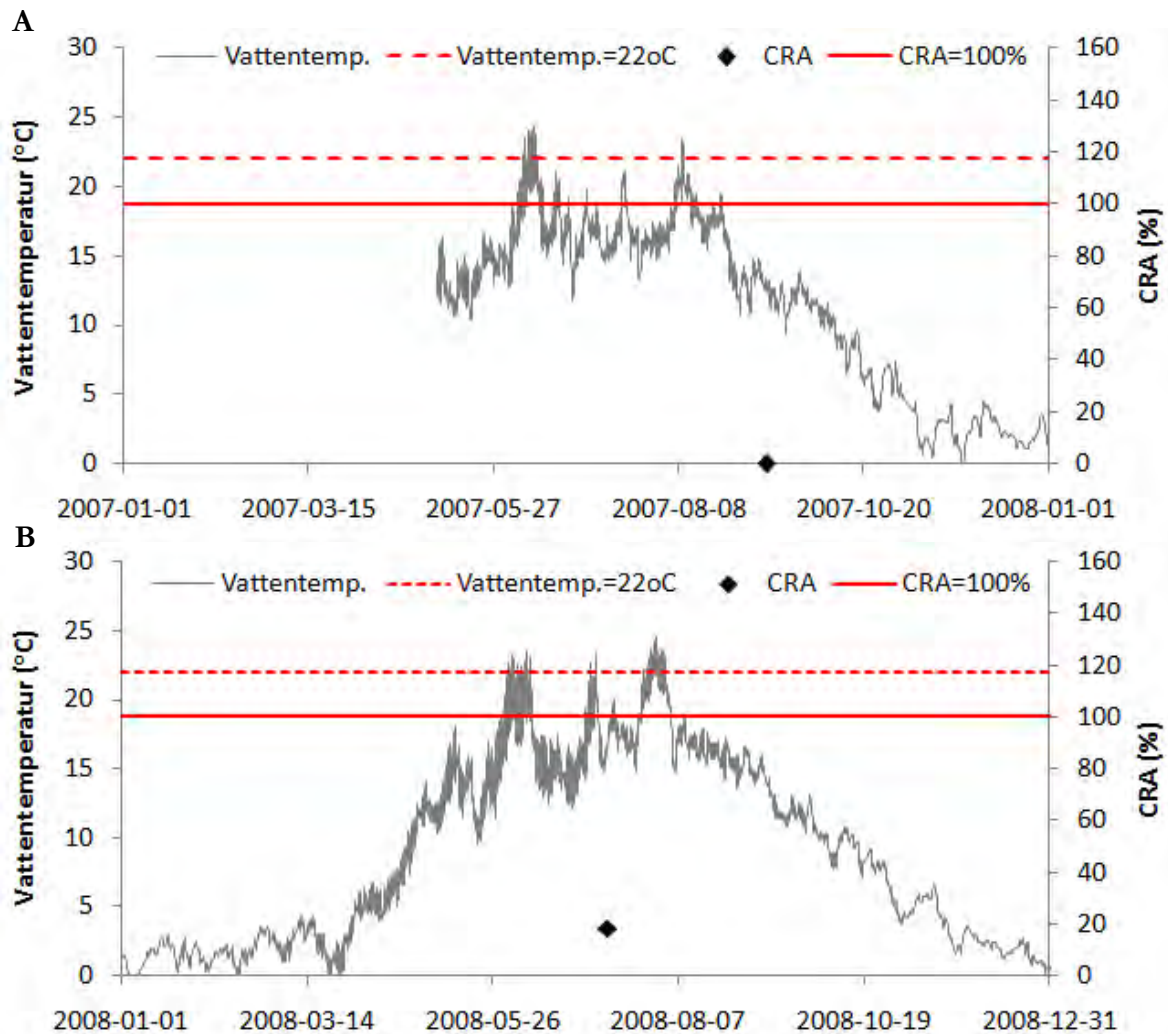


Figur 53. Registrerade vattentemperaturer i Apelåsabäcken 2008, delsträcka 11 (mätningarna har skett med s.k. temperaturlogg). Den röda streckade linjen avser gränsvärdet 22oC, vilket anses kunna påverka produktionen av öring negativt om detta överskrids under längre perioder enligt Näslund (1992). Delsträckan elfiskades inte 2008.

Inte heller temperaturloggen som var placerad i Svanån nedan Svansjön (figur 54) registrerade några vattentemperaturer överstigande 22°C under 2008. Medeltemperaturen under juni-augusti var 15,8°C. Vid samtliga fyra elfisken som genomfördes 2008 observerades lägre tätheter än förväntat.



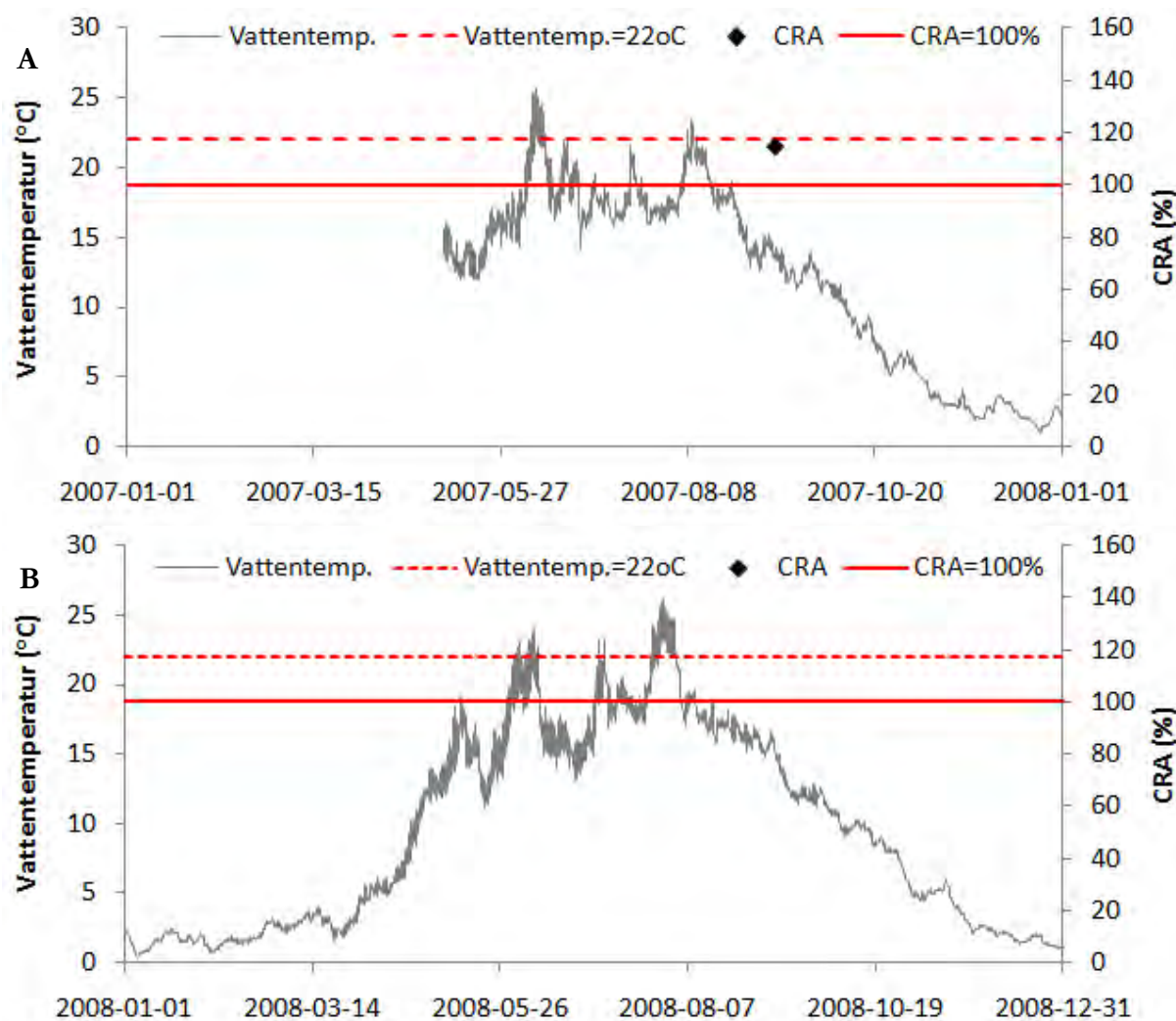
Figur 54. Registrerade vattentemperaturer i Svanån nedan S vallsjön 2008, delsträcka 19 (mätningarna har skett med s.k. temperaturlogg). Den röda streckade linjen avser gränsvärdet 22oC, vilket anses kunna påverka produktionen av öring negativt om detta överskrids under längre perioder enligt Näslund (1992). Punkterna avser den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) vid elfiskena som genomfördes på delsträckan mellan 9 september och 2 oktober 2008.



Figur 55. Registrerade vattentemperaturer i Radan nedan Stengårdshultasjön 2007 (A) och 2008 (B), delsträcka 24 (mätningarna har skett med s.k. temperaturloggar). Den röda streckade linjen avser gränsvärdet 22°C, vilket anses kunna påverka produktionen av öring negativt om detta överskrids under längre perioder enligt Näslund (1992). Punkterna avser den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) vid elfiskena som genomfördes på delsträckan 2007-09-12 och 2008-07-10.

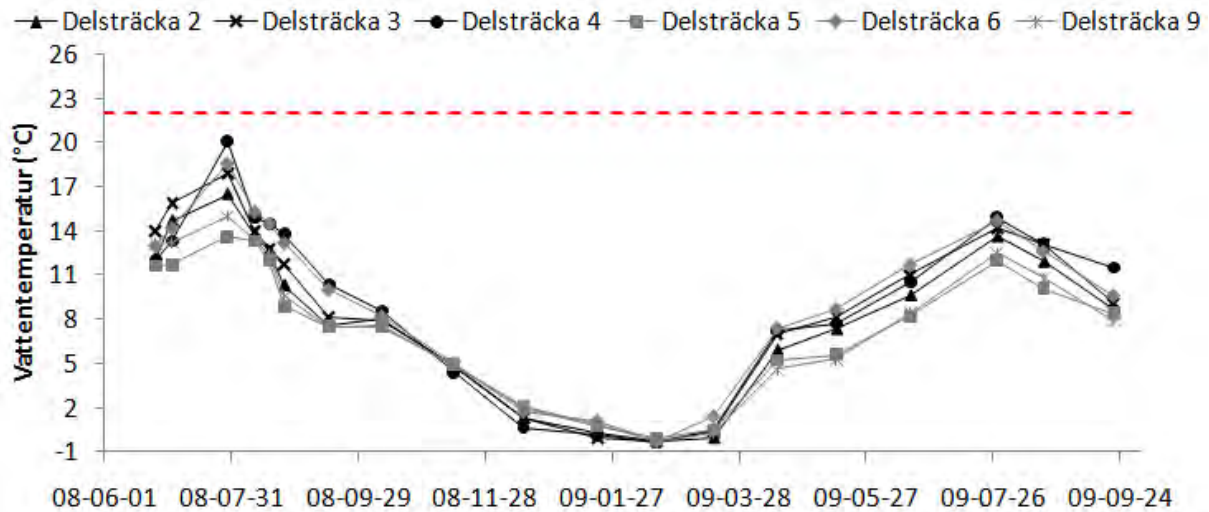
Den temperaturlogg som var placerad i Radan nedan Stengårdshultasjön registrerade sommaren 2007 en längre (7-13 juni) och en kortare (9-10 augusti) period med vattentemperaturer över 22°C. Sommaren 2008 registrerades tre perioder då temperaturen översteg 22°C (figur 55). Två av dessa perioder varade i nio dagar vardera (1-9 juni respektive 24 juli-1 augusti) medan den tredje perioden inträffade 3 och 5 juli. Både elfisket 2007-09-12 och 2008-07-10 uppvisade lägre öringtätheter än förväntat.

Under sommaren 2007 registrerade den temperaturlogg som var placerad i Valån nedan södra Vallsjön sammanlagt 13 dagar med temperaturer överstigande 22°C, varav den längsta varade i en vecka (7-13 juni). Precis som i Radan 2008 registrerades tre perioder med vattentemperaturer över 22°C i delområdet Valån (figur 56). Dessa inträffade 31 maj till 9 juni (11 dagar) 3 och 5 juli, samt 23 juli till 2 augusti (11 dagar). Vid elfisket den 11 september 2007 observerades goda tätheter av öring. År 2008 genomfördes inget elfiske i Valån.



Figur 56. Registrerade vattentemperaturer i Valån 2007 (A) och 2008 (B), delsträcka 26 (mätningarna har skett med s.k. temperaturloggar). Den röda streckade linjen avser gränsvärdet 22°C, vilket anses kunna påverka produktionen av öring negativt om detta överskrids under längre perioder enligt Näslund (1992). Delsträckan elfiskades inte 2008. Punkten avser resultatet från elfisket som genomfördes på delsträckan 2007-09-11.

Utöver de temperaturloggar som varit utplacerade i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors har även manuella temperaturmätningar genomförts på sex olika delsträckor under perioden juli 2008 till september 2009 (figur 57). Inga vattentemperaturer överstigande 22°C registrerades dock.



Figur 57. Manuella temperaturmätningar utförda på sex delsträckor i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors, juli 2008-september 2009. Den röda streckade linjen avser gränsvärdet 22°C, vilket anses kunna påverka produktionen av öring negativt om detta överskrids under längre perioder enligt Näslund (1992).

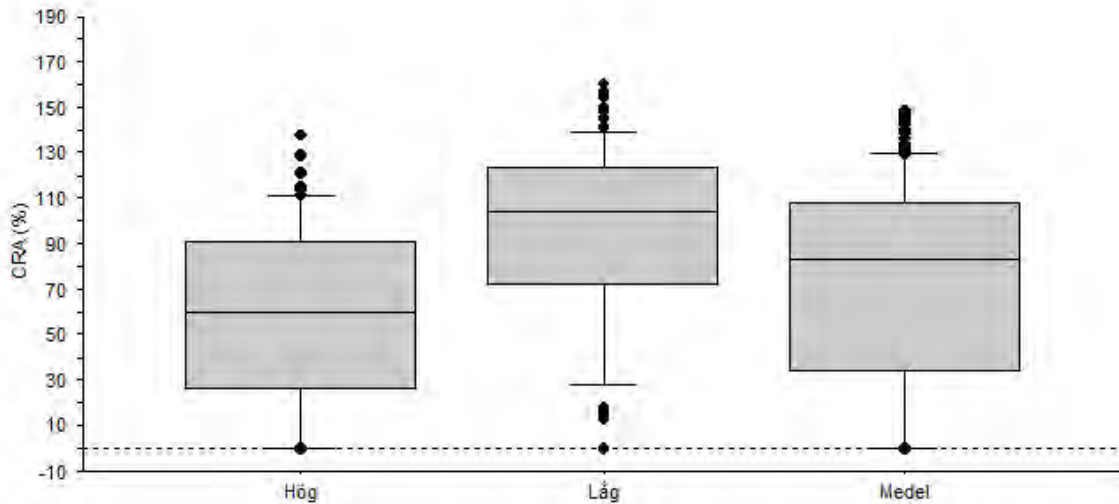
DISKUSSION

Enligt Degerman m.fl. (2006) anses just de ökande vattentemperaturerna vara en av orsakerna till att bestånden av insjööring minskat i södra Sverige sedan 1980-talet. Långvariga vattentemperaturer över 22°C anses ha en negativ inverkan på öring (Näslund, 1992). Baserat på data ifrån de temperaturloggar som varit utplacerade går det dock inte att dra några slutsatser huruvida vattentemperaturen har påverkat öringtättheterna i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors. Detta eftersom antalet delsträckor där både elfisken har genomförts och där temperaturloggar varit utplacerade under 2007 och 2008 är få till antalet (3 st. 2007 och 6 st. 2008). I Radan (delområden 24) är dock förmodligen vattentemperaturen sommartid en viktig parameter vid förklaringen av de lägre tätheterna av öring under perioden 1999-2008. I detta delområde har det under 2007 och 2008 förekommit sammanhållna perioder på mer än en vecka med vattentemperaturer över 22°C och maxtemperaturer på 24,3-24,6°C har uppmätts. De höga vattentemperaturerna i Radan beror förmodligen på att andelen sjö i avrinningsområdet är relativt stor (>10 %) och att skuggningen är dålig (klass 1: mindre god skuggning, <5%, dominerar i delområdet).

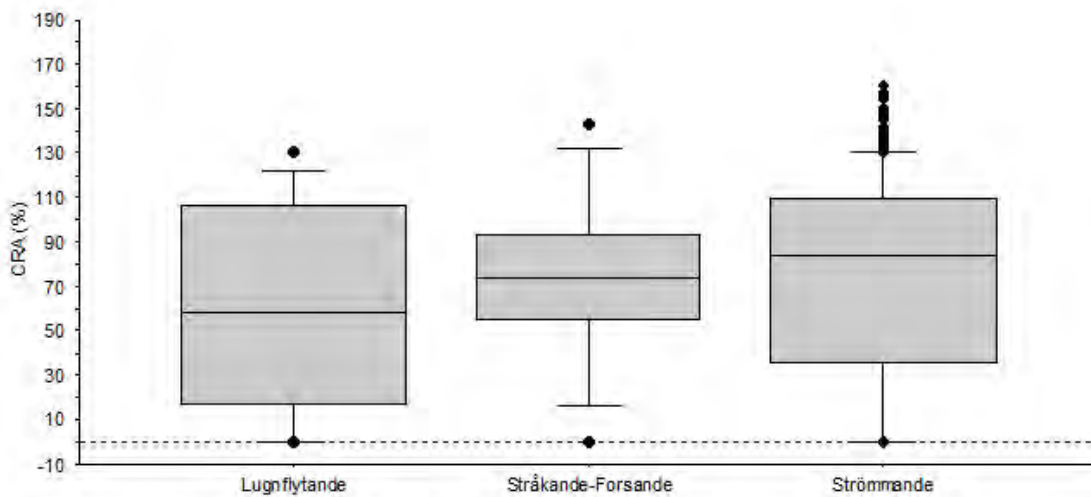
Att kvalitativt peka ut ”kalla” respektive ”varma” delområden och delsträckor med avseende på vattentemperaturerna sommartid utifrån det underlagsmaterial som föreligger bedöms inte möjligt mer än för de delsträckor där temperaturloggar varit utplacerade. Således bör ett program för utplacering av temperaturloggar tas fram. Förslagsvis utformas detta så att temperaturloggarna placeras på eller i anslutning till lokaler som elfiskas årligen i de olika delområdena/delsträckorna. Vidare bör ”bra” (CRA>125 %), ”normala” (CRA≈100 %) och ”dåliga” (CRA<75 %) lokaler väljas ut för att tydligare belysa vattentemperaturens inverkan på öringtättheterna i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors. Att motverka långvarigt höga vattentemperaturer (>22°C) sommartid kan i många fall vara mycket svårt eftersom t.ex. andelen sjö i ett avrinningsområde, avrinningsområdets storlek och eventuella klimatförändringar är faktorer som inte är möjliga att påverka. Däremot finns en koppling mellan närmiljön och vattentemperaturen som också är möjlig att påverka i större utsträckning. En av de åtgärder som just motverkar uppvärmningen av vattnet sommartid är ökad beskuggning längs vattendragen, varför detta är att rekommendera i det fortsatta åtgärdsarbetet. Vidare kan man genom att inte tillåta anläggning av våtmarker eller obeskyddade vattenytor såsom prydnadsdammar i eller i anslutning till vattendragen motverka att ytterligare onaturlig temperaturökning sker. Även i de mindre tillflödena är det viktigt att så inte sker.

Vattenföring

Baserat på de bedömningar av vattennivån som gjorts i samband med elfiskena förelåg en signifikant skillnad mellan de elfisken där vattennivån bedömts som låg i förhållande till hög respektive medel (ANOVA, $F_{331,1859}=13,9$, $p<0,05$). De elfisken som genomförts vid låga vattennivåer uppvisade högre öringtätheter än de som genomförts vid höga respektive medelhöga vattennivåer (figur 58). Vidare uppvisade även elfisken genomförda vid medelhöga vattennivåer högre tätheter än de som genomförts vid höga vattennivåer. Några skillnader beroende på hur strömbilden bedömts i samband med elfiskena förelåg däremot inte (ANOVA, $F_{333,1995}=0,5$, $p>0,05$), vilket även redovisas i figur 59.

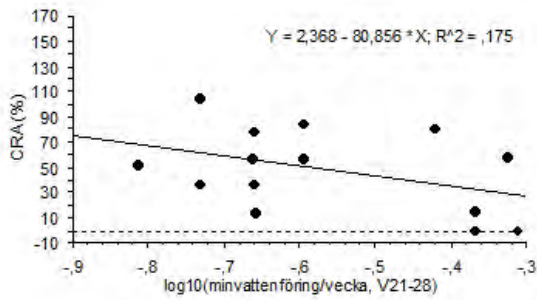


Figur 58. Förhållandet mellan den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) och bedömningen av vattennivån i samband med elfisken genomförda i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors 1999-2008 (n=334).

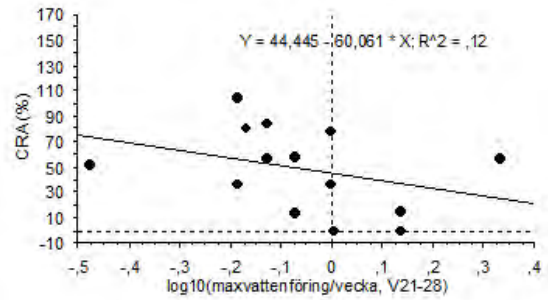


Figur 59. Förhållandet mellan den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) och bedömningen av strömbilden i samband med elfisken genomförda i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors 1999-2008 (n=336).

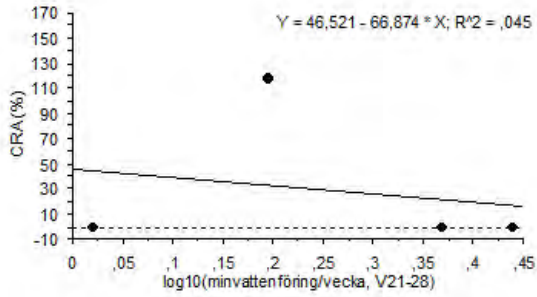
A.1



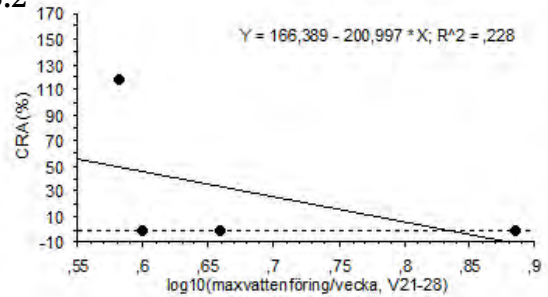
A.2



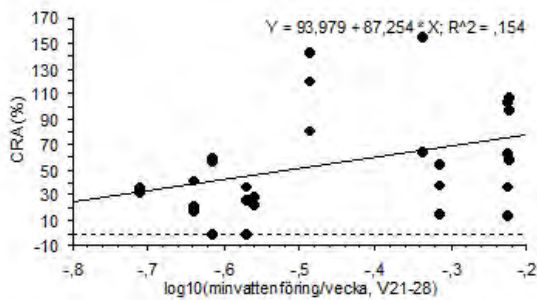
B.1



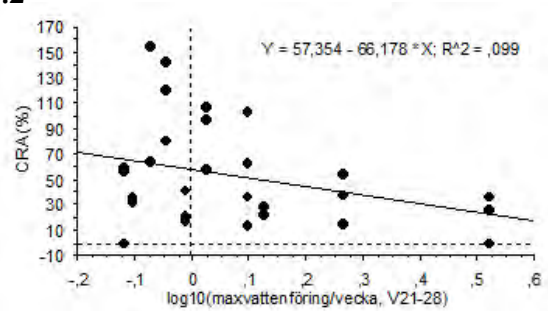
B.2



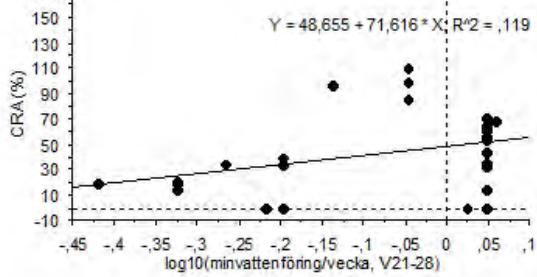
C.1



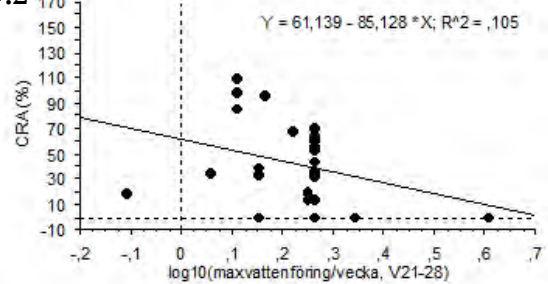
C.2



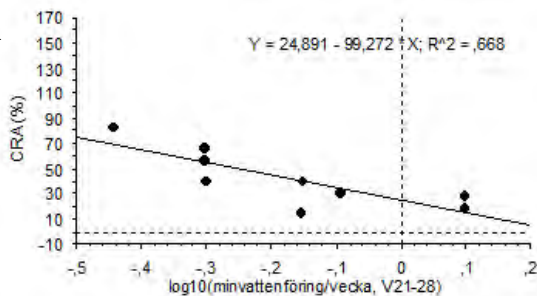
D.1



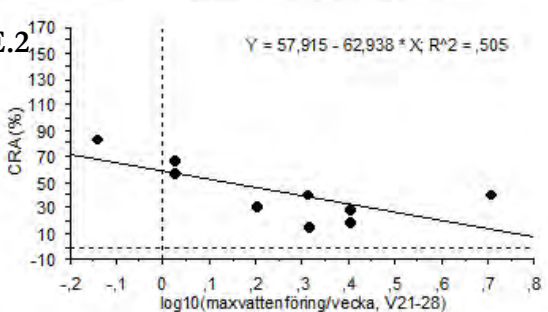
D.2



E.1



E.2



Figur 60. Den korrigerade relativa öringtäteten (CRA) i förhållande till den lägsta (1) respektive högsta (2) beräknade veckomedelvattenföringen under perioden vecka 21-28 per år 1999-2008 vid stationerna i Älgån (A), Nissan (B), Svånån (C), Radan (D) och Västerån (E). Observera att värdena för vattenföringen har transformerats enligt log10 (beräknat veckovärde vattenföring).

I figur 60 redogörs för hur den korrigerade relativa öringtättheten (CRA) varierade i förhållande till de lägsta respektive högsta beräknade veckomedelvärdena för vattenföringen vid respektive station och delsträcka under perioden vecka 21-28, årsvi 1999-2008. Observera att värdena för vattenföringen har transformerats enligt \log_{10} (beräknat veckomedelvärde vattenföring) för normalfördelning. För två av delsträckorna förelåg signifikanta samband mellan CRA (%) och den lägsta beräknade veckomedelvattnen. Dessa var Svanån nedan Svansjön (delsträcka 19) som uppvisade ett positivt samband (Linjär regressionsanalys: $p < 0,05$, $r^2 = 0,15$, $df = 29$) och Västerån nedan Lagmanshagasjön (delsträcka 28) som uppvisade ett negativt samband (Linjär regressionsanalys: $p < 0,05$, $r^2 = 0,67$, $df = 8$). Med avseende på den högsta beräknade veckomedelvattnen under perioden vecka 21-28 var trendlinjerna negativa för samtliga delsträckor, dvs. ju högre högsta flöden desto lägre öringtättheter. Sambandet var dock endast signifikant för Västerån nedan Lagmanshagasjön, delsträcka 28 (Linjär regressionsanalys: $p < 0,05$, $r^2 = 0,51$, $df = 8$).

DISKUSSION

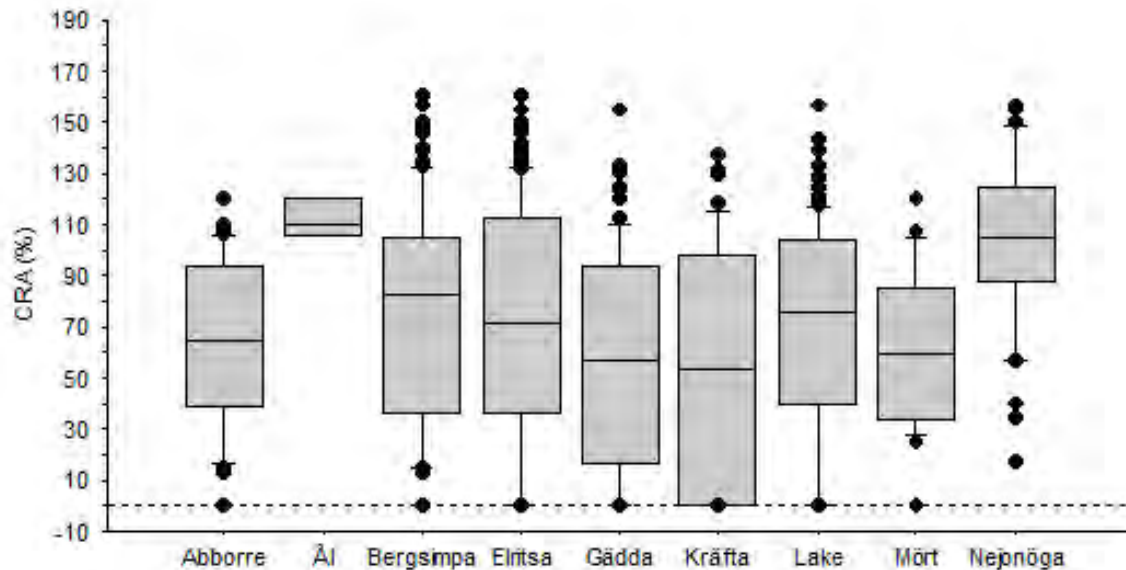
Baserat på föreliggande resultat förefaller det som att öringtättheterna i Svanån nedan Svansjön samt i Radan nedan Stengårdshultasjön (dock ej signifikant) påverkades negativt vid både ”låga” lägsta respektive ”höga” högsta vattenflöden under början av sommaren (vecka 21-28). De övriga delsträckorna tycks däremot främst påverkas av ”höga” vattenflöden under denna period. Att öringtättheterna minskar år då vattenföringen har varit onormalt låg ”torrår” eller hög ”blötår” är inget okänt fenomen och har observerats i andra vattendrag t.ex. Ätran (Lindvall & Sjöstrand, 2007) och Emån (Sjöstrand muntligen). Detta har även observerats i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors, bl.a. av närboende vid Jonsbobäcken (delsträcka 10). Enligt dessa förekommer mycket öring i bäcken som försvinner helt och hållet efter vissa högflöden (Leuchovius muntligen). I stor utsträckning är detta också ett naturligt fenomen som är kopplat till nederbördsmängden. Dock kan förekomsten av regleringsverksamheter eller vattenuttag i vattendragen bidra till kraftigare flödesvariationer och därmed en större negativ påverkan på bl.a. öringbestånd. Som exempel, år då det kommer stora nederbördsmängder kan man behöva ”paniktappa” vatten och år med små nederbördsmängder kan man komma att ”hålla inne” tappningen. Således är det av största vikt att i de vattendrag i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors där regleringsverksamheter eller vattenuttag förekommer att dessa anpassas så långt det är möjligt för att minimera påverkan på öringbeståndet, men även andra strömvattenlevande organismer.

Det samband som förelåg med avseende på den bedömda vattennivån i samband med elfisken (figur 58) kan förmodligen förklaras av att det dels är ”lättare” att elfiska vid medelhöga och låga vattennivåer, dels att då vattennivå sjunker trängs öringungarna ihop på en mindre yta.

Naturligt förekommande & introducerade arter

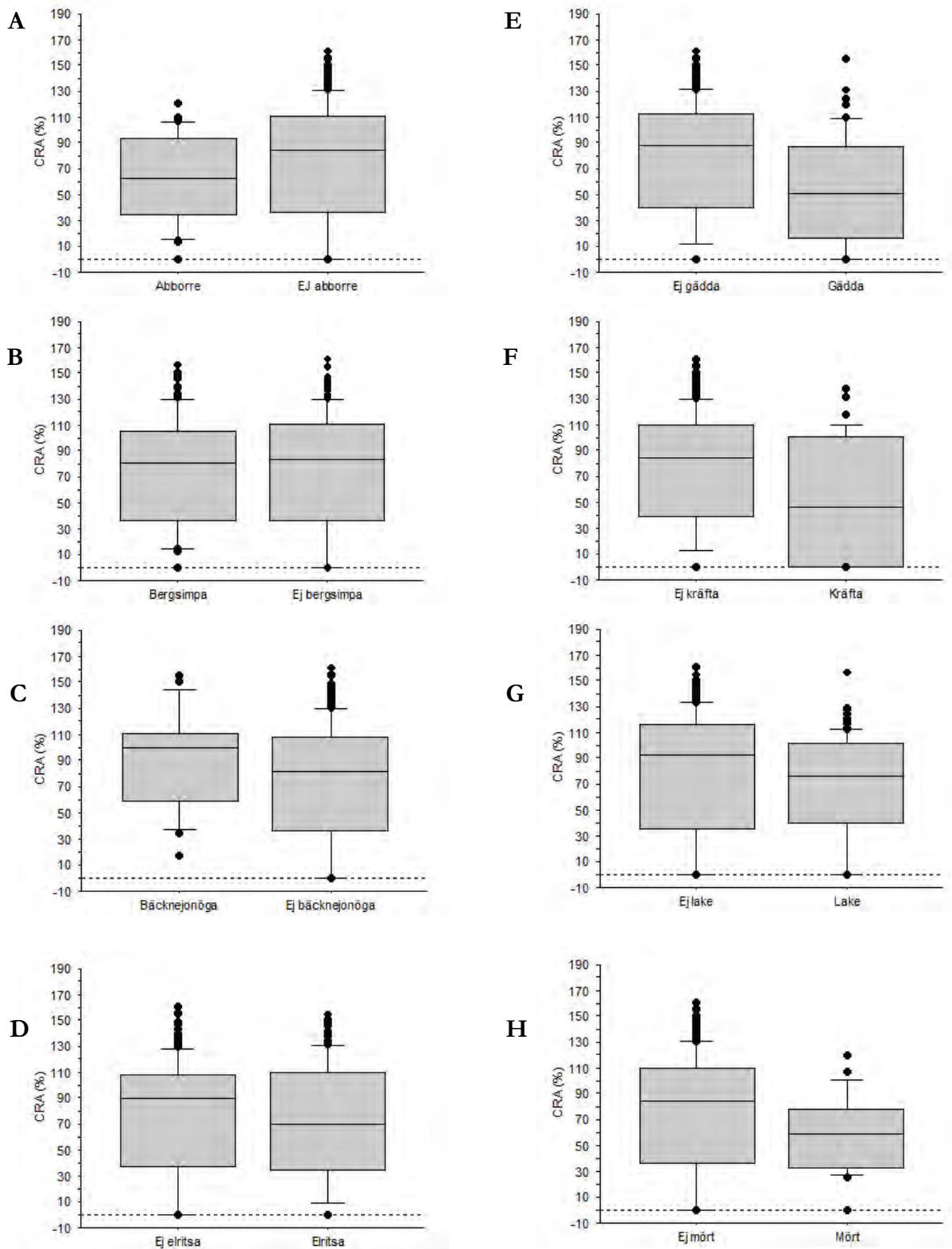
NATURLIGT FÖREKOMMANDE ARTER

Vid de 337 elfisken som har genomförts mellan 1999 och 2008 har förutom öring även 10 andra arter fångats (med kräfta avses flodkräfta och signalkräfta). I figur 61 nedan framgår hur den korrigerade relativa öringtäteten (CRA) har varierat då dessa andra arter har fångats vid samma elfisketillfälle.

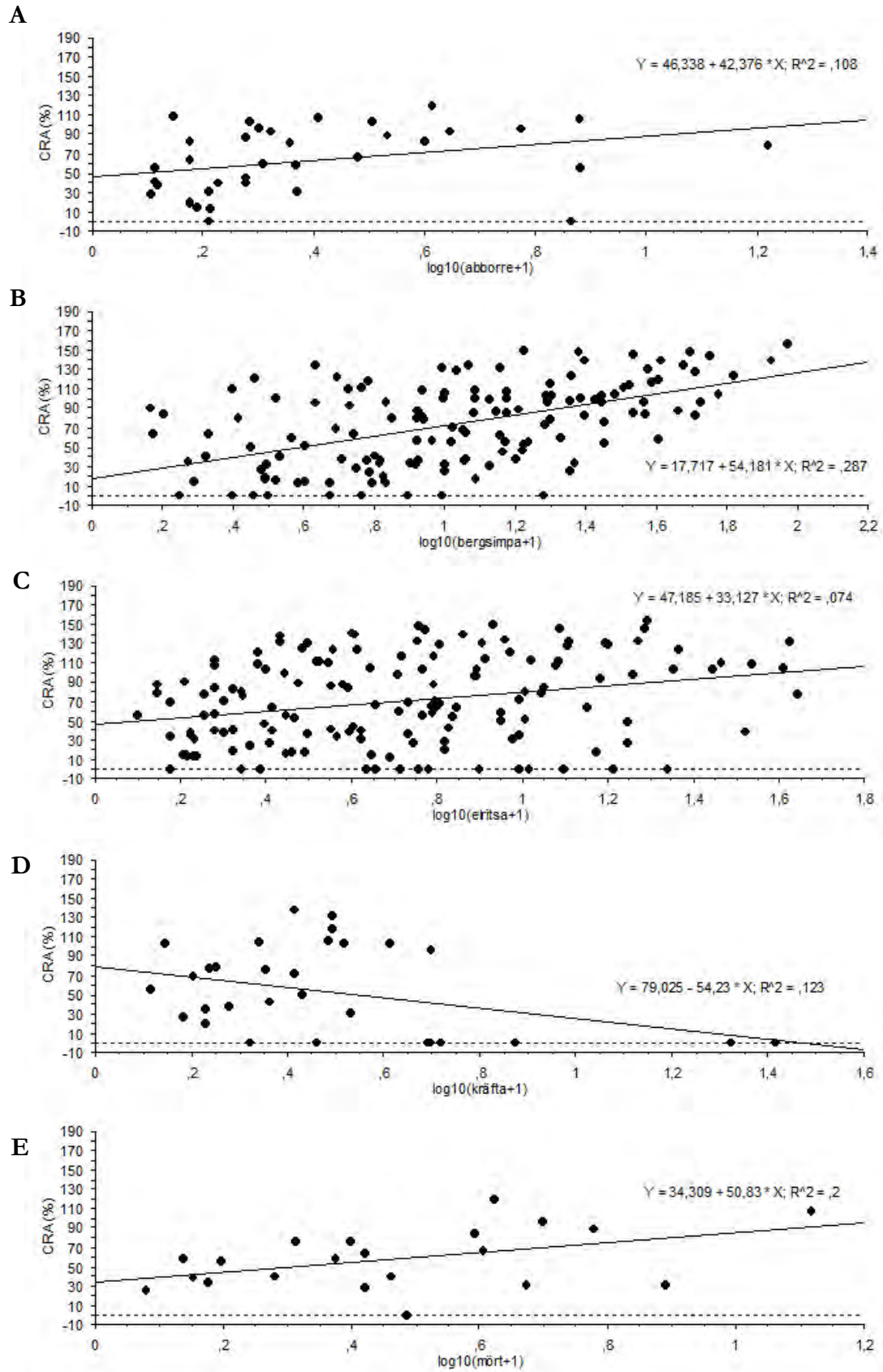


Figur 61. Variation i den korrigerade relativa öringtäteten (CRA) vid elfisken då fångst andra arter har skett under perioden 1999-2008 i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors.

I figur 62 framgår den korrigerade relativa öringtäteten (CRA) i förhållande till närvaron respektive frånvaron av övriga arter. Det visade sig att tre arter hade en negativ effekt på öringtäteten. Dessa var gädda (ANOVA, $F_{335,1893}=18,695$, $p<0,05$), kräfta (ANOVA, $F_{335,1950}=8,408$, $p<0,05$) och lake (ANOVA, $F_{335,1974}=4,187$, $p<0,05$). Då dessa arter fångades vid elfiske var öringtäteterna signifikant lägre jämfört med då dessa arter inte fångades. Vidare förelåg det ett signifikant samband mellan den korrigerade relativa öringtäteten (CRA) och tätheten av fem andra fiskarter abborre, bergsimpa, elritsa, kräfta och mört då dessa förekom vid elfisken samtidigt som öring (figur 63). Observera att tätheterna för de övriga arterna har transformerats enligt $\log_{10}(\text{täthet}+1)$ för normalfördelning. För abborre (Linjär regressionsanalys: $p<0,05$ $r^2=0,11$, $df=35$), bergsimpa (Linjär regressionsanalys: $p<0,05$ $r^2=0,29$, $df=145$), elritsa (Linjär regressionsanalys: $p<0,05$ $r^2=0,08$, $df=151$) och mört (Linjär regressionsanalys: $p<0,05$ $r^2=0,20$, $df=20$) var sambandet positivt, dvs. tätheterna av dessa arter var högre då även öringtäteterna var högre. Sambandet mellan den korrigerade relativa öringtäteten (CRA) och tätheten av kräfta var däremot negativt, dvs. minskande öringtäteter då tätheten av kräfta ökade (Linjär regressionsanalys: $p<0,05$ $r^2=0,12$, $df=31$).



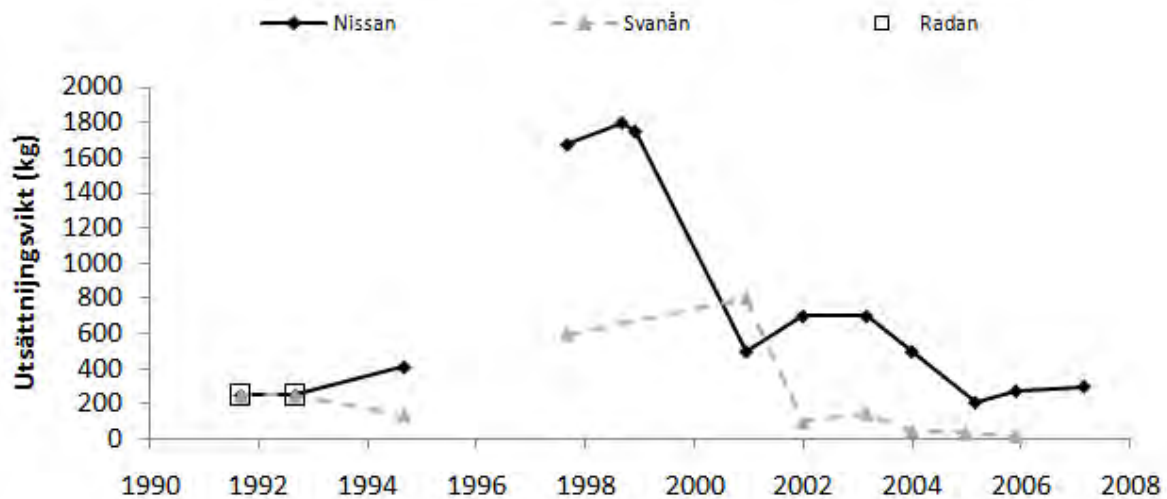
Figur 62. Den korrigerade relativa öringtäteten (CRA) i förhållande till förekomst respektive ingen förekomst av abborre (A), bergsimpa (B), bäcknejonöga (C), elritsa (D), gädda (E), kräfta (F), lake (G) och mört (H) vid elfisken utförda 1999-2008



Figur 63. Förhållandet mellan den korrigerade relativa öringtäteten(CRA)och tätheten av abborre (A), bergsimpa (B), elritsa (C), kräfta (D) och mört (E) då dessa arter förekommit vid elfisken 1999-2008. Observera att tätheterna för abborre, bergsimpa, elritsa, kräfta och mört har transformerats enligt $\log_{10}(\text{täthet}+1)$.

INTRODUCERADE ARTER

Baserat på den information som fanns i Länsstyrelsen i Jönköpings läns fiskutsättningsdatabas har det sammanlagt satts ut 12 345 kg regnbåge vid totalt 28 tillfällen i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors under perioden 1991-2007 (figur 64). Majoriteten av dessa utsättningar har skett i Nissan nedströms dammen vid Unnefors (9 445 kg) och i Svanån (2 400 kg). I Radan har regnbåge endast satts ut vid två tillfällen 1992 och 1993, 250 kg vardera gången. Regnbågar från dessa utsättningar har även fångats vid elfisken i området (tabell 9).



Figur 64. Utsättningar av regnbåge i Nissan ovan Nissafors under perioden 1991-2007. Observera att det fanns tillstånd för utsättning av 500 kg regnbåge i Svanån respektive Nissan 1997, men uppgifter om utsättning saknas. Under senare år har utsättningarna i Nissan skett på tre olika ställen (vid Unnefors, fiskecampen samt parkeringsfickan nedströms fiskecampen) enligt Zabel, muntligen.

Tabell 9. Fångster av regnbåge vid elfisken i Nissan ovan Nissafors sedan 1992. Längderna är angivna i mm och -9 innebär att information saknas.

Delområde	Delsträcka	Lokalnamn	Xkoord	Ykoord	Datum	Antal	Max. längd	Min. längd
Svanån (022)	19	Svanån	638835	137925	1993-10-06	1	-9	-9
Svanån (022)	19	Innan samflöde Radan	638476	137576	1997-08-09	7	350	350
Svanån (022)	21	Olivefors	638725	137615	1992-07-10	-9	370	370
Svanån (022)	21	Olivefors	638720	137615	1992-07-10	1	370	370
Svanån (022)	21	Olivefors	638725	137615	1993-07-19	-9	400	350
Svanån (022)	21	Olivefors	638720	137615	1993-07-19	2	400	350
Svanån (022)	21	Olivefors	638725	137615	1994-07-18	-9	400	300
Svanån (022)	21	Olivefors	638720	137615	1994-07-18	2	400	300
Svanån (022)	21	Olivefors	638725	137615	1995-07-27	-9	365	365
Svanån (022)	21	Olivefors	638720	137615	1995-07-27	1	365	365
Radan (024)	23	Svanån	638403	137524	1993-10-06	1	-9	-9

Det förekommer även två andra introducerade arter (amerikansk bäckröding och signalkräfta) i Nissan och dess biflöden ovan Nissafors, men uppgifter om deras beståndsstorlek och utsättningsstorlekar saknas eller är mycket knapphändiga. Två stycken amerikanska bäckrödingar (120 mm respektive 205 mm) fångades t.ex. vid ett elfiske 1995 på delsträcka 1 (Nissans källflöde). Vidare fanns det på totalt nio av delsträckorna sammanlagt 46 noteringar om fångst av signalkräfta vid elfisken utförda mellan 1992 och 2008.

DISKUSSION

NATURLIGT FÖREKOMMANDE ARTER

De negativa samband som förelåg med avseende på närvaron av gädda och lake var förväntade eftersom dessa arter är de predatorer som generellt sett har störst betydelse för tätheterna av öring i strömmande vatten. Just lakens effekt på tätheterna av årsungar (öring 0+) nämns av Degerman m.fl. (2002). De menar att lake främst prederar på årsungar av öring på grunda strömsträckor, medan gädda främst äter äldre öringar som vandrat ut i lugnare vatten eller höljor. Även närvaron av kräfta (flod- och signalkräfta) var negativt korrelerad till öringtätheterna, vilket inte är orimligt, t.ex. menar Peay m.fl. (2009), baserat på sina studier i engelska kalkströmmar, att signalkräftan påverkar öringtätheter negativt.

Enligt Degerman (opublicerat) finns det mycket simpor i Nissan, medan mängden mört och gädda är normal. Vidare är artantalet högt i de övre delarna av Nissan (Degerman, opublicerat), vilket anses ha en negativ inverkan på tätheterna av öring (Degerman m.fl. 2002). Ser man till elritsan som anses vara en försurningskänsligare fisk än öring, skulle det positiva sambandet som förelåg kunna indikera en försurningspåverkan eftersom öringtätheterna ökar med ökande tätheter av elritsa. Alternativt kan sambanden förklaras med att där det finns god tillgång på föda för större öring där fungerar också rekryteringen bättre. Både bergsimpa och elritsa är lämpliga bytesarter för öring. Det troligaste är dock att det beror på att där förutsättningarna är goda för öring där trivs också bergsimpan och elritsan. Båda arterna trivs i klara, kalla och syrerika vatten precis som öringen. Speciellt bergsimpan föredrar liknande miljöer som öringen med steniga bottenar och mer snabbströmmande vatten. Muus & Dahlström (1968) menar att bergsimpan återfinns i ”öringregionen” i ett vattendrag. Något förvånande var att tätheterna av abborre och mört var positivt korrelerade till öringtätheten eftersom dessa främst är sjölevande arter och snarare borde vara negativt korrelerade till öringtätheten. Sambandet beror förmodligen på att antalet elfisketillfällen då dessa arter fångats samtidigt med öring är få till antalet och skall således inte övertolkas.

INTRODUCERADE ARTER

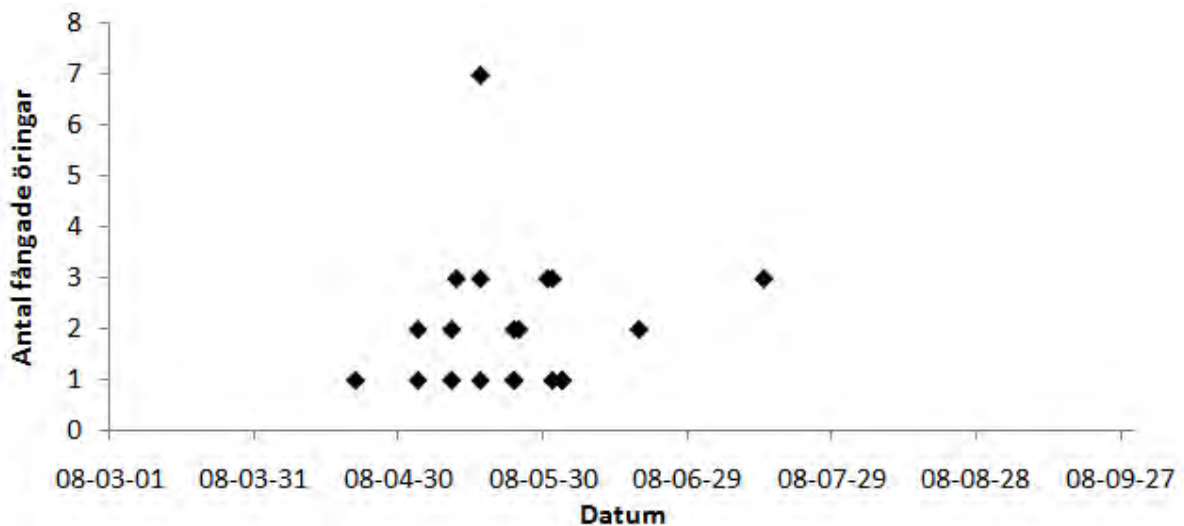
Med den information som föreligger går det inte att avgöra vilken betydelse regnbågsutsättningarna har för återhämtningen av öringbeståndet i vissa delar av Nissans avrinningsområde ovan Nissafors. Utsättningarna bör dock betraktas som negativa. Årligen sätts det numera ut drygt 250 kg regnbåge i Nissan mellan Unnefors och Norra Unnaryd för att upprätthålla ett attraktivt sportfiske. Detta är en ansenlig mängd fisk sett till biomassa i förhållande till de populationsberäkningar som genomfördes av Nilsson och Lind (1995a, 1995b och 1995c). Vidare är storleken på den regnbåge som sätts ut i intervallet 0,5-1,5 kg, vilket i jämförelse med den öring som fångats vid sportfiske de senaste åren i Nissan får anses vara stor till mycket stor fisk. Således uppstår frågan om den utplanterade regnbågen begränsar rekryteringen av öring i Nissan genom att de besätter de bästa ståndplatserna för större fisk, begränsar födotillgången, samt även står för en viss predation på öringungar. Om öringen inte tillåts att växa sig stor till följd av konkurrens från regnbåge borde rimligtvis även rekryteringen påverkas negativt eftersom en större hona producerar både fler och större romkorn, dvs. har en högre fekunditet. Enligt Degerman m.fl. (2001) har romkornens initiala storlek i kombination med vattendragets läge och karaktär, samt konkurrens betydelse för öringungarnas storlek i slutet av den första levnadssommaren. Detta kan i sin tur ha betydelse för hur stor vinteröverlevnaden blir. En större fisk har generellt sett bättre förutsättningar att överleva. Baserat på elfiskeresultaten de senaste 10 åren (1999-2008) i området ovan Nissafors är medellängden för längsta 0+ knappt 6 cm. Detta får anses vara i den nedre delen av skalan då man ser till medelstorleken på öringar 0+ i slutet av den första sommaren som brukar anges till 5-9 cm. Frågan återstår dock om detta är en effekt av att den lekande fisken är liten till följd av

regnbågsutsättningarna eller av andra faktorer, t.ex. vattendragens karaktär. Någon nämnvärd effekt från amerikansk bäckroding föreligger förmodligen inte eftersom fångsterna av denna art varit sparsam vid elfisken.

Fisketryck

Enligt Nissans Fiskecamp som arrenderade hela Norra Nissadalens fiskevårdsområde t.o.m. 2009 såldes det cirka 300 fiskekort årligen (Zabel, muntligen). Fisket bedrevs främst i Nissan samt i en begränsad utsträckning i Svanån och Vattla sjö. Inget fiske förekom i Radan. Fiske i Nissan och Svanån var tillåtet under perioden 1 mars till 30 september, fiske i tillrinnande bäckar var dock inte tillåtet. Fisket bedrevs med olika typer av handredskap beroende på var fisket skedde (www.nissansfiske.se). Sedan några år tillbaka (2006) gällde uteslutande s.k. catch & release fiske för öring, tidigare var minimimåttet 25 cm, samt obligatorisk fångstrapportering (Zabel, muntligen).

I figur 65 framgår de 41 registrerade fångsterna av öring i Nissan under 2008. Enligt muntliga uppgifter var medelstorleken på de fångade öringarna ca 20-25 cm, medan fångster av stor öring (ca 1 kg) var mycket ovanliga (Brevitz och Zabel, muntligen). Baserat på ovanstående längduppgifter och längd-vikt relationen: $\text{vikt} = \text{längd}^3/100$ (vikt i gram och längd i cm), innebär detta att medelvikten på den öring som fångades var ca 0,8 hg-1,6 hg.



Figur 65. Rapporterade fångster av öring i Nissan och Svanån inom Norra Nissadalens Fiskevårdsområde under 2008 (www.nissansfiske.se).

DISKUSSION

I mitten av 90-talet togs fiskevårdsplaner fram för dels norra Nissandalens fiskevårdsområde (Nilsson & Lind 1995a och Nilsson & Lind 1995b) dels för övre Nissan (Nilsson & Lind 1995c). I samband med framtagandet av dessa gjordes även populations- och uttagsberäkningar. Enligt dessa var öringpopulationens storlek någonstans i intervallet 146-438 kg. Vidare menar författarna att nybildandet av fiskbiomassan var cirka 30 % per år, vilket skulle innebära en årlig nettoproduktion på 44-131 kg. Vid sina populationsberäkningar ansåg Nilsson & Lind (1995a) att ett uttag av öring inte borde överskrida 10 % av den totala biomassan, vilket skulle motsvara cirka 15-44 kg/årligen. Nilsson & Lind (1995a) påpekar dock att ett uttag av stor fisk som sker inom uttagsintervallet förvisso inte äventyrar beståndsutvecklingen, men kan leda till att medelvikten sjunker och att större öring blir mer sällsynt. Enligt Järvi m.fl. (1997) som baserar sig på resultat från Nordamerikanska vatten anses 10 % av produktionen vara ett lämpligt uttag om begräns-

ningen syftar till att öka tätheterna och medelstorlek hos öringen. Vidare fanns det resultat som visade att redan vid ett uttag på 30 % av produktionen försämrades medelvikten och fångstmöjligheterna allvarligt (Järvi m.fl. 1997). Omräknat till den produktion som Nilsson & Lind (1995a, 1995b och 1995c) beräknat skulle uttaget vid 10 % av produktionen vara cirka 4,5-13 kg/år och vid 30 % av produktionen cirka 13-39 kg/år.

Hur stort uttaget av öring varit i Nissan ovan Nissafors finns det endast knapphändiga uppgifter om, men viljan att återutsätta fisk tycks ha varit relativt stor redan vid mitten av 90-talet (Nilsson & Lind, 1995a). Intressant att notera är att dagens fiskekortsförsäljning, cirka 300 kort/år (Zabel, muntligen), endast utgör en bråkdel av den som förelåg 1994. Då såldes cirka 1900 fiskekort enligt Nilsson & Lind (1995a). Det är dock oklart hur fisket var fördelat mellan de olika områdena som är upplåtna för fiske. Ett visst uttag, även litet till antalet av större öringar (≥ 1 kg), kan dock ha förekommit. Om försurningspåverkan under 70-, 80- och en bit in på 90-talet varit så pass kraftig att rekryteringen varit begränsad eller t.o.m. uteblivit vissa år samtidigt som en beskattning av den större öringen har skett kan detta ha bidragit till dagens låga öringtätheter i vissa områden. Man skulle något förenklat kunna säga att en del av öringbeståndet med störst förutsättningar (hög fekunditet) för att påskynda återhämtningen har beskattats samtidigt som återväxten varit liten eller obefintlig. Ett alltför ensidigt uttag av större öring skulle också kunna förklara medelstorleken på den öring som fångats vid sportfiske under senare år (20-25 cm enligt Brevitz och Zabel, muntligen). Obekräftade uppgifter finns dock om att liknande storleksförhållanden förelåg redan i slutet av 1960-talet. Numera råder, som tidigare nämnts, s.k. catch & release fiske på öring i alla delar av norra Nissandalens fiskevårdsområde som är upplåtna för fiske samt obligatorisk fångstrapporering. En viss förlust av öring är dock troligt eftersom catch & release inte till 100 % garanterar överlevnaden hos den fisk som återutsätts. Generellt så ökar dödligheten hos fisken desto längre den drillas, ju högre vattentemperaturen är samt om avkrokningen inte genomförs snabbt och skonsamt. Nilsson & Lind (1995a) räknade med att cirka 20 % av den fisk som återutsattes inte överlevde. Baserat på detta samt den fångstrapporering som finns tillgänglig skulle således fiskerimortaliteten inom norra Nissandalens fiskevårdsområde uppgått till ungefär 0,7-1,3 kg öring år 2008. Dock är det rimligt att anta att uttaget varit något större eftersom all fångad fisk förmodligen inte har rapporterats, samt att ett visst tjuvfiske har förekommit. Med det förhållandevis låga fisketryck som förmodligen råder trots allt och det totala fångstförbudet på öring förefaller inte sportfisket efter öring inom norra Nissandalens fiskevårdsområde utgöra ett stort hot mot öringbeståndet.

Åtgärdsförslag

Nedan presenteras först de olika åtgärderna som föreslås och sammanfattas också i tabell 10. Därefter sker en presentation av de åtgärder som är aktuella att genomföra i respektive åtgärdsområde. I ett flertal publikationer såsom Nilsson & Lind (1995a, 1995b och 1995c) samt Johansson & Nydén (2007) har förslag på t.ex. biotop- och fiskevårdsåtgärder presenterats för olika delar av området ovan Nissafors. Dessa kommer i detalj inte behandlas i denna utvärdering, men är en viktig del i det fortsatta åtgärdsarbetet i Nissan ovan Nissafors då de innehåller mer eller mindre färdiga åtgärdsprojekteringar. Vidare hänvisas till Naturvårdsverket & Fiskeriverket (2008) för ingående beskrivningar av restaureringsmetoder och kunskapssammanställning i ämnet ekologisk restaurering av vattendrag.

Biotop- & fiskevårdsåtgärder

ÖKAD BESKUGGNING, TILLFÖRSEL AV DÖD VED & SKYDD AV NÄRMILJÖN

Som nämnts tidigare går det inte att exakt avgöra hur stor inverkan de stundom höga vattentemperaturerna har haft på öringtätheterna, men bör betraktas som negativt med tanke på den kunskap som finns inom området. Åtgärder som bidrar till att minska uppvärmningen av vattnet sommartid är således att förorda i samtliga delområden, men bör ges extra stor uppmärksamhet i områden med mycket och/eller stora sjöar, t.ex. Radan och Valån. Ett exempel på åtgärd, trots att elfisken på lokaler med mindre god till måttlig beskuggning uppvisade högst öringtätheter, är att öka beskuggningen genom att undvika avverkning i anslutning till vattendragen. Ytterligare exempel på åtgärder är förhindra att obeskuggade vattenytor och liknande anläggs i och i anslutning till vattendragen inom Nissans avrinningsområde ovan Nissafors. Det är också viktigt att ovanstående beaktas i de mindre tillflödena.

Kunskapsläget och det positiva sambandet mellan mängden död ved i vattnet och den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) gör att denna åtgärd också får anses vara en generell rekommendation i samtliga delområden. Detta kan ske genom att man rent manuellt tillför vattendragen död ved, men bör på sikt lösas genom att närmiljön längs vattendragen tillåts utvecklas, genom t.ex. samverkan med skogsbruket, så att tillförseln av död ved sker på ett naturligt sätt.

Genom att skydda närmiljön genom bl.a. hänsynstagande vid jord- och skogsbruk främjas ett flertal parametrar av stor vikt för öring, t.ex. minskad erosion och påföljande grumling, ökad beskuggning, naturlig tillförsel av död ved och en variationsrikare vattenmiljö. Om eller när man lyckas etablera väl fungerande kantzoner längs stora delar av vattendragen i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors har man troligtvis också lagt grunden för goda och stabila öringtätheter i flertalet av delområdena.

RESTAURERING OCH SKAPANDE AV LEKBOTTNAR

Baserat på sambandet mellan den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) och tillgången på lek-områden av god kvalitet föreslås dels restaurering/underhåll av befintliga lekbottnar, dels anläggning av nya lek-områden genom utläggning av lekgrus och sten i områden där övriga förutsättningar är goda för lek. Även skydd av vegetationen i kantzonen samt minska antalet diken för att motverka erosion och grumling är att rekommendera för att minska påverkan i form av sedimentation på lek-områdena. Vid åtgärder som syftar till att öka andelen lek-områden av bra kvalitet bör de förutsättningar som finns beskrivna i litteraturen och är allmänt vedertagna vara styrande för var åtgärderna genomförs. En bra lekplats för öring karaktäriseras t.ex. av ett stabilt vattenflöde, 20-40 cm/s, som inte stör lekplatsen vid höga respektive låga vattenflöden, samt har ett botten-substrat som medger god syretransport till rommen och som det samtidigt går att gräva ner rommen i (Degerman m.fl. 2001). Vanligtvis ligger också lekplatsen i slutet av en hölja eller pool där denna grundar upp och övergår i ett mer strömmande parti, vilket medger god genomströmning av botten-substratet. Vidare sker leken oftast på relativt grunda områden, 15-80 cm där botten-substratet utgörs av grus i storlekarna 10-50 mm i diameter (Järvi m.fl. 1997).

ÖKA ANDELEN UPPVÄXTOMRÅDEN & STÅNDPLATSER

Det revir öringen har i vattendraget kan ha en eller flera ståndplatser och kännetecknas av tillgången på skydd (gärna ”tak” över huvudet, t.ex. överhäng från strandkanten eller död ved i vattnet) och lättillgänglig föda (Sjöstrand, 1990). Ståndplatsens utseende varierar beroende på öringens storlek, mindre (oftast yngre) öring uppehåller sig gärna på grundare och steniga bottnar medan den större öringen gärna vill ha block i lite djupare vattnen. Genom att tillföra vattendraget

sten och block i varierande storlekar ökar variationen, vilket i sin tur medför att fler och olika habitat bildas för både yngre och äldre öring. Även död ved gynnar både yngre och äldre individer genom att skapa skydd och ståndplatser. Generellt sett gynnas laxfiskar av mer sten- och blockrika vattenmiljöer med mer strömmande vattenförhållanden medan rovfiskar såsom gädda, vilken kan stå för en betydande predation, missgynnas. Även strandzonens betydelse bör beaktas vid åtgärder då den utgör ett viktigt habitat med sin skyddande vegetation och tillförsel av näring. Vid blockutläggning bör uppmärksamhet ges till eventuella erosionsproblem som kan uppstå till följd av en förändrad strömbild. Att strömmande och forsande partier av vattendragen också åtföljs av djupare höljor är något som framförallt gynnar större öring. Dock bör uppmärksamhet ges till gäddan vid anläggandet av djupa höljor eftersom det kan gynna denna också och då framförallt större gäddor.

FISKETS BEDRIVANDE

En återupptagen beskattning av öringbestånden rekommenderas inte eftersom storlek på den fisk som fångas är liten (20-25 cm) och tätheterna av öring är lägre än förväntat i/på mer än 75 % av alla delområden, delsträckor och elfiskelokaler. Att ytterligare begränsa sportfisket efter öring i Nissans huvudfåra förefaller däremot inte nödvändigt med tanke på den låga fiskerimortalitet som förmodligen föreligger ($\approx 1\text{kg}/\text{år}$). Denna rekommendation förutsätter dock att inget övrigt fiske och uttag sker som inte är känt (t.ex. tjuvfiske). Dock kan man tänka sig en kortare tids (cirka 5 år) trädaläggning av fisket för att se om det ger några positiva effekter på medelstorleken på den för sportfisket fångstbara öringen. Däremot bör det övervägas om fisket i Svanån bör fortsätta med tanke på att sträckan från sammanflödet med Radan upptill Svansjön är utpekad som nationellt särskilt värdefull naturmiljö inom miljömålsarbetet.

ÅTERINTRODUKTION & FÖRSTÄRKNINGSUTSÄTTNINGAR

Om det genom nedan föreslagna kompletterande undersökningar visar sig finnas generella förutsättningar för att sätta ut befruktad öringrom och/eller öringyngel bör detta övervägas som ett sista alternativ i områden där återkolonisering inte skett eller sker långsamt trots att utfallet borde vara det motsatta. Innan detta kan vara aktuellt bör dock utsättningarna föregås av en förstudie, dvs. en utsättning genomförs och följs under förslagsvis 3 år med elfisken, så att den fullskaliga insatsen blir långsiktigt verksam. Degerman m.fl. (2002) påpekar just att utsättning av fisk inte är den åtgärd som är lämpligast att börja med då det gäller att förbättra tillgången på fisk i ett vatten. Detta eftersom förutsättningar, såsom morfologiska, fysikaliska och kemikaliska, måste finnas för att utsättningsmaterialet (fisken) skall överleva och bilda ett självreproducerande bestånd. Således riskerar eventuella utsättningar att misslyckas alternativt bli en kostsam form av put & take fiske om inte kvaliteten på livsmiljöerna där utsättningarna sker är tillfredställande.

Det finns dock andra aspekter kopplade till förstärkningsutsättningar som gör att denna åtgärd bör vara lågprioriterad. Vid odling av fisk, trots noggranna avelsprogram och där avelsfisken uteslutande tas från det ursprungliga vattnet, riskerar man att ”fel” egenskaper gynnas och att det på sikt leder till en oåterkallelig genetisk förorening av den ursprungliga stammen.

Kompletterande undersökningar

Nedan presenteras förslag på kompletterande undersökningar som anses vara lämpliga att genomföra för att ytterligare förstå varför öringen i Nissan ovan Nissafors inte återhämtar sig i vissa områden. Dessa bör dock, så långt det är möjligt, ske i samverkan med nu pågående kalkeffektuppföljningsprogram, recipientkontroller och elfiskeprogram.

KLÄCKNINGSFÖRSÖK

Genom kläckningsförsök kombinerat med elfiskeundersökningar där rom- och yngelöverlevnad studeras borde tydligare svar erhållas huruvida det fortfarande föreligger försurningsrelaterad eller annan vattenkemisk påverkan på de yngsta stadierna av öring i vissa områden. Detta har provats vid tidigare tillfällen, men med magert resultat beroende på olika yttre omständigheter som störde försöken. Sålunda bör erfarenheter från dessa tidigare undersökningar inhämtas för att kunna förfinas metodiken vid en ny undersökning. I de övre delarna av Nissans källflöde (delområde 17, delsträcka 1) kan ett dylikt försök vara aktuellt. Lämpliga referensvattendrag är Sågån (delsträcka 4) och Helgaboån (delsträcka 5) i delområde 21 (Mulserydssjön) eftersom dessa uppvisar goda öringtätheter och är kalkade respektive okalkade.

SOMMARMORTALITET

Elfiskeundersökningar för studie av öringynglens dödlighet sommartid, framförallt i de områden där höga vattentemperaturer har uppmätts och öringtätheterna är låga (t.ex. Radan), men även i ett antal referensområden med goda öringtätheter (t.ex. Mulserydssjön). En sådan studie bör ske genom att ett antal lokaler elfiskas minst två gånger per säsong under ett antal år. Dels före första temperaturtoppen (månadsskiftet maj/juni) och dels efter sista temperaturtoppen (månadsskiftet augusti/september), men om möjligt också mellan temperaturtopparna.

PROGRAM FÖR UTPLACERING AV TEMPERATURLOGGAR

Mot bakgrund av att vattentemperaturerna sommartid kan vara en trolig förklaring till de öringtätheter som förelåg i vissa delområden, t.ex. Radan och Valån, bör ett program för insamling av temperaturdata utformas. Syftet med ett dylikt program bör vara tudelat. Dels bör man kvalitativt skapa sig en uppfattning om vilka områden/vattendrag som ett ”normalår” riskerar att ha längre sammanhållna perioder (> 1 vecka) med höga vattentemperaturer (>22°C). Dels bör man utifrån insamlad temperaturdata kvalitativt försöka uppskatta påverkan på öringtätheterna (se studie sommarmortalitet).

UTVÄRDERING AV REGNBÅGSUTSÄTTNINGAR

En djupare utvärdering av omfattningen på regnbågsutsättningarna bör göras eftersom dessa troligtvis medför en ökad konkurrens och eventuellt predation inom vissa delar av Nissans avrinningsområde ovan Nissafors. Det är dock oklart i vilken utsträckning, men det är inte omöjligt att dessa utsättningar bromsar öringens återhämtning. Således bör utsättningsmängderna inte öka förrän en dylik utvärdering genomförts. Det som primärt bör utredas är i vilka områden regnbåge förekommer. Är det endast i Nissans huvudfåra i anslutning till utsättningsplatserna eller har den spridit sig inom större områden av Nissans huvudfåra och upp i biflödena? Samt kvalitativt och kvantitativt uppskatta påverkan på öringbeståndet, dvs. både hur påverkan sker och hur stor den är. Sekundärt kunde det även vara av intresse att utreda hur förhållandet mellan utsatt och kvarvarande biomassa ser ut. Hur stor andel av den fisk som årligen sätts ut försvinner till följd av fiskerimortalitet respektive naturlig mortalitet?

Vidare borde förutsättningarna för att sätta ut odlad öring istället för regnbåge för att upprätthålla sportfisket undersökas. Genom att sätta ut odlad öring, där avelsmaterialet kommer ifrån Nissan, skulle den främmande arten (regnbåge) försvinna samtidigt som en viss, om än liten, effekt liknande förstärkningsutsättning förmodligen erhållas. Ovan nämnda risk med genetisk förorening bör dock beaktas. Att sätta ut öring i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors skulle förmodligen leda till oåterkalleliga effekter på det naturliga beståndet. Således handlar det om att väga naturvärdet av en vildproducerad naturligt förekommande art mot intresset av att bedriva ett sportfiske på en för området naturligt förekommande, men odlad art. Vid ett eventuellt beslut om att sätta ut odlad öring istället för regnbåge bör/skall den utsatta öringen fettfeneklippas för att kun-

na skiljas från den vilda öringen vid fångst om ett uttag skall tillåtas. Ett liknande system med märkning tillämpas t.ex. vid laxfisket i Forshagaforsen i Klarälvens nedre delar för att skydda den vildproducerade fisken.

Områdesskydd

Delområden eller enskilda vattendrag/biflöden där stabilt goda tätheter av öring föreligger i förhållande till de förväntade tätheterna bör ges ett skydd mot ingrepp som kan inverka negativt på förutsättningarna för öring, t.ex. kalhuggning i närmiljön. Detta eftersom dessa kan fungera som skyddade refugier för Nissanöringen samt genbanker för framtida avelsbehov. Ett exempel på ett sådant område är Mulserydssjön (delområde 21). Detta dels eftersom det föreligger goda tätheter av öring, dels att det förefaller som att tätheterna i detta område inte påverkades lika mycket av de generella nedgångarna 2002-2004, samt 2006 och 2007.

Kalkningsverksamheten

Vissa av delsträckorna uppvisade otillfredsställande resultat avseende parametrarna pH (Apelåsbäcken) och/eller alkalinitet (Helgaboån, Jonsbobäcken, Apelåsbäcken, Närmre bäck och Svånån ovan Svansjön), samt oorganiskt labilt aluminium (Helgaboån). Vidare har det på flertalet av delsträckorna uppmäts enskilda värden som under- och/eller överstiger gränsvärdena. Mycket av föreliggande material talar dock för att det inte enbart är försurningsrelaterade parametrar som kan förklara de öringtätheter som förelåg i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors, utan att även de fysiska förhållandena i och runt vattendragen inverkar. Vidare finns det svårigheter att uttala sig om kalkningsverksamheten eftersom de s.k. surstötarna förmodligen är fler än det som finns dokumenterat från vattenprovtagningen, vilket bl.a. beror på att det inte är lätt att komma ut i fält vid rätt tillfälle, speciellt inte då det i de olika biflödena och huvudfåran inte är högflöden vid samma tidpunkt. Dessutom är det inte enbart det lägsta uppmätta värdet som är av betydelse utan även hur långa perioder och hur ofta det förekommer s.k. surstötar, vilket det saknas information om. För att bättre kunna uttala sig om de försurningsrelaterade parametrarnas påverkan vore det därför önskvärt om vattenprovtagningen kunde utökas genom t.ex. intensivstudier av någon eller några delsträckor. Effekterna av de sänkningar av kalkdoserna som föreslagits av Abrahamsson (2009a-e) är således också svåra förutsäga utifrån föreliggande material. Det är dock viktigt att uppföljningar görs av effekten på öringbeståndet från eventuella sänkningar av kalkdosernas för att säkerställa att situationen inte förvärras.

Sammanfattning åtgärdsförslag

I tabell 10 har ovan beskrivna åtgärdsförslag sammanfattas utifrån en 3-gradig prioriteringsordning. De förslag som givits prioritet 1 anses vara mest aktuella att genomföra och bör påbörjas snarast möjligt då resurser finns.

Tabell 10. Sammanställning av föreslagna åtgärder (prio = åtgärdens prioritet i en tregradig skala där 1 är högst prioriterat och 3 lägst prioriterat).

Åtgärdsförslag	Prio	Kommentar
Ökad beskuggning	1	Öka andelen skog i vattendragens närmiljö för att motverka bl.a. höga vattentemperaturer sommartid.
Tillförsel död ved	1	Gynnar både yngre och äldre öring. Kan till en början ske manuellt, men bör på sikt ske via naturlig tillförsel från skog i vattendragens närmiljö.
Skydd av närmiljön - riktlinjer för jord- och skogsbruket	1	Genom samverkan ta fram riktlinjer för hur vattendragens närmiljöer ytterligare kan skyddas och därmed bl.a. beskuggningen och mängden död ved ökas, samt grumlingen minskas i vattendragen.
Öka arealen bra lekområden	1	Restaurering och skapande av lekområden på sträckor där goda förutsättningar för lek i övrigt finns.
Öka arealen bra uppväxtområden	1	Utläggning av sten, block och död ved.
Öka arealen bra ståndplatser för större öring	2	Utläggning av sten, block och död ved (främst i Nissans huvudfåra).
Fiskets bedrivande	2	Ett fortsatt catch and release fiske förordas. Eventuellt bör trädläggning övervägas för att studera bl.a. effekterna på den större fiskens storlek och tillväxt.
Återintroduktion och förstärkningsut-sättningar	3	Utsättning av rom och/eller öringyngel. Skall dock ses som en absolut sista lösning.
Undersökning av återkoloniserings-potential	2	Utsättningar av öringyngel och elfiskeundersökningar för studie av återkoloniseringspotential.
Romöverlevnad	2	Kläckningsförsök där romöverlevnad studeras.
Sommarmortalitet	2	Elfiskeundersökningar för studie av öringynglens dödlighet sommartid. Kombinerar med insamling av temperaturdata.
Program för insamling av tempera-turdata.	1	Framtagande av program för utplacering av temperaturloggar i syfte att kartlägga "varma" områden/vattendrag, samt effekterna på öringtättheterna.
Utredning regnbågsutsättningar	2	Utredning av dels spridning, dels effekterna på öringbeståndet. Samt värdering av förutsättningarna att sätta öring istället.
Områdesskydd	1	Skapa skydd för områden med bra och stabila öringtättheter som kan fungera som refugier och genbanker.
Kalkningsverksamheten	2	Utökad program för vattenprovtagning och uppföljning av eventuella sänkningar av kalkdoserna genom bl.a. elfiske.

Genomgång av delområden & delsträckor

Nedan följer en kort genomgång av de olika delområdena och delsträckorna där de viktigaste resultaten kommenteras kortfattat, samt förslag på åtgärder i det specifika området ges.

NISSANS KÄLLFLÖDE (DELOMRÅDE 017, DELSTRÄCKA 1)

Öringtättheterna i Nissans källflöden var lägre än förväntat. Under de senaste tio åren har 38 elfisken genomförts, varav endast tre stycken uppvisat högre tätheter än förväntat (nedströms Jära år 2005 och 2008, samt vid p-plats väg 40 år 2001). De lägre tätheterna berodde förmodligen inte främst på tillgången av lämpliga öringhabitat. Drygt 10 % av den totala arealen bedömdes ha goda till mycket goda förutsättningar för lek och andelen goda till mycket goda uppväxtområden uppgick till drygt 20 %. Vidare fanns det mycket ståndplatser för större öring, drygt 80 % av totalarealen bedömdes ha goda till mycket goda förutsättningar för större öring. Således är åtgärder som syftar till att förbättra förutsättningarna för lek och uppväxt av lägre prioritet. Tillgången på död ved i delområdet var däremot mycket låg (på mer än 95 % av den karterade sträckan saknas

död ved), varför detta måste ses som en mycket prioriterad åtgärd. Några enstaka dagar med vattentemperaturer över 22°C noterades 2007 och 2008, men endast med kortare varaktighet (max. 3 dagar). Det förekommer dock inga sjöar inom delområdet och skuggningen var förhållandevis god, cirka hälften av den totala arealen hade >50 % skuggning. Därför bör avverkningar i vattendragens närmiljö undvikas eftersom det finns en tendens till att höga vattentemperaturer uppstår sommartid. Den lokal där en temperaturlogg varit utplacerad 2007 och 2008 bör ingå i ett framtida program för utplacering av temperaturloggar. Vidare bör lokalen användas för studier av sommarmortalitet inom delområdet.

Mot bakgrund av ovanstående finns det skäl att misstänka att vattenkemin kan ha haft en avgörande betydelse för föreliggande öringtätheter. Både pH_min och alkalinitet_min låg förvisso över gränsvärdena sett till medelvärdena för perioden 1999-2008, men det har uppmätts enskilda värden som låg mycket under. Trots detta kunde inte någon effekt på öringtätheterna utläsas. Även halterna av aluminium_max låg under gränsvärdet och kunde inte heller kopplas till den korrigerade relativa öringtätheten (CRA). Det vore därför lämpligt att genomföra studier av romöverlevnad och återkoloniseringspotential för att undersöka om en vattenkemisk påverkan trots allt föreligger. Området anses t.ex. vara svårkalkat (enbart våtmarkskalkning), vilket skulle kunna resultera i att vattenkemin fluktuerar mycket och på så sätt har en negativ inverkan på öringtätheterna.

ÄLGÅN (DELOMRÅDE 018, DELSTRÄCKA 2-3)

De övre delarna av Älgån (delsträcka 2, uppströms vandringshindret i Klerebo) uppvisade goda tätheter av öring, medan de nedre delarna (delsträcka 3, från mynningen upptill vandringshindret i Klerebo) uppvisade sämre öringtätheter än förväntat. Någon egentlig förklaring till dessa skillnader är svår att hitta. Vattenkemin skiljde sig inte särskilt mycket åt mellan de båda delsträckorna, bortsett från färgtalet. Delsträcka 2 hade ett betydligt högre medelvärde för färg_max jämfört med delsträcka 3 under perioden 1999-2008. I övrigt låg medelvärdena för pH_min och alkalinitet_min över gränsvärdena och halten aluminium (enbart mätresultat från delsträcka 2) överskred inte gränsvärdet. Då man ser till kvaliteten på öringhabitaten talar en del snarare för att tätheterna borde varit bättre på de nedre delarna av Älgån. Andelen lekområden i klass 3 var betydligt högre på delsträcka 3 (12 % jämfört med 2 % på delsträcka 2) och sett till tillgången på ståndplatser för större öring i klass 3 var skillnaden ännu större (77 % på delsträcka 3 och 1 % på delsträcka 2). Även tillgången på död ved i klass 3 var högre på delsträcka 3 (66 % jämfört med 8 % på delsträcka 2). Däremot var tillgången på uppväxtområden av god kvalitet (klass 3) lägre på delsträcka 3, endast 5 % av totalarealen jämfört med 19 % på delsträcka 2. Således bör åtgärder som ökar arealen med goda uppväxtområden på delsträcka 3 genomföras, medan åtgärderna på delsträcka 2 bör inriktas på att öka mängden död ved samt arealerna med goda lekmöjligheter och bra ståndplatser för större öring.

MULSERYDSSJÖN (DELOMRÅDE 021, DELSTRÄCKA 4-5)

Sett både till hela delområdet och till de båda delsträckorna förelåg en god täthet av öring vid elfiskena de senaste tio åren med något enstaka undantag. De två elfiskelokaler som uppvisat de enskilt sämsta resultaten var belägna förhållandevis nära Mulserydssjön och har bara elfiskats en gång vardera. Andelen lekområden av god kvalitet var låg, medan andelen uppväxtområden och ståndplatser för större öring av god kvalitet var bättre. Vidare var skuggningen god och rensningen mycket begränsad, dock var andelen död ved liten till måttlig. Både pH_min och alkalinitet_min låg över gränsvärdena sett till medelvärdena för perioden 1999-2008, men det har uppmätts enskilda värden som låg mycket under. Trots detta kunde någon effekt på öringtätheterna inte utläsas. Som exempel kan nämnas år 2007 då pH 4,5 respektive 4,8 uppmättes på delsträcka

4 respektive delsträcka 5 samtidigt som den korrigerade relativa öringtätheten (CRA) på endast en elfiskelokal var försumbart lägre än förväntat (CRA = 99 %), medan de övriga fyra elfiskelokalerna uppvisade högre öringtätheter vid elfiskena än förväntat (CRA 102-115 %). Halterna av aluminium låg högt sett till både delområdet som helhet och de båda delsträckorna, men kunde inte heller kopplas till öringtätheterna. Sammantaget gör detta att åtgärder inom delområdet får anses ha en lägre prioritet, bortsett från delsträckornas värde som referenslokaler med goda och stabila öringtätheter. En eller flera elfiskelokaler på dessa delsträckor skulle kunna fungera som referenslokaler i ett program för utplacering av temploggar samt vid studier av sommarmortalitet. I Sågån (delsträcka 4) förekommer en sjö (Elsabosjön) uppström elfiskelokalerna, medan det i Helgaboån (delsträcka 5) saknas sjöar uppströms elfiskelokalerna. Vidare skulle dessa delsträckor även kunna utgöra referenslokaler vid kläcknings- och återkoloniseringsförsök eftersom Sågån är kalkad men inte Helgaboån. De åtgärder som är aktuella är att tillföra mer död ved och om möjligt lekgrus, samt upprättande av skyddszoner i närmiljön framförallt längs de kalhyggen som finns i delområdet. Även ett utökat skydd av delområdet bör övervägas eftersom öringtätheterna är goda och stabila.

NISSANS HUVUDFÅRA, ÖVRE DELEN (DELOMRÅDE 001, DELSTRÄCKA 6-13)

Öringtätheterna i Nissans huvudfåra (delsträcka 6 och 7) har varit sämre än förväntat med undantag för några enstaka elfisken. I biflödena (delsträckorna 8-13) har däremot tätheterna generellt sett varit som förväntat eller bättre. Bortsett från Bortre bäck (delsträcka 13) har dock stora mellanårsvariationer förekommit.

Endast 0-1 % av den totala arealen i huvudfåran bedömdes ha goda till mycket goda förutsättningar för lek och goda till mycket goda uppväxtområden saknades. Vidare fanns det bara begränsat med ståndplatser för större öring, 3-20 % av totalarealen bedömdes ha goda till mycket goda förutsättningar för större öring. Tillgången på död ved i huvudfåran var också låg (7-10 % av totalarealen utgjordes av klass 3, dvs. >25 stockar/100m). I Nissan ovan Unnefors (delsträcka 6) har även 21 % av arena bedömts som omgrävd/rätad. Då det gäller Nissans huvudfåra (delsträcka 6 och 7) bör denna framförallt ses som ett tillväxtområde för större öring, medan tillflödena (delsträckorna 8-13) utgör reproduktionsområden för den större öringen. Således bör åtgärdsarbetet i själva huvudfåran främst vara inriktat på att förbättra förutsättningarna för större öring, dvs. skapa ståndplatser och anlägga strömkoncentratorer genom utläggning av block och död ved. Dock skall det där det finns förutsättningar för att skapa goda – mycket goda lek- och uppväxtområden givetvis genomföras åtgärder för att uppnå detta.

I tabell 11 framgår bedömningarna som gjordes av öringhabitats kvaliteten på delsträckorna 8-13 vid biotopkarteringen. Som synes var variationen stor. Dessa bedömningar ligger således till grund för åtgärdsförslagen eftersom någon påverkan från vattenkemin inte tycks ha förelegat. Detta trots att både Apelåsbäcken och Närmre bäck uppvisade medelvärden för pH_min och alkalinitet_min som låg under gränsvärdena, samt att det i Bullerbäcken uppmäts enskilda värden på aluminium_max som överskred gränsvärdet. Någon påverkan från vattentemperaturen tycks inte heller ha förelegat. I Krakhultabäcken förekom endast tre dagar under sommaren 2008 då vattentemperaturen översteg 22°C (max. temperatur 22,7°C) och i Apelåsbäcken nådde aldrig max. temperaturen över 22°C sommaren 2008. Krakhultabäcken bör ingå i programmet för utplacering av temploggar, medan Apelåsbäcken bör ersättas med Närmre bäck då den senare elfiskas årligen precis som Krakhultabäcken. Närmre bäck och Krakhultabäcken kan även tänkas ingå vid studierna av romöverlevnad och återkoloniseringspotential. Uppgifter om rensning och död ved saknades, men tillförsel av död ved rekommenderas ändå eftersom det generellt sett oftast är brist på detta.

Tabell 11. Relativ andel av den vid biotopkarteringen bedömda tillgången på goda till mycket goda lek- och uppväxtområden, ståndplatser för större öring samt god skuggning på delsträckorna 8-13 inom delområdet Nissans huvudfåra, övre delen. Uppgifter om död ved och rensning saknas.

Delsträcka (nr)	Andel lekområden klass 3	Andel uppväxtområden klass 3	Andel ståndplatser klass 3	Andel skuggning klass 3
Krakhultabäcken (8)	0 %	42 %	0 %	100 %
Bullerbäcken (9)	0 %	0 %	0 %	100 %
Jonsbobäcken (10)	56 %	60 %	22 %	91 %
Apelåsabäcken (11)	12 %	88 %	0 %	100 %
Närmre bäck (12)	14 %	25 %	4 %	50 %
Bortre bäck (13)	0 %	28 %	0 %	66 %

NISSANS HUVUDFÅRA, NEDRE DELEN (DELOMRÅDE 002, DELSTRÄCKA 14)

Förutsättningarna för öring i Nissans huvudfåra, nedre delen (delsträcka 14) var mycket begränsade, vilket återspeglades i elfiskeresultatet. Inga eller endast ett fåtal öringar fångades vid elfiskena 1999-2008. De förväntade tätheterna var också låga, knappt 5 öringar/100m². Baserat på biotopkarteringen så saknades goda till mycket goda förutsättningar för lek och det samma gällde tillgången på goda till mycket goda uppväxtområden. Endast 3 % av totalarean bedömdes hysa goda till mycket goda förutsättningar för större öring och tillgången på död ved var också begränsad. Däremot var rensningspåverkan låg och skuggningen god. Samma resonemang gäller således som för den övre delen av Nissans huvudfåra (delsträcka 6 och 7), dvs. inriktat åtgärdsarbetet på att främst förbättra förutsättningarna för större öring.

GUNNAHEMSSJÖN (DELOMRÅDE 019, DELSTRÄCKA 15-18)

Kattån ovan Gunnahemssjön, Kyrkbäcken och Kvarnån (delsträcka 16-18) uppvisade något sämre öringtätheter än förväntat (CRA 72-89 %) sett till perioden 1999-2008. Mellanårsvariationerna var dock mycket stora. I Kvarnån tycks dessvärre trenden sedan år 2005 ha varit negativ över tid, dvs. sämre öringtätheter under senare år. Kattån nedan Gunnahemssjön (delsträcka 15) har inte elfiskats under de senaste 10 åren, vilket bör åtgärdas.

Tillgång på goda till mycket goda lek- och uppväxtområden saknades i Kattån nedan Gunnahemssjön, medan tillgången var bättre ovan Gunnahemssjön (16 % respektive 38 % av totalarealen). Liknande förhållande rådde när det gäller död ved. Vidare bedömdes Kattån uppströms Gunnahemssjön inte vara reningspåverkad, medan 27 % av totalarealen bedömdes vara måttligt till kraftigt rensad nedströms Gunnahemssjön. Goda till mycket goda ståndplatser saknades i Kattån både uppströms och nedströms Gunnahemssjön. Skuggningen var dock god på båda delsträckorna. Några större skillnader i vattenkemi förelåg inte och de uppmätta värdena för pH_{min} respektive alkalinitet_{min} understeg inte gränsvärdena, dock indikerade försurningspoängen för Kattån uppströms Gunnahemssjön en betydlig påverkan. Behovet av åtgärder bedöms mot ovanstående vara störst i Kattån nedan Gunnahemssjön (delsträcka 15). De åtgärder som primärt föreslås är anläggning/restaurering av lek- och uppväxtområden, samt tillförsel av död ved. Sekundärt kan även mer ståndplatser för större öring skapas. Om elfisken återupptas i Kattån nedan Gunnahemssjön, vilket föreslås, borde även denna lokal ingå i programmet för utplacering av temperaturloggar.

Kyrkbäcken (delsträcka 17) har inte biotopkarterats, vilket bör genomföras innan åtgärdsförslag lämnas. Kvarnån (delsträcka 18) var inte nämnvärt påverkad av rensning och det fanns goda till mycket goda lek- och uppväxtområden. Däremot var tillgången på ståndplatser för större öring begränsad och mängden död ved relativt liten. Inte heller dessa båda delsträckor uppvisade värden för pH_{min} respektive alkalinitet_{min} som understeg gränsvärdena, dock har mycket höga alkalinitetsvärden uppmätts. Försurningspoängen i Kvarnån indikerade en obetydlig påverkan.

SVANÅN (DELOMRÅDE 022, DELSTRÄCKA 19-22)

Åsabäcken (delsträcka 21) har bortsett från elfiskena 2003 och 2004, då en generell nedgång skedde i nästan hela Nissans avrinningsområde ovan Nissafors, uppvisat högre tätheter än förväntat (CRA 104-150 %). På övriga delsträckor, Svanån nedan Svansjön (19), Svanån ovan Svansjön (20) och Älgabäcken (22), har lägre tätheter än förväntat oftast förelegat. Sett till hela delområdet under perioden 1999-2008 har också öringtätheterna varit lägre än förväntat (CRA 48-95 %), bortsett från år 2000 då den korrigerade relativa öringtätheten var 108 %.

I Svanån både nedan och ovan Svansjön var tillgången på goda till mycket goda lekområden låg och saknades i Åsabäcken. Tillgången på uppväxtområden i klass 3 var måttlig nedan Svansjön och låg ovan Svansjön (19 % respektive 3 % av totalarealen), men mycket god i Åsabäcken (61 % av totalarealen). Ovan Svansjön utgjordes nästan hälften (48 %) av totalarealen av goda till mycket goda ståndplatser för större öring, medan motsvarande saknades nedan Svansjön och i Åsabäcken. I både Svanån nedan och ovan Svansjön dominerades strömbilden av lungflytande till svagt strömmande vatten. I Åsabäcken däremot dominerade strömmande vatten. Bortsett från Svanån ovan Svansjön var skuggningen relativt god inom delområdet. Uppgifter om rensning respektive död ved fanns enbart för Svanån ovan Svansjön. Rensningspåverkan där var låg, men dessvärre också tillgången på död ved. Någon koppling till vattenkemin var svår att göra även i detta delområde. Varken pH_min, alkalinitet_min, aluminium_max, försurningspoäng, färg_max och turbiditet_max indikerade att någon påverkan förelåg. Inte heller vattentemperaturen sommartid tycktes ha haft någon större inverkan då inga dagar med temperaturer överstigande 22°C registrerades sommaren 2008. Dock fanns det ett signifikant samband mellan lägre öringtätheter och låg vattenföring under våren och försommaren i Svanån nedan Svansjön.

Älgabäcken har inte biotopkarterats, vilket därför föreslås. Biotopvårdsinsatser som syftar till att öka andelen goda till mycket goda lekområden bör genomföras i så stor utsträckning som möjligt i Svanån nedan och ovan Svansjön samt i Åsabäcken. Vidare bör förutsättningarna för uppväxt förbättras ovan Svansjön, medan ståndplatser för större öring skapas i viss utsträckning nedan Svansjön och i Åsabäcken (förslagsvis genom tillförsel av död ved). Det borde även i fortsättningen placeras en temperaturlogg i Svanån nedan Svansjön. Även sambandet mellan lägre öringtätheter och låg vattenföring bör beaktas.

RADAN (DELOMRÅDE 024, DELSTRÄCKA 23-25)

Inte en enda gång under den senaste tioårsperioden (1999-2008) har det på delsträckorna inom delområdet förelegat högre tätheter av öring än förväntat. Vidare har det på de två lokalerna i Radan ovan Stengårdshultasjön (delsträcka 25) inte fångats någon öring överhuvudtaget under perioden mellan 1999 och 2008. Senaste gången det fångades öring på lokalen ”Sandsebokvarn” var 1996 och öring 0+ har inte fångats där sedan 1984, då 2 stycken fångades. Således förefaller det som att öringbeståndet är utslaget på denna delsträcka, vilket i sin tur motiverar studier av romöverlevnad och återkoloniseringspotential. Innan det är aktuellt med dylika studier bör dock förutsättningarna att minska indämningen av delsträckan undersökas (cirka 30 % av sträckans längd bedömdes vara indämd och ytterligare cirka 30 % bedömdes utgöras av dammar). Det samma gäller eventuell biotopvård med avseende att öka andelen goda till mycket goda lek- och uppväxtområden. Förmodligen är sträckorna med goda förutsättningar för öring alltför korta och isolerade från varandra av lugnvattenmiljöer. Även på sträckan nedan Stengårdshultasjön förekommer dammar (cirka 15 % av längden), men andelen strömmande vatten var högre här. Delsträckan nedan sammanflödet med Svanån har däremot betydligt mer strömmande vatten, vilket också återspeglas i förutsättningarna för öring. Enligt bedömningarna som gjordes vid biotopkarteringen var tillgången av öringhabitat i klass 3 mycket god på sträckan. Däremot fanns det ingen eller mycket liten tillgång på lek- och uppväxtområden, samt ståndplatser av god eller mycket god kvalitet (klass 3) i Radan ovan sammanflödet. Dock bedömdes tillgången av tämligen goda uppväxt-

områden (klass 2) utgöra 23 % av totalarean i Radan nedan Stengårdshultasjön. Vidare var tillgången på död ved också låg (ej bedömd för sträckan i Svanån). På delsträckorna i Radan dominerade mindre god skuggning, <5 % (60 % respektive 71 % av totalarealen) och på delsträckan i Svanån måttlig skuggning, 5-50 % (87 % av totalarealen). Just indämningen samt låg beskuggning i kombination med den relativt stora andelen sjöyta uppströms i avrinningsområdet förklarar förmodligen varför öringbeståndet i Radan nedan Stengårdshultasjön utsätts för långa (>1 vecka) perioder med höga (>22°C) vattentemperaturer. Detta förklarar i sin tur troligen föreliggande öringtätheter. År 2007 fångades ingen öring på elfisket och 2008 endast ett fåtal.

Mot bakgrund av ovanstående föreslås därför att, där det bedöms möjligt, öka tillgången på goda till mycket goda lek- och uppväxtområden, samt ståndplatser för större öring i Radan ovan och nedan Stengårdshultasjön. Detta bör i möjligaste mån ske genom en minskad indämning av sträckorna. En minskad indämning i kombination med ökad beskuggning skulle även få goda effekter på vattentemperaturen sommartid. Vidare föreslås att studier av sommarmortaliteten genomförs och att den temperaturlogg som varit utplacerad i Radan nedan Stengårdshultasjön även i fortsättningen ingår i utplaceringsprogrammet, samt att detta kompletteras med ytterligare en temperaturlogg på delsträckan i Svanån. Även tillförsel av död ved bör ske. Studier av romöverlevnad samt återkoloniseringspotential bör genomföras efter genomförd biotopvård i Radan ovan Stengårdshultasjön.

VALÅN (DELOMRÅDE 029, DELSTRÄCKA 26-27)

År 2001 sjönk öringtätheterna i Valån nedan södra Vallsjön (delsträcka 26), vilket medförde att dessa var lägre än förväntat t.o.m. år 2004 (CRA 26-95 %). Sedan 2005 har dock öringtätheterna återigen var högre än förväntat. Däremot har öringtätheterna konsekvent varit lägre än förväntat (CRA 33-94 %) i Valån ovan södra Vallsjön (delsträcka 27).

Det förekom måttligt-rikligt med lek- och uppväxtområden med goda till mycket goda förutsättningar för öring på de båda delsträckorna. Detsamma gäller tillgången på ståndplatser för större öring. Tillgången på död ved i Valån nedan södra Vallsjön var god, men ovan södra Vallsjön var tillgången sämre, 68 % av vattendragets längd bedömdes ha mindre än 6 stockar/100m. Någon nämnvärd rensningspåverkan förelåg inte på någon av delsträckorna och skuggningen var god (något sämre ovan södra Vallsjön jämfört med sträckan nedan). Någon påverkan från vattenkemin tycktes inte ha förelegat trots att färgtalet var mycket högt nedan södra Vallsjön. Gränsvärdena för pH och alkalinitet respektive aluminium underskreds respektive överskreds inte och försurningspoängen indikerade obetydlig påverkan. Däremot kan vattentemperaturen sommartid vara en möjlig förklaring till föreliggande öringtätheter, åtminstone ovan södra Vallsjön. Valån är det område i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors där temperaturloggar har varit utplacerade som uppvisade både flest antal dagar över 22°C och högsta uppmätta vattentemperatur både 2007 och 2008. Någon effekt av detta syntes dock inte vid elfisket i Valån nedan södra Vallsjön 2007, något elfiske genomfördes dessvärre inte 2008. Både temperatur- och elfiskeuppgifter för delsträckan ovan södra Vallsjön saknas för år 2007 och 2008. Dels bör elfiskefrekvensen ökas till årligt återkommande elfisken i Valån både nedan och ovan Södra Vallsjön, dels bör temperaturloggar placeras på båda delsträckorna för att ta fram bättre underlagsmaterial till studier av sommarmortaliteten. Kommande biotopvårdsinsatser bör koncentreras till sträckan uppströms södra Vallsjön eftersom det här rådde sämre öringtätheter och låg tillgång på död ved, samt något sämre tillgång på goda till mycket goda öringhabitat.

VÄSTERÅN, LAGMANSHAGASJÖN (DELOMRÅDE 030, DELSTRÄCKA 28-29)

I Västerån nedan Lagmanshagasjön (delsträcka 28) har det alltid förelegat lägre öringtätheter än förväntat under perioden 1999-2008 (CRA 16-83 %). Precis som på många andra delsträckor skedde även en nedgång i öringtätheterna i Västerån ovan Lagmanshagasjön (delsträcka 29) år 2002 och 2003, men bortsett från dessa två år har öringtätheterna varit högre än förväntat (CRA 105-133 %).

Det rådde stor skillnad mellan delsträckorna med avseende på tillgången på goda till mycket goda lek- och uppväxtområden. Ovan Lagmanshagasjön fanns det tämligen mycket lämpliga öringbiotoper i Västerån, medan det nedan rådde brist på motsvarande. En trolig förklaring till detta var dock andelen strömmande och forsande vatten. Ovan Lagmanshagasjön var lutningen i Västerån tämligen hög (0,8 %) jämfört med nedan där lutningen endast var 0,1 %. Detta återspeglade sig i att strömmande och forsande vatten dominerade ovan Lagmanshagasjön (52 % av vattendragslängden), medan lugnflytande vatten dominerade nedan (89 % av vattendragslängden). Däremot var tillgången på ståndplatser för större öring tämligen god på båda delsträckorna. Någon större påverkan från rensning förelåg inte på någon av delsträckorna och skuggningen var god i Västerån ovan Lagmanshagasjön (ej bedömt för sträckan nedan Lagmanshagasjön). Inte heller tillgången på död ved var bedömd för Västerån nedan Lagmanshagasjön, men ovan Lagmanshagasjön var mängden död ved i vattnet låg. Precis som för flertalet av de övriga delområdena kunde inte någon tydlig koppling till vattenkemin göras och temperaturdata saknades dessvärre. Således är det svårt att uttala sig om orsakerna till de lägre tätheterna av öring i Västerån nedan Lagmanshagasjön, men en ökning av tillgången på lämpliga lek- och uppväxtområde av god kvalitet där det finns möjlighet att utföra dessa åtgärder förefaller lämpligt. Vidare bör död ved tillföras ovan Lagmanshagasjön och förmodligen även nedan. Med tanke på de konsekvent låga öringtätheterna nedan Lagmanshagasjön i Västerån bör även elfiskelokalen ”Skogstorp” ingå i programmet för utplacering av temperaturloggar och vid sommarmortalitetsstudierna.

SAMMANFATTANDE TABELL

I tabell 12 nedan sammanfattas de delområdesvisa åtgärdsförslagen som presenterats i texten i föregående stycken. En prioritering har gjorts utifrån vilka åtgärder som anses mest angelägna att genomföra inom respektive delområde eller delsträcka. Prioriteringen har skett enligt en tregradig skala där 1 har högst prioritet och 3 lägst prioritet.

Tabell 12. Sammanfattande tabell av åtgärdsförslag uppdelat på delområden respektive delsträckor. Åtgärderna har prioriterats i en tregradig skala där 1 har högst prioritet och 3 har lägst prioritet.

Delområde	Delsträcka	Åtgärdsförslag	Prio
Nissan källflöde (017)	1	Tillförsel död ved	1
Nissan källflöde (017)	1	Studie av romöverlevnad	1
Nissan källflöde (017)	1	Studie av återkoloniseringspotential	2
Nissan källflöde (017)	1	Studie av sommarmortalitet/temploggprogram	2
Nissan källflöde (017)	1	Restaurering/anläggning av lekområden	3
Nissan källflöde (017)	1	Restaurering/anläggning av uppväxtområden	3
Älgån (018)	2	Restaurering/anläggning av uppväxtområden	1
Älgån (018)	3	Restaurering/anläggning av lekområden	2
Älgån (018)	3	Tillförsel död ved	2
Älgån (018)	3	Öka mängden ståndplatser för större öring	3
Mulserydssjön (021)	4 och 5	Studie av sommarmortalitet/temploggprogram	1
Mulserydssjön (021)	4 och 5	Studie av romöverlevnad	1
Mulserydssjön (021)	4 och 5	Studie av återkoloniseringspotential	1
Mulserydssjön (021)	4 och 5	Tillförsel död ved	2
Mulserydssjön (021)	4 och 5	Områdesskydd	2
Mulserydssjön (021)	4 och 5	Skyddszoner längs kalhyggen	2
Mulserydssjön (021)	4 och 5	Restaurering/anläggning av lekområden	3
Nissans huvudfåra, övre delen (001)	6 och 7	Tillförsel död ved	1
Nissans huvudfåra, övre delen (001)	6 och 7	Öka mängden ståndplatser för större öring	1
Nissans huvudfåra, övre delen (001)	6 och 7	Restaurering/anläggning av lekområden	3
Nissans huvudfåra, övre delen (001)	6 och 7	Restaurering/anläggning av uppväxtområden	3
Krakhultabäcken	8	Restaurering/anläggning av lekområden	1
Krakhultabäcken	8	Studie av sommarmortalitet/temploggprogram	1
Krakhultabäcken	8	Tillförsel död ved	2
Krakhultabäcken	8	Studie av romöverlevnad	2
Krakhultabäcken	8	Studie av återkoloniseringspotential	2
Krakhultabäcken	8	Öka mängden ståndplatser för större öring	3
Bullerbäcken	9	Restaurering/anläggning av lekområden	1
Bullerbäcken	9	Restaurering/anläggning av uppväxtområden	1
Bullerbäcken	9	Tillförsel död ved	2
Bullerbäcken	9	Öka mängden ståndplatser för större öring	2
Jonsbobäcken	10	Tillförsel död ved	2
Apelåsabäcken	11	Tillförsel död ved	2
Apelåsabäcken	11	Öka mängden ståndplatser för större öring	2
Närmre bäck	12	Studie av sommarmortalitet/temploggprogram	1
Närmre bäck	12	Restaurering/anläggning av lekområden	2
Närmre bäck	12	Tillförsel död ved	2
Närmre bäck	12	Studie av romöverlevnad	2
Närmre bäck	12	Studie av återkoloniseringspotential	2
Närmre bäck	12	Öka mängden ståndplatser för större öring	3
Bortre bäck	13	Restaurering/anläggning av lekområden	1
Bortre bäck	13	Tillförsel död ved	2
Bortre bäck	13	Öka mängden ståndplatser för större öring	2

UTVÄRDERING AV ÖRINGTÄTHETERNA I NISSAN

Delområde	Delsträcka	Åtgärdsförslag	Prio
Nissans huvudfåra, nedre delen (002)	14	Tillförsel död ved	2
Nissans huvudfåra, nedre delen (002)	14	Öka mängden ståndplatser för större öring	2
Gunnahemssjön (019)	15	Restaurering/anläggning av lekområden	1
Gunnahemssjön (019)	15	Restaurering/anläggning av uppväxtområden	1
Gunnahemssjön (019)	15	Tillförsel död ved	1
Gunnahemssjön (019)	15	Kontinuerliga elfisken på befintlig alt. ny lokal	1
Gunnahemssjön (019)	15	Studie av sommarmortalitet/temploggprogram	2
Gunnahemssjön (019)	15	Öka mängden ståndplatser för större öring	2
Gunnahemssjön (019)	16	Tillförsel död ved	1
Gunnahemssjön (019)	17	Biotopkartering	1
Gunnahemssjön (019)	18	Tillförsel död ved	1
Gunnahemssjön (019)	18	Öka mängden ståndplatser för större öring	3
Svanån (022)	19	Restaurering/anläggning av lekområden	1
Svanån (022)	19	Studie av sommarmortalitet/temploggprogram	1
Svanån (022)	19	Tillförsel död ved	1
Svanån (022)	19	Öka mängden ståndplatser för större öring	2
Svanån (022)	20	Restaurering/anläggning av lekområden	1
Svanån (022)	20	Tillförsel död ved	1
Svanån (022)	20	Restaurering/anläggning av uppväxtområden	2
Svanån (022)	21	Restaurering/anläggning av lekområden	1
Svanån (022)	21	Tillförsel död ved	1
Svanån (022)	21	Öka mängden ståndplatser för större öring	2
Svanån (022)	22	Biotopkartering	1
Radan (024)	23	Studie av sommarmortalitet/temploggprogram	1
Radan (024)	23	Tillförsel död ved	1
Radan (024)	24	Studie av sommarmortalitet/temploggprogram	1
Radan (024)	24 och 25	Restaurering/anläggning av lekområden	1
Radan (024)	24 och 25	Restaurering/anläggning av uppväxtområden	1
Radan (024)	24 och 25	Tillförsel död ved	1
Radan (024)	24 och 25	Ökad beskuggning	1
Radan (024)	24 och 25	Öka mängden ståndplatser för större öring	2
Radan (024)	25	Studie av romöverlevnad	3
Radan (024)	25	Studie av återkoloniseringspotential	3
Valån (029)	26 och 27	Ökad elfiskefrekvens	1
Valån (029)	26 och 27	Studie av sommarmortalitet/temploggprogram	1
Valån (029)	27	Tillförsel död ved	1
Valån (029)	27	Restaurering/anläggning av lekområden	2
Valån (029)	27	Restaurering/anläggning av uppväxtområden	2
Valån (029)	27	Öka mängden ståndplatser för större öring	3
Västerån (030)	28	Restaurering/anläggning av lekområden	1
Västerån (030)	28	Restaurering/anläggning av uppväxtområden	1
Västerån (030)	28	Studie av sommarmortalitet/temploggprogram	1
Västerån (030)	28	Tillförsel död ved	2
Västerån (030)	29	Tillförsel död ved	1

Slutsatser

Det rådde en stor spridning i föreliggande material och någon enskild parameter gick inte att peka ut som förklaring till de öringtätheter som förelåg. Således finns det inte heller någon ”patentlösning” för hur man generellt skall förbättra öringtätheterna i Nissans avrinningsområde ovan Nissafors. Närmiljöns ekologiska funktion och betydelse bör dock lyftas fram. Denna påverkar nämligen ett flertal parametrar som i sin tur är av stor betydelse för hur väl öringen trivs. Även tillgången på lek- och uppväxtområden för öring av god kvalitet bör ges extra uppmärksamhet.

Det föreföll inte som att en generell försurningspåverkan förelåg i området som helhet baserat på öringtätheterna, vilket tyder på att kalkningen har haft effekt. En utökning av vattenprovtagningen krävs dock för att klarlägga påverkan från de försurningsrelaterade parametrarna. Inte heller mot bakgrund av det förhållandevis låga fisketryck som förelegat de senaste åren, samt det totala fångstförbudet på öring, gör att sportfisket inom norra Nissandalens fiskevårdsområde utgjort ett påtagligt hot mot öringen. Mycket tyder, som nämnts, istället på att det var de specifika förhållandena i de olika delområdena och på de olika delsträckorna som kan förklara de öringtätheter som förelåg. Således bör det fortsatta arbetet med att stärka de lokala bestånden av öring i Nissan ovan Nissafors bedrivas utifrån respektive delområdes, delsträckas och elfiskelokals specifika förhållanden och den kunskap som finns om öringens miljö- och habitatskrav. Det finns dock ett antal parametrar, med mer eller mindre anknytning till närmiljön, som generellt bör prioriteras vid det framtida åtgärdsarbetet i Nissan. Som exempel kan nämnas att vattentemperaturerna i vissa delområden varit så pass höga att en påverkan på öringtätheterna troligen förelegat. Även andelen död ved i vattnet var förhållandevis låg. Genom att en rejäl kantzon längs majoriteten av vattendragen tillåts etablera sig och får utvecklas naturligt skulle förmodligen även en stabilisering av öringtätheterna på en högre nivå finnas. Påverkan på Nissan i form av mänskliga aktiviteter har dock pågått länge, vilket lett till att tillgången på lek- och uppväxtområden samt ståndplatser för större öring var relativt låg. Därför krävs även fysiska åtgärder i vattenmiljöerna för att skapa bättre förutsättningar för öring.

Till dess att en tydlig positiv trend går att avläsa i flertalet av områdena i Nissan ovan Nissafors bör **försiktighetsprincipen** tillämpas. Detta består i att närmiljön längs vattendragen ges extra uppmärksamhet eftersom denna i stor utsträckning påverkar flera av de parametrar som har stor betydelse för kvaliteten på öringens livsmiljö. Dels att sportfisket fortsatt regleras enligt nuvarande regelverk, dvs. enbart s.k. catch & release fiske, samt att fisketrycket inte ökar okontrollerat, så att rekryteringen av öring i Nissans inte begränsas av tillgången på större lekfisk. Även ett fortsatt restriktivt förhållningssätt då det gäller utsättningarna av regnbåge bör tillämpas. Föreslagna **biotop- och fiskevårdsåtgärder** bör genomföras eftersom det finns signifikant positiva samband mellan tillgången på framförallt lekområden, men även uppväxtområden, av god kvalitet och skillnaden i öringtäthet. Vidare föreslås ett antal **kompletterande undersökningar** såsom kläckningsförsök där romöverlevnad studeras och elfiskeundersökningar för studie av öringynglens dödlighet sommartid. Det kan också vara motiverat med **skyddsåtgärder** i vissa områden. De vattendrag/områden, t.ex. Mulserydssjön, där rekryteringen fungerar bör ges ett skydd mot olika typer av ingrepp så att dessa kan fungera som skyddade refugier och genbanker.

Erkännanden

Tack till alla de som varit behjälpliga med att insamla fältdata och ta fram underlagsmaterial till denna utredning. Även ett stort tack till alla de som bidragit med synpunkter på innehållet i denna rapport. Ingen nämnd och ingen heller glömd.

Referenser

Litteraturreferenser

- Abrahamsson, I. 2009a. Kalkspridningsplan för Nissans källflöde 2009. Medins Biologi AB.
- Abrahamsson, I. 2009b. Kalkspridningsplan för Gunna hemssjön 2009. Medins Biologi AB.
- Abrahamsson, I. 2009c. Kalkspridningsplan för Nissan-övre delen 2009. Medins Biologi AB.
- Abrahamsson, I. 2009d. Kalkspridningsplan för Svanån 2009. Medins Biologi AB.
- Abrahamsson, I. 2009e. Kalkspridningsplan Älgån 2009. Medins Biologi AB.
- Beier, U, Degerman, E, Sers, B, Bergquist, B, & Dahllberg, M. 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten – utveckling och tillämpning av VIX. FINFO, Fiskeriverket Informerar, 2007:5.
- Carlsson, M & Liliegren, Y. 2005a. Nissans nedre avrinningsområde - Naturvärdesbedömning av vattendrag i Jönköpings län 2005. Länsstyrelsen i Jönköpings län. Meddelande 2005:18.
- Carlsson, M & Liliegren, Y. 2005b. Nissans övre avrinningsområde - Naturvärdesbedömning av vattendrag i Jönköpings län 2005. Länsstyrelsen i Jönköpings län. Meddelande 2005:19.
- Degerman, E, Nyberg, P & Sers E. 2001. Havsöringens ekologi. Fiskeriverket, Sötvattenlaboratoriet lokalkontoret i Örebro. Fiskeriverket informerar 2001:10.
- Degerman, E, Nyberg, P, Näslund, I & Jonasson, D. 2002. Ekologisk fiskevård. Sportfiskarna, Sveriges sportfiske- och fiskevårdsförbund. Stockholm.
- Degerman, E, Halldén, A & Törnblom, J. 2005. Död ved i vattendrag – Effekten av skogsålder och naturlig skyddszon på mängd död ved. Världsnaturfonden WWF.
- Degerman, E, Magnusson, K & Sers, B. 2006. Beståndstatus hos insjööring i södra Sverige. Information från Svenskt ElfiskeRegister 2006:1. Fiskeriverkets Sötvattenlaboratorium.
- Degerman, E. 2009. Restaurering av flodpärlmusselvatten. Världsnaturfonden WWF.
- Degerman, E & Sers, B. 2010. Habitat use of sea trout parr estimated using macrohabitat electrofishing data. Opublicerat arbetsmaterial.
- Ennos R. 2000. Statistical and data handling skills in biology. Prentice Hall an imprint of Pearson Education. Harlow, England. 132 s.
- Giller, P.S & Malmqvist, B. 1998. The biology of streams and rivers. Oxford University press. ISBN 0-19-854977-6.
- Hallgren-Larsson, E. 2009. Kalkning i Nissan, Vätterns tillflöden, Huskvarnaån och Tidån- Kalkningsverksamhet i Jönköpings län, måluppfyllelse och effekter 2004-2006. Länsstyrelsen i Jönköpings län, meddelande nr 2009:02.
- 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.

- 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
- Johansson, P & Nydén, T. 2007. Åtgärdsplan för biologisk återställning i Nissan, Spaforssträckan. Emåförbundet på uppdrag av Jönköpings kommun.
- Judy, R.D, Seeley, Jr. P.N, Murray, Jr. P.N., Svirsky, S.C, Whitworth, M.R. & Ishinger, L.S. 1984. 1982 National fisheries survey. Vol. 1, Technical report: Initial findings. U.S. Fish and Wildlife Service Biological Services Program. FWS-OBS-84/06.
- Järvi, T, Bergquist, B, Holmberg, B, Johlander, A, Jonasson, D & Näslund, I. 1997. Fiskevård i rinnande vatten. Råd och anvisningar från Fiskeriverket. Egget förlag. Arvika.
- Liliegren, Y. 2006. Biotopkartering av vattendrag i de västra delarna av Jönköpings län - sammanställning av data för Nissans och Tidans ARO, 2006. Länsstyrelsen i Jönköpings län. Meddelande 2006:33.
- Muus BJ och Dahlström P. 1968. Sötvattenfisk och fiske. P.A. Norstedt & Söners förlag. Stockholm
- Naturvårdsverket & Fiskeriverket. 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Fiskeriverket, ISBN 978-91-972770-4-4.
- Nilsson, F & Lind, B. 1995a. Fiskevårdsplan, Norra Nissandalens fiskevårdsområde 1995, etapp 1. Fiskeriverkets utredningskontor i Jönköping.
- Nilsson, F & Lind, B. 1995b. Fiskevårdsplan, Norra Nissandalens fiskevårdsområde 1995, etapp 2. Fiskeriverkets utredningskontor i Jönköping.
- Nilsson, F & Lind, B. 1995c. Fiskevårdsplan för övre Nissan, Ryd-Gagnaryds mosse. Fiskeriverkets utredningskontor i Jönköping.
- Lindvall, P & Sjöstrand, P. 2007. Uppföljande elfiske i Ätran 2006 – på sträckan Forsa till Ljungafors. Jönköpings Fiskeribiologi.
- Lloyd, D. S., Koenings, J. P. & LaPerriere, J. D. 1987. Effects of turbidity in fresh waters of Alaska. *N. Am. J. Fish. Manage.* 1: 18-33.
- Medin, M & Henriksson, L. 1990. Bottenfaunan i 20 vattendrag i Jönköpings län – en biologisk försurningsbedömning. Länsstyrelsen i Jönköpings län, 1990:15.
- Naturvårdsverket. 2000. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket förlag, Stockholm. ISBN: 91-620-4913-5.
- Naturvårdsverket. 2002. Kalkning av sjöar och vattendrag. Handbok 2002:1. ISBN 91-620-0115-9.
- Naturvårdsverket. 2007. Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon - En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp. Handbok 2007:4. ISBN 978-91-620-0147-6.
- Newcombe, C. P. & MacDonald, D. D. 1991. Effects of suspended sediments on aquatic ecosystems. *N. Am. J. Fish. Manage.* 1: 72-82.
- Nilsson, N. 2008. Validering av smoltproduktionsmodell för öring, *Salmo trutta*, i två av Vätterns tillflöden. Examensarbete i biologi 20p. Högskolan i Kalmar.
- Näslund, I. 1992. Öring i rinnande vatten- en litteraturöversikt av habitatskrav, täthetsbegränsande faktorer och utsättningar. Information från Sötvattenlaboratoriet, Drottningholm. 3:43–82.

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

Peay, S, Guthrie, J, Nilsson, E & Bradley P. 2009. The impact of signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) on the recruitment of salmonid fish in a headwater stream in Yorkshire, England. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 394-395, 12.

Rivinoja, P & Larsson, S. 2001. Effekter av grumlig och sedimentation på fauna i strömmande vatten – en litteratursammanställning. Vattenbruksinstitutionen SLU, Umeå.

Rydberg, D. 2009. Värdefulla vatten i Jönköpings län Västerhavet (Lagan, Nissan, Ätran och Göta älv). Länsstyrelsen i Jönköpings län. Meddelande 2009:26.

Sjöstrand, P. 1990. Översiktlig fiskevårdsplan för Ätran mellan Forsa och Ljungafors. Fiske-
riстыrelsens utredningskontor i Jönköping.

Internetreferenser

www.artdata.slu.se (Artdatabankens hemsida, 2010-03-19)

www.naturvardsverket.se (Naturvårdsverkets hemsida, 2009-05-07)

www.nissansfiske.se (Nissans Fiskecamps hemsida, 2009-06-16)

Muntliga referenser

Brevitz, L-E. Sportfiskare i Nissan. 2009-06-15

Leuchovius, M. Miljöinspektör Jönköpings kommun. 2010-01-29

Zabel, K. Nissans Fiskecamp. 2009-06-16.

Bilagor

Bilaga 1. Indelning av delsträckor

ID delsträcka	Delsträcka	ID delområde	Delområdesnamn	Beskrivning delsträcka
1	Nissans källflöde	017	Nissans källflöde	Nissans källflöden uppströms sammanflödet med Älgån
2	Älgån ovan Klerebo	018	Älgån	Sträckan ovan vandringshindret vid Klerebo
3	Älgån nedan Klerebo	018	Älgån	Sträckan med fria vandringsvägar från Nissan upp till dammen vid Klerebo
4	Sågån/Grissleån	021	Mulserydssjön	Sågån/Grissleån
5	Helgaboån	021	Mulserydssjön	Helgaboån
6	Nissan ovan Unnefors	001	Nissans HF övre delen	Nissans huvudfåra från fd. Unneforsdammen upp till Älgån
7	Nissan nedan Unnefors	001	Nissans HF övre delen	Nissans huvudfåra från sammanflödet med Svanån/Radan till fd. Unneforsdammen
8	Krakhultabäcken	001	Nissans HF övre delen	Krakhultabäcken
9	Bullerbäcken	001	Nissans HF övre delen	Bullerbäcken
10	Jonsbobäcken	001	Nissans HF övre delen	Jonsbobäcken
11	Apelåsbäcken	001	Nissans HF övre delen	Apelåsbäcken
12	Närmre bäck	001	Nissans HF övre delen	Närmre bäck
13	Bortre bäck	001	Nissans HF övre delen	Bortre bäck
14	Nissan nedan Svanån	002	Nissans HF nedre delen	Nissans huvudfåra från N Gussjön till sammanflödet med Svanån/Radan
15	Kattån nedan Gunna hemssjön	019	Gunna hemssjön	Kattån nedan Gunna hemssjön
16	Kattån ovan Gunna hemssjön	019	Gunna hemssjön	Från Gunna hemssjön till Källenässjön
17	Kyrkbäcken	019	Gunna hemssjön	Ovan Källenässjön
18	Kvarnån	019	Gunna hemssjön	Från Gunna hemssjön till Munkabosjön
19	Svanån nedan Svansjön	022	Svanån	Från sammanflödet Svanån/Radan upp till Svansjön
20	Svanån ovan Svansjön	022	Svanån	Från Svansjön till Uppsjön
21	Åsabäcken	022	Svanån	Åsabäcken
22	Älgabäcken	022	Svanån	Älgabäcken
23	Svanån nedan Radan	024	Radan	Från sammanflödet med Nissan till sammanflödet med Radan
24	Radan nedan Stengårdshultasjön	024	Radan	Från sammanflödet med Svanån till Stengårdshultasjön

25	Radan ovan Stengårdshultasjön	024	Radan	Från Stengårdshultasjön till Rakalven
26	Valån nedan S Vallsjön	029	Valån	Från N Gussjön till S Vallsjön
27	Valån ovan S Vallsjön	029	Valån	Från S Vallsjön till N Vallsjön
28	Västerån nedan Lagmanshagasjön	030	Västerån	Från N Gussjön till Lagmanshagasjön
29	Västerån ovan Lagmanshagasjön	030	Västerån	Från Lagmanshagasjön och uppströms

Bilaga 2. Antal elfisken och elfiskelokaler per delområde och delsträcka under perioden 1999-2008.

Delsträcka		Åtgärdsområde		Antal elfiskelokaler	Antal elfisken	Tidsperiod	Medeltäthet 100m ²	CRA (%), medel
1	Nissans källflöde	17	Nissans källflöde	7	38	1999-2008	3.7	41
2	Ålån ovan Klerebo	18	Ålån	3	6	1999-2008	40.2	116
3	Ålån nedan Klerebo	18	Ålån	4	14	1999-2008	3.9	48
4	Såån/Grissleån	21	Mulservdssiön	4	21	1999-2008	29.3	104
5	Heloaboån	21	Mulservdssiön	4	22	1999-2008	28.0	116
6	Nissan ovan Unnefors	1	Nissans HF övre delen	5	19	1999-2008	3.7	64
7	Nissan nedan Unnefors	1	Nissans HF övre delen	1	4	1999-2008	1.8	29
8	Krakhultabäcken	1	Nissans HF övre delen	1	7	1999-2008	27.8	111
9	Bullerbäcken	1	Nissans HF övre delen	2	4	1999-2008	41.8	139
10	Jonsbobäcken	1	Nissans HF övre delen	1	7	1999-2008	42.9	117
11	Apelåsbäcken	1	Nissans HF övre delen	1	4	1999-2008	33.6	96
12	Närmre bäck	1	Nissans HF övre delen	1	10	1999-2008	34.9	120
13	Bortre bäck	1	Nissans HF övre delen	1	4	1999-2008	16.4	99
14	Nissan nedan Svanån	2	Nissans HF nedre delen	2	5	1999-2008	0.4	14
15	Kattån nedan Gunnaheemssiön	19	Gunnaheemssiön	0	0	1999-2008	-	-
16	Kattån ovan Gunnaheemssiön	19	Gunnaheemssiön	2	7	1999-2008	9.4	81
17	Kvrkbäcken	19	Gunnaheemssiön	1	6	1999-2008	40.0	72
18	Kvarnån	19	Gunnaheemssiön	2	11	1999-2008	26.2	89
19	Svanån nedan Svansiön	22	Svanån	6	30	1999-2008	4.7	53
20	Svanån ovan Svansiön	22	Svanån	3	8	1999-2008	18.4	66
21	Åsabäcken	22	Svanån	1	10	1999-2008	28.8	112
22	Ålabäcken	22	Svanån	1	3	1999-2008	13.6	93
23	Svanån nedan Radan	24	Radan	1	4	1999-2008	4.9	57
24	Radan nedan Stenårdshultasiön	24	Radan	11	25	1999-2008	3.1	42
25	Radan ovan Stenårdshultasiön	24	Radan	2	8	1999-2008	0.0	0
26	Valån nedan S Vallsiön	29	Valån	3	14	1999-2008	16.0	89
27	Valån ovan S Vallsiön	29	Valån	3	9	1999-2008	5.4	56
28	Västerån nedan Laomanshaasiön	30	Västerån	3	9	1999-2008	2.6	42
29	Västerån ovan Laomanshaasiön	30	Västerån	8	28	1999-2008	30.6	103

Totalt: 84 337

Bilaga 3. Detaljuppgifter om elfiskelokalernas läge, antal elfisken och elfiskeresultat 1999-2008.

Elfiskelokal		Xkoorlokal	Ykoorlokal	Åtgärdsområde		Delsträcka		Antal elfisken	Tidsperiod	Medeltäthet 100 m ²	CRA (%), medel
ID-nr.	Namn			ID-nr.	Namn	ID-nr.	Namn				
323	Torp ovan S.Vallsjön	637207	137432	29	Valån	27	Valån ovan S Vallsjön	1	1999-2008	0,7	20
324	GAMLA KVARNEN	637230	137455	29	Valån	27	Valån ovan S Vallsjön	4	1999-2008	8,2	73
330	NED S VALLSJÖN N SÄG	637245	137335	29	Valån	26	Valån nedan S Vallsjön	4	1999-2008	7,5	76
331	längst vägen	637254	137318	29	Valån	26	Valån nedan S Vallsjön	1	1999-2008	5,5	64
336	VID LANDSVÄGSBRON	637280	137305	29	Valån	26	Valån nedan S Vallsjön	9	1999-2008	21,0	98
337	NEDAN VÄGEN	637280	137510	29	Valån	27	Valån ovan S Vallsjön	4	1999-2008	3,8	48
405	SKOGSFORS	637775	137040	30	Västerån	28	Västerån nedan Lagmanshagasjön	7	1999-2008	2,6	42
423	ALABO-MÅRTENSTORPS K	637980	137410	2	Nissans HF nedre	14	Nissan nedan Svanån	4	1999-2008	0,5	17
441	SANDSEBOKVARN	638185	138375	24	Radan	25	Radan ovan Stengårdshultasjön	4	1999-2008	0,0	0
442	Hjälmsbackarna nedre	638200	137803	24	Radan	24	Radan nedan Stengårdshultasjön	1	1999-2008	2,7	54
443	Hjälmsbackarna övre	638202	137810	24	Radan	24	Radan nedan Stengårdshultasjön	1	1999-2008	4,9	69
444	RADAHOLM	638220	137720	24	Radan	24	Radan nedan Stengårdshultasjön	3	1999-2008	0,7	22
446	RADAHOLM	638230	137725	24	Radan	24	Radan nedan Stengårdshultasjön	1	1999-2008	9,4	99
461	ÖRSHESTRA	638315	137015	30	Västerån	29	Västerån ovan Lagmanshagasjön	3	1999-2008	23,3	108
463	STENBRON	638320	137940	24	Radan	24	Radan nedan Stengårdshultasjön	4	1999-2008	3,0	45

Elfiskelokal		Xkoorlokal	Ykoorlokal	Åtgärdsområde		Delsträcka		Antal elfisken	Tidsperiod	Medeltäthet 100 m ²	CRA (%), medel
ID-nr.	Namn			ID-nr.	Namn	ID-nr.	Namn				
465	SJÖBOFORSEN	638331	137411	1	Nissans HF övre	7	Nissan nedan Unnefors	4	1999-2008	1,8	29
467	SJÖVIK	638345	136870	30	Västerån	29	Västerån ovan Lagmanshagasjön	3	1999-2008	16,6	88
471	900m SV Brynsås	638365	137723	24	Radan	24	Radan nedan Stengårdshultasjön	1	1999-2008	1,8	44
476	VID STORA TALLEN	638405	137525	24	Radan	23	Svanån nedan Radan	4	1999-2008	4,9	57
477	Moaryds kraftstation	638408	137726	24	Radan	24	Radan nedan Stengårdshultasjön	2	1999-2008	0,8	25
483	1 km nedan Moarydet	638445	137615	24	Radan	24	Radan nedan Stengårdshultasjön	9	1999-2008	3,9	43
485	Norr Bäckarydet	638449	137631	24	Radan	24	Radan nedan Stengårdshultasjön	1	1999-2008	0,0	0
489	RADAN	638462	137571	24	Radan	24	Radan nedan Stengårdshultasjön	1	1999-2008	3,4	60
492	BRO-NISSANSTIGEN	638475	137470	1	Nissans HF övre	13	Bortre bäck	4	1999-2008	16,4	99
493	VID VÄGEN	638475	137575	22	Svanån	19	Svanån nedan Svan-sjön	8	1999-2008	4,3	54
500	KVARNTORP	638490	136755	30	Västerån	29	Västerån ovan Lagmanshagasjön	3	1999-2008	5,4	61
504	STORSKOGEN	638515	136755	30	Västerån	29	Västerån ovan Lagmanshagasjön	1	1999-2008	0,0	0
508	STENBRON	638600	137540	1	Nissans HF övre	12	Närmre bäck	10	1999-2008	34,9	120
515	NEDAN BRON	638660	136780	30	Västerån	29	Västerån ovan Lagmanshagasjön	2	1999-2008	19,8	104
517	bro mot Stengårdshul	638694	137684	22	Svanån	19	Svanån nedan Svan-sjön	1	1999-2008	0,4	13
535	HARALDSBO KVARN	638805	137855	22	Svanån	19	Svanån nedan Svan-sjön	10	1999-2008	2,9	47

Elfiskelokal		Xkoorlokal	Ykoorlokal	Åtgärdsområde		Delsträcka		Antal elfisken	Tidsperiod	Medeltäthet 100 m ²	CRA (%), medel
ID-nr.	Namn			ID-nr.	Namn	ID-nr.	Namn				
542	SVANÅN	638835	137925	22	Svanån	19	Svanån nedan Svan-sjön	9	1999-2008	8,3	67
544	1 KM NORR N UNNARYD	638845	137690	1	Nissans HF övre	11	Apelåsbäckén	4	1999-2008	33,6	96
545	VÄGBRO	638845	138020	22	Svanån	22	Älgabäckén	3	1999-2008	13,6	93
548	TRÄBRO LÄMMARED	638875	137015	30	Västerån	29	Västerån ovan Lag-manshagasjön	3	1999-2008	56,8	134
563	SV STEGELMOSSEN	639005	138315	22	Svanån	20	Svanån ovan Svan-sjön	2	1999-2008	0,2	6
568	UNNEFORS NED DAMM	639035	137845	1	Nissans HF övre	6	Nissan ovan Unnefors	7	1999-2008	2,7	57
569	UNNEFORS DAMM	639039	137840	1	Nissans HF övre	6	Nissan ovan Unnefors	3	1999-2008	6,2	97
576	NEDAN RÖDJORNA	639070	137740	1	Nissans HF övre	10	Jonsbobäckén	7	1999-2008	42,9	117
597	ALGRENA	639175	137230	30	Västerån	29	Västerån ovan Lag-manshagasjön	3	1999-2008	22,6	96
598	LID	639185	137180	30	Västerån	29	Västerån ovan Lag-manshagasjön	10	1999-2008	44,4	121
635	VID SKOGSVÄG	639425	138035	1	Nissans HF övre	9	Bullerbäckén	2	1999-2008	54,1	147
636	SPAFORS	639425	138040	1	Nissans HF övre delen	9	Bullerbäckén	2	1999-2008	29,6	131
644	SPAFORS	639495	138015	1	Nissans HF övre delen	6	Nissan ovan Unnefors	1	1999-2008	8,5	102
645	MYNNINGEN/SPAFORS	639496	138017	1	Nissans HF övre delen	8	Krakhultabäckén	7	1999-2008	27,8	111
646	SPAFORS	639496	138020	1	Nissans HF övre delen	6	Nissan ovan Unnefors	7	1999-2008	3,3	56
672	VÄGBRON	639840	137920	21	Mulserydssjön	4	Sågån/Grissleån	10	1999-2008	25,7	102
683	NED FALLET(KVARNSTUG	639955	138100	21	Mulserydssjön	4	Sågån/Grissleån	9	1999-2008	34,1	110
689	NEDRE GÅNGBRO M-SJÖN	640005	138125	21	Mulserydssjön	4	Sågån/Grissleån	1	1999-2008	5,5	60
691	Ovan förgrening	640025	138001	21	Mulserydssjön	4	Sågån/Grissleån	1	1999-2008	45,7	118
699	REF-LOKAL 45 M NED V	640080	138140	21	Mulserydssjön	5	Helgaboån	10	1999-2008	14,8	107
713	VID VÄGEN	640180	138085	21	Mulserydssjön	5	Helgaboån	10	1999-2008	41,5	129
714	GAMLA STENBRON	640195	138990	17	Nissans källflöde	1	Nissans källflöde	9	1999-2008	0,0	0
716	NED BRON I RYD	640215	138445	17	Nissans källflöde	1	Nissans källflöde	7	1999-2008	1,6	33

Elfiskelokal		Xkoorlokal	Ykoorlokal	Åtgärdsområde		Delsträcka		Antal elfisken	Tidsperiod	Medeltäthet 100 m ²	CRA (%), medel
ID-nr.	Namn			ID-nr.	Namn	ID-nr.	Namn				
722	Bron-skogsvägen	640250	138010	21	Mulserydssjön	5	Helgaboån	1	1999-2008	38,7	115
727	1 KM OVAN JÄRA	640295	138815	17	Nissans källflöde	1	Nissans källflöde	2	1999-2008	1,5	28
730	NEDAN RASERAD BRO	640337	138778	17	Nissans källflöde	1	Nissans källflöde	5	1999-2008	0,9	21
736	JÄRA SÅGEN	640395	138725	17	Nissans källflöde	1	Nissans källflöde	1	1999-2008	3,7	51
739	NEDSTRÖMS JÄRA	640450	138740	17	Nissans källflöde	1	Nissans källflöde	10	1999-2008	9,6	87
742	VID P-PLATS VÄG 40	640485	138660	17	Nissans källflöde	1	Nissans källflöde	4	1999-2008	5,5	63
745	ÄLGARYD	640525	137850	18	Älgån	2	Älgån ovan Klerebo	3	1999-2008	13,7	96
754	KLEREBO	640630	138115	18	Älgån	3	Älgån nedan Klerebo	3	1999-2008	11,5	89
939	GUNILLABERG	640501	138199	18	Älgån	3	Älgån nedan Klerebo	1	1999-2008	0,0	0
945	ÖSTRA KALLSET	633563	135356	2	Nissans HF nedre delen	14	Nissan nedan Svanån	1	1999-2008	0,0	0
1063	700 m upp gunnahemsj	639665	138415	19	Gunnahemssjön	18	Kvarnån	1	1999-2008	37,8	116
1088	SÅGRYDET	639225	138615	22	Svanån	20	Svanån ovan Svan-sjön	5	1999-2008	28,8	95
1117	Skogsfors nedre omlö	637772	137042	30	Västerån	28	Västerån nedan Lag-manshagasjön	1	1999-2008	3,9	57
1129	SV Stegelmossen	639031	138335	22	Svanån	20	Svanån ovan Svan-sjön	1	1999-2008	2,4	43
1133	Lövrödjan	640534	137831	18	Älgån	2	Älgån ovan Klerebo	1	1999-2008	43,5	124
1161	Ovan raserad damm Sk	637785	137035	30	Västerån	28	Västerån nedan Lag-manshagasjön	1	1999-2008	1,2	28
1166	Tåbo kvarn o såg	638220	137830	24	Radan	24	Radan nedan Steng-årdshultasjön	1	1999-2008	3,6	56
1167	Olivefors	638725	137615	22	Svanån	21	Åsabäcken	10	1999-2008	28,8	112
1173	Angeredshestra kyrka	639535	138658	19	Gunnahemssjön	17	Kyrkbäcken	6	1999-2008	40,0	72
1174	250 m ned Hägnasjön	639546	138471	19	Gunnahemssjön	16	Kattån ovan Gunna-hemssjön	4	1999-2008	6,4	80
1175	Sågeviken nedre	639648	138389	19	Gunnahemssjön	16	Kattån ovan Gunna-hemssjön	3	1999-2008	13,5	83

Elfiskelokal		Xkoorlokal	Ykoorlokal	Åtgärdsområde		Delsträcka		Antal elfisken	Tidsperiod	Medeltäthet 100 m ²	CRA (%), medel
ID-nr.	Namn			ID-nr.	Namn	ID-nr.	Namn				
1181	Lövrödjan	640529	137839	18	Älgån	2	Älgån ovan Klerebo	2	1999-2008	78,4	143
1202	Uppstr Sandsebokvarn	638235	138400	24	Radan	25	Radan ovan Steng- årdshultasjön	4	1999-2008	0,0	0
1205	800 m upp Gunna hemss	639661	138430	19	Gunna hemssjön	18	Kvarnån	10	1999-2008	25,1	86
1206	Syd Spikamon	640240	138430	18	Älgån	3	Älgån nedan Klerebo	2	1999-2008	2,2	54
1209	Granen	640400	138320	18	Älgån	3	Älgån nedan Klerebo	8	1999-2008	1,9	37
1246	Ovan Öringabäcken	638507	137610	22	Svanån	19	Svanån nedan Svansjön	1	1999-2008	1,1	33
1249	Ovan Lunnarsbovägen	638850	137928	22	Svanån	19	Svanån nedan Svansjön	1	1999-2008	1,2	36
1255	Sågen	639422	138012	1	Nissans HF övre delen	6	Nissan ovan Unne- fors	1	1999-2008	0,8	26
1257	Vägkorset vid torpet	640075	138171	21	Mulserydssjön	5	Helgaboån	1	1999-2008	13,2	83

Totalt: 337

Bilaga 4. Översiktskartor delområden

Yta: 82 km²

