

Vattendragsrestaurering i teorin och fisikinventering i praktiken - en litteratur respektive metodstudie

Av
Johan Baudou, SLU,
Skogsvetarprogrammet, Kurs 97/01



Institutionen för Vattenbruk
901 83 Umeå

Examensarbete 20p. Ht – 2006
Handledare:
Prof. Hans Lundqvist,
Vattenbruksinst, SLU, Umeå
Dr. Sara Jonsson, Fiskeriverket,
Härnösand

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

<i>Abstract</i>	
Introduktion	4
Historisk tillbakablick	5
Flottning och skogsbruk	
Skador	
Att restaurera ett vattendrag	7
Plan och mål	
Lekbottnar	
Ståndplatser	
Trösklar och koncentration	
Vegetation	
Sidogrenar	
Restaurering som störning	
Inventeringsmetoder	11
Utvärdering/Uppföljning	
Elfiske	
Snorkling	
Spöfiske	
Ekonomi	
Metodstudie	18
Material och metod	19
Områdesbeskrivning	
Tid och plats	
<i>Sträcka 1 och 2 (övre sträckorna)</i>	
<i>Sträcka 3 (mittensträckan)</i>	
<i>Sträcka 4 och 5 (nedre sträckorna)</i>	
Elfiske	
Snorkling	
Spöfiske	
Abiotiska faktorer	
Resultat	24
Elfiske hösten 2000 och 2001	
Snorkling hösten 2000 och 2001	
Spöfiske hösten 2000 och 2001	
Hösten 2002 efter restaureringen	
Abiotiska faktorer	
Diskussion	33
Populationstäthet	
Populationsstruktur	
Skador	
Övrigt	
Tillkännagivande	39
Referenser	39

Abstract

Running water-pathways have played an important roll in Sweden and frequently been manipulated. One profound change was made during the period of logging when streams were cleared from obstacles as big boulders, sharp bends and side-streams. Dams and different constructions gave control of the stream water and the streams became channel-like with a homogen structure. This interference gave problems for many fish populations and resulted in a shortage of feeding habitat, over-wintering habitat, spawning habitat, unnatural flow regimes, sedimentation, unnatural temperature fluctuations. Many of these historical changes of the watersheds are now subjects for restoration, ie., bring back the streams to what we believed it was before the change. However, what once existed in terms of complexity is now gone and difficult to replace. To make the best of forthcoming restoration it is recommended that managers:

- Have a plan with a clear goal, how to get there and following-up procedure,
- See the whole stream as an ecological system with all its habitats,
- Use everything from big boulders (> 1m³) to pebbles and sand to make the restoration more heterogenic and sustainable,
- Build construction with bigger boulders in its base to withstand ice and spring flood. A smaller angle between boulders and the water surface also puts less strain on the construction,
- Include the brinks in the restoration to create a more natural environment where debris in the stream over time can make the habitat more homogenous.

Monitor stream changes and do follow-up studies in restored streams so effects can be evaluated. With following-up procedures on the recovery process(es) after a restoration we most easily learn to do restorations better in the future.

In Sweden electro-fishing is the most common monitoring method in small streams. Electro-fishing is well documented and works well but has some drawbacks where other methods may be a good alternative. In this study snorkelling and angling were compared with electro fishing in a small stream in northern Sweden, Tolkijoki 50 km ENE of Gällivare, during year 2000, 2001 and 2002. Electro-fishing seems to be the best method to use in streams less than < 8 m in width with a maximum depth of 1 m. However, angling in deeper sections gave larger graylings showing that some species and large fish may be underestimated when electro-fishing. Low visibility may cause small fish (0+) to be underestimated using electro-fishing. Angling, on the other, overestimated the proportion of larger fish in an area. For snorkelling the visibility has to be 3 meters or more.

The temperature and time of year also affect the results. Temperature under 4°C effect electro-fishing negatively since this method is less efficient at lower temperatures. Snorkelling gets less effective under 15°C and gives constantly poor results under 10°C. Both low and high temperatures make fish more passive and may effect the results from angling. During my survey the water temperature never exceeded 10°C. This may explain why the electro-fishing did not result in a single wounded fish. Angling caused wounds so some fish (7,5 % of all caught) were observed bleeding. Angling in water with good visibility made it possible to see when fish took the bait which made it possible to minimize the numbers of deep hookings.

Introduktion

Rinnande vattendrag i Sverige har spelat och spelar en mycket viktig roll för landets utveckling (Degerman *et al.* 1998). Tyvärr innebär nyttjande av ett vattendrag också en påverkan, tex, transporter och flottning längs vattendragen krävde fria passager och ofta reglerbara flöden (Degerman *et al.* 1998, Thörnlund 1999). Vattnet utgjorde också en drivande kraft till sågar och kvarnar dit vattnet fördes i sidofåror. Kunde vattenflödet regleras och därigenom styras projekterades vattenhjul direkt i vattendraget (Degerman *et al.* 1998). Degerman *et al.* (1998) påpekar också vikten av fiskuttaget såväl förr som nu, som behovsfiske och rekreativfiske, vilket påverkar populationerna. Det förekommer också en påverkan av närområden då stigar, vindskydd, etc. skapas för fisket.

Största ingreppen sker dock i samband med vattenkraft. Då vattenkraftsverken ska leverera energi beroende på säsong regleras flödet ofta via uppströmsliggande magasin via dämningar av sjöar och strömmar där större vattenmängder lagras för senare användning (Degerman *et al.* 1998). Edenius (1995) påpekar också att skogsbruket idag skapar problem med sedimentation och ger förstörda eller onaturliga strandzoner.

I denna studie redovisas en litteraturstudie av flottningens inverkan på vattendrag, hur vattendrag långsiktigt kan återställas samt övervakas med avseende på fiskpopulationer. I en andra del följer jag upp med en praktisk jämförelse och utvärdering av tre av de i Sverige vanligaste metoderna för inventering av fisk i rinnande vatten. Eftersom det studerade vattendraget också restaurerades under den tid studien pågick fick jag tillfälle att analysera kortsiktiga effekter av restaurering på fiskfaunan.

Historisk tillbakablick

Flottning och skogsbruk

Flottning är en gammal företeelse som började redan under 1600-talet. Till exempel sysselsatte flottleder i Dalälvens system ca 4,000 flottare på en sträcka av 360 mil (Degerman *et al.* 1998). Flottningens ”genombrott” kom i mitten av 1800-talet då skogsindustrin expanderade (Bäckström *et al.* 1992, Thörnlund 1999). När behovet av massaved ökade i början av 1900-talet förstärktes flottningsinsatserna ytterligare för att senare i rask takt avvecklas när fordon gjorde landtransporter möjliga (Bäckström *et al.* 1992).

Flottledsingreppen har varierat starkt med målet att eliminera hinder som stenar, krökar, bakvatten, mm, samt skapa ett kontrollerat flöde (Nyman & Willner 1988, Thörnlund 1999). Ingreppen blev mest omfattande när man började använda dynamit i kanaliseringsprocessen (Nyman & Willner 1988, Degerman *et al.* 1998). Konstruktioner som kistor, rännor, mm skapades för att leda vattnet förbi hinder (Bäckström 1992).

Alla de tidiga ingreppen var allvarliga i sig, men det slutliga och kanske mest allvarliga ingreppet gjordes under 1940-talet till flottningens slut då skogsbolagen använde bulldozers och grävmaskiner för att schakta bottarna och bygga vallar (Nyman & Willner 1988, Yrjänä 1995, Degerman *et al.* 1998, Thörnlund 1999).

Resultatet av ingreppen blev uträtade vattendrag med homogen struktur som fungerade effektivt som vattenkanaler. De flesta dammar som kontrollerade vattenflödena är nu borta men vattnets fria flöden skapar hårda vårflöden med påföljande lågvatten under resten av året (Degerman 1998).

Förutom ingrepp i själva vattendragen dikades även våtmarker och myrar som tidigare fungerat som naturligt flödesdämpande vattenresorvarer (Bäckström *et al.* 1992). Avlägsnandet av strandzoner för flottningen har också inverkat på bl.a. flödena i många vattendrag (Nyman & Willner 1988, From *et al.* 1995).

Skador

Tidigare förstördes lekbottnar med hjälp av schaktmaskiner (Andersson *et al.* 1983) medan det idag uppstår problem då det moderna skogsbruket ofta sköljer ut finsediment och organiskt material som sedimenterar över lekbottnarna och hindrar syresättningen (Alanärä och Näslund 1995, Degerman och Sers 1995, Järvi 1997).

Avlägsnandet av material som skapar heterogenitet och komplex struktur drabbar främst den adulta fisken som föredrar habitat med tillgång till skydd från strömmen samtidigt som högre strömhastigheter transporterar mer insektsföda. Detta innebär även att stränderna bland stenar och överhäng utgör viktiga platser (Alanärä och Näslund 1995). Komplexiteten på fiskarnas ståndplatser kan förändras beroende på vattenståndet samtidigt som fisken föredrar olika platser beroende på årstid (Rimmer *et al.* 1983). En tidigare förbisedd del i vattendragen är död ved vilket ger samma skydd som större stenar samtidigt som flera andra vattenorganismer gynnas (Cowx och Welcomme 1998, Wootton *ed.* 1999).

Vattenvegetationen har som regel en positiv effekt då det utgör skydd för mindre fiskar samtidigt som den utgör ett viktigt habitat för flera av fiskarnas födoorganismer (Large och Petts 1996). Vegetationen kan dock bli så tät att vattnet stoppas upp och att finare material binds vilket skapar sedimentation (Järvi 1997).

Då strandzonen avlägsnas ökar solinstrålningen vilket starkt påverkar faunan (Andersson *et al.* 1983, From 1995). Järvi (1997) visade att maximala temperaturen kan öka med upp till 10°C i bäckar där strandzonen avlägsnats. Då öring (*Salmo trutta*) och lax (*Salmo salar*) har en trivseltemperatur på 7-19°C och en övre toleransgräns vid 23-25°C kan en ökning av temperaturen vara letal. Den ökade solinstrålningen leder också ofta till ökad växtlighet i vattnet vilket ibland kan vara negativt, tex. i samband med övergödning p.g.a. urlakning från hyggen eller jordbruk (Degerman och Sers 1995) och skapar stora temperatur fluktuationer med stress för fisken och ökad risk för bottenfrysning (From 1995).

Att restaurera ett vattendrag

Plan och Mål

En viktig del av restaureringen av ett vattendrag är planläggningen som ska innefatta en första översikt av vattendraget med omgivning till det framtida nyttjandet. Detta är viktigt då man relativt enkelt kan gå tillbaka och se vad som gjorts fel eller rätt och åtgärda om resultatet inte blir det önskade (Alanärä och Näslund 1995, Järvi 1997).

Efter att en grov planering är genomförd samt att alla tillstånd för restaurering inhämtats och godkänts genomförs vattendragsinventeringar som ska visa vilken eller vilka åtgärder som behövs (Alanärä och Näslund 1995). Inventeringarna bör förutom skattningar av fiskpopulationen även omfatta abiotiska faktorer samt en flottledinventering vilket kan ge svar på problemen. En flottledsinventering ger också mängd och storlek på tillgängligt restaureringsmaterial som sten och stockar i direkt anslutning till vattendraget (Järvi *et al.* 1993).

Man får heller inte glömma att se hela vattendraget. Det kan visa sig att det finns utmärkta lekområden även om det inte finns i den del man vill restaurera. Om man sedan skapar fler lekområden kan det sluta med att ”flaskhalsen” är bristen på övervintringsställen (Alanärä och Näslund 1995). Vattendraget kan också ha vissa särdrag som stenkistor eller vattenfall man vill bevara eller delar som kräver mer omfattande ingrepp för att efterlikna det orörda vattendraget (Järvi 1997).

Nedan följer ett antal restaureringsmetoder vilka rätt utförda skall efterlikna ett så naturligt vattendraget som möjligt.

Lekbottnar

Alanärä och Näslund (1995) och Wootton *ed.* (1999) visar att syresättningen av lekbottnar är en avgörande faktor för rommens överlevnad. För att säkra syresättningen bör nya lekbottnar placeras i utströmningsområde för grundvatten eller där strömhastigheten är stark nog för att hindra bottenfällning av sediment eller organiskt material över lekgruset. Degerman *et al.* (1998) visar att öring föredrar lekbottnar med strömhastigheter mellan 0,2-0,7 m/s medan Yrjänä (1995) fann att vattenhastigheten på lekbottnarna var 0,3-0,4 m/s och täckt med ett tunt lager lera. Yrjänä (1995) påpekade även vikten av skydd i närheten av lekplatsen samt stabilt flöde över året. Järvi *et al.* (1993) visade också att lekbäddens lutning på minst 0,25 % möjliggjorde gynnsamma strömhastigheter. Vid låga strömhastigheter kan även strömkoncentrationer eller trösklar skapas (Alanärä och Näslund 1993, Järvi 1997, Degerman *et al.* 1998).

För att syresatt vattnet skall nå den rom fiskarna grävt ned rekommenderas för öringen en stenstorlek mellan 1 till 5 cm i diameter (Alanärä och Näslund 1993, Järvi 1997). Harr (*Thymalus thymalus*) klarar sig med mindre stenstorlekar medan lax föredrar större (Andersson *et al.* 1983, Alanärä *ed.* 1994). Med inslag av stenar med en diameter mellan 10 och 15 cm förankras lekbädden och ger den en naturlig variation (Järvi *et al.* 1993, Alanärä och Näslund 1995, Järvi 1997). För lekbäddens beständighet bör nedersta delen byggas upp med större stenar och block, de största ca. 60 cm i diameter, eller fastgjort timmer (Järvi 1997). Lekbädden måste också vara tillräckligt djup. Degerman *et al.* (1998) rekommenderar ett minsta grusdjup på 50 cm. Stor öring och lax gräver dock sällan ned rommen djupare än 20 cm medan harr gräver ned sin rom 3-5 cm (Degerman *et al.* 1998). För att undvika skador på såväl fisk som rom är natursten (singel) att föredra före krossad sten (makadam). Natursten ger dessutom ett naturligare utseende (Andersson *et al.* 1983).

Ståndplatser

Bremset *et al.* (1993) visade hur restaurerade sektioner i Gaula hyste 5-10 gånger fler yngel av anadroma laxfiskar i de mest strömsatta områdena. Detta konstaterades även av Näslund (1992), Järvi (1997) som Degerman *et al.* (1998) under studier i svenska vatten. Framför allt gynnades revirhävdande arter och arter som behöver skydd från strömmen (Andersson *et al.* 1983, Wootton 1999).

Större block som utgör goda ståndplatser sprängdes vanligen bort när vattendragen rensades och är idag svåra att ersätta. Läggs nya solitära block ut i rinnande vattendrag bredare än 10 m måste man räkna med en minsta stenstorlek på ca 1 m³ för att isen inte skall föra bort den (Alanära och Näslund 1995, Järvi 1997).

Man kan även lägga ut grupper av stenar, oftast 3 till 10 stycken, glest placerade och av varierande storlek. Denna konstruktion drar till sig fler fiskar samtidigt som konstruktionen jämfört med solitära stenar är mer beständig (Näslund 1992, Järvi 1997, Degerman *et al.* 1998). Detta förklaras av att grupper av sten skapar en mer heterogen bottenstruktur och med fler ståndplatser (Alanära & Nylund 1993, Nilsson 1995) och i vissa näringsfattiga vatten en högre produktion av födoorganismer (Alanära & Näslund 1995).

Koncentrationer består av en blandning av grus till större stenar där de mindre stenarna fungerar som "kitt" mellan de större som också påverkas mindre av isens rörelse (Andersson *et al.* 1983). För att skapa mer beständiga konstruktioner kan dessa grävas ned något eller ges en långsträckt form i strömmens riktning (Järvi 1997).

Död ved bidrar till komplexitet och naturliga ståndplatser. Dessa arrangemang måste ankras mot stranden och större block i strömmen. Död ved utgör också habitat för vatteninsekter och hindrar mindre stenar från att föras bort med strömmen och isen (Cowx och Welcomme 1998).

Trösklar och strömkoncentrationer

Höljor och djupare vatten är en förutsättning för övervintring av större fiskar (Wootton 1999). För övervintring i nordliga vatten bör lokalerna hålla ett minsta djup på 80 cm för att hindra is på bottenstenarna eller bottenfrysning (Näslund 1992, Järvi 1997, Degerman & Sers 1995, Degerman *et al.* 1998). Större fiskar föredrar också höljor med djup mellan en till två meter men kan vara djupare (Alanära och Näslund 1995, Järvi 1997) varför höljorna också bör ges komplexitet.

Höljor skapas genom att bygga en tröskel av sten och stockar där det grövsta materialet läggs nedströms. Tröskeln behöver inte sträcka sig från strand till strand och skall aldrig göra vattnet stillastående. Med tillräcklig lutning och strömhastighet undviks sedimentering av finare material vilket ger möjlighet att anlägga en lekbädd i höljans nedkant. Enligt Degerman och Sers (1995) skall strömhastigheten vid en lekbädd ligga mellan 0,2-1,1 m/s och vid större blandning av stenstorlekar tillåts något högre hastigheter. Minsta lutning bör ligga kring 0,2 % (Järvi *et al.* 1993). Tröskelns form har också betydelse då en flackare tröskel med bredare och högre bas vid stranden tål mer påverkan (Alanära och Näslund 1995).

Strömkoncentrationer används i områden där man önskar mer varierad ström, bruten yta eller undvika sedimentation (Alanära och Näslund 1995). Samtidigt skapas ståndplatser och skydd då gropar samt ingröpnings i stranden skapas som en följd av

erosion (Andersson *et al.* 1983). Lämnas en viss genomsläpplighet kan fiskyngel dessutom söka skydd i konstruktionen samtidigt som de får nya ståndplatser (Järvi 1997).

Liksom för alla konstruktioner utgör vinterisen och höga flöden stora påfrestningarna varför "landfästet" görs av stora befintliga block eller större stockar och sjunktimmer (Alanära och Näslund 1995, Järvi 1997). På så vis nyttjas vattendragets förutsättningar och strömmen får en naturlig karaktär.

Erosion kan uppstå då vattnet styrs mot stränder av finare eller löst bundet material och leda till förlorade naturvärden eller påverkan av t ex närliggande vägar, och skapa ytterligare problem (Järvi *et al.* 1993). Erosion kan motverkas genom att "stensko" stranden (Andersson *et al.* 1983, Alanära och Näslund 1995) eller styra strömmen mot steniga eller beväxta stränder (Andersson *et al.* 1983). Strömkoncentratoren kan även byggas med mindre vinkel från stranden varpå den starkaste strömmen hamnar ute i vattendraget. En mindre vinkel mot stranden minskar även risken för lugnvatten och sedimentation bakom konstruktionen (Järvi 1997).

Vegetation

Vattenvegetation är som regel bra habitat för små fiskar och insekter. Vattenvegetationen kan dock bli så tät att den bromsar upp vattenhastigheten och binder upp sediment, ett problem som oftast kan åtgärdas med strömkoncentrationer (Alanära och Näslund 1995, Järvi 1997).

Ökad vattenvegetation till följd av övergödning och ökad solinstrålning åtgärdas istället med en tätare strandzon med rikligt inslag av lövträd och buskar som skuggar och suger upp en del av ämnena som annars sköljts ut i vattendraget. Vid skogsbruk rekommenderas en strandzon motsvarande "en trädlängd" eller ca 30 m (Edenius 1995). För optimal skuggning rekommenderas att bäckar smalare än 5 m ska 50-75 % av vattenytan skuggas. Bredare vattendrag har naturligt en lägre andel av ytan beskuggad (Henriksson 2000).

Tätare strandzon ger också fiskyngel skydd under överhäng och bland rötter och grenar (Large och Petts 1996), tillför näring samt gynnar andra djur och organismer som förekommer i och längs vattendragen (Andersson 1983, Edenius 1995).

Sidogrenar

Tidigare stängda sidogrenar som öppnas utgör "nya" habitat och adderar produktiv yta till det befintliga vattendraget. Öppnade sidogrenar ger alltså en utmärkt sträcka med minimal arbetsinsats (Järvi 1997).

Restaurering som störning

Restaureringen orsakar initialt en störning som påminner om en flottledsrensning (Jonsson *et al.* 2000). De negativa effekterna (framför allt grumling) har dock visat sig lokala och kortvariga. Jonsson *et al.* (2000) fann att fisken i restaurerade områdena var tillbaka en månad efter ingreppet medan Yrjänä (1995) visade hur bottenfaunan återhämtade sig efter endast två veckor. Restaureringarna kan också störa leken vilket kan resultera i svagare årsklass (Jonsson *et al.* 2000).

Inventeringsmetoder

Utvärderingar/uppföljningar

Det har utvecklats en mängd inventeringsmetoder beroende på typ av vattendrag. De flesta av dessa metoder avser inventering av fisk men kan lätt anpassas för inventering av andra organismer.

Metoder som använts är nätfisken, ekolod, spöfiske, elfiske, dykning, gift, med mera (Thorfvé 1997, Degerman *et al.* 1998, Pusey 1998). Degerman & Sers (1999) visar att i Sverige är de vanligaste fiskinventeringsmetoderna i rinnande vatten den sk elfiskemetoden, medan det i stilla vatten och större rinnande vattendrag är översiktsnät (nät med flera olika maskstorlekar).. Snorkling är den metod som använts allt mer under 90-talet medan man också prövar standardiserat spöfiske som lätt kan anpassas till rådande förhållanden och inte kräver förkunskaper (Degerman *et al.* 1999, Thorfvé *et al.* 1997). Övriga metoder har provats men visar sig ge skador på fisken (eller andra organismer) och är för dyra eller ger dålig precision.

Då denna undersökning handlar om inventeringsmetoder för fisk i bäckar och mindre åar kommer koncentrationen att ligga på elfiske, snorkling och spöfiske.

Elfiske

Elfiskeutrustningen kan enkelt delas in i motordrivna respektive batteridrivna enheter. Motordrivna utrustningar använder rak likström medan batterienheter använder en pulsad likström (Degerman och Sers 1999). Vid elfisket bär fiskaren en elstav (anod) kring vilken det skapas en spänning då elströmmen skickas ut i vattnet. Katoden placeras i vattnet i närheten av den landbaserade motorenheten eller efter sig om man går med batterienhet.

Kommer fisken tillräckligt nära anoden "dras" den till anoden och bedövas av spänningen varefter den fångas med en håv som bärs i fiskarens lediga hand. Som regel följer också en extra person utrustad med en hink för fiskförvaring och bär sladden till anoden vid fiske med motor. Vid hög fisktäthet kan även extrapersonen använda en håv för att fånga bedövade fiskar.

Inventeringsfisket rör sig oftast om kvantitativt (populationsuppskattning) eller kvalitativt (artöversikt/diversitet) fiske. Vid kvantitativt fiske dominerar den s.k. utfiskningsmetoden som bygger på fiskeriverkets rekommendationer. Inom undersökningsområdet bestäms en eller flera sträckor som fiskas två eller tre gånger med en jämn ansträngning. Den fångade fisken avlivas eller sumpas för att släppas tillbaka då samtliga fisken är gjorda. Med hjälp av resultaten från respektive fiske kan man skapa en regressionskurva vilken visar beräknade tätheten av fiskpopulationen (Degerman & Sers 1999, Krebs 1999)

Fiskdiversiteten i ett vattendrag undersöks oftast genom kvalitativt fiske via utfiskning av en större fiskad yta (Degerman *et al.* 1994). Detta bör beaktas då man väljer mellan två eller tre fisken per samplingsyta. Att täcka in flera biotoper är viktigt då olika arter föredrar vissa typer av habitat (Bohlin *et al.* 1982). Snedfördelningen till olika

habitat påverkar antalet fiskar, storleksklasser och arter (Kennedy & Strange 1981, Degerman *et al.* 1994).

Då det skapas större spänningsfall över en större fiskkropp reagerar större fiskar starkare (Kennedy & Strange 1981, Degerman och Sers 1999). Detta gör bland annat att större fiskar känner spänningen på större avstånd och antingen flyr eller gömmer sig på platser där de fastnar (Kennedy & Strange 1981). Kennedy & Strange (1981) rekommenderade användande av fler anoder (fiskare) för att hindra fisken från att fly förbi fiskaren samt att avgränsa provytan med nät för att hindra flyende fiskar.

Fiskar med bentiskt ellerpräglat flyktbeteende kan också orsaka problem och underskatta fiskpopulationens storlek (Hillman *et al.* 1992). Bottenlevande arter som t.ex. simpör (*Cottus sp.*) eller bäcknejonögon (*Lampetra planeri*) är svåra att fånga då de antingen fastnar eller inte hinner komma fram innan fiskaren flyttat spänningsfältet (Hicks & Watson 1985). Fiskar medpräglat flyktbeteende tenderar att fly då de känner spänningen eller att fiskaren utgör ett hot (Degerman *et al.* 1994, Thorfve 1997, Thorfve 2000). För att fånga flyende arter kan man använda en skastanod. Denna utrustning är densamma som motordrivna enheten med skillnaden att anoden designats för att kunna kastas.

Schill & Griffith (1984) visade hur goda siktförhållanden kan orsaka problem då fisken hinner upptäcka fiskaren och fly innan den nås av spänningsfältet medan dåliga siktförhållanden kan leda till att fiskaren missar många fiskar som flyter förbi. Schill och Griffith (1984) påpekade även att stenar, stockar och makrofyter skapar problem då fiskar fastnar i hindren, speciellt de bottenlevande fiskarna. Sladden till motordrivna aggregat kan ställa till problem då den fastnar i hinder medan batteridrivna aggregat gör det extra tungt och besvärligt.

Elfisket begränsas av fiskedjupet. Enligt Hayes och Baird (1994) bör man inte elfiska vatten djupare än 1 meter då det är svårighet att fånga den bedövade fisken och medför risker för fiskaren. Vid elfiske i djupare vatten föreslog Rodgers *et al.* (1992) användande av dykare med tättslutande torrdräkter för att fånga den bedövade fisken. Denna metod medför dock risker och problem för de som skall fånga fisken.

Ljus och temperatur är två faktorer som påverkar fiskens beteende och därmed effektiviteten vid fisket. Detta gör att tiden på dygnet och året kan påverka samplingarna (Hillman *et al.* 1992, Riehle och Griffith 1993, Näslund och Bergström 1994, Thurow och Schill 1996). Som regel är fiskarna mindre aktiva under dygnets ljusare timmar och vid lägre temperaturer (Thurow och Schill 1996). Degerman och Sers (1999) visade också hur fisken vid låga temperaturer blev passiva även under dygnets mörkare timmar. Å andra sidan visar Näslund och Bergström (1994) hur fiskarnas aktivitet är jämnt fördelade över dygnet under vissa perioder av året, t.ex. kring midsommar.

Enligt Degerman och Sers (1999) är elfisket effektivare vid högre temperaturer. Samtidigt bör man inte fiska för tidigt på året då ensamrig fisk (0+) kan vara för små för att reagera tillfredställande på el-spänningen. Vid högre temperaturer ökar också risken för skador hos fisken.

De undersökningar som gjorts visar hur en rak likström ger färre skador samtidigt som den har högre precision vid lägre temperaturer (Näslund 1996, Bradley 1998). Liknade resultat kan uppnås med batteridrivna aggregat om pulsfrekvensen ökas (Näslund 1996, Degerman och Sers 1999). Skillnaderna kan beror på hur hårt eller länge fisken bedövas. Då strömmen skickas ut i vattnet skapas ett yttre fält som attraherar

fisken. Innanför detta ligger fältet där fisken bedövas. Det totala spänningsfältet (attraktionsfältet plus bedövningsfältet) är samma oberoende av strömtyp men fältet inom vilket fisken endast attraheras är för motordrivna aggregat större samtidigt som området för bedövning är mindre. För de batteridrivna aggregaten gäller det omvända förhållandet vilket sätter fisken i det bedövande området längre tid (Degerman & Sers, 1999).

Med ökande temperaturen ökar antalet skador och dödsfall beroende på fiskarnas snabba och starka muskelsammandragningar som orsakar kramper och knäckning av ryggraden i samband med elpåverkan (Näslund 1997). Lindrigaste formen av skada, d.v.s. inre blödningar, kan visa sig som tvära mörka band på utsidan av fisken men ofta syns inte skadorna alls (Degerman och Sers 1999). En annan faktor som påverkar elströmmens effekt på fiskarna är vattnets konduktivitet. Lägre konduktivitet kompenseras med ökad strömstyrka så att individtätheten i populationen inte underskattas (Degerman och Sers 1999).

En del av problemen kan dock vara åtgärdade i och med framtagande av CPS-aggregat (Complex Pulse System), vilket omvandlar strömmen till ett komplext system av olika pulsar. Genomförda undersökningar visar att dessa både är effektiva och skonsamma för fisken (Thorfve, 2000).

Degerman och Sers (1999) rapporterar att för fiskaren är den säkraste elfiskeutrustningen det motordrivna aggregatet då en rak ström utgör mindre risk för hjärtat men att fiskaren även kan drabbas av medvetlöshet och drunkna. Då regn kan orsaka kortslutning av elfiskeutrustningen och spänningen ledas via elstaven till fiskaren är det inte tillåtet att fiska vid regn. Riskerna för både fisk och fiskare i samband med elfiske kräver att både fiskaren och assistenten har elfiskecertifikat (Degerman och Sers 1999).

Snorkling

Snorkling som fiskräkningsmetod har inte använts i Sverige i större utsträckning (Degerman *et al.* 1998). I New Zeeland praktiseras snorkling vid inventering av fisksamhällen genom att man driver med strömmen eller kryper uppströms (Hayes, 1994). Snorkling kräver utrustning som snorkel, fenor, cyklop samt våt- eller torrdräkt (Degerman *et al.* 1998) och utrustningen beror på vattentemperaturen och om man snorklar mot eller med strömmen. Är vattendraget djupt och utan hindrande stenblock flyter man ofta med strömmen. I sel eller områden med låg strömhastighet används fenor för att förflytta sig (Dolloff *et al.* 1999). Dokumentation av snorklarnas observationer kan göras med för ändamålet anpassad material eller av en extra person som följer efter längs stranden. En extra person kan också undsätta snorklarna om problem uppstår (Dolloff *et al.* 1999).

Vid snorkling är linjeinventering, där samma sträcka snorklas c. tre gånger, vanligast förekommande. Snorklarnas observationer ligger sedan till grund för beräkning av genomsnittet fisk i området (Slaney & Martin 1987). Är vattendraget brett eller sikten dålig kan vattendraget delas in i flera linjer. Vid denna typ av inventering simmar flera snorklare i bredd. För att bibehålla jämt avstånd mellan sig kan snorklarna hålla smala plaströr (hård pvc-plast) mellan sig (Hillman *et al.* 1992). Är vattendraget stort används rutininventering där rutorna slumpas ut eller placeras ut beroende på studiens frågeställning (Dolloff *et al.* 1999). Denna teknik kan också användas vid linjeinventering där stränderna kräver mer noggrann undersökning (Slaney & Griffith 1984). Genom att lyfta ved och

stenar eller ”röra om” i tätare vattenvegetation kan snorklarna skrämra fram fisk som gömt sig. Denna omrörning brukar ge bra resultat då man räknar juveniler eller fiskar med bentiskt beteende (Hayes & Baird 1994).

Det är lättare att upptäcka aktiva fiskar än de passiva vilka ofta gömmer sig. Tiden på dygnet och året måste därför beaktas när man planerar sina fiskinventeringar (Hillman *et al.* 1992, Riehle och Griffith 1993, Thurow och Schill 1993).

Ett problem är vattendrag där snorklarna kan ”gå på grund” eller få svårigheter att följa inventeringslinjen på grund av stockar och större stenar. Schill & Griffith (1984) rekommenderade därför ett minsta djup av 0,5 m för att undvika dessa problem.

En snorklingsmetod i grunda vatten är krypning uppströms då skyddande handskar och skor som ger bra grepp mot stenar används i stället för fenor (Dolloff *et al.* 1999). Krypning är dock praktiskt svårare och juveniler blir lätt underskattade (Hankin & Reeves 1988, Hillman *et al.* 1992). Schill & Griffith (1984) föreslog att kompensera risken för undervärdering av fiskpopulationerna genom att undersöka strandkanterna extra noga eller en extra gång. Hayes och Baird (1994) visade dock att krypning uppströms fungerade bättre vid räkning av juveniler medan nedströms snorkling fungerar bättre på aduler.

Maximala djupet vid snorkling är enligt Schill och Griffith (1984) ca. fyra meter. Större djup gör det svårt att följa en specifik linje. Detta kan åtgärdas om två snorklare följer samma linje och turas om att simma i ytan respektive vid botten (Hicks & Watson 1985). Denna metod kan också användas där sikten är för dålig för att kunna se botten.

Fiskarna kategoriseras visuellt i olika storleksintervall utifrån vilka fiskarter man söker eller i typiska storleksklasser om sådana kan utskiljas (Degerman *et al.* 1998). För att få noggranna skattningar av fiskars storlek måste snorklarna innan inventeringen öva på modeller av fisk av olika storlek (Slaney & Martin 1987, Zubik & Fraley 1988). I mindre stim av fisk med varierande storlek tenderar små fiskar att undervärderas. En orsak kan vara vattnets refraktion, d v s ljusets brytning mellan luft och vatten. Detta gör att saker i vattnet upplevs 25 % närmare eller större än i verkligheten. Med övning går detta att kompensera (Brylske 1997). Vid längre avstånd mellan snorklare och fisk och grumligt vatten kan den sämre skärpan och kontrasten göra att fiskarnas storlek undervärderas (Brylske 1997).

Ett bra siktdjup är direkt avgörande för framgången vid snorkling och 3 meters siktdjup anses som minimum (Hicks & Watson 1985, Hayes & Baird 1994) även om det finns exempel på undersökningar där siktdjupet varierat mellan 1,5 till 3 meter och resultatet varit acceptabelt (Hicks & Watson 1985).

Snorklaren kan skadas och i extrema fall drunkna. Störst är faran vid nedströms snorkling och dålig sikt, till exempel nattetid (Thurow & Schill 1993). Det finns även risk att fastna medan man kryper uppströms.

Snorkling har uppenbara fördelar för inventeraren. Regn innebär inget problem, utrustningen är lätt och kräver ingen speciell utbildning utöver övningen för att sätta de observerade fiskarna i rätt storleksintervall.

De flesta är överens om att snorkling är mindre exakt än elfiske men att upprepade snorklingar kan ge en uppfattning om populationstätheten och storlek hos fisken relativt tidigare snorklingar (Hicks & Watson 1985, Slaney & Martin 1987, Hayes & Baird 1994). Data från snorklingen kan dessutom relateras till data från mer exakta

metoder och ge starkare utvärderingar av beståndstätheten (Hankin & Reeves 1988, Rodgers *et al.* 1992).

Spöfiske

Spöfiske används som metod främst för att fånga fisk till bl.a. kemiska undersökningar, fekunditetbestämningar, individtillväxt och dylikt. På populationsnivå har det rört ökande eller minskande relativa fångster. Vedertagna spöfiskemetoder finns inte då många faktorer kan påverka resultatet och göra standardiseringen svår. Metoder som prövats är fångst-återfångstprinciper (Petersen-metoden) och fångst per ansträngning, d.v.s. antal fångade fiskar per tidsenhet och fiskare.

Då Petersen-metoden tillämpas fiskas samma sträcka två gånger. Fiskarna som fångas i första fisket märks innan de sätts tillbaka för att sedan kunna läggas till de man får i andra fisket (Krebs 1999). Man får då sambandet:

$$N = \frac{CM}{R}$$

N = Populationsstorlek vid märkning
 C = Antalet fiskar vid andra fisket
 M = Antalet fiskar vid första fisket
 R = Antalet märkta fiskar fångade vid andra fisket

Vid fångst per ansträngning fiskas samma sträcka flera gånger med direkt frisläppning av fisken. Därefter kan man räkna den genomsnittliga fångsten per tidsenhet (Lockwood 1997). Denna metod påminner om den som används vid fiske med översiktsnät där man räknar ut antalet fiskar per nätansträngning (Degerman *et al.* 1998).

I vattendrag med mycket ved, vattenväxter, etc. kan effektiviteten minska då betet lätt fastnar i hindren. Effektiviteten påverkas även av fiskens aktivitet och födoval varför temperaturen, tid på året och dygnet kan påverka spöfisket (Riehle & Griffith 1993).

Då man alltid riskerar att skada fisken vid krokning är spöfiske en metod som ifrågasätts. Skadefrekvensen och dödligheten vid spöfiske påverkas av temperaturen på liknande sätt som vid elfiske (Degerman *et al.* 1998), då det sker en ansamling av mjölksyra i musklerna vid drillningen av fisken (Degerman *et al.* 1998, Nelson 1998).

Generellt sett är djupare krokningar illa för fisken (Schill 1996). För att undvika djupa krokningar kan man undvika levande beten och hålla direkt kontakt med betet (Schill och Scarpella 1997, Nelson 1998)

För fiskaren är spöfiske den säkraste metoden. Fisket kan dessutom utövas under nästan alla väderförhållande även om resultatet kan variera. Utrustningen är lätt att bära och kräver ingen speciell utbildning. Vana vid den fiskemetod som nyttjas kan dock förbättra resultatet. Mete är kanske den säkraste metoden som de flesta kan nyttja och som är lätt att standardisera.

Metodstudie

Som tidigare nämnts är elfiske en i Sverige beprövad metod. Elfisket har dock sina begränsningar varför även snorkling och spöfiske kan vara intressant ur fiskinventeringssynpunkt. För att se hur dessa metoder kan användas följer en praktisk studie där elfiske, snorkling och spöfiske jämförs och utvärderas med avseende på

inventering av populations-täthet och -struktur hos öring och harr i rinnande vatten. Då man riskerar att skada fisken vid såväl elfiske som spöfiske bedöms också denna problematik i studien.

Material och metod

Områdesbeskrivning

Inventeringarna förlades till Tolkijoki, en bäck 50 km ÖNÖ om Gällivare (Bild 1a och 1b). Tolkijoki är outbyggd men har nyttjats för flottning fram till 1963 (Kungl. Arbetsmarknadsstyrelsen, Luleå 1971) och har således flottledsrensats och reglerats. Snittbredden är ca 7,5 m och vattenföringen vid provtagningarna år 2000 var ca 1,4 m³/s. Då vattenhastigheten mättes i ytan (se *Abiotiska faktorer* nedan) fås ett något lägre verkligt flöde än det beräknade. Flödet under år 2001 var snarlikt flödet år 2000 medan det rådde lågvatten 2002. Kring de forsande partierna dominerar blandskog med huvudsakligen gran (*Picea abies*) och björk (*Betula* sp.) medan det längs selen står mest gråal (*Alnus incana*) och björk. Marken klassas som sandig morän avlöst med myrmark. Ser man till ägoslagen i Tolkijokis avrinningsområde domineras detta av skog (65%, ca 4388 Ha) och myrmark (34%, ca 2259 Ha).

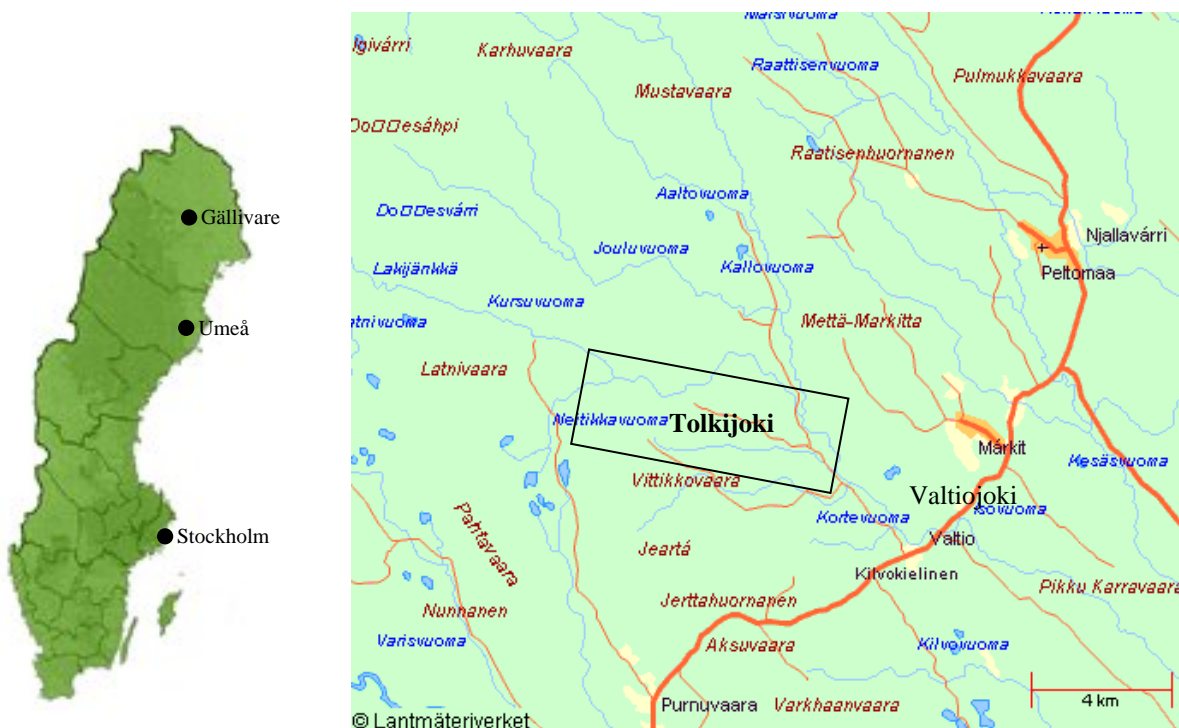


Bild 1a: Gällivares geografiska läge

Bild 1b: Forsöksområdet för studie befinner sig inom den infogade rutan.

Tid och plats

De praktiska momenten med el-fiske, snorkling och spöfiske genomfördes under hösten 2000, 2001 och 2002. Inventeringarna år 2000 var planerad till augusti men flyttades till september (4/9 till 18/9) p.g.a. ihållande regn med höga flöden och grumligt vatten som omöjliggjorde el-fiske och snorkling. Provtagningarna 2001 genomfördes av VFK (Vatten & Fiskevårdskonsult IT) och präglades liksom år 2000 av nederbörd med höga flöden som följd. Då en del av Tolkijoki skulle restaureras samma höst genomfördes försöken mellan den 2 augusti och den 11 september trots de svåra förhållandena. Hösten 2002 sköttes inventeringarna av Fiskmiljö i Nilivaara. Elfisket genomfördes de två sista veckorna i augusti och spöfisket de två första veckorna i september. Då genomförandet av spöfisket ändrades något mellan 2000 och 2001 (se nedan) följdes riktlinjerna från 2001 för att kunna jämföra resultaten mellan respektive år. Snorklingen uteslöts helt då metoden under hösten 2000 och 2001 visat sig ineffektiv. Fiskmiljö i Nilivaara genomförde också en inventering av lekområden den 20 augusti.

För att kunna visa om tiden på dygnet påverkar någon av inventeringsmetoderna upprepades varje metod tre gånger under dygnet. Tiderna bestämdes till 9.30-11.30, 12.00-15.30 och 15.00-19.00. Dessa tider hölls utifrån förutsättningarna vid lokalen och för dagen.

För att motverka lokala avvikelser beroende på abiotiska faktorer som pH skillnader eller påverkan av eventuella tillflöden valdes fem delsträckor jämt fördelade från en riven damm ca. 10 km uppströms sammanflödet med Valtiojoki ned till sammanflödet med den samma (bild 1). Varje delsträcka har en total längd kring 800 meter och innefattar två elfiskelokaler av grunda och forsande karaktär samt två lugnare delar mer lämpade för snorkling. Spöfisket genomfördes över varje delsträckas totala längd.

Sträcka 1 och 2 (översta sträckorna)

Sträcka 1 och 2 domineras av block med en diameter mellan 20 och 40 cm. Bitvis finns inslag av block större än 40 cm men aldrig mer än 10 %. Denna fördelning syns även i uppläggen från flottledsrensningarna vilka är koncentrerad till de forsande delarna.

I sträcka 2 mynnar en mindre bäck. Bäckens är dock så pass liten att dess inverkan av Tolkijoki bedömdes som marginell.

Sträcka 3 (mitten)

Sträcka 3 skiljer sig med större inslag av block över 40 cm och intrycket av större fallhöjd. Även här finner man samma blockstorlekar i uppläggen som i strömmen. Här finns djupare hålor och små pooler.

Sträcka 4 och 5 (nedersta sträckorna)

Sträcka 4 och 5 domineras av block mellan 20 till 40 cm samt större inslag av sten (2-20 cm). Uppläggen efter flottledsrensningarna såg ut att vara gjorda med bandtraktor vilket styrks av uppgifter om traktorrensningar av Valtiojoki nedströms (Kungl. Arbetsmarknadsstyrelsen, Luleå. 1971). Uppläggen var också kraftigt överväxta.

I sträcka 5 finns en strand som är med förstärkt stockar. Konstruktion ligger i en skarp ytterkurva och hindrar bäcken från att bryta ut i skogen.

Sträcka 4 och 5 ger också intrycket av att vara flackare än de övre sträckorna.

El-fiske

Fisket genomfördes enligt gängse praxis vid kvantitativ utfiskning med en fiskare och en assistent samt tre fisken per lokal. Samtliga elfiskelokaler förlades till forsande delar och har en sammanlagd yta på cirka 6000 m². Elfiskeutrustningen bestod av ett 750 W elverk (Honda 750) och ett LUGAB L 1000 aggregat (rak likström) med en katod placerad i sträckans mitt samt en anod med diametern 25 cm.

Fisken mättes (total längd, cm) och vägdes (totalvikt, gram) efter bedövning med MS 222 (Tricaine). Hösten 2000 togs även fjällprov genom att med en stilet eller vass tunn kniv skrapa av fjäll från fiskens sida bakom fettfenan. Dessa fjäll låg till grund för senare åldersbestämning i laboratorium. Efter dokumentationen placerades fisken i nätsumpar för att inte blandas med fiskar från andra eller tredje fisket i samma lokal samt ge fisken tid för återhämtning.

El-fisket upprepades med samma materiel och handhavande under respektive höst och vid tre olika tidpunkter under dagen. Beräkningarna av fisktäthet är gjorda enligt Bohlin (1984). Med denna modell utesluts alla 0+ fiskar vilket ger färre fiskar i beräkningen.

Snorkling

Hösten 2000 genomfördes provsnorklingar i sträckan längst nedströms. Inventeringen utfördes av en snorklare vilken simmade med strömmen medan en medföljande person på stranden skötte dokumentationen. Snorklaren utrustades med torrdräkt, simfenor, snorkel och cyklop. Personen på stranden behövde endast anteckningsmaterial. Innan fiskinventeringen mättes siktdjup och "dyksikt". Dyksikten definieras här som det avstånd från vilket bottensubstratet kan urskiljas. De observerade fiskarna delades in i art och storleksklasser. Klasserna sattes till 0-10 cm, 10-20 cm, 20-30 cm, 30-40 cm och >40 cm.

Hösten 2001 provsnorklades samtliga sträckor första veckan i augusti för att sedan välja två snorklingslokaler med stråkande karaktär och ett minsta djup på 0,5 m. Dessa lokaler inventerades första veckan i september enligt samma förfarande som hösten 2000. Liksom vid elfisket inventerades varje sträcka förmiddag, eftermiddag och kväll.

För beräkningen av fisktätheten räknades den totala observerade mängden fiskar av respektive art.

Spöfiske

Fisket genomfördes av två personer samtidigt som en tredje förde anteckningar om ljusförhållanden och mätte luft- och vattentemperatur. Utrustningen bestod av ett drygt två meter långt kastspö med en öppen haspelrulle. Till detta användes 0,20 mm nylonlina och vanlig metkrok storlek 6 och 8 där hullingen klämts in. Kroken betades med lövmask från Överkalix maskodling. Mängden bly anpassades efter hur mycket som behövdes för att fiskaren hela tiden skulle ha en direkt kontakt med betet. Luft- och vattentemperaturen mättes med samma utrustning som under elfisket.

Under det praktiska fisket tilläts fiskaren kasta betet i godtycklig riktning om direktkontakt hölls med betet. Fiskarna använde även polaroidglasögon för att om möjligt kunna se och följa masken i lugnt vatten.

Under 2000 fiskades varje sträcka över dess fulla längd. För att hinna fiska varje sträcka vid tre olika tidpunkter på dygnet samt jämföra spöfiskets effektivitet med elfisket begränsades fisket 2001 och 2002 till två timmar per tillfälle, ungefär samma tid det tog för elfisket på respektive lokal. Då hela sträckan inte kunde fiskas under två timmar fördelades fisket så att varje sträcka täckts in i sin helhet efter att fiskena från respektive tidpunkt lagts samman. För att erhålla en representativ fördelning mellan olika habitat fiskades strömområdet ca 40 % av tiden medan övrig tid ägnades åt fiske i selen.

Den fångade fisken mättes som totallängd (cm) och vägdes (gram) med en fjädervåg (Samson, 5 kg). Hösten 2000 togs fjällprover för senare åldersbestämning. Fisken märktes också genom fenklippning för att om möjligt kunna uppskatta återfångsten och nyttja Petersen-metoden för populationsuppskattning. För att få en uppfattning om den spatiala fördelningen av fisken dokumenterades även platsen för fångsten.

Abiotiska faktorer

Förutom fiskinventeringarna noterades även; 1) djup och bottensubstrat för varje halv meter efter en rät linje över vattendraget, 2) vattenflödet mättes då en tom snusdosa fick flyta 10 meter med strömmen samtidigt som tiden mättes, 3) pH- och konduktivitetsmätningar på tre olika ställen i varje elfiskelokal, 4) temperaturmätningar vid respektive elfiske (luft och vatten), 5) elfiskelokalens bredd i meter, samt 6) ljusförhållandena utifrån fiskarens subjektiva intryck.

I samband med elfisket hösten 2000 genomfördes också en flottledsinventering enligt fiskeriverkets (Luleå) protokoll.

Resultat

Nedan redovisas resultaten från respektive metod. Då jag inte vet exakt hur restaureringen 2001 påverkat resultaten för respektive metod redovisas resultaten från inventeringarna 2002 separat.

Elfiske hösten 2000 och 2001

Då antalet fångade fiskar per lokal visade sig mycket låga (tab. 1 och 2) krävdes pooling av elfiskelokalerna för att erhålla mer tillförlitliga resultat. Resultaten representerar alltså den genomsnittliga populationen i de strömmande delarna av undersökningsområdet. Trots pooling var antalet fiskar per fiske lågt och antalet harrar per 100 m² blev efter avrundning 0.

Fångstbarheten, den beräknade procenten fångad fisk av populationen i det fiskade området, var för öringen låg år 2000 (tab 1 och 2). Hösten 2001 var fångstbarheten bättre för såväl öring som harr, tyvärr gör det ringa antalet fångade fiskar att signifikansen vid täthetsuppskattningen blir svag (tab. 2).

Tab. 1: Indelning av öring- och harrfångsten med avseende på ålderskategori och fiskeomgång vid elfisket år 2000 och 2001.

Total fångst vid pooling år 2000

Art\Fiske	1	2	3	Totalt
Öring 0+	12	7	5	24
Öring >0+	29	16	21	66
Harr 0+	27	18	10	55
Harr >0+	12	8	1	21

Total fångst vid pooling år 2001

Art\Fiske	1	2	3	Totalt
Öring 0+	16	8	5	29
Öring >0+	23	9	3	35
Harr 0+	14	8	5	27
Harr >0+	11	3	1	15

Tab. 2: Skattning av öring och harr tätheten i Tolkijoki hösten 2000 och 2001 beräknat enl. Bohlin (1984). Då elfisket hösten 2000 gav över 50 öringar blir beräkningsförfarandet något annorlunda vilket också syns i kolumnen. Trots pooling av elfiskeresultaten uppnådde ingen av de övriga skattningarna 50 individer.

Poolade resultat		år 2000		år 2001	
		Öring	Harr	Öring	Harr
\hat{N}	Skattat populationsstorlek	156	27	37	15
SE (\hat{N})	SE för \hat{N}	98,67	2,10	2,09	0,80
\hat{p}	Skattning på fångstbarheten	0,17	0,59	0,63	0,71
\hat{q}	1- \hat{p}	0,83	0,41	0,37	0,29
SE(\hat{p})	SE för \hat{p}	0,13	0,13	0,10	0,13

95% C.I. för \hat{N} Skattning		156	23	37	15
	Gräns nedre	-41	18	33	14
	Total fångst	66	21	35	15
	Gräns övre	354	27	41	17

*Fisk per 100m ² Skattning	3	0	1	0
Gräns nedre	-1	0	1	0
Total fångst	1	0	1	0
Gräns övre	6	0	1	0

Även vid beräkning av populationsstrukturen lades resultaten från år 2000 och 2001 samman. Detta för att motverka påverkan av avvikande resultat från enstaka år eller lokaler. Storleksfördelning av öring är normal medan harrarna visar en mycket stark 0+ klass (fig. 1).

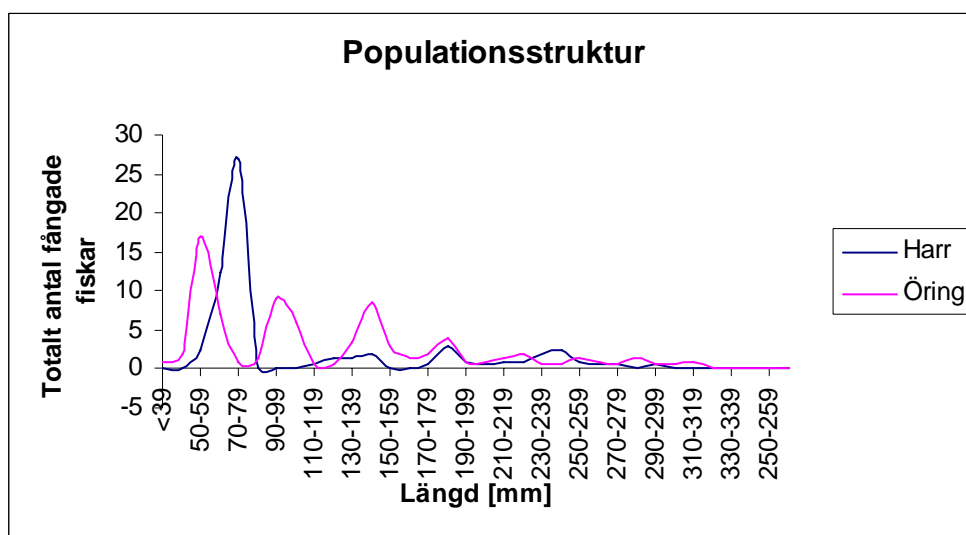


Fig. 1: Genomsnittliga storleksfördelningen hos de elfiskade harrarna och öringarna efter pooling av resultaten år 2000 och 2001.

Under elfisket kunde ingen synligt skadad fisk dokumenteras. Bortsett från öring och harr fångades även bergsimpor (*Cottus poecilopus*), några få stensimpor (*Cottus gobio*), enstaka lakar (*Lota lota*) och bäcknejonögon (*Lampetra planeri*) jämt spridda över samtliga lokaler lax och elritsa (*Phoxinus phoxinus*) i sträcka 5.

Snorkling

Provsnorklingen 2000 gav ett svagt resultat vilket tyvärr upprepade sig under 2001. Sikten var ett stort problem varför snorklingen koncentrerades till den övre sträckorna där sikten var något bättre. Dessa var sträcka 1 där två lokaler valdes (1:1 och 1:2) samt sträcka 2 där en lokal valdes (2:2). Trots att djupet vid snorklingen var 0,5 till 0,8 m uppskattade dykarna andelen synlig botten så låg som ca. 25 %.

Samtliga observerade fiskar var harrar som stod över områden med högre strömhastighet och bottnar av småsten.

Tab. 3: Resultat vid snorkling i de översta provlokalerna i tolkijoki 2001. Samtliga observationer är harr.

Strl.klass	Dyk 1:1	Dyk 1:2	Dyk 2:2	Totalt
1-10 cm	3	2	1	6
10-20 cm	1	4	1	6
20-30 cm		2	1	3
Totalt	4	8	3	15

Då resultaten är mycket knappa (se tab. 3) har varken populationstäthet eller populationsstruktur beräknats. Resultaten från snorklingen visade inga synbara skador hos fisken. De harrar som observerades visade heller inga tecken på stress med flykt som följd.

Spöfiske

Spöfisket under hösten 2000 och 2001 gav nästan lika många fångade fiskar per år men visar stora skillnader i fördelningen mellan harr och öring och var dessa fångades (tab. 4). Hösten 2000 fångades med undantag för en öring endast harr samtidigt som selen dominerade som fångstplats. Hösten 2001 dominerar fortfarande harren men här var andelen öring mycket större. De forsande partierna dominerar även som fångstplats.

Hösten 2000 gav sträcka 3 ingen fisk medan sträcka 2 och 4 gav markant fler harrar än övriga. Under 2001 var fördelningen av harr mellan lokalerna mycket jämnare då sträcka 3 gav harr i såväl de forsande delarna som selen. Fångsten av öring skedde främst i sträcka 1 och 2.

Tab. 4: Sammanställning av resultaten från spöfisket hösten 2000 och 2001. Varje sträcka är fiskad morgon, dag och kväll samt 2 timmar per tillfälle. Hösten 2000 hölls dock inte tidsramarna lika noggrant som 2001.

Totala antalet fångade fiskar:	Öring			Harr			Öring plus harr
	2000	2001	Poolat	2000	2001	Poolat	Poolat
Morgon	1	2	3	13	12	25	28
Dag	0	8	8	23	11	34	42
Kväll	0	3	3	20	14	34	37

Totala antalet fångade fiskar utifrån fångstplatsens karaktär							
Ström	0	10	10	2	24	26	36
Sel	1	3	4	54	13	67	71

Totala antalet fångade fiskar per resp. sträcka							
1	0	5	5	9	10	19	24 (= 2 fiskar/h)
2	1	6	7	14	6	20	27 (= 2,25)
3	0	0	0	0	7	7	7 (= 0,6)
4	0	1	1	28	8	36	37 (= 3,1)
5	0	1	1	5	6	11	12 (= 1)

Fisket 2000 och 2001 visar ingen skillnad i antalet fångade fiskar beroende på tid på dygnet man fiskade. Det bör dock tilläggas att det inte utfördes några fisken under riktigt mörker.

Spöfisket gav en markant skillnad i populationsstrukturen jämfört med elfisket (se fig. 2).

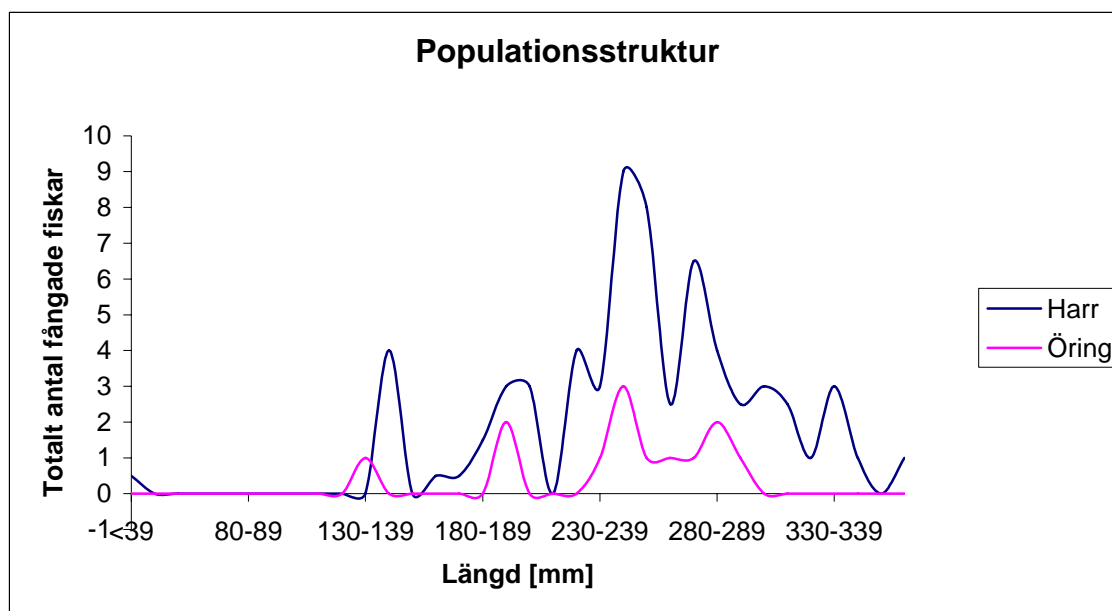


Fig. 2: Genomsnittlig storleksfördelning efter poolning av spöfiskeresultaten för harr och öring år 2000 och 2001.

Försöket med fenklippning och nyttjandet av Petersen-metoden för beräkning av populationstätheten misslyckades då inga återfångster förekom.

Av de fångade fiskarna år 2000 och 2001 visade 12% tecken på skador i form av blödning. Blödningen kom av djupa krokningar som skadat svaljet eller gälarna.

Hösten 2002 efter restaureringen

Hösten 2002 fångades betydligt fler öringar (jmf tab. 1 och 5). I sträcka 1 fångades under elfisket betydligt fler öringar, främst 0+ men även fler >0+. Sträcka 2 gav också fler öringar, både 0+ och >0+, medan antalet harrar var ungefär detsamma som tidigare år och efter avrundning 0 fiskar per 100 m². I sträcka 3 fångades fler >0+ öringar år 2002 medan sträcka 4 till skillnad från tidigare gav 0+ öringar. Sträcka 5 gav färre fiskar av samtliga arter. Tyvärr var även detta år standardavvikelsen stor (tab. 6). 2002 fångades två gäddor (*Esox lucius*) vilket inte förekommit tidigare år.

Tab. 5: Antalet öringar respektive harrar vid respektive fiske år 2002.

Art/Fiske	1	2	3	Totalt
Öring 0+	30	20	10	60
Öring >0+	40	33	9	82
Harr 0+	11	8	5	24
Harr >0+	11	5	2	18

Tab. 6: Skattning av öring och harrpopulationerna hösten 2002 enl. Bohlin (1984). Då antalet öringar överskred 50 stycken och harrarna underskred 50 har något olika modeller för beräkandet använts varför kolumnerna också skiljer sig något.

Populationsskattning efter elfisket 2002		Öring	Harr
\hat{N}	Skattat populationsstorlek	98	20
SE (\hat{N})	SE för \hat{N}	9,6	2,2
\hat{p}	Skattning på fångstbarheten	0,45	0,57
\hat{q}	$1-\hat{p}$	0,55	0,43
SE (\hat{p})	SE för \hat{p}	0,08	0,15
95% C.I. för \hat{N}	Skattning	98	20
	Gräns nedre	79	15
	Total fångst	82	18
	Gräns övre	118	24
*Fisk per 100m ²	Skattning	2	0
	Gräns nedre	1	0
	Total fångst	1	0
	Gräns övre	2	0

Populationsstrukturen för öring liknar den från tidigare år medan harrar skiljer sig med en mindre dominans av 0+ harr (fig. 3).

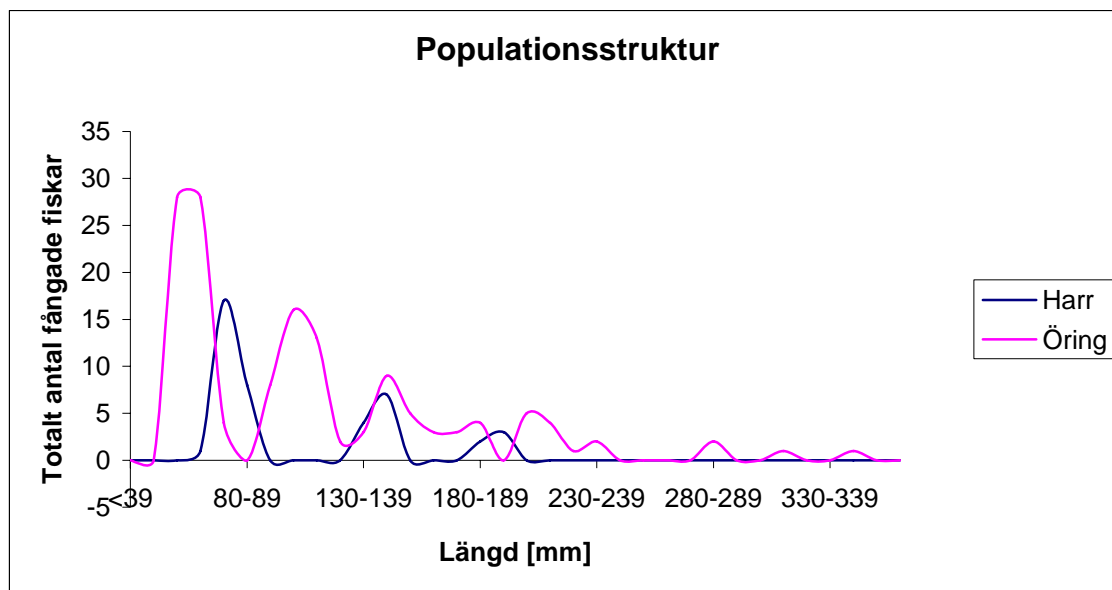


Fig. 3: Populationsstrukturen baserad på elfisket år 2002.

Under spöfisket 2002 fångades 90 harrar och 4 öringar, och selen dominerade som fångstplats. Sträcka 2 gav flest fiskar följt av sträcka 1 och 4. Sträcka 3 gav ingen fisk alls. Sträcka 5 gav en harr i den enda djuprop som finns på sträckan (se tab. 8).

Tab. 7: Resultat från spöfisket 2002. Nedan visas fångsten för resp. sträcka. Till höger visas fångsten vid resp. tidpunkt samt bäckens karaktär.

Sträcka	Öring	Harr	Totalt
1	1	18	19
2	3	46	49
3			0
4		25	25
5		1	1
Totalt	4	90	94

Tid	Öring	Harr	Totalt
Morgon	2	28	30
Dag	1	36	37
Kväll	1	26	27
Totalt	4	90	94

Strömtyp	Öring	Harr	Totalt
Ström	1	6	7
Sel	3	84	87
Totalt	4	90	94

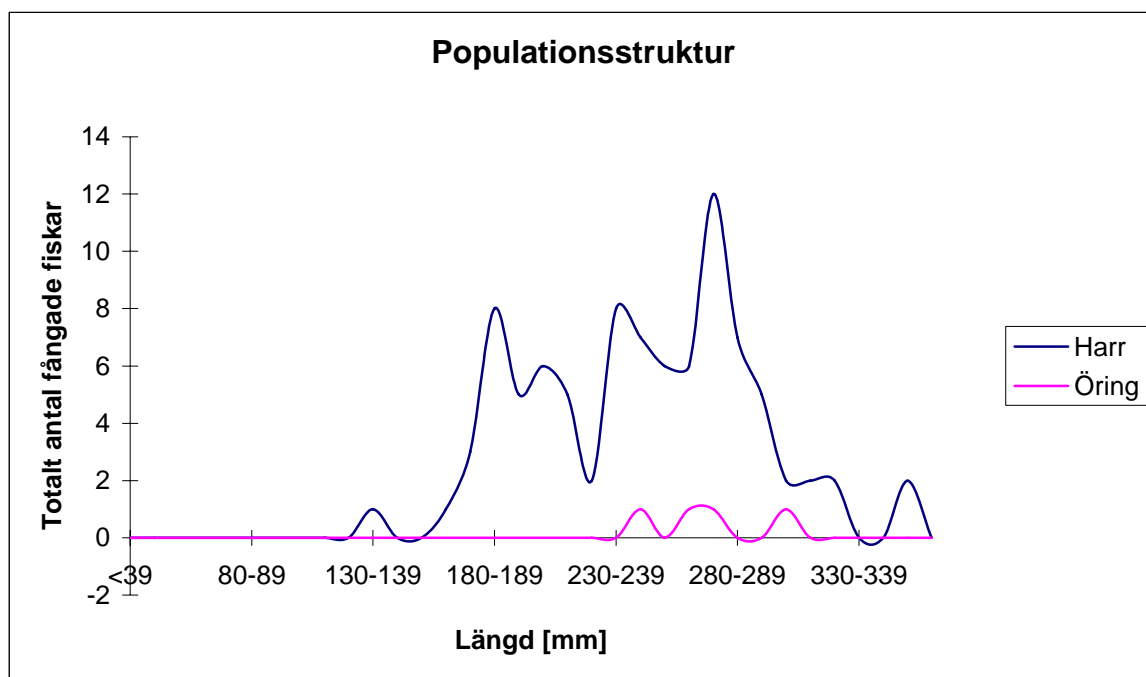


Fig. 4: Populationsstrukturen baserat på resultaten från spöfisket år 2002

Populationsstrukturen för harr är snarlik den från tidigare år (jmf fig. 2 och 4). Populationsstrukturen enligt fig. 4 för öring påverkas av det ringa antalet spöfångade öringar 2002.

Antalet djupa krokningar med blödning som följd var hösten 2000 tre stycken medan hösten 2001 gav 10 stycken djupa krokningar. Hösten 2002 skiljer sig med endast två stycken djupa krokningar trots fler fångade fiskar.

I det jämfört med tidigare årens låga flödet och klara vattnet år 2002 kunde fiskarna även se mindre stim av harr i selen. De flesta fiskarna var mellan 18 och 28 cm. Större fiskar var mycket ovanligt även om selen har kapacitet att hålla större fiskar. Några av harrarna visade tecken på fenklippning från tidigare år. Fenan hade dock återväxt och endast diffusa ärr återstod.

För tillväxtberäkningen användes data från 81 stycken för harrar och 92 öringar fångade under elfisket och spöfisket 2000. I figur 5 kan man se hur både öringen och harren sällan blir längre än 30 cm. Man kan inte heller se någon harr äldre än fem år eller öring äldre än 6 år. Bland de elfiskade öringarna fann vi även lekmogen öring.

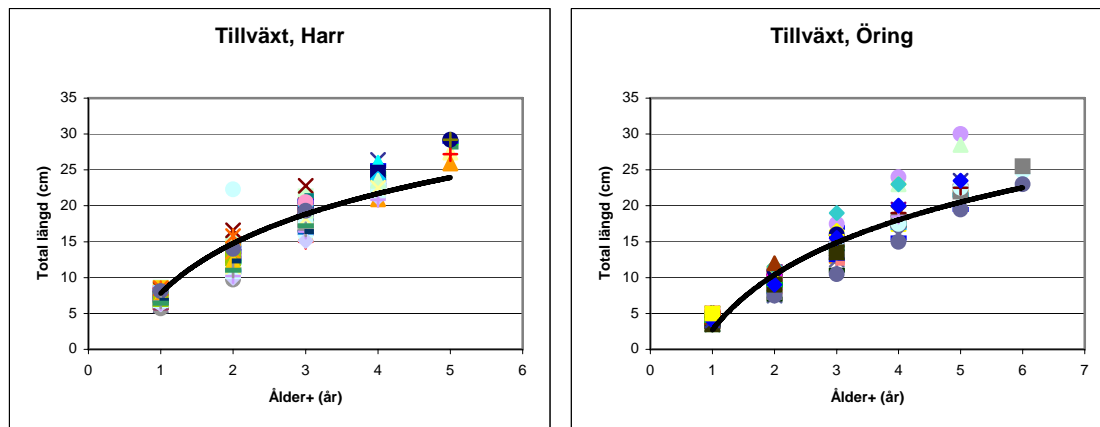


Fig. 5: Tillväxten vid åldersanalys utifrån fjällprov och totallängdsmätningar tagna vid el- och spöfisket 2000.

Abiotiska faktorer

Under hösten 2000 uppmättes låga temperaturer i såväl vattnet som luften samtidigt som temperaturerna också varierade mer från dag till dag. Att det inte finns några temperaturangivelser från El 4:2 år 2000 beror på att batterierna i termometern inte fungerade (tab. 8).

Tab 8: Summering av de abiotiska faktorerna under elfisket 2000 och 2001 samt en jämförelse av genomsnittsvärdena 2000 och 2001.

Abiotiska faktorer 2000

Provyta	PH	Konduktivitet [mS/m]	Vattentemp. p. [°C]	Lufttemp. [°C]	Maxdjup [m]	Medeldjup [m]
El 1:1	7	24	6,7	4,9	0,5	0,2
El 1:2	7,2	22	4,4	5,4	0,6	0,2
El 2:1	7,4	22	4,8	5,8	0,6	0,3
El 2:2	7,2	26	5,3	5,4	0,8	0,4
El 3:1	7,4	25	2,6	8,6	0,7	0,3
El 3:2	7,4	25	3,8	8,5	0,8	0,4
El 4:1	7,2	16	7,8	8,3	0,8	0,3
El 4:2	7,1	17			0,8	0,3
El 5:1	6,9	21	6,3	9	0,5	0,3
El 5:2	7,1	18	6,6	8,2	0,6	0,2
Snitt	7,2	22	5,4	7,1	0,7	0,3

Forts. tab 8

Abiotiska faktorer 2001

Provyta	PH	Konduktivitet	Vattentemp. p.	Lufttemp.	Maxdjup	Medeldjup
El 1:1	7,27	20	9	10	0,5	0,15
El 1:2	7,25	19	8,5	15	0,4	0,15
El 2:1	7,37	17	9	13	0,65	0,3
El 2:2	7,39	16	9	11	0,8	0,4
El 3:1	7,38	16	9	13	0,75	0,3
El 3:2	7,36	19	9	14,5	0,8	0,35
El 4:1	7,4	17	9,5	12	0,5	0,2
El 4:2	7,38	17	11	15	0,65	0,2
El 5:1	7,35	16	9	12	0,4	0,15
El 5:2	7,34	16	9	12	0,4	0,15
Snitt	7,3	17	9,2	12,8	0,6	0,2

Med undantag för vattentemperaturerna visade mätningarna av de abiotiska förhållandena stabila värden vars inverkan på metoderna kan uteslutas.

Somrarna 2000 och 2001 var ovanligt nederbördsrika och myrarna näst intill vattenmättade. Dessutom saknas sjöar i avrinningsområdet vilket gjorde att vattenflödet i Tolkijoki var högt samtidigt som det var grumligare än normalt. Sommaren 2002 dominerades istället av värme och torra vilket resulterade i lågt vattenstånd och klart vattnet i Tolkijoki. Övriga abiotiska värden liknade de under 2001 (se tab. 8) med undantag för vattenståndet och sikten. I sträcka 2 har återutsättningen av sten hösten 2001 bidragit till fler ståndplatser och mer heterogen struktur.

Under lekplatsinventeringarna observerades flera öringar i storleksintervall mellan 30 till 40 cm vilket var mycket ovanligt under elfisket.

Diskussion

Populationstäthet

För uppskattning av populationstätheten visade sig elfisket mest effektivt trots att standardavvikelsen var något för hög. Det finns dock osäkerheter och resultatet från spöfisket som ifrågasätter elfiskets resultat. Snorkling fungerade inte alls i Tolkijoki vilket till största delen kan härledas till den begränsade sikten.

Elfiskets stora fördel jämfört med spöfisket är effektiviteten. Spöfiskets nackdel är beroendet av fiskens huggvillighet och att rätt bete används. Vid elfiske bedövas fisken och behöver därför aldrig luras för att fångas. Detta gör att antalet fångade fiskar i förhållande till fiskad yta blir högre vid elfiske. I denna studie fångades på en yta av ca 6000 m² med elfiske i snitt 79 >0+ öringar och >0+ harrar. Under spöfisket fångades i snitt 67 >0+ öringar och >0+ harrar per år över en yta på ca 32000 m². Dessutom fångades det under elfisket 0+ öringar och 0+ harrar samt en mängd andra fiskarter som inte förekom under spöfisket.

Samtidigt kunde elfisket inte tillämpas i selen vilka var för djupa (>1 m) varpå harrpopulationen troligtvis undervärderats. Detta blir tydligt då spöfisket visar hur harren dominerar i de lugnflytande delarna (tab. 4 och 7). I detta fall kan man tänka sig spöfisket som ett komplement till elfisket vid en uppskattning av fiskpopulationen.

Det dåliga siktdjupet orsakade problem för samtliga använda metoder. Mest tydligt var det vid snorklingen som inte kunde genomföras enligt planen och dessutom gav mycket svagt resultat. Minsta rekommenderade siktdjup är enligt Hicks & Watson (1985) och Hayes & Baird (1994) 3 m. Detta uppnåddes aldrig under mina undersökningar vilket också understryker vikten av god sikt.

Den dåliga sikten under 2000 och 2001 påverkade även elfisket. Framför allt missas de små fiskarna vilket kan förklara varför det fångades långt fler öringar under 2002 då vattnet var mycket klarare. Detta styrks även av Kennedy och Strange (1981) som menade att framför allt små fiskar vid dålig sikt flyter förbi utan att bli upptäckta. Det kan också förklara den dåliga fångstbarheten hösten 2000 (se tab. 2).

Samtidigt upplevde fiskaren att han kom närmare harrarna (Magnus Marklund) vilka under normala omständigheter flyr (Thorfve 1997). Detta understryks av den totala harrfångsten år 2000 då det fångades långt fler än både år 2001 och 2002 (tab 1 resp. 5). Trots att det fångades fler harrar år 2000 är fångstbarheten nästan samma som under hösten 2002 då vattnet var mycket klart och vattenflödet lägre (tab. 2 resp. 6). Detta kan dels förklaras av den stora mängden 0+ harrar år 2000 dels om fiskaren inte upptäckt de bedövade harrarna som flutit förbi. Kennedy och Strange (1981) visade hur framför allt små fiskar i grumliga vatten kan bli underskattade. Då spänningsfallet över en 0+ harr blir förhållandevis litet kan dessa också stanna kvar i elfiskelokalen och fångas under andra eller tredje fisket vilket försämrar den beräknade fångstbarheten.

Även spöfiske kan påverkas av siktdjupet då fiskaren med hjälp av polaroidglasögon kan se flera fiskar och därmed fiska mer riktat. Krokningen blir också effektivare då fiskaren kan se när fisken hugger. Detta styrks också av spöfiskeresultatet år 2002 (tab 7).

Elfisket 2000 genomfördes senare på året och under kallare vattentemperaturer än hösten 2001 och 2002. Detta kan skapa problem då vatten kallare än 4°C enligt vana elfiskare ger låg fångsteffektivitet vilket påverkar standardavvikelsen negativt (Magnus Marklund). Elfisket 2001 gav till exempel lägre standardavvikelse för så väl öring som harr trots att totala antalet fångade fiskar var lägre. Varför det fångades färre fiskar 2001 kan möjligtvis förklaras med att fisket 2000 och 2002 sammanfaller bättre med tiden då större fiskar vandrar upp i bl.a. Tolkijoki för att leka. Öring leker som regel under september eller oktober (Näslund och Bergström 1994). Detta stämmer också bra med de lekmogna öringarna som fångades hösten 2000 samt Fiskmiljö i Nilivaras lekplatsinventeringen den 20/8 -02 då de såg öringar i storleksintervall mellan 30-40 cm. Det kalla vattnet hösten 2000 kan också ha bidragit till fångsten av 0+ harr då dessa blivit mer passiva och mindre flyktbenägna (Rodgers *et. al* 1992).

Temperaturen kan också påverkat snorklingsresultatet. För att belysa förhållandet mellan observerade fiskar och temperaturen genomförde Hillman *et al.* (1992) en serie dykobobservationer vilka visade att temperaturer över 14°C gav ett resultat motsvarande 70 % av totala populationen. Temperaturer under 14°C gav mindre än 50 % medan temperaturer under 9°C gav mindre än 20 %. Samtidigt visade Hillman *et al.* (1992) att man vid temperaturer på 9-14°C kunde uppnå 70 % av populationen om man förlade

dyken till skymningen. Vatten kallare än 9°C gav konstant dåligt resultat oberoende av tiden på dygnet även om det är något bättre under skymningen och natten (Hillman *et al.* 1992). Dessa uppgifter stämmer bra med Gardiner (1983) som under dykningar i skotska vattendrag kom fram till att vattentemperaturer över 15°C krävdes för att erhålla ett acceptabelt resultat medan dykningar vid temperaturer under 10°C gav konstant dåliga resultat vilket även var fallet i denna undersökning. Detta understryks även av Rodgers *et al.* (1992) som visade hur dykning gav mycket lägre resultat och stor variation under vintern.

Även spöfisket kan påverkas av vattentemperaturen och tiden på året. Till exempel varierar fångsten av öring starkt från år till år. Detta kan bero på att öringen närmar sig leken och inte söker föda lika aktivt (Näslund och Bergström 1994). Stämmer teorin bör årstiden för spöfisket tas i beaktande.

Enligt mina resultat varierar den spatiala fördelningen av öring och harr mellan åren. Under 2001 fångades fler harrar och öringar i de strömma delarna vilket också gav en jämnare fördelning mellan arterna. Under 2000 och 2002 dominerade istället selen som fångstplats. Den spatiala variationen kan förklaras med Riehle och Griffiths (1993) undersökning som visade hur flera fiskarter vid lägre temperaturer och senare på hösten migrerar och aggregerar på olika platser varpå den spatiala fördelningen av fisk förändras. Riehle och Griffiths (1993) understryks av mina resultat vilket visar att tiden på året bör tas i beaktande vid en eventuell fiskinventering med spöfiske.

Populationsstruktur

Även vid skattning av populationsstrukturen ger elfisket det bästa resultatet med ett mönster med minskande antal fiskar med ökande ålder och storlek. Spöfisket visar däremot störst täthet av fiskar med en längd mellan 22 och 33 cm vilket motsvarar en ålder på 3+ till 6+. Dessa skillnader beror sannolikt på att spöfisket ”utesluter” små fiskar som inte tar stora beten eller inte fastnar på kroken.

Samtidigt visar resultatet från spöfisket jämfört med elfiske att man undervärderar mängden större fiskar då dessa föredrar djup på minst 1 m (Alanära och Näslund 1995, Järvi 1997) där elfisket inte kunde genomföras. Detta gäller främst harr populationen då de större harrarna befunnit sig i selen.

Större fiskar känner också elspänningen på längre avstånd och hinner gömma sig (t.ex. öring) eller fly (t.ex. harr) (Kennedy & Strange 1981) varpå de kan bli än mer undervärderade. Nordwall (2000) visade hur problemet med flykt kan åtgärdas genom att med nät uppströms och nedströms avgränsa fiskelokalen. Detta praktiserades dock inte under min undersökning.

Undersökningarna av populationsstruktur påverkas utan tvekan av dålig sikt som gjorde fiskarna svåra att upptäcka och vid låga temperaturer där fiskarna var relativt passiva (Degerman och Sers 1999).

Som tidigare nämnt fångades det både fler och större öringar 2000 och 2002 vilket kan vara säsonsberoende varför sådana problem kan åtgärdas genom att fler fisken under olika delar av året.

Snorklingen misslyckades under denna undersökning. Zubik och Fraley (1988) kom dock fram till att snorkling och spöfiske ger ungefär samma populationsstruktur.

Detta innebär att snorkling kan nyttjas som komplement till elfiske i klara vatten medan spöfiske väljs som komplement i grumligare vatten.

Skador

Elfisket gav inte en enda synbar skada på de fångade fiskarna vilket stämmer bra överens med Näslunds (1997) undersökning som visade hur antalet skador minskade med lägre temperatur samt användandet av rak likström. Snorkling gav inte heller några skador då snorklarna aldrig kom i direkt kontakt med fisken.

Spöfiske var den metod som gav synliga skador på fisken och då i form av blödning vid krokning. Hösten 2002 var dock procenten skadad fisk så låg som ca 2 % vilket troligtvis berodde på att god sikt möjliggjorde att man kunde se fisken och fånga den innan kroken svalts. Hösten 2000 och 2001 förlitade sig fiskarna på att genom sträckt lina hålla kontakt med betet och därmed känna så fort någon fisk högg varpå sammanlagda mängden djupa krokningar bara blev ca 12 %. Läger man samman samtliga fisken får man ca 7,5 % djupa krokningar. Att undvika djupa krokningar är en viktig aspekt då Schill (1996) visade att 74 % av de djupt krokade regnbågar (*Oncorhynchus mykiss*) där kroken tagits ut dog inom två månader. Samtidigt visade Schill (1996) att då kroken lämnats kvar minskade dödligheten under samma period till 47 %, dessutom hade krokarna som kvarlämnats i fisken inom två månader stötts bort eller oxiderat hos 74 % av regnbågarna.

I Tolkijoki användes krok betad med mask. Detta beslut togs utifrån att spöfisket lättare standardiseras på detta vis. Nelson (1998) kom dock fram till att 14 % av krokningarna med levande bete var skadliga och orsakade kraftig blödning medan motsvarande siffra för artificiella beten var 3 %. Nelson (1998) visade också hur dödligheten varierade från 9 % vid den lättaste blödningen till 75 % vid den kraftigaste. Då djupa krokningarna ger kraftigare blödning stämmer dessa resultat överens med Schill (1996). Schill och Scarpella (1997) visade också hur levande bete ger fler skadade fiskar medan det inte fanns någon signifikant skillnad mellan drag eller fluga. Samma studie visade att det inte heller finns någon signifikant skillnad mellan hullingförsedda respektive hullinglösa krokar. Degerman *et al.* (1998) menar dock att fiskaren vid problem att lossa en hullingförsedd krok kan skada fisken. Enligt Degerman *et al.* (1998) är fiskar också cirka tio gånger känsligare än däggdjur för mjölksyrabelastning varför spöfisket bör ske under kallare perioder. Detta beror på att högre temperaturer orsakar högre metabolisk aktivitet hos fisken samtidigt som syrehalten som regel är lägre i varmare vatten (Nelson 1998). Bettoli och Osborne (1998) å andra sidan visade i sin studie inget samband mellan vare sig typ av bete, drillning, handhavande, fiskstorlek eller vattentemperatur. I deras studie ökade istället dödligheten med ökande lufttemperatur.

Sammanfattning

Denna undersökning visar framför allt hur elfisket ger de säkraste skattningarna i lokaler med rinnande vatten, upp till 8 meters bredd och maximalt djup på en meter. Detta gäller såväl skattningar av fisktätheter och populationsstruktur som artdiversitet. Spöfiske kan

trots det vara intressant för t.ex. fiskevårdsföreningar som ibland är mer intresserad av vilken fisk som fångas med konventionella metoder. Jag kan också tänka mig att återkommande spöfisken kan sättas i relation till varandra och visa tendenser tillräckliga för en fiskeförening.

Dåligt siktdjup är något som påverkar elfiske, spöfiske och i synnerhet snorkling. För att snorkling skall ge resultat rekommenderas ett minsta siktdjup på tre meter. Vid elfiske och spöfiske finns inga uppgifter om minsta rekommenderade siktdjup men effektiviteten är högre vid bättre sikt.

Då flera fiskarter migrerar beroende på årstiderna bör även detta tas i beaktande under planeringen av en fiskinventering. Elfiske fungerar bra ned till ca. 4°C medan snorkling påverkas redan vid temperaturer under 15°C. Var temperaturgränsen går för spöfiske är mindre säkert men då fiskens aktivitet sjunker i kallare vatten kan även denna metod påverkas.

Med tanke på alla faktorer som påverkar resultatet kan en förstudie lägga grunden för vidare planering, speciellt i vatten man inte känner sedan tidigare.

Tillkännagivande

För det första vill jag tacka mina handledare Hans Lundqvist och Sara Jonsson. Jag vill också tacka Fiskmiljö i Nilivaara och fiskevårdsföreningen i området för deras insatser under fältarbetet.

Referenser

- Alanärä, A & I Näslund. 1995. Modern fiskevård – Steg för steg. Swedish University of Agricultural Sciences. Dep. of Aquaculture. Umeå. Sweden (*in Swedish*)
- Andersson, B O (ed). 1983. Fiskevård i små rinnade vatten. Information från sötvattenslaboratoriet (Drottningholm) nr 6, 1983. Stockholm. Sweden (*In Swedish*)
- Baltz, D M, B VonDracek, L R Brown & P B Moyle. 1987. Influence of Temperature on Microhabitat Choice by Fishes in a Californian Stream. Transactions of the American Fisheries Society 116:12-20. USA
- Bettoli, P W & R S Osborne. 1998. Hooking Mortality and Behavior of Striped Bass Following Catch and Release Angling. North American Journal of Fisheries Management vol 18:609-615. The American Fisheries Society. USA
- Bjornn, T C. 1971. Trout and Salmon Movements in Two Idaho Streams as Related to Temperature, Food, Stream Flow, Cover and Population Density. Transactions of the American Fisheries Society, vol. 100 no. 3. USA
- Bohlin, T. 1981. Methods of Estimating Total Stock, Smolt Output and Survival of Salmonids Using Electrofishing. Report from the Institution of Freshwater Research. Sweden, no 59:5-14. Sweden
- Bohlin, T. 1982. The Validity of the Removal Method for Small Populations – Consequences for Electrofishing Practice. Report from the Institution of Freshwater Research. Sweden
- Bohlin, T, C Dellefors & U Faremo. 1982. Electro-fishing for Salmonids in Small Streams – Aspects of the Sampling Design. Report from the Institution of Freshwater Research. Sweden

- Bohlin, T. 1984. Kvantitativt elfiske efter lax och öring – Synpunkter och rekommendationer. Inf. från sötvattenslaboratoriet (Drottningholm) nr 4, 1984. Stockholm. Sweden (*in Swedish*)
- Bremset, G, N A Hvidsten, T G Heggberget & B O Johnsen. 1993. Forbedring av oppvekstområder for laksefisk i Gaula. NINA Forskningsrapport 41:1-18. NINA Norsk institutt for naturforskning, Trondheim. Norge (*in Norwegian*)
- Brylske, A. 1997. The encyclopedia of recreational diving. ed Al Hornsby. PADI International, Santa Ana. USA
- Cowx, I G & R L. Welcomme. 1998. Rehabilitation of Rivers for Fish. The Food & Agriculture Organization of the United Nations (FAO). Blackwell Scientific Publications. Great Britain
- Degerman, E, A Johlander, B Sers & P Sjöstrand. 1994. Biologisk mångfald i vattendrag – Övervakning med elfiske. Information från Sötvattenslaboratoriet, 2:67-83. Stockholm. Sweden (*in Swedish*)
- Degerman, E & B Sers. 1995. Små vattendrags funktion och värde för fisk. Skog och Forskning, 4 (p. 32-43). Sveriges Skogsvårdsförbund, Danderyd, Sweden (*in Swedish*)
- Degerman, E, P Nyberg, I Näslund & D Jonasson. 1998. Ekologisk fiskevård. Sveriges Sportfiske- och Fiskevårdsförbund. Sweden (*in Swedish*)
- Degerman, E & B Sers. 1999. Elfiske – Standardiserat elfiske och praktiska tips med betoning på säkerhet såväl för fisk som fiskare. Fiskeriverket information, 3 (3-69). Örebro. Sweden (*in Swedish*)
- Dolloff, A, J Kershner & R Thurow. 1996. Underwater Observations. From Fisheries Techniques (2 ed). Eds. Brian R Murphy and David W Willis. American Fisheries Society. Bethesda. Maryland. USA
- Edenius, L. 1995. Strandskogars ekologiska roll i skogslandskapet. Skogsbruk vid vatten, Liv i vatten, rapport 3. Skogsstyrelsen, Jönköping. Sweden (*in Swedish*)
- From, J, M Larsson-Stern, T Johansson & S Norin. 1995. Skogsbruk – Vattenvård. Skog och Forskning, 4 (p. 6-7). Sveriges Skogsvårdsförbund, Danderyd. Sweden (*in Swedish*)
- Hankin, D G & G H Reeves. 1988. Estimating Total Fish Abundance and Total Habitat Area in Small Streams Based on Visual Estimation Methods. Canadian Journal of Aquatic Sciences, vol 45: 834-844. Canada
- Hayes, J W & D B Baird. 1994. Estimating relative abundance of juvenile brown trout in rivers by underwater census and electrofishing. New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, vol 28:243-253. The Royal Society of New Zealand. New Zealand
- Heggenes, J, Å Brabrand & S Jakob Saltveit. 1990. Comparison of Three Methods for Studies of Stream Habitat Use by Young Trout and Atlantic Salmon. Transactions of the American Fisheries Society 119:101-111, USA
- Henriksson, L. 2000. Skogsbruk vid vatten. Skogsstyrelsens förlag, Jönköping. Sweden (*in Swedish*)
- Hicks, B J & N R N Watson. 1985. Seasonal changes in abundance of brown trout (*Salmo trutta*) and rainbow trout (*S. gairdneri*) assessed by drift diving in the Rangitikei River, New Zealand. New Zealand Journal of Freshwater Research, vol 19:1-10. New Zealand

- Hillman, T W, J W Mullan & J S Griffith. 1992. Accuracy of Underwater Counts of Juvenile Chinook Salmon, Coho Salmon, and Steelhead. *North American Journal of Fisheries Management* vol 12:598-603. The American Fisheries Society. USA
- Jonsson, S, I Perä & S Stridsman. 2000. Återställning av flottledpåverkade vattendrag i Norrbottens län – En sammanställning av effekter och resultat. Fiskeriverket, Utredningskontoret i Luleå. Luleå. Sweden (*in Swedish*)
- Jonsson, Sara, pers komm., Fiskeriverket, Stora Torget 3, Härnösand, Sverige
- Järvi, T (ed). 1993. Fiskevård i rinnande vatten. Fiskeriverket. Ur Fiskevård nr. 1, 1993. Sveriges Fiskevattenägareförbund. Stockholm. Sweden (*In Swedish*)
- Järvi, T (ed). 1997. Fiskevård i rinnande vatten – Ekologi, Mijövärd, Restaurering. Fiskeriverket. Sweden (*In Swedish*)
- Kennedy, G J A & C D Strange. 1981. Efficiency of Electric Fishing for Salmonids in Relation to River Width. *Fish Management* 12, no 2. Blackwell Scientific Publications. Great Britain
- Krebs, C J. 1999. *Ecological Methodology*. 2 ed. Benjamin/Cummings cop. Menlo Park, Calif Large, A. R. G. & G. E. Petts. 1996. Rehabilitation of River Margins. In, *River Restoration*. Ed, Geoffrey och Peter Petts. Blackwell Scientific Publications. Great Britain
- Marklund, Magnus, Pers.komm. Fiskeriverket, Luleå
- Mattson, L & L Östlund. 1992. Människan och skogen – En tillbakablick. ur: Vårskog – Vägvalet. Elmberg, Johan, Per-Ove Bäckström och Torbjörn Lestander. SLU och LTs förlag. Arlöv. Sweden (*in Swedish*)
- Nelson, K L. 1998. Catch-and-Release Mortality of Striped Bass in the Roanoke River, North Carolina. *North American Journal of Fisheries Management* vol 18:25-30. The American Fisheries Society. USA
- Nilsson, O W. 1995. Liv i strömmande vatten. Streiffert Förlag. Sweden (*in Swedish*)
- Nordwall, F. 2000. Stream Fish Population Response to Harvesting. *Silvestria* 133. Umeå. Sweden
- Nyman, L & H Willner. 1988. Effekter av konstlad flottledsrensning på en öringpopulation. Inf. från sötvattenslaboratoriet (Drottningholm) nr. 1. Stockholm. Sweden (*in Swedish*)
- Näslund, I. 1992. Utvärdering av biotopvårdsåtgärder i lakavattsån. Slutrapport för Fiskeriverket Sverige. Sweden (*in Swedish*)
- Näslund, I & P Bergström. 1994. Öring (*Salmo Trutta L.*). Ur laxfiskarnas biologi. Red Anders Alanära. Swedish University of Agricultural Sciences. Dep. of Aquaculture. Umeå. Sweden (*in Swedish*)
- Näslund, I. 1996. Elfiskeutrustningar – En jämförelse av fångsteffektivitet och skadeeffekter på fångad fisk. Rapport nr. 97:7. Länsstyrelsen Jämtlands län. Sweden (*in Swedish*)
- Pusey, B J, M J Kennard, J M Arthur and A H Arthington. 1998. Quantitative sampling of stream fish assemblages – Single- vs multiple-pass electrofishing. *Australian Journal of Ecology* 23, 365-374. Australia
- Riehle, M D & J S Griffith. 1993. Changes in Habitat Use and Feeding Chronology of Juvenile Rainbow Trout (*Oncorhynchus mykiss*) in Fall and the Onset of Winter in Silver Creek, Idaho. *Canadian Journal of Fish and Aquatic Sciences*, vol. 50:2119-2128. Canada

- Rodgers, J D, M F Solazzi, S L Johnson & M A Buckman. 1992. Comparison of Three Techniques to Estimate Juvenile Coho Salmon in Small Streams. *North American Journal of Fisheries Management* vol 12:79-86. The American Fisheries Society. USA
- Yrjänä, T. 1995. Efforts for instream fish habitat restoration within the river Iljoki, Finland. In review for *Rehabilitation of rivers-book*. Wiley Pupliation. Finland
- Schill, D J & J S Griffith. 1984. Use of Underwater Observations to Estimate Cutthroat Trout Abundance in the Yellowstone River. *North American Journal of Fisheries Management* vol 4:479-487. The American Fisheries Society. USA
- Schill, D J. 1996. Hooking Mortality of Bait-Caught Rainbow Trout in an Idaho Trout Stream and Hatchery: Implications for Special-Regulation Management. *North American Journal of Fisheries Management* vol 16:348-356. The American Fisheries Society. USA
- Schill, D J & R L Scarpella. 1997. Barbed Hook Restrictions in Catch-and-Release Trout Fisheries: A Social Issue. *North American Journal of Fisheries Management* vol 17:873-881. The American Fisheries Society. USA
- Simpkins, D G, W A Hubert & T A Wesche. 2000. Effects of Fall-to-Winter Changes in Habitat and Frazil Ice on the Movements and Habitat Use of Juvenile Rainbow Trout in a Wyoming Tailwater. *Transactions of the American Fisheries Society* 129:101-118. USA
- Slaney, P A & A D Martin. 1987. Accuracy of Underwater Census of Trout Populations in a Large Stream in British Columbia. *North American Journal of Fisheries Management* vol 7:117-122. The American Fisheries Society. USA
- Thorfve, S. 1997. En jämförelse av fångsteffektivitet mellan olika elfiskemetoder vid fiske efter harr, *Thymallus thymallus* (L.) och öring, *Salmo trutta* (L.). Fiskeribiologisk rapport Härnösand, 1. Fiskeriverket Härnösand. Sweden (*in Swedish*)
- Thorfve, S. 2000. Comparisons of capture efficiency between different electrofishing methods on European grayling *Thymallus thymallus* (L.) and brown trout *Salmo trutta* (L.). *Polskie archiwum hydrobiologii* 47, 1 pp 143- 151. Poland
- Thurrow, R F & D J Shill. 1996. Comparison of day Snorkeling, and Electrofishing to Estimate Bull Trout Abundance and Size Structure in a Second-Order Idaho Stream. *North American Journal of Fisheries Management* vol 16:314-323. The American Fisheries Society. USA
- Törnlund, E. 1999. Flottning flottledsbyggnader och förändringar i vattenmiljö: fallstudie för sträckan Storgränsforsen-Storsandforsen i Vindelälven 1850-1970. Solfjädern Offset AB. Umeå. Sweden (*in Swedish*)
- Yrjänä, T. 1995. Efforts for instream fish habitat restoration within the river Iijoki, Finland. Manuscript, In review for *Rehabilitation of rivers-book* (Wiley Publication)
- Zubik, R J & J J Fraley. 1988. Comparison of Snorkel and Mark- Recapture Estimates for Trout Populations in Large Streams. *North American Journal of Fisheries Management* vol 8:58-62. The American Fisheries Society. USA