

Rapport 2014:18



LÄNSSTYRELSEN
DALARNAS LÄN

Övervakning av fisk och miljö med elfiske
i Dalarnas län – en utvärdering

Omslagsbild: Mikael Lundberg på Länsstyrelsen elfiskar i Pillisoån. Foto: Ulrika Andersson.
Rapporten kan laddas ner från Länsstyrelsen Dalarnas webbplats: www.lansstyrelsen.se/dalarna/publikationer.
Den kan även beställas från Länsstyrelsen Dalarna, telefon 010 22 50 000.
Ingår i serien Rapporter från Länsstyrelsen i Dalarnas län, ISSN: 1654-7691.
Tryck: Länsstyrelsen Dalarnas tryckeri, december 2014.

Övervakning av fisk och miljö med elfiske i Dalarnas län – en utvärdering

Erik Degerman & David Lundvall



LÄNSSTYRELSEN
DALARNAS LÄN

Förord

Länsstyrelsens arbete har gått in i ett skede där EU:s vattendirektiv (2000/60/EG) kommit och kommer att få allt större roll för flera myndigheters arbete med att bedöma och verka för att sjöar och vattendrag återställs och återfår goda ekologiska funktioner med balanserade miljöer och ekologiska processer. Bedömningar av biologiska undersökningsresultat är en av hörnstenarna i arbetet med vattendirektivet (vattenförvaltningsarbetet). Detta ställer krav på att samordna, utnyttja och fördela tillgängliga resurser på bästa sätt.

Undersökningar av fiskfaunan i vattendrag med elprovfiske är en utbredd och ofta använd metod som används av bland annat myndigheter, kommuner, fiskevårdsorganisationer och exploatörer, för att visa på eller bedöma miljötillstånd.

I Dalarna har sedan mitten av 1980-talet utförts ett stort antal elprovfiskeundersökningar med många olika upplägg och varierade utförande. Denna heterogenitet gör att ett enskilt utvalt provresultat inte kan användas för säkra bedömningar i alla olika sammanhang.

Samlade analyser av stora datamängder gör det dock möjligt att lättare identifiera storskaliga trender och mönster i resultaten som inte är möjliga att påvisa i de enskilda proven eller med en mindre mängd data.

Denna rapport har haft som syfte att utvärdera befintlig elprovfiskedata samt lyfta fram brister och förbättringsbehov för framtida undersökningar. Samlade analyser av all tillgänglig elfiskedata genomfördes för att svara på en rad frågeställningar, bland annat generella trender under de tre senaste decennierna.

Länsstyrelsen i Dalarnas län, hösten 2014

Ann-Louise Haglund

Innehållsförteckning

Förord	2
Innehållsförteckning	3
Sammanfattning	5
Bakgrund.....	7
Material och metoder	9
Elfiske som metod.....	9
Dataunderlag för rapporten.....	10
Analyser	12
Materialets representativitet och undersökningarnas genomförande	14
Representativitet	14
Undersökningarnas genomförande	16
Effekten av temperatur och flödet på resultatet	17
Rekommendationer för fortsatt uppföljning.....	21
Fiskfaunan i vattendrag enligt elfiskedata	22
Artförekomst.....	22
Tätheter	26
Biologisk mångfald	28
Bakgrund.....	28
Biodiversitet.....	28
Rödlistade och skyddsvärda arter	31
Främmande arter	32
Död ved	35
Beskuggning.....	37
Rekommendationer för fortsatt uppföljning.....	38
Flottleder	39
Vattendrag med flodpärlmussla	43
Bakgrund.....	43
Värdfisken	44
Bedömning av ekologisk status.....	47
Bakgrund.....	47
Bedömning av ekologisk status med elfiske	48

Komplikationer vid bedömning av ekologisk status i vattendrag.....	52
Fiskstatus i länets vattendrag enligt VIX	53
Precision och säkerhet vid bedömning av ekologisk status med VIX.....	55
Hur stämmer VIX med den fastställda ekologiska statusen år 2009 för en vattenförekomst?	57
Rekommendationer för framtida klassning av fiskstatus	58
Vatten som ingår i miljöövervakningen	59
Bakgrund	59
Pågående program	60
Noterade förändringar.....	61
Säkerhet vid bedömning av förändringar	62
Hur antalet referenslokaler påverkar statistisk säkerhet	64
Rekommendationer för framtida miljöövervakning	66
Kalkade vatten	67
Bakgrund	67
Samlad utveckling i kalkade objekt	67
Försurningsbedömning	69
Arter	71
Skillnader mellan kalkningsmetoder	73
Exempel på kalkade vatten.....	74
Rekommendationer för framtida kalkningseffektuppföljning.....	77
Jämför- och referensvärden	78
Bakgrund	78
Jämförvärden från år 2000 och senare	80
Referensvärden från år 2000 och senare	83
Referenser.....	86
Bilagor	90
Bilaga 1. Ingående variabler i analysen	90
Bilaga 2. Beräkning av indexet <i>pHisc</i> (försurningsbedömning)	91

Sammanfattning

Vi har utvärderat övervakningen av rinnande vatten med hjälp av elfiske. Elfiske innebär att man vadar på grunda hårbottenar med strömmande vatten och med hjälp av elektrisk ström fångar fisk och kräftor på en sträcka av cirka 50 m. De kan sedan sättas tillbaka levande efter att de artbestämts och längdmäts.

Elfiskeresultatet kan användas till flera olika saker: att belysa ekologisk status och biologisk mångfald, utvärdera kalkningsverksamheten eller bara följa utvecklingen av fiskbestånden.

De undersökta vattendragen är väl spridda över länet trots att fokus oftast varit att följa upp kalkningsåtgärder. En god bild erhöles av förhållandena i små till medelstora vattendrags strömmande partier. Sammanfattningsvis kan sägas att elfiskeundersökningarna inom Länsstyrelsens program genomförs enligt gällande standard.

- Några lokalkaraktäristiska kan behöva uppmärksammas så att de registreras vid alla elfiske. Typiska sådana är ved i vatten, dominerande substrat och maxdjup.
- Analyser av data visade att fiske vid högflöden bör undvikas eftersom svagsimmande arter, som kan vara viktiga indikatorer, t.ex. mört, då minskar i förekomst.
- På lokaler med låg täthet av öring lönar det sig att öka antalet utfiske (från 1 till 3) för att öka precisionen i medelvärde av fiskstatus (VIX).
- Sträva efter att fånga minst 10, helst 30 individer, för att få säkrare bedömning av resultaten.
- Undvik att fiska vid låga (<8 °C) och höga (>20 °C) vattentemperaturer.

Totalt har det fångats 22 fiskarter vid elfiske, av länets 34 arter. Öring var vanligast förekommande följt av elritsa, stensimpa, gädda och lake. Arterna var tydligt uppdelade på klimatzoner med röding och bergsimpa i de kallaste vattnen och braxen, ruda och sutare i de varmaste, d v s lägre belägna, vattnen.

Inslaget av främmande arter var lågt, men både signalkräfta och amerikansk bäckröding är främmande arter som har etablerat sig i länets vattendrag.

Elfiskeresultat kan användas till att bedöma vattendragens fiskstatus och ekologiska status. Denna status har förbättrats successivt i Dalarna perioden 1995 - 2013. Mängden död ved i vattnet och beskuggning från omgivande skog har också ökat i skogsvattendrag, vilket bidrar till en förbättrad status. Antalet fiskarter hade också ökat signifikant i undersökta vattendrag under perioden.

Det finns ett antal komplikationer vid bedömning av fiskstatus/ekologisk status som bör beaktas vid elfiskeplanering och framtida analyser. Framför allt är det stora naturliga variationer i statusen i vissa typer av vatten (små lågländsvatten med stor andel sjöar i avrinningsområdet).

Flottledsrensade vattendrag uppvisade en signifikant annorlunda fiskfauna jämfört med opåverkade vatten. Öring, gädda och mört var arter som minskade i förekomst, medan elritsa, lake och simpör ökade i rensade vattendrag.

I länet finns cirka 50 kända bestånd med flodpärlmussla. Dessa behöver öring som värdfisk för sina larver (glochidier). Vattendrag där flodpärlmusslan saknade rekrytering hade ofta svaga bestånd av ung öring. Åtgärder som hjälper till att restaurera öringbestånden kan därför hjälpa den rödlistade flodpärlmusslan.

Flera vatten ingår i kalkningsprogrammet och i dessa vatten ser man signifikanta förbättringar över tid av ekologisk status, rekrytering och täthet av öring, medan de okalkade referenserna inte hade signifikanta förändringar. Även artantalet ökade signifikant i kalkade vatten. De okalkade vattnen hade lägre biodiversitet (mätt som Simpsons index) än förväntat, vilket antyder att arter förlorats.

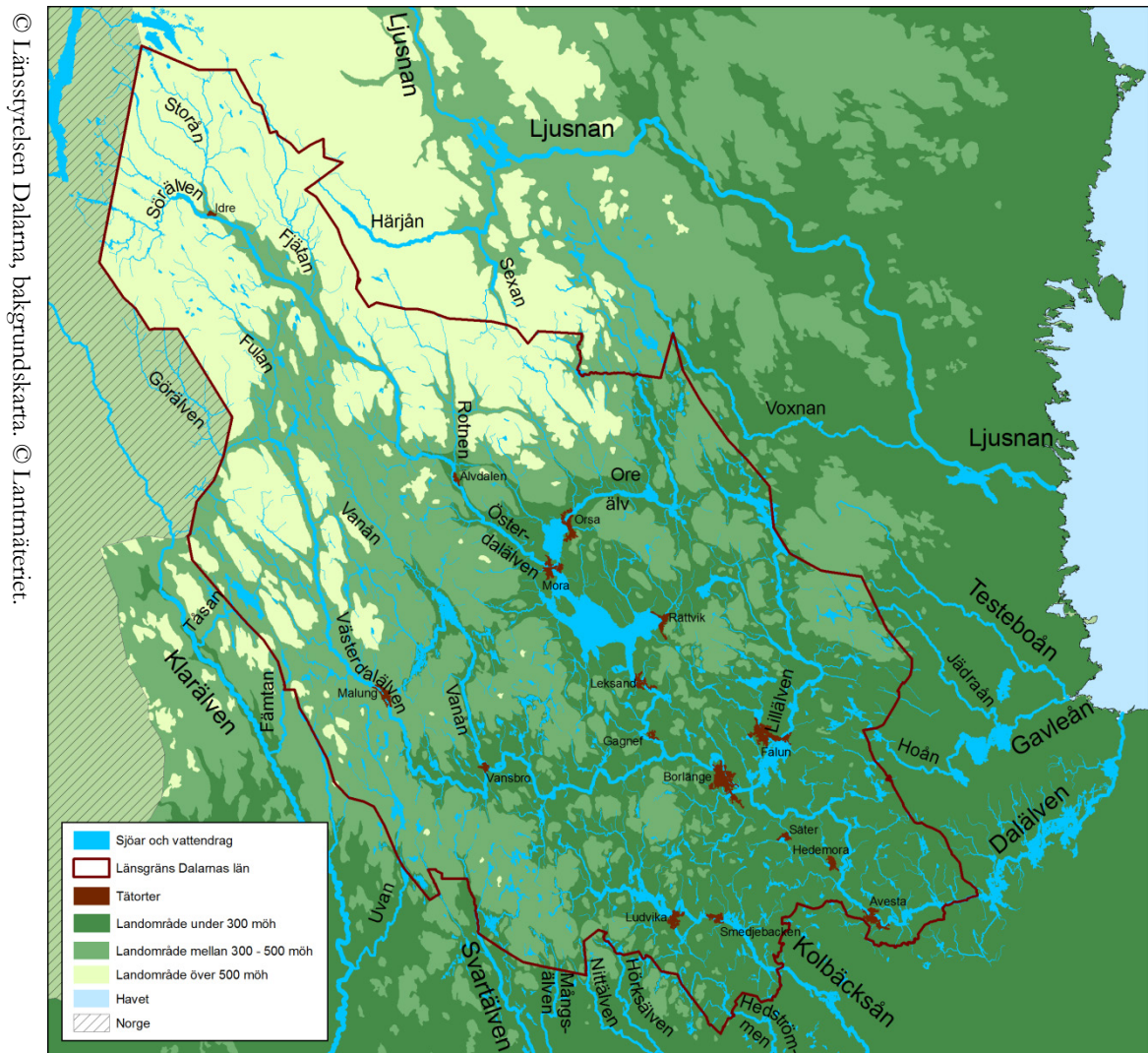
Övervakningen av miljön genom studier i vattendrag utan lokal störning omfattar sedan år 2007 årligen cirka 10 vattendrag (då inräknas både nationella och regionala referenslokaler). Även om programmet är blygsamt visar analyser att det kan vara tillfyllest för att detektera förändringar av ekologisk status samt täthet av öring. En förutsättning för att detektera trender tidigt är dock att provtagning sker årligen. En komplikation är att referensvattendragen är påverkade av försurning och indikationer finns på att arter försvunnit. Ska programmet byggas ut sker det därför lämpligen med vatten som inte bedöms försurningspåverkade.

Som ett stöd för arbete med restaurering av vatten och för att underlätta jämförelser mellan vatten har jämför- och referensvärden tagits fram för öring. Med hjälp av dessa kan man jämföra ett enskilt vatten med det samlade materialet från Dalarna. Dessa värden visar hur det ser ut i likande vatten (jämförvärden), respektive hur det ser ut i liknande vatten som bedöms ha god ekologisk status (referensvärden).

Bakgrund

Genom södra Dalarnas län löper den biologiska norrlandsgränsen (Selander 1955). Här byts det låglänta och kulliga mellansvenska landskapet mot en betydligt bergigare terräng, med en högsta höjd på 1 204 meter över havet (Storvätteshåga). Landskapet domineras av skog, som upptar 71 % av ytan, medan jordbruksmark endast omfattar 3 %. På de 30 223 km² som Dalarna täcker bodde år 2014 cirka 275 000 innevånare, d v s runt 9 innevånare per kvadratkilometer.

Länets vattendrag tillhör huvudsakligen Dalälvens avrinningsområde. Denna, vår näst längsta älv, är hela 554 km lång och har flera stora biflöden (Figur 1). Cirka 86 % av Dalälvens avrinningsområde ligger inom Dalarnas län (SMHI 2002). Övriga avrinningsområden inom länet är små delar av Ljusnan, Testeboån och Gavleån samt cirka 11 % av Norrström (Hjälmaren-Mälaren) och 4 % av Göta älv.



Figur 1. Dalarnas län med större vattendrag och höjdreliëf. Terrängen är lägst i sydost och högst i nordväst. Sex större älvars avrinningsområden berör länet vars vattenlandskap domineras av Dalälven och dess grenar och tillflöden.

Naturen i länet omfattar några av våra finaste naturområden och samtidigt våra kanske mest långvarigt påverkade områden. Falu koppargruva med den omgivande Bergslagen har påverkats av metallutvinning i mer än tusen år. Koppar har utvunnits sedan åtminstone 700-talet och träkol har utvunnits ur skogarna sedan medeltiden. All denna verksamhet fick negativa konsekvenser, även i dess vattendrag och sjöar. Många vatten blev fisklösa på grund av läckage av sura mineral (Lindeström 2002) och mängden dammar är större i Bergslagen än i andra närliggande regioner (Angelstam m fl 2013). Dalarnas vattenlandskap kan därför uppvisa hela skalan från opåverkade till kraftigt påverkade vatten.

Föreliggande rapport syftar till att utvärdera övervakningen av vattendrag med elfiske i Dalarnas län. Fisk används som indikator för miljötillståndet och har visat sig väl lämpad för att följa fysisk påverkan, men även förorening och vattenreglering. Dessutom är fisken i sig av stort intresse för fritidsfisket och som en viktig del av den biologiska mångfalden.

Hur ska man utforma lämpliga övervakningsprogram av miljön, av effekter av kalkning och andra genomförda åtgärder? Vilka resultat ser vi? Är dagens elfiskeprogram lämpligt och kostnadseffektivt utformade? Genom att Dalarna spänner från kalfjäll till solvarm odlingsbygd, ”*ett Sverige i förminskad skala*” som Erik-Axel Karlfeldt skrev 1926, kan resultaten ha intresse även utanför länet (Figur 2).



Figur 2. Erik Axel Karlfeldt skrev om Dalarna som ”*ett Sverige i förminskad skala*”. Utsikten över Österdalälven, med Städjan och Nipfjället i bakgrunden. Foto: Ulrika Andersson.

Material och metoder

Elfiske som metod

I vattendrag kan man i grunda områden använda möjligheten att med elektrisk ström (likström) attrahera och bedöva förekommande fisk inom en radie på 1–2 m (Bergquist m fl 2014). Man vadar vid elfisket. Fisken kan återutsättas levande och oskadd om undersökningen genomförs på ett korrekt sätt. Fisken attraheras till pluspolen (anoden) som är formad som en stav med en metallring nederst. Väl framme kan fisken sedan fångas med en håv (Figur 3). Vanligen brukar man undersöka ca 50 meter av vattendraget, i små bäckar hela vattendragsbredden och i stora älvar bara ena stranden och kanske 3 - 10 m ut i älven. Fiskar man bara en gång (ett utfiske) brukar cirka 50 % av fisken undgå att fångas. Därför brukar man avfiska samma sträcka två till tre gånger (två eller tre utfisken). Därefter kan man teoretiskt beräkna hur många fiskar som finns på lokalen, även om en liten andel av fiskarna undgår att fångas. Antalet fiskar uttrycks vanligen som beräknat antal per 100 m² (ar) avfiskad yta (bottenarea).



Figur 3. Elfiske i Hedströmmen (Lumsån) i södra Dalarna. Längst fram går personen (Roger) med elfiskestaven (anoden) och bakom håller han håven. Fisk som kommer fram fångas och lämnas till mannen med hinken (Micke). På land står ett elverk som genererar 220 V växelström och ett elfiskeaggregat som omvandlar till en rak likström på 300-1000 Volt. Likström används för att fisken ska fångas utan skador. Den bakre personen (Calle) sköter kabeln mellan elfiskestaven och elverket. Foto: Erik Degerman.

Fisket bedrivs genomgående på grunda hårbottenpartier (grus, sten, block), typiska habitat för öringungar (se Figur 3). Öring förekommer därför nästan alltid i

fångsten, ofta tillsammans med simpnor som lever i samma miljöer. Om en undersökt lokal typiskt är 50 m lång och kanske 5 m bred (yta 250 m²) så kan det inom sträckan finnas lugnare partier där andra arter kan finnas. Vid elfiske får man faktiskt huvuddelen av de arter som finns i vattendraget (Degerman m fl 1994), men vissa är klart underrepresenterade, t.ex. id, harr och sik som ofta vandrar bort från de grunda partier som undersöks under pågående fiske.

I ”Handledning för Miljöövervakning” definieras hur ett standardiserat elfiske ska utföras (www.naturvardsverket.se). Man skiljer på kvalitativt och kvantitativt elfiske, d v s om avfiskning sker en eller flera gånger. Viktiga rekommendationer är:

- den avfiskade lokalen bör vara minst 20 m, och helst 50 m, strandlängd, om inte mängden fångad fisk är väldigt hög.

- rekommenderad avfiskad areal är 200–300 m² för att fånga alla arter.

- fisket bör bedrivas mitten av juli - mitten av september vid vattentemperaturer över 10 °C och under 20 °C.

- samma provtagningsdatum, ±5 dagar, bör tillämpas vid återbesök påföljande år (Degerman m fl 2010).

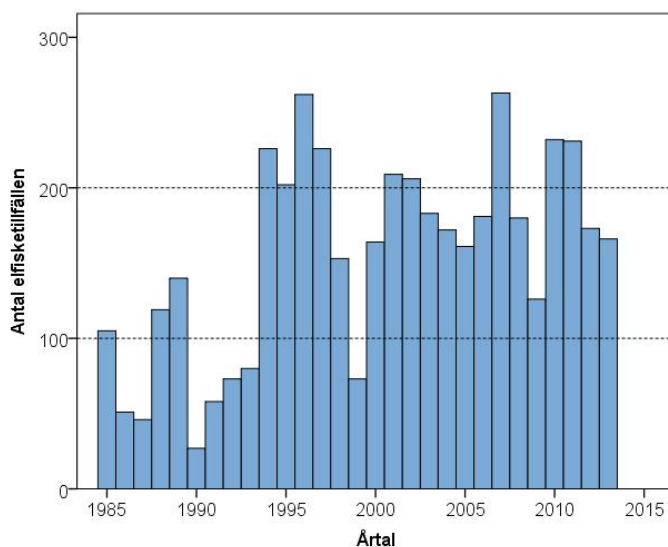
- alla individer ska artbestämmas och mätas.

Andra studier har visat att man bör undvika att fiska vid högflöden eftersom fisken då är svårare att fånga (se senare avsnitt, även Degerman m fl 2010).

Det krävs speciell utrustning, utbildning och tillstånd från länsstyrelsen, Jordbruksverket och Djurförsöksetiska nämnden för att få elfiska. (Det senare beror på att elfiske i Sverige räknas som djurförsök.) Dessutom måste naturligtvis fiskerättsägaren ge sitt medgivande till ett elfiske. Vill ni veta mer om elfiske så presenteras metoden i Bergquist m fl (2014). För att få tillstånd att bedriva fiske med elektrisk ström kräver Länsstyrelsen att resultatet rapporteras till dem och till SERS (Svenskt **E**lfiske**R**egi**S**ter) vid Sveriges Lantbruksuniversitet. SERS utgör så kallad datavärd inom miljöövervakningen, man kvalitetssäkrar och lagrar alla rapporterade elfisken. Vill ni se om era vatten är undersökta så gå in på www.slu.se/elfiskeregistret.

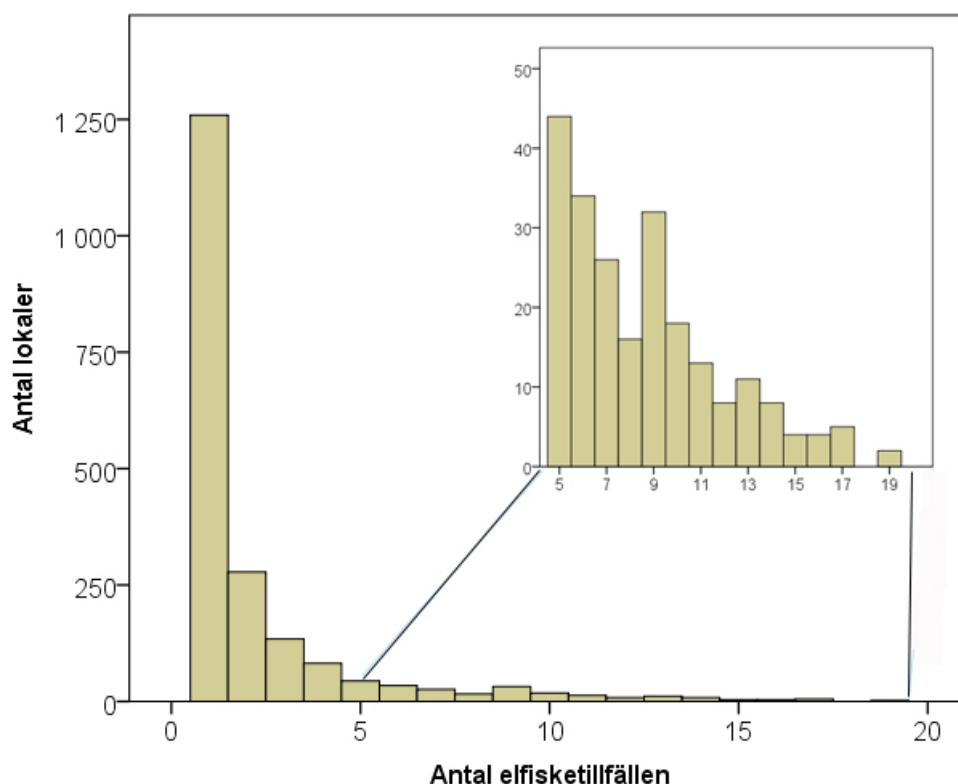
Dataunderlag för rapporten

Årligen undersöks ca 190 lokaler med elfiske i länet (Figur 4). Fram till och med år 2013 har nästan 4 500 elfiskeundersökningar genomförts på 1978 lokaler spridda över länet. Lokalen ”Tansån Grockmyrbäck” i Tansån och lokalen ”Uppströms f.d. bro” i Lånan är de som undersökts flitigast, hela 19 gånger. De är en del i kalkningseffektuppföljningen. Tansån (Gagnef kommun) har följts sedan 1993 och den kalkade lokalen i Lånan (Älvdalen) har ett första elfiske redan 1985.



Figur 4. Antal elfisketillfällen i vattendrag varje år från 1985 till 2013. Antalet provfisketillfällen totalt är 4 488, men antalet undersökta lokaler är 1 978. Att mängden elfisken ökat över tid beror på att fisk är en bra miljöindikator, ett elfiske kan avslöja mycket om miljötillståndet.

Hela 63 % av de undersökta lokalerna har dock bara undersökts en gång, då oftast som en del i olika inventeringar. Endast 10 % av lokalerna har undersökts 5 gånger eller mer (Figur 5).



Figur 5. Antal elfisketillfällen som genomförts per lokal i Dalarnas län. Lokaler som besökts fem gånger eller mer syns som en uppförstorad del av diagrammet.

Vid elfiske i fält noteras ett flertal karakteristika för lokalen, t.ex. vattendragets bredd, och en del kompletterande uppgifter om avrinningsområdet beräknas med hjälp av digital kartinformation, t.ex. årsmedeltemperatur och avrinningsområdets storlek. Ingående variabler framgår av bilaga 1.

Lokalerna kan indelas utgående från syftet med undersökningarna. Ofta har en lokal först ingått i en översiktlig inventering, t.ex. av försurningsläget i länet. Sedan har man utifrån elfiskeresultatet och vattenprovtagning kunnat konstatera att vattendraget var försurningspåverkat och lokalen har kommit att ingå i kalknings-effektuppföljningen.

Inför denna rapport har syftet med undersökningarna uppdaterats. De syften som finns definierade framgår av elfiskeprotokoll med instruktion som finns på hemsidan för SERS (se internetadress ovan). De flesta elfisketillfällen genomfördes inom olika typer av inventeringar och därefter var kalkningseffektuppföljning ett vanligt syfte (Tabell 1).

Tabell 1. Antalet elfisketillfällen i länet fördelade på syftet med undersökningen. Syftet definieras enligt instruktionen för elfiske.

Syfteskod	Antal	Förklaring
Rkeu	1 518	Kalkningseffektuppföljning
Rkeuref	89	Kalkningseffektuppföljning - referens
Ikeuref	115	Integrerad kalkningseffektuppföljning-referens
Rmö	67	Regional miljöövervakning
Nmö	30	Nationell miljöövervakning
Invent	1 829	Inventeringar (även så kallad Basinventering)
Övriga	840	Övrigt (Miljökonsekvensbeskr., Uppföljning, Provtagning,)
Summa	4 488	

Analys

De statistiska analyser som genomförts redovisas kortfattat i texten till respektive avsnitt. Före analys har materialet vid behov transformerats för att minska variansen och nå en bättre anpassning till en normalfördelning (vilka variabler som transformerats framgår av Bilaga 1). Tätheter av fisk vid elfiske är ofta skevt fördelade åt höger, d v s det finns enstaka extremt höga värden. För att kunna bearbeta dessa data med parametriska metoder måste de transformeras (omformas) så att de bättre följer en normalfördelning samtidigt som variansen minskar. Har man datamaterial som är skeva åt höger, brukar det hjälpa att logaritmera data. Då dras höga extremvärden närmare mitten. Det går dock inte att logaritmera 0. Därför lägger man till 1 till alla data. De transformerade nya datavärdena erhålls alltså genom;

$$\text{Transformerad täthet} = \text{Log}_{10}(\text{Ursprunglig täthet} + 1)$$

För att åskådliggöra samband har vi i några fall använt undersökande (explorativ) dataanalys. Man har ett datamaterial som insamlats kanske med flera olika syften

och det finns ingen klar och uttalad hypotes om materialet. Då kan det vara bra att först analysera materialet för att se om det finns samband som kan vara så intressanta att det bör studeras närmare, alltså samband som det är värt att formulera hypoteser om. De vanligaste teknikerna är Principal Components Analysis (PCA) och Canoco.

Precisionen i skattning av en biologisk variabel kan mätas som t.ex. konfidensintervall eller varianskvoten (CV; Coefficient of Variation of the sample mean). CV medger att man jämför variationen i populationer som har olika medelvärde. CV uttrycks i procent:

$$CV = (\text{Standardavvikelsen} / \text{Medelvärdet}) * 100$$

Enligt Bohlin (1984) bör CV vara kring 20 % för att man vid jämförelse av två år ska kunna detektera en fördubbling/halvering av beståndet. Vid ett CV kring 10 % kan man detektera en 50 % förändring av beståndet från ett år till ett annat. I praktiken är dock inte kraven på CV lika höga vid långsiktig övervakning eftersom man har flera år och därmed fler prov att jämföra.

CV kan användas för att grovt studera det antal stickprov (n) som behövs för att få en viss precision i skattningen av en populations medelvärde (x). Man använder då CV i formen 0,1 för att representera 10 % osv. Man måste ha en skattning av populationens medelvärde (x) och dess standardavvikelse (standard deviation, SD). Vi har inte använt denna möjlighet.

CV kan vara en del i att studera precisionen i ett provtagningsprogram. Egentligen vill man veta både precisionen och risken att missa signifikanta förändringar vid en viss sannolikhetsnivå (risken för så kallade typ II-fel). Sådana analyser kallas power-analyser, d v s analyser där den statistiska styrkan kontrolleras. Styrkan visar sannolikheten att vi ska upptäcka en signifikant förändring med vår studie. Då måste man först bestämma sig för vilken signifikansnivå man vill använda. Genomgående här används signifikansnivå 95 %, d v s $p < 0,05$. Styrkan bestäms av storleken på den förändring som skett, vår stickprovstorlek (större stickprov minskar generellt variansen) och hur studien är utformad.

De flesta analyser har skett med IBM SPSS version 22. Vid beräkning av statistisk styrka har använts G*Power version 3.1.9.2 (Faul m fl 2007). Ordinationer (Canoco) har genomförts med PAST version 2.17c (Hammer m fl 2001).

I figurer har ibland medelvärdet angivits med ett så kallat 95%-konfidensintervall. Detta visar statistiskt var det sanna medelvärdet ligger med 95% sannolikhet. Det finns andra möjligheter att ange den statistiska säkerheten, t.ex. genom att visa standardavvikelsen (provets medelfel), men här har vi genomgående valt 95%-konfidensintervall som anges som lodräta streck över och under medelvärdet i figurer.

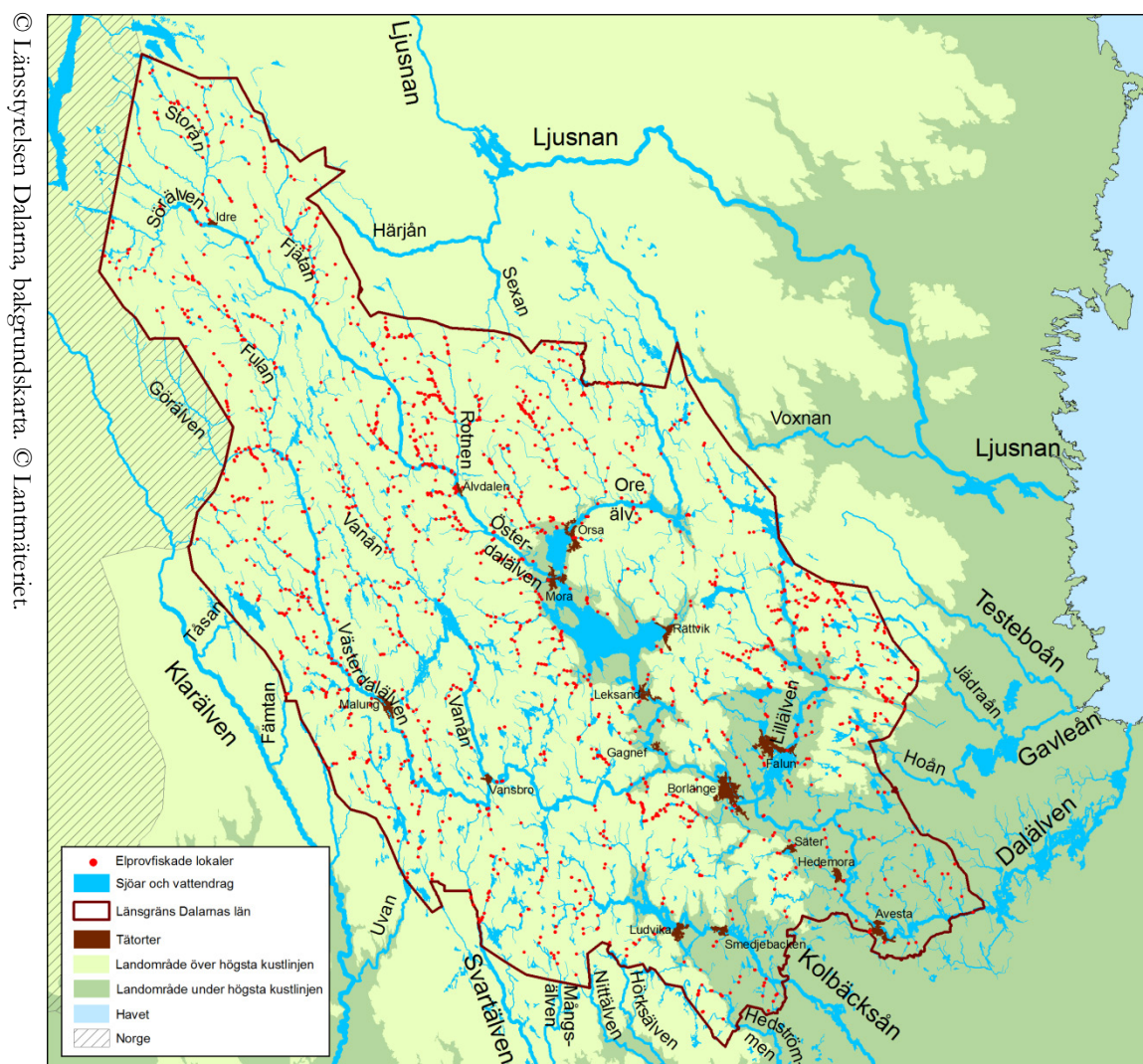
I några fall presenteras data i form av en box-plot. Boxen, den färgade rektangeln, visar var de mittersta 50 % av data ligger. Det grova svarta strecket i boxen visar medianvärdet, det mittersta värdet. Värden som ligger längre ifrån markeras med ett lodrätt streck och för riktigt avvikande värden (så kallade outliers) med en punkt.

Materialets representativitet och undersökningarnas genomförande

Representativitet

Undersökningarna av fiskfaunan med elfiske har fokuserats till de mindre vattendragen, som också utgör den största sammanlagda längden av vattendrag i landskapet. Hela 96 % har bedrivits i avrinningsområden mindre än 1 000 km², och 83 % i avrinningsområden mindre än 100 km². Detta motsvarar vattendrag med en största bredd av cirka 8 - 16 m respektive 4 - 8 m.

De utvalda lokalerna har ingått i olika program med skilda frågeställningar (syften; Tabell 1) och varaktighet. Det gör att lokalerna inte är tänkt att vara ett representativt urval av länets vatten. Ändå var de undersökta lokalerna väl spridda över länet (Figur 6).



Figur 6. Karta över Dalarnas län indelad i områden under respektive över högsta kustlinjen med undersökta elfiskelokaler markerade.

Länet avvattnas, som nämnts, genom sex större älvar, varav Dalälven dominerar. Elfiskelokalerna var relativt representativt fördelade mellan avrinningsområdena, möjligen med en viss överrepresentation för Gavleåns vattensystem och en underrepresentation för Ljusnans tillflöden (Tabell 2).

Tabell 2. De större älvar som avvattnar Dalarna och deras huvudavrinningsområdes andel av länets yta (SMHI 2002). Den högra kolumnen visar hur undersökta elfiskelokaler fördelar sig.

Avrinningsområde Namn	SMHI-nr	Areal i Dalarna (km ²)	Andel i Dalarna (%)	Total areal (km ²)	Andel (%) av länets areal	Andel (%) av elfiskelokalema
Dalälven	53	24927	86,1	28954	82	84,5
Norrström	61	2494	11,0	22650	8,2	5,1
Göta älv	108	2035	4,1	50229	6,7	5,1
Gavleån	52	583	23,7	2460	1,9	5
Ljusnan	48	337	1,7	19828	1,1	0,3
Testeboån	51	32	2,9	1112	0,1	0

Andel elfiskelokaler och andel elfisketillfällen i länet visade sig även vara relativt väl spridda mellan kommunerna i relation till deras yta (Tabell 3). En viss överrepresentation fanns i områden som är mer försurningspåverkade, t.ex. Malung-Sälen och Orsa. De försurade vatten finns framförallt i dessa områden samt i delar av Ludvika och Smedjebackens kommuner. De flesta elfisken har utförts med hjälp av statlig finansiering som till mycket stor del varit öronmärkt till försurade och kalkade vatten.

Sammanfattningsvis kan konstateras att elfiskeundersökningarna bör ge en god bild över strömfiskfaunan i Dalarnas mindre och medelstora vattendrag. Lugnare avsnitt av vattendragen liksom de stora älvarna är mindre väl undersökta.

Tabell 3. Kommunernas areal, andel (%) av länets yta samt andel (%) av elfiskelokaler och elfisketillfällen.

Kommun	Areal (km ²)	Andel(%) av yta	Lokaler (%)	Elfisken (%)
Avesta	613,25	2,2	1,2	0,7
Borlänge	583,87	2,1	2	1,9
Falun	2040,13	7,3	13,8	10,2
Gagnef	767,15	2,7	2,8	4
Hedemora	835,1	3,0	1	0,6
Leksand	1221,23	4,4	4,5	4
Ludvika	1490,42	5,3	4	5,1
Malung-Sälen	4085,06	14,6	15,1	17,2
Mora	2812,56	10,0	9,9	10
Orsa	1730,85	6,2	7,4	9,2
Rättvik	1920,66	6,9	3,4	2
Smedjebacken	947,92	3,4	2,2	2
Säter	570,33	2,0	1,3	0,6
Vansbro	1539,57	5,5	4,6	6,5
Älvdalen	6871,51	24,5	26,8	26,1

Undersökningarnas genomförande

Som nämnts i avsnittet ”Material och metoder” så bör elfiske utföras enligt gällande nationell standard. Vi har valt att jämföra utförande mellan de löpande programmen för kalkning (Syfte: Rkeu, Rkeuref, Ikeuref) och miljöövervakning (Nmö, Rmö; Tabell 1), med övriga elfisken. Jämförelsen avser perioden 2000 - 2013 eftersom dokumentation av ett antal omgivningsvariabler lades till i elfiskeprogrammet först under slutet av 1990-talet (t.ex. beskuggning, död ved).

Det finns få undersökningar med det uttalade syftet miljöövervakning. Vid dessa undersökningar har man varit noggrann och dokumenterat de flesta lokalkarakteristika. Uppgifter om beskuggning saknades dock vid 2,7 % av elfisketillfällena (Tabell 4). För elfiskeundersökningar som ingår i kalkningseffektuppföljningen, vilka var betydligt fler, var det något sämre med rapporteringen, speciellt för maxdjup, ved i vatten och dominerande botten-substrat. Dessa variabler utgör alla viktig information om den undersökta lokalen.

Elfiske bör i Dalarna bedrivas från 1:a augusti till mitten av september. I länet var det endast 4 % av elfisketillfällena som utfördes före augusti och 5 % efter 15:e september. Efter 15:e september kan större öring i länet börja flytta sig till lekområden. Större öring som kommer till ett lekområde tränger bort 0+ och 1+ (jagar bort dem). Då blir ju elfiskeresultatet ”fel”. Det visar inte rekryteringen på platsen längre. I analyser av effekten av provtagningsdatum har det visat sig att tätheten av årsungar av öringungar sjunker svagt, men signifikant, med datum under året (juli till oktober) (Degerman m fl 2010). Orsaken är troligen både att en

del öringungar dör under sitt första år, men också att de som överlever tillväxer och därmed kräver större utrymme. Svagare individer trängs då bort och individantalet inom en given yta minskar.

Tabell 4. Andel (%) saknade lokaluppgifter vid elfiskeundersökningar åren 2000-2013 med olika syften i Dalarna och samtidigt för riket som helhet (exklusive Dalarnas län).

Variabel	Miljöövervakning	Kalkningsuppföljning	Övriga	Riket
Voltstyrka	1,4	1,3	4,7	3,0
Grumlighet	4,1	14,3	27,7	16,6
Vattenfärg	4,1	15,1	28,6	17,9
Maxdjup	1,4	8,8	16,4	3,1
Medeldjup	1,4	2,1	5,3	3,9
Bottentopografi	2,7	4,1	17,2	8,2
Dominerande substrat	0,0	1,8	14,9	2,1
Näst dominerande substrat	0,0	1,9	15,3	3,0
Vattennivå	0,0	0,5	8,0	2,5
Vattentemperatur	0,0	3,2	14,7	4,6
Lufttemperatur	0,0	4,0	15,3	9,0
Undervattensvegetationstyp	0,0	5,6	18,7	10,9
Närmiljö	0,0	0,1	4,1	3,5
Dominerande trädslag	0,0	3,1	21,0	10,2
Beskuggning	2,7	4,1	11,9	10,4
Ved i vatten	0,0	8,0	20,9	15,4
Lokalvärde	6,8	11,0	25,2	15,0
Vattenhastighet	1,4	2,1	3,5	1,1
ANTAL UNDERSÖKNINGAR	74	1302	1271	29186

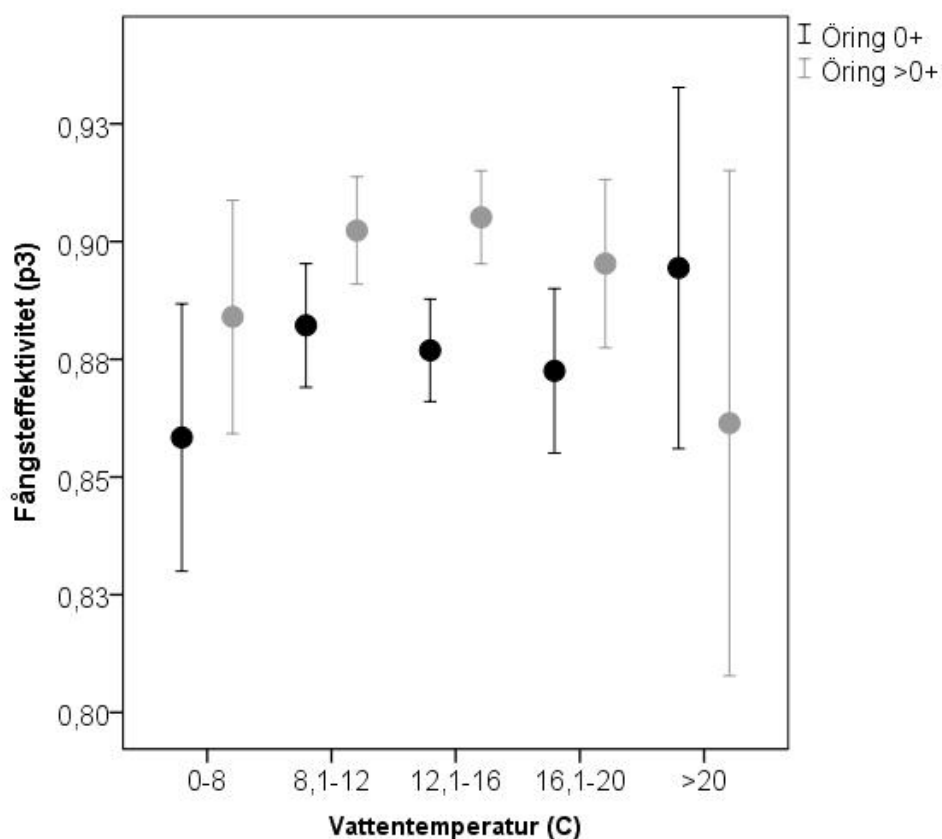
Sammanfattningsvis kan sägas att elfiskeundersökningarna inom Länsstyrelsens program genomförs enligt standard, men att några lokalkarakteristiska kan behöva uppmärksammas så att de registreras vid alla elfisken. Typiska sådana är ved i vatten, dominerande substrat och maxdjup.

Effekten av temperatur och flödet på resultatet

Liksom vid all biologisk provtagning påverkas resultaten av en rad olika omvärldsfaktorer. Det är därför viktigt att alltid mäta och notera omvärldsfaktorer för framtida jämförelser. Vattentemperaturen är en faktor som kan påverka fångsteffektiviteten, och frågan var om det därmed kan påverka de slutsatser som kan dras av elfiskena. Fångsteffektiviteten (p) är sannolikheten för en enskild fisk att fångas vid elfisket och den anges som ett värde mellan 0 och 1. Vi delade in genomförda elfiskeundersökningar efter vattentemperaturen vid elfisketillfället. För årsungar av öring (0+) var fångsteffektiviteten likartad i intervallet över 8 °C, medan den för äldre öring sjönk något (dock ej signifikant) vid temperaturer över 20 °C (Figur 7). Utgående från resultaten bör elfiske inte utföras vid vattentemperaturer över 20 °C, och inte heller vid temperaturer under 8 °C, om möjligt.

Relativt få av elfiskena (18 %) genomfördes vid högflödessituationer. Jämför man fångsteffektiviteten efter tre utfisken (p3) i länet så brukar den för årsungar öring

ligga runt 0,87, d v s cirka 87 % av alla öringar har fångats. Vid fisken utförda vid högflöden (angivet som hög vattennivå på elfiskeprotokollet) var fångsteffektiviteten signifikant lägre än vid låga eller normala flöden (Anova, $F_{1,1564}=4,00$, $df=1$, $p=0,046$). Skillnaden var dock ringa, ca 1 %. För större öring var försämringen av fångsteffektiviteten 4 % (Anova, $F_{1,2013}=8,88$, $df=1$, $p=0,003$). Skillnaderna var således små, men fiske vid högflöden bör undvikas.



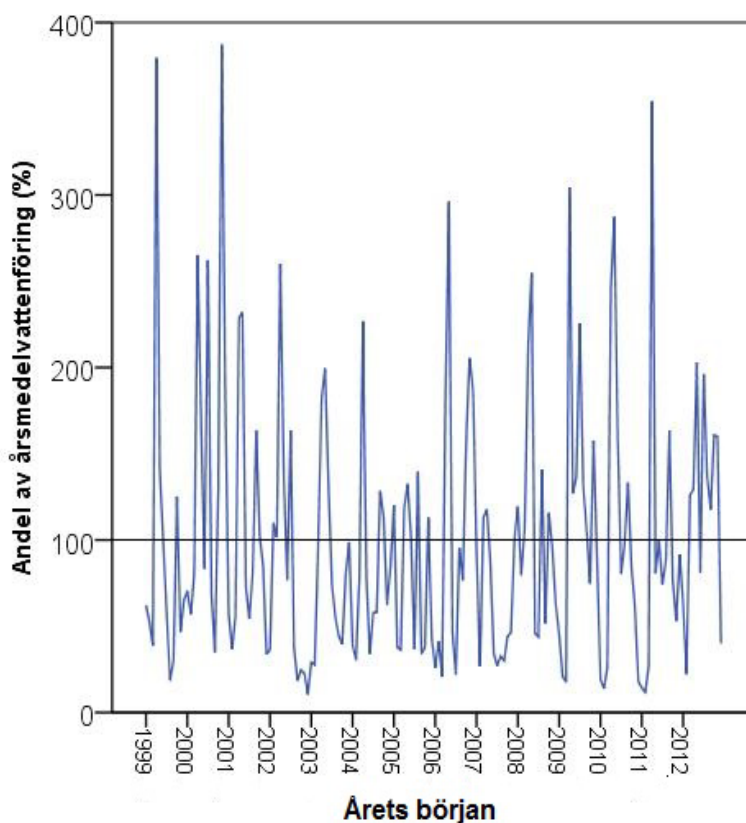
Figur 7. Medelfångsteffektivitet (sannolikheten att fisken fångas som kan anta värden mellan 0 och 1) samt 95%-konfidensintervall för öring (årsungar; 0+, respektive äldre; >0+) efter tre utfisken (p3) avsatt mot vattentemperatur (°C) vid elfisketillfället. Antal elfisketillfällen i de respektive temperaturklasserna var 103, 345, 484, 190 samt 35.

Resultaten ovan handlar om fångsteffektiviteten vid elfiske. Flödet påverkar även på andra sätt. Vid långvarigt låga flöden sommartid kan temperaturen samtidigt vara hög och medan en låg vattenföring kan underlätta elfisket, så kan normalt strömlevande arter minska i förhållande till arter som lever i lugnare vatten. När vattendragen börjar rinna långsammare kan ju även sjöfiskar som mört och abborre ge sig ut i vattendragen. Detta är naturligtvis en del av den naturliga variationen. Frågan är om elfiskeresultatet sådana lågflödesår påverkas?

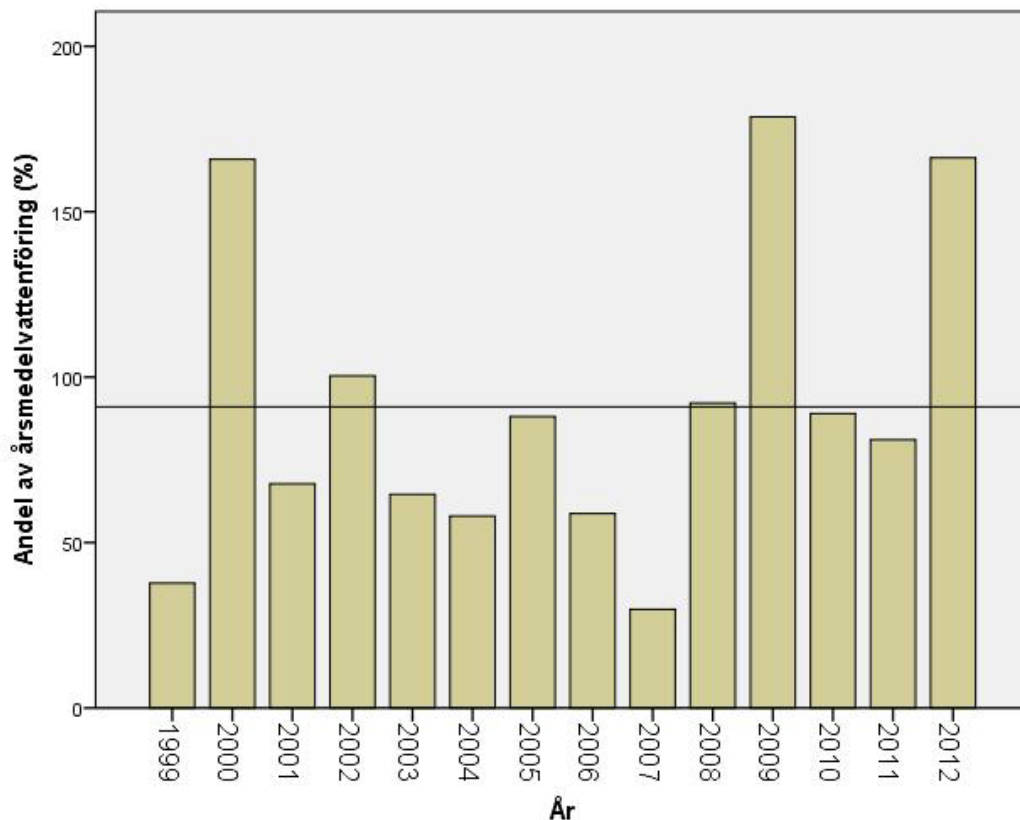
Från SMHI:s Vattenweb (<http://vattenwebb.smhi.se/>) tog vi fram vattenföring (stationskorrigerad) per månad från nio medelstora vattendrag spridda över

Dalarna. För varje vattendrag beräknades årsmedelvattenföringen för perioden 1999 till 2012. Vattenföringen varje månad under perioden uttrycktes i relation till årsmedelvattenföringen för respektive vattendrag. Det var god samvariation mellan vattendragen. Vi beräknade en relativ medelvattenföring (100 % = normal för året) i vattendrag i länet utifrån dessa data. Det fanns ett tydligt mönster med hög vattenföring vid vårflod och höst, samt lägre vattenföring vintertid när marken är frusen (Figur 8). Noterbart var också att det fanns skillnader i vårflodens måktighet mellan år. Ser man enbart till vattenföringen sommartid så märkte vissa år ut sig genom ovanligt låg respektive hög vattenföring (Figur 9). Vi valde ut de torra somrarna 1999 och 2007 för jämförelse med de nära i tid flödesrika åren 2000 och 2009.

Hypotesen var att år med låg sommarvattenföring bör förekomsten av sjölevande arter (exempelvis lake, gädda, abborre, mört) vara högre än höglödesår då de kan ha svårt att simma i starkt strömmande vatten. Detta testades med Chi-square genom att jämföra förekomstfrekvens för vanliga arter (de som förekom i minst 3 % av elfisketillfällena). Som förväntat var strömlevande arters förekomstfrekvens oförändrad mellan åren, medan lugnvattenlevande arters förekomst var lägre vid höglöden (Tabell 5).



Figur 8. Illustration av medelvattenföringens variationer månadsvis åren 1999 till 2012 i Dalarna genom att använda data från nio medelstora vattendrag. Data SMHI:s Vattenwebb (<http://vattenwebb.smhi.se/>).



Figur 9. Månadsmedelvattenföringen under juli och augusti i relation till årsmedelvattenföringen i de nio utvalda vattendragen i Dalarna. Heldragen linje är normal vattenföring vid denna tid (91 % av årsmedelvattenföringen).

En jämförelse av huruvida tätheten av öring påverkades av sommarens flöde (låg- eller högflödesår) gav inga signifikanta effekter (GLM-ancova med vattendragets bredd och altitud som kovariat; $F=0,763$, $p=0,36$). Således verkar det vara sjöarterna, d v s lugnvattenarterna, som påverkas mest. Orsaken är troligen komplexa, men det är rimligt att anta att arter som är dåliga simmare undviker eller inte förmår att uppehålla sig i vattendrag vid höga flöden. Oavsett orsak innebär resultaten att sommarens vattenföring påverkar elfiskeresultatet. Genom att fortsatt beräkna varje års månadsmedelvattenföring (Figur 9) kan man i statistiska analyser beakta vattenföringens effekt på elfiskeresultatet, t.ex. i en kovariansanalys.

Tabell 5. Förekomst (finns/finns inte) av ett antal vanligare arter under år med låga flöden (1999 och 2007) jämfört med år med höga flöden (2000 och 2009). Samtliga elfisken i hela Dalarna respektive år medtaget (n=326 lågflöde och n=290 högflöde). Med Chi-square testades om det var skillnad i förekomstfrekvens mellan låg- och högflöde. p-värden under 0,05 indikerar statistiska skillnader (markerat med fetstil).

Art	Förekomstfrekvens		Chi-2	p
	Lågflöde	Högflöde		
Abborre	9,5%	3,4%	9,20	0,002
Bäcknejonöga	12,8%	5,5%	9,70	0,002
Elritsa	38,4%	26,9%	9,30	0,002
Gädda	15,8%	10,3%	4,00	0,046
Harr	4,8%	3,4%	0,70	0,410
Lake	20,8%	13,1%	6,50	0,011
Stensimpa	32,1%	32,8%	0,03	0,870
Öring	82,4%	86,9%	2,40	0,120

Rekommendationer för fortsatt uppföljning

- Sträva efter att undvika elfisken vid högflöden eftersom fångsteffektiviteten påverkas.
- Beakta att år med generellt höga flöden kan ge annorlunda elfiskeresultat än ”normalåret”. Lugnvattenlevande arter minskar i förekomst.
- Elfisket utförs vid temperaturer inom intervallet 8 - 20 °C.
- Några lokalkarakteristiska kan behöva uppmärksammas så att de registreras vid alla elfisken. Typiska sådana är ved i vatten, dominerande substrat och maxdjup.

Fiskfaunan i vattendrag enligt elfiskedata

Artförekomst

Totalt har 22 fiskarter, en hybrid (så kallad tigeröring) mellan öring och amerikansk bäckröding, samt både flodkräfta och den introducerade signalkräftan, påträffats vid elfiske i länets vattendrag. Detta kan jämföras med att Lundvall (2015) uppger 34 fiskarter från länet. De arter som inte fångats, men således förekommer i länet, var till exempel ovanliga sjölevande arter som hornsimpa och några inplanterade nordamerikanska laxfiskar (kanadaröding, indianlax) samt karp. Det bör noteras att det fångas få arter per elfisketillfälle. Medelvärde för samtliga elfisketillfällen var 2,29 (S.D. 1,3), med lägsta noterade artantal 0 och högsta 8 (inklusive kräftor).

Den vanligast förekommande arten var öring (Figur 10) som påträffades vid 79,1 % av elfisketillfällena (Tabell 6), vilket inte är förvånande med tanke på att just öring habitat oftast väljs som elfiskelokaler (se Figur 3). Därefter var de vanligaste fångade arterna elritsa (37,1 %), stensimpa (32,2 %, Figur 12), gädda (16 %), lake (14,5 %), amerikansk bäckröding (13,8 %) och bergsimpa (8 %). Regnbåge, ruda samt hybriden tigeröring (Figur 11) påträffades bara vid ett tillfälle vardera (ett av 4 488 tillfällen = 0,02 %).

Ett inrapporterat fynd av björkna har i efterhand klassats som braxen då den fångades utanför björknans utbredningsområde i länet och i ett vatten med känd förekomst av braxen (se Lundvall 2015).



Figur 10. Öring fångad med elfiske i Långbäcken. Foto: Ulrika Andersson.

Tabell 6. Förekomstfrekvens (andel av elfisketillfällen) av arter, hybrider (tigeröring) och icke artbestämda fiskar (simpa, mörtfisk, nejonöga) i de 4 488 elfisketillfällen från Dalarna åren 1985-2013. För respektive art är angivet vilken medianhöjd och högsta höjd (m över havet) som den påträffats på, hur stor medianavrinningsområdet (Aro) var, samt vilken årsmedel- och medeltemperatur under januari det var i luften vid lokalen (°C) (medelvärde perioden 1961-1990, SMHI). Slutligen anges lokalens lutning (%) enligt bedömning från karta.

Art	Frekvens (%)	Median-höjd (m)	Högsta höjd (m)	MedianAro-storlek (km ²)	Årsmedel-temperatur	Januari-temp.	Medel-lutning (%)
Abborre	7,2	258	778	46	3,8	1	1,4
Benlöja	0,3	140	279	213	4,4	4	0,7
Braxen	0,1	129	306	24	4,5	4	0,6
Bergsimpa	8	489	856	36	2,1	0	1,4
Bäckröding	13,8	380	648	19	2,9	1	2,2
<i>Tigeröring</i>	0,02	633		6	2		1,7
Bäcknejonöga	7,9	230	549	35	3,7	2	1,4
Elritsa	37,1	302	915	47	3,3	0	1,4
Flodkräfta	0,5	201	291	33	4,1	3	1,7
Gädda	16	270	492	24	3,6	2	1,2
Gers	0,3	200	291	118	4,3	3	1,6
Harr	5	363	734	81	2,8	1	1
Id	0,1	222	463	28	3,4	2	1
Lake	14,6	274	901	48	3,2	0	1,1
Mört	2,6	178	547	58	4	1	1,3
<i>Mörtfisk</i>	0,04	178	108	84	4,5	4	1,1
Regnbåge	0,02	184		34	4		1
Ruda	0,02	94		36	5		0,5
Röding	0,3	500	912	12	2	0	2,2
Signalkräfta	0,7	155	255	78	4,3	4	1,7
Siklöja	0,04	302	330	30	3,5	3	0,4
<i>Simpa</i>	1,4	260	612	31	3,4	2	1,1
Stensimpa	32,2	263	612	49	3,3	1	1,5
Stäm	0,4	212	302	58	3,7	3	1,3
Sutare	0,04	81	87	104	5	5	0,2
Ål	0,2	245	272	20	4,1	4	1,7
Öring	79,1	345	915	26	3,1	0	1,8

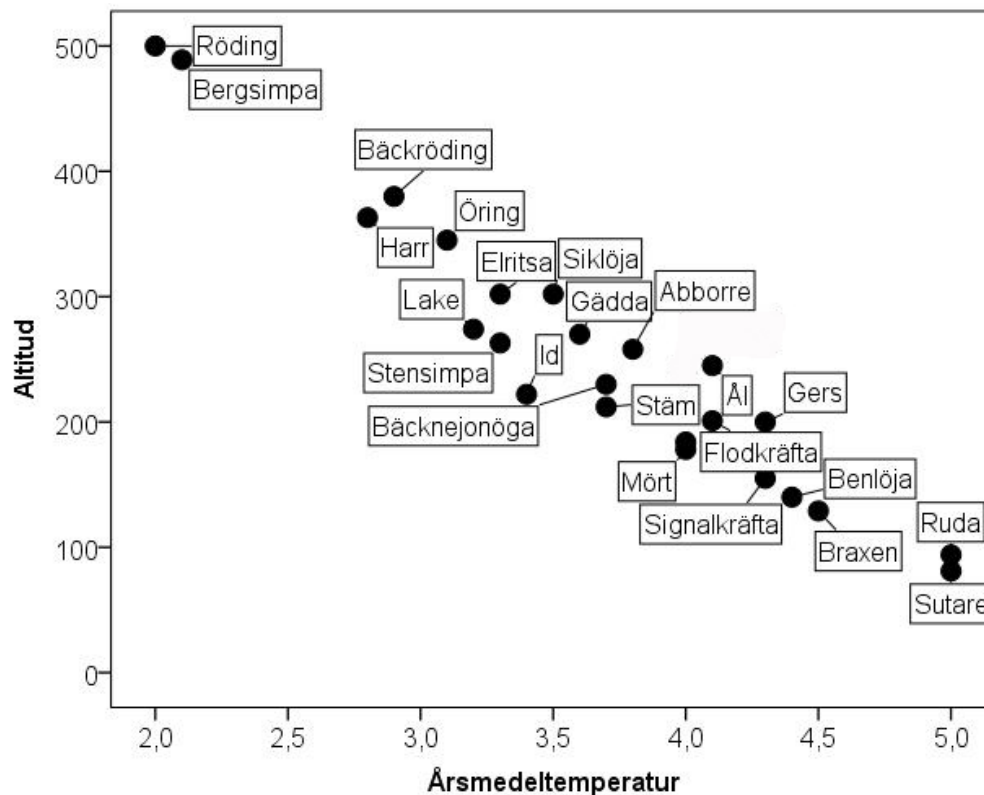
Fiskfaunan var tydligt uppdelad efter vilken klimatzon och därmed i vilket höjdläge arterna förekom på. Röding och bergsimpa (Figur 12) förekom generellt högst i länets vatten, där klimatet var kallast (Figur 13). Andra kallvattensarter var öring, elritsa, harr, amerikansk bäckröding och lake. Ruda och sutare samt benlöja, braxen, kräftor och mört trivs bättre i varmare vatten, vilket också visade sig tydligt i resultaten (Figur 13).



Figur 11. Tigeröring, en i det vilda mycket ovanligt förekommande hybrid mellan öring och bäckröding. Denna individ fångades vid bäckmete i ett litet vattendrag som domineras kraftigt av bäckröding. Hybriden uppvisar få likheter med föräldrafiskarna. Jämför med figur 10 och 19 som visar öring respektive bäckröding. Foto: Magnus Bjurman.

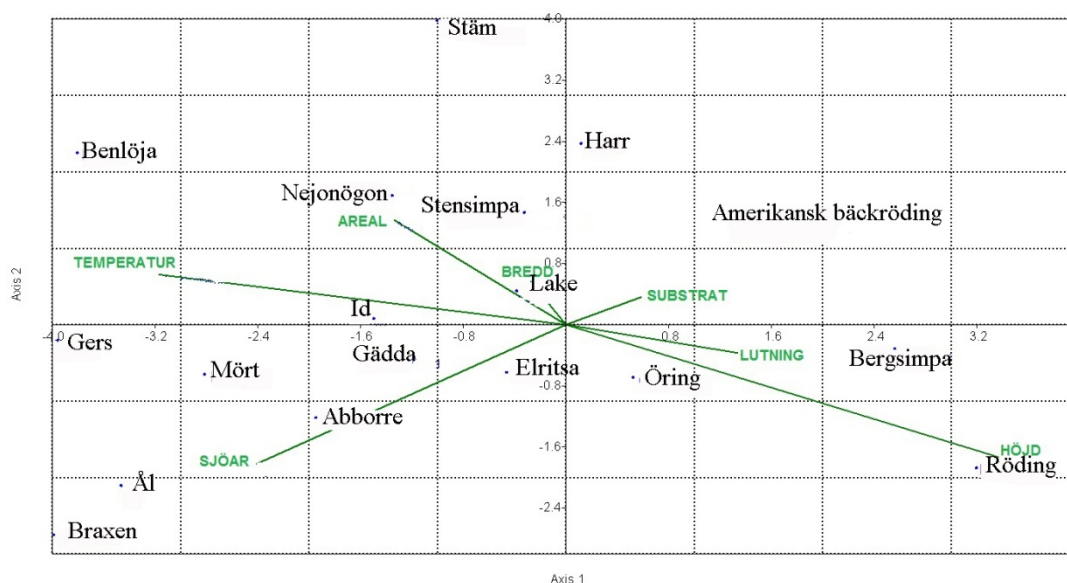


Figur 12. Stensimpa (övre) och bergsimpa (nedre) från Isalaåns vattensystem. Det enklaste skiljande kännetecknet mellan arterna är att den sistnämnda har tvärbandade bukfenor, medan den förra har enfärgade ljusa. Foto: David Lundvall.



Figur 13. Olika arters medianaltitud (meter över havet) och rådande årsmedeltemperatur (°C) i luften ovan vattendraget enligt Tabell 6. Arterna grupperar sig från kallvattenarter i övre vänstra hörnet till varmvattenarter i det nedre högra.

Man kan med olika ordinationstekniker spegla hur arter uppträder i vatten i Dalarna utgående från data från elfisken. Detta kan användas på flera olika sätt. Med Canoco kan t.ex. olika påverkansgradients samt karakteristika för avrinningsområdet läggas med i analysen och man kan se hur olika arter/grupperingar svarar på en typ av påverkan. Även med denna analys framgick en tydlig effekt av klimat och höjdläge på fiskfaunan, men också att förekomst av sjöar gynnade arter som ål, abborre, mört och gädda (Figur 14). Notera att de mest frekvent fångade arterna, elritsa och öring, placerades i diagrammets mitt, en effekt av att de var vanliga och förekom i flera olika miljöer.



Figur 14. En så kallad ordination som visar hur olika fiskarter fördelar sig i vattenlandskapet i relation till viktiga omgivningsfaktorer som årsmedeltemperatur i luften (SMHI), andel sjöar i avrinningsområdet uppströms, altitud, vattendragets lutning, dominerande bottensubstrat på lokalen, samt vattendragets bredd och avrinningsområdesareal. Analysen gjord med Canoco (se text). Vektoreernas (de gröna strecken) längd motsvarar deras styrka, d v s hur viktiga de är för artsammansättningen.

Tätheter

Tätheten av en art, d v s den mängd individer som förekommer på en given yta, varierar naturligt med faktorer som till exempel klimat, näringsrikedom och konkurrens mellan arter och individer. Tätheten anges som beräknat antal individer per 100 m². Eftersom medelvärden kan vara missvisande i datamaterial som inte är normalfördelade anges tätheterna som mediantäthet, d v s det mittersta värdet. Detta kallas även 50%-percentilen. På motsvarande sätt anges 25%-percentilen och 75%-percentilen.

På de lokaler där arten verkligen förekom var stensimpa den art som hade högst tätheter med en mediantäthet på 14,5 individer per 100 m² (Tabell 7). Det innebär att varje stensimpa teoretiskt hade ett utrymme på nästan 7 m². Stensimpa (Figur 15) kan dock också nå riktigt höga tätheter. 75%-percentilen var 34,8 individer per 100 m². De individrikaste arterna efter stensimpa var i ordning öring, elritsa och bergsimpa. Lägst tätheter uppvisade stäm, harr, ruda och regnbåge.

Tabell 7. Individtäthet (antal per 100 m²) av arter, hybrider (tigeröring) och icke artbestämda fiskar (simpa, karpfisk, nejonöga) i de 4 488 elfisketillfällena från Dalarna 1985-2013. Angivna värden är 25%-percentil, 50%-percentil (median) och 75%-percentil och avser endast elfisketillfällen där arten i fråga fångats.

Art	Frekvens (%)	Täthet Median (50%)	Täthet 25%	Täthet 75%	Antal elfisken
Abborre	7,2	1,3	0,5	3,2	322
Benlöja	0,3	0,8	0,5	2,9	13
Braxen	0,1	1,8	0,9	5,2	5
Bergsimpa	8	6,1	2,2	12,1	360
Bäckröding	13,8	2,1	0,8	8,5	620
Tigeröring	0,02	0,5			1
Bäcknejonöga	7,9	1,1	0,6	2,8	329
Elritsa	37,1	6,3	1,5	22,9	1665
Flodkräfta	0,5	2,7	0,4	11,2	24
Gädda	16	0,8	0,4	1,5	720
Gers	0,3	1,3	0,5	1,5	13
Harr	5	0,6	0,3	1,5	223
Id	0,1	0,8	0,2	1,4	5
Lake	14,6	1	0,5	2,3	654
Mört	2,6	1,6	0,6	4,6	116
Karpfisk	0,04	0,8			2
Regnbåge	0,02	0,2			1
Ruda	0,02	0,6			1
Röding	0,3	1,3	0,7	4,3	13
Signalkräfta	0,7	2,3	0,8	4,7	31
Siklöja	0,04	0,8			2
Simpa	1,4	6,8	2,8	29,2	65
Stensimpa	32,2	14,5	5,6	34,8	1443
Stäm	0,4	0,8	0,5	1,6	20
Sutare	0,04	1			2
Äl	0,2	0,9	0,6	1,1	7
Öring	79,1	7,8	2,5	20	3549

Biologisk mångfald

Bakgrund

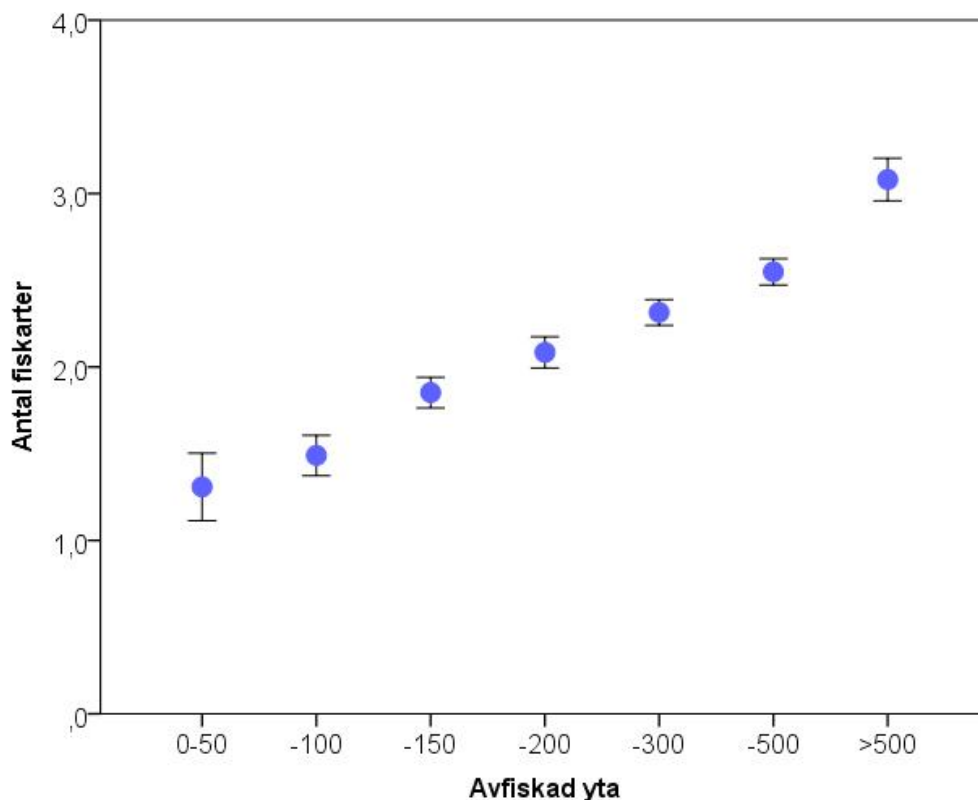
Biologisk mångfald är ett vanligt använt begrepp som dock är lite oklart. Ofta används biologisk mångfald synonymt med biodiversitet, d v s artrikedom eller variationen i arter mellan och inom habitat. Att det förekommer många arter är dock ingen garanti för en frisk miljö. Vid övergödning (eutrofiering) kan mängden fiskarter öka onaturligt. Biologisk mångfald bör vara mer kopplat till ekologisk status (se avsnitt nedan) och handla om naturliga arter, strukturer och processer. Det kan beskrivas som; rätt art på rätt plats med god genetisk variation i en miljö med intakta habitat och processer. Som exempel på habitat kommer vi nedan att studera död ved i vatten och som exempel på processer skogens beskuggning av vattendragen.



Figur 15. Elritsa, Dalarnas landskapsfisk, fångas ofta vid elprovfiske. Foto: David Lundvall.

Biodiversitet

I sin enklaste form uttrycks biodiversiteten med artrikedomen. Utav Sveriges ca 45 arter av sötvattenfisk påträffades 51 % vid elfiske i Dalarna. Som nämnts ovan var antalet fångade arter per elfisketillfälle få - i medeltal 2,3 (min=0, max=8). Antalet förekommande arter beror av flera faktorer, klimat, invandringshistorik, vattnets storlek, vandringshinder, utsättningar. Men antalet fångade arter på en lokal beror också av vilken yta man undersökt (Figur 16). Fiskar man en liten yta finns det en risk att man inte fångar arter som förekommer i låga individantal. Detta gör bland annat att man inte kan jämföra artrikedomen direkt utan att ta hänsyn till avfiskad area.

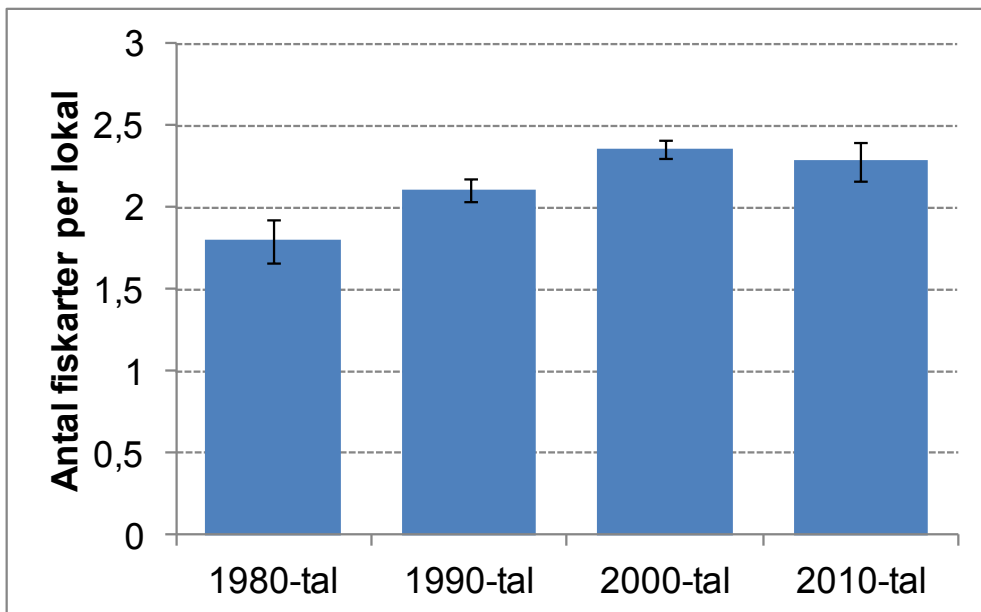


Figur 16. Medelantalet fångade fiskarter per elfisketillfälle i relation till avfiskad (m²) yta vid elfiske i Dalarnas län. Ett 95%-konfidsintervall är angivet med lodräta streck kring medelvärdet. Det visar var det sanna medelvärdet troligen ligger. Alla elfisketillfällen ingår (n=4 488).

Ser man enbart till skogsvattendrag (max 10 m breda) så framgick att artantalet ökat i länet signifikant över tid (Figur 17). Jämförelsen är gjord med Ancova för att beakta skillnader i lokalarea de olika perioderna (Ancova, fyra perioder, avfiskad area som signifikant korrelerat, $F_{4,3263}=99,0$, $p<0,001$, $r^2=0,11$, artantalet jämfört vid ett värde på avfiskade yta om $\log_{10}=2,3481=223$ m²). I analysen ingick även främmande arter (se nedan). Exkluderas dessa så kvarstår ändå utvecklingen.

Biodiversiteten, d v s variationen och mångformigheter i arter inom och mellan habitat, kan också uttryckas med olika index, så kallade diversitetsindex. Eftersom fiskfaunan i vattendrag är artfattig är det flera index som är svåra att använda. Simpsons diversitetsindex visar sannolikheten att den nästa individen man fångar är samma art som den man fångade innan. I artrika miljöer där arterna är ungefär lika individrika blir detta index som lägst. Det kan anta värden mellan 0 och 1, och låga värden visar alltså högst diversitet.

I Dalarnas vattendrag var medelvärdet för Simpson diversitetsindex 0,26. Det var alltså 26 % sannolikhet att nästa fångade individ vid elfiske skulle vara samma art som den individ som fångats tidigare. Detta säger ganska lite för den oinvidige. För riket som helhet (n=50 651 elfisketillfällen) var medelvärdet 0,28.

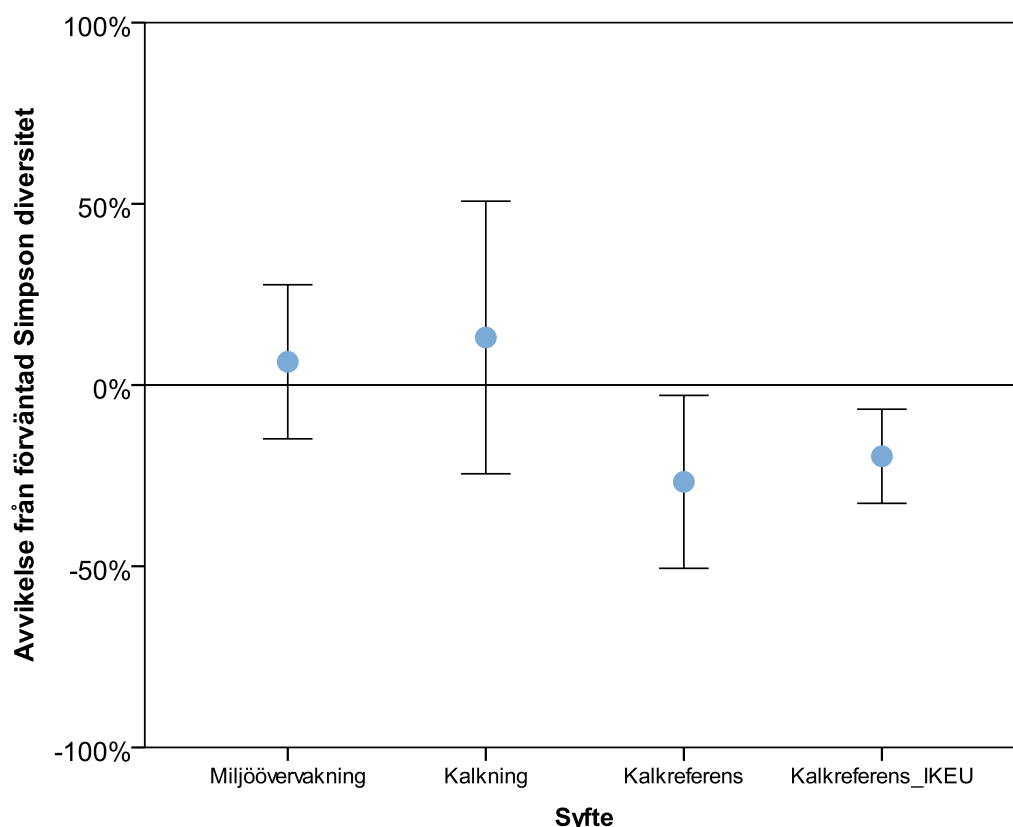


Figur 17. Medelantalet fångade fiskarter (med 95%-konfidensintervall) olika perioder i skogsvattendrag (≤ 10 m breda) i Dalarnas län. Jämförelsen gjord med Ancova för att beakta skillnader i avfiskad area. (Antal elfisketillfällen som ingår är 3 267.)

Men mer intressant att veta är om diversiteten var som förväntat för den aktuella lokalen. Denna har beräknats för alla elfisketillfällen som en del i arbetet med bedömningsgrunder (Beier m fl 2007). I föreliggande studie predikterades diversiteten med data från lokaler med hög eller god status i länets elfisken utifrån lokalens bredd, höjdläge, latitud, avstånd till sjöar, medeldjup, avfiskad area och andel sjöar i avrinningsområdet uppströms med en linjär regression ($F_{7,2209}=70,9$, $p<0,001$, $r^2=0,18$). Varje observerat värde på diversiteten sattes sedan i relation till den förväntade på en opåverkad lokal och avvikelsen uttrycktes i procent. En positiv avvikelse betyder att lokalen hade högre värde på diversiteten än förväntat. Resultatet åskådliggjordes för kalkade vatten, okalkade referenser och lokaler ingående i nationell och regional miljöövervakning.

Okalkade referensvattendrag, d v s försurade vattendrag som inte kalkas (både inom det regionala programmet och inom det nationella IKEU-programmet), avvek signifikant och hade lägre diversitet än förväntat (Figur 18). Kalkade vatten och vatten ingående i regional miljöövervakning avvek inte från de förväntade värdena. Detta kan tas som en indikation för att de okalkade referensvattendragen hade en lägre diversitet av fisk än förväntat, något som troligen beror av att arter försvunnit eller reducerats i täthet genom försurningspåverkan.

Som framgår av figur 18 var det stor variation (stort konfidensintervall) kring medelvärdet för kalkade vatten, d v s det fanns en stor spridning i resultatet. Detta visar att det var olika resultat i olika vatten, troligen genom att merparten av kalkade vatten återfått arter, men inte alla vatten.



Figur 18. Avvikelse (%) i Simpsons diversitetsindex i relation till förväntad avvikelse (=0) för lokaler ingående i miljöövervakning och kalkningseffektuppföljning (inklusive okalkade referenser). En negativ avvikelse innebär lägre diversitet än förväntat. Cirkel anger medelvärde och strecken 95%-konfidensintervall.

Rödlistade och skyddsvärda arter

Rödlistade fiskarter i svenska sötvatten utgörs (2010 års rödlista) av asp, mal, vimma, ål, lake, havsnejonöga och storröding (Gärdenfors 2010). Av dessa påträffades ål och lake vid elfiskeundersökningarna. Övriga arter förekommer inte i länet (Lundvall 2015), men ett antal bestånd av röding nedanför fjällområdet kan möjligen ha varit att betrakta som reliktröding (muntligen Johan Hammar). Idag är dock de flesta av dessa rödingbestånd uppblandade genom utsättningar och i flera fall har de ursprungliga stammarna troligen helt försvunnit. Bland de rödingar som fångats vid elfiske bedöms därför ingen vara reliktröding, så kallad storröding. Den rödlistade arten asp kan möjligen enstaka år förekomma i Kolbäckån (Lundvall 2015), men har inte fångats vid elfiske i länet.

Flera arter och stammar kan anses vara skyddsvärda. EU har i sitt art- och habitatdirektiv (EEG 92/43) pekat ut lax, stensimpa, asp, nissöga, siklöja, sik, flodnejonöga, harr och ål. Flera av dessa arter är vanliga i Sverige, men man får komma ihåg att denna klassning gäller ur ett samlat Europeiskt perspektiv.

Arter som ingår i art- och habitatdirektivet kallas här direktivarter. Sådana direktivarter och rödlistade arter påträffades vid 41,5 % av elfiskeundersökningarna. Det fanns ingen trend över tid i andelen elfisketillfällen med sådana arter åren 1995 - 2013. Det var tydligt att andelen elfisketillfällen med förekomst av någon direktivart eller rödlistad art ökade med vattendragets storlek, från ca 20 % i små vattendrag ($<10 \text{ km}^2$) till ca 60 % i vattendrag med en avrinningsområdesstorlek över $1\,000 \text{ km}^2$. Detta var främst beroende på att stensimpa sällan förekommer i små vattendrag.

Som mest fångades tre direktivarter eller rödlistade arter vid ett och samma elfisketillfälle. Det var då ofta stensimpa, harr och lake.

Ål som minskat radikalt i landet (Svärdson 1976, Dekker m fl 2011) och Europa (Wickström & Hamrin 1997) de senaste decennierna påträffades bara vid 7 elfisketillfällen (Tabell 6). Det var i större vattendrag som Dalälven och Hedströmmen, och härrör från utsättningar. Eftersom ål är beroende av att kunna vandra fritt mellan sötvatten och havet, har ingen ål kunnat vandra till Dalarna på nästan 100 år. Arten fångades dock vid tre tillfällen i Kvarnbäcken åren 2007, 2009 och 2010. Kvarnbäcken (Uvåns vattensystem i Malung-Sälens kommun) avvattnar den reglerade Tyngsjön ned till Naren (Norsälvens vattensystem i Göta älv). Ålen sätts ut i vattensystemet som kompensation för skador orsakade av vattenkraftutnyttjandet.

Lake uppvisade ingen tendens att minska i frekvens i elfiskeundersökningarna 1995 - 2013. Det verkar vara främst i sydligare, varmare, vatten som lake minskar i Sverige (Svensson m fl 2010).

Stensimpa fångades vid 32,2 % av alla elfisketillfällen, som framgår av figur 13 och 14 så förekommer den på lägre höjd än kusinen bergsimpa och föredrar stora, breda vatten. Simpor har ingen simblåsa och kan därför vara lätta att missa vid elfiske eftersom de bedövas och ligger kvar på botten.

Främmande arter

Främmande arter för landet som förekom i länets vatten enligt elfiskeresultatet var regnbåge (endast ett tillfälle), signalkräfta och amerikansk bäckröding. Enligt Lundvall (2010, 2015) förekommer indianlax i en sjö. Kanadaröding har i enkätundersökning uppgivits för två sjöar, men dessa uppgifter är inte bekräftade, och kan vara inaktuella. Arten har satts ut, men har försvunnit från de flesta sjöar eftersom den oftast inte lyckas reproducera sig (Lundvall 2015).

Amerikansk bäckröding (Figur 19) var vanlig och fångades vid 620 elfisketillfällen (13,8 % av alla elfisketillfällen) på 314 lokaler (15,9 % av alla lokaler). Vanligast var den amerikanska bäckrödingen i Orsa och Älvdalens kommuner.

De vattendrag som hyste amerikansk bäckröding hade signifikant små avrinningsområden, få sjöar i avrinningsområdet och lägre temperatur än vattendrag som saknade arten. Detta är i överensstämmelse med andra undersökningar som visar att amerikansk bäckröding främst etableras i de minsta vattendragen och ofta i miljöer som är så kalla och/eller ”kärva” att öring

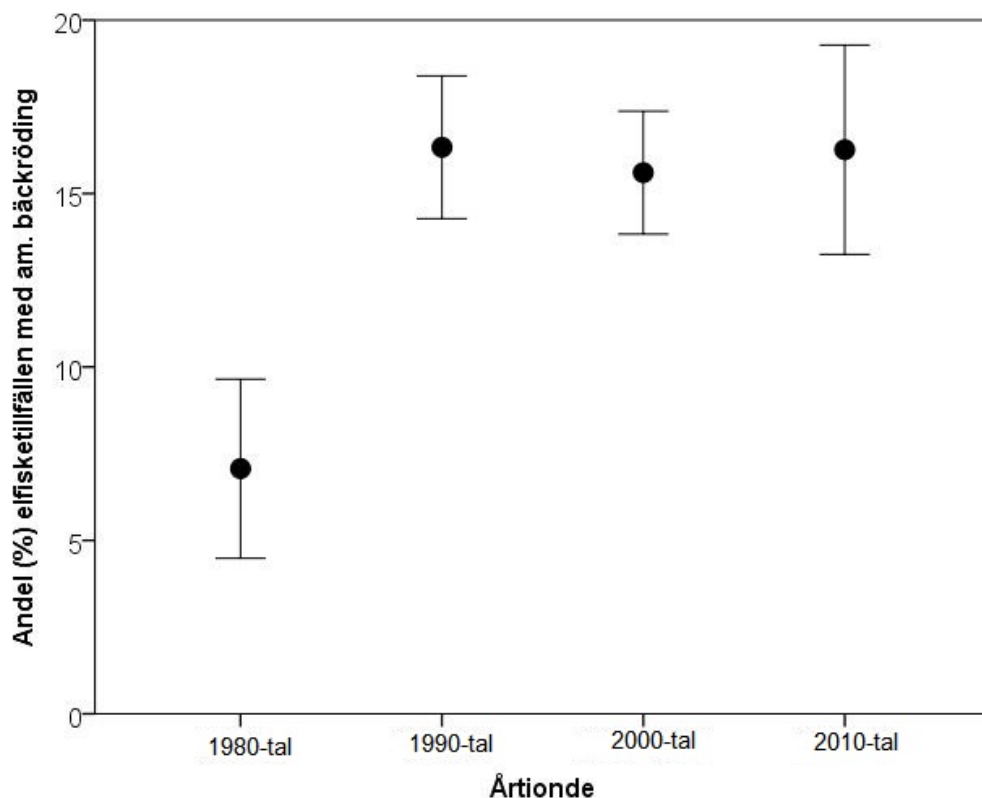
missgynnas (Öhlund m fl 2008). Bäckerödingen kallades förr ibland ”källax”, källornas lax.



Figur 19. Amerikansk bäckeröding känns igen på den marmorerade ryggen och ryggfenan, stora munnen, ljusa fläckar på sidorna och kraftigt framträdande vita fenkanter. Många förväxlar den med öring (se Figur 10) och en del med röding. Det senare beror nog främst på namnet. Det kommer därför ibland rapporter om rödingbestånd i skogslandskapet, men det är oftast bäckerödingar. Foto: Ulrika Andersson.

Bestånden av bäckeröding har troligen främst etablerats efter utsättningar. I och med att utsättningar mer eller mindre har upphört från 2000-talet kan det vara av intresse att se om mängden lokaler med arten är konstant, ökar eller minskar. En sammanställning från elfiskade lokaler från 1980 till 2013 i vattendrag med avrinningsområden mindre än 100 km² visade att förekomsten av amerikansk bäckeröding ökade under 1980-talet och sedan varit konstant (Figur 20).

Ser man på lokaler som undersökts vid minst tio tillfällen framgår att i lokaler med större avrinningsområden (50 - 100 km²) fångas inte arten varje år utan endast enstaka år. Arten har således endast stadiga och starka populationer i de minsta vattendragen.



Figur 20. Andel (%) elfisketillfällen med fångst av amerikansk bäckröding i vattendrag med avrinningsområden mindre än 100 km². Cirkel anger medelvärde och strecken 95%-konfidensintervall. (Antal elfisketillfällen = 3 818.)

Signalkräftan (Figur 21) har ökat i Sverige som en följd av utsättningar, legala och illegala (Bohman m fl 2011). I Dalarnas län är arten ovanlig i vattendrag och har bara påträffats vid 31 elfisketillfällen (Tabell 6), men har ökat på senare tid och är rimligen vanligare än elfiskeresultatens visar. Signalkräftor fångades inte vid elfiske förrän år 1994 (Hedemora och Faluns kommuner). Därefter har fynd vid elfiske även gjorts i Smedjebackens kommun (2002), Ludvika (2002), Säter (2006) och Borlänge (2013). Även om det är få fynd av signalkräftor vid elfiske så sprider sig arten sig i länet. Fynden hänför sig till Dalälvens och Norrströms (Hjälmaren-Mälarens) avrinningsområden.



Figur 21. Den inplanterade signalkräftan känns igen på gulvita fläckar i "tumgreppet", men också på sina relativt släta klor. Den förväxlas ofta med den inhemska, hotade flodkräftan. Foto: Erik Degerman.

Död ved

Kantzonen till vattendrag är väldigt viktig för vattendragets ekologiska status och biologiska mångfald (Bergquist 1999). Kantzonen reglerar tillförseln av ljus, organiskt material, närsalter, landorganismer och sediment. Vid elfisketillfället räknas antal pinnar, grenar och stockar av död ved samtidigt som vattendragets beskuggning bedöms. Död ved är hela stammar, bitar av träd eller grövre grenar vars livsfunktioner upphört och börjat brytas ned. Vid elfiske räknar man bitarna som är minst 0,5 långa och minst 10 cm i diameter. Död ved som hamnar i vattnet brukar ha vuxit inom 15 - 20 m från vattnet. Processerna bakom att död ved bildas är ofta vindfällning, torka, brand, parasitangrepp, erosion av strandbrink, naturligt åldrande hos träden och ibland skogsbruk. Ytterligare en faktor i vissa regioner kan vara bäverns aktivitet. Den döda veden ökar miljöns mångformighet (habitatdiversiteten) (Figur 22). Studier har visat att död ved generellt gynnar många fiskarter (t.ex. Markusson 1998). Svenska studier har visat att mängden öring i skogsvattendrag ökade med 300 % när mängden död ved ökade från 0 till 8 - 16 bitar per 100 m² vattendragsyta, vid ytterligare högre mängder död ved fortsatte mängden öring att öka, dock ej signifikant (Degerman m fl 2004).

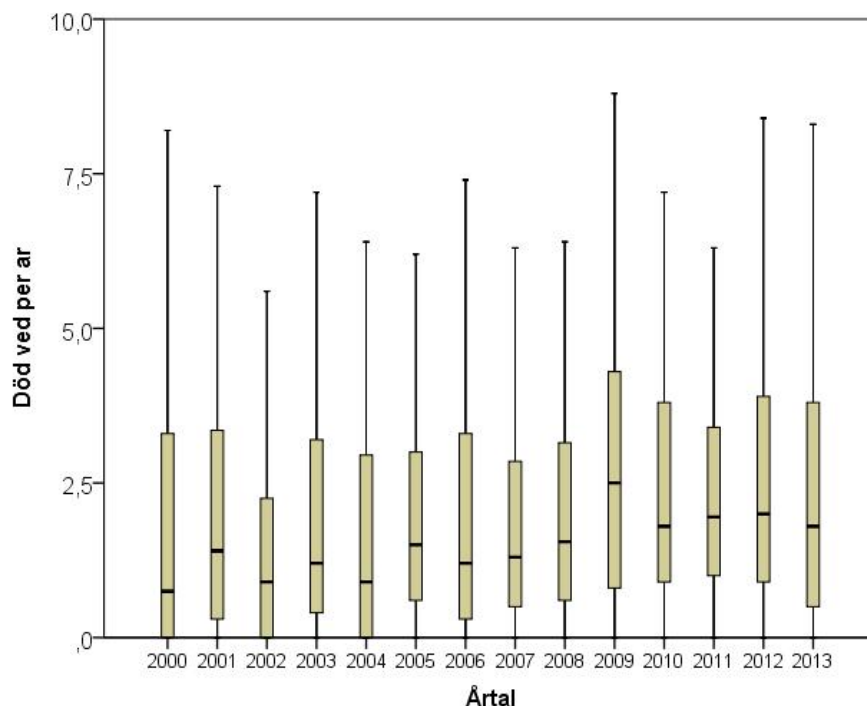
Genom att välja ut enbart skogsvattendrag, d v s sådana vars närmiljö av utförarna av elfisket klassats vara barrskog, blandskog, lövskog eller hygge, och enbart ta med sådana lokaler som hade en vattendragsbredd mindre än 10 m erhålls ett

enhetligt material. Mängden död ved var genomgående ganska låg, medianvärdet för Dalarnas skogsvattendrag (1,4 bitar per 100 m²) låg betydligt under riksgenomsnittet (medianen) på 5 bitar i skogsvattendrag (Degerman 2008). Noterbart var att för hela perioden 2000 - 2013 så saknades död ved helt på 20 % av undersökta lokaler i skogsvattendrag. Dalarnas skogsvattendrag är fattiga på död ved.



Figur 22. Död ved som faller i vattnet ökar miljöns mångformighet som här i Enån (Rättviks kommun). Död ved som ligger i eller över vattendraget ger fisken skydd att gömma sig under och ståndplatser i lä från kraftigare ström. Veden utgör också substrat åt insekter och annan bottenfauna. Speciellt betydelsefull blir den i vattendrag med annars slät botten, i detta fall dominerad av sand. Foto: Ulrika Andersson.

Mängden död ved i Dalarna ökade dock signifikant perioden 2007 - 2013 jämfört med 2000 - 2006 (Figur 23) (Mann-Whitney U-test, $p < 0,001$, $n = 950$ respektive 867). Medianmängden död ved var den första perioden 1,1 bitar per 100 m² och den senare 1,8 bitar. Vad som orsakat denna förändring är inte klart, men ett antal stormar den senare perioden kan ha bidragit med vindfällen. En större hänsyn i skogsbruket med lämnande av trädbevuxna kantzoner skulle också kunna ha bidragit, men vi har inga data om detta.



Figur 23. Box-plot av mängden död ved i elfiskade skogsvattendrag smalare än 10 meter, åren 2000-2013. Den färgade rektangeln markerar området där 50 % av data ligger och strecket i rektangeln är medianen (50%-percentilen). (Antal elfisketillfällen = 1 817).

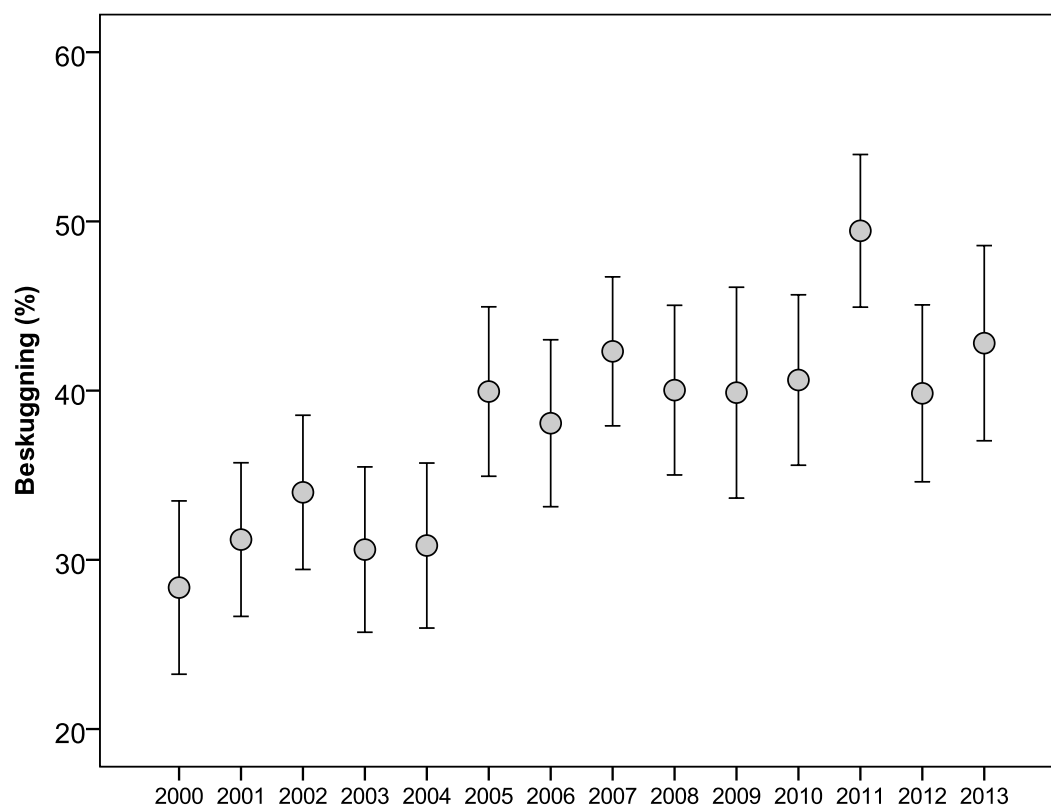
Beskuggning

I landskapet kommer vattendraget naturligt att rinna genom skuggiga skogspartier och mer oskuggade partier med myrar och andra våtmarker. Beskuggade vattendrag är generellt kallare och har mindre mängd övervattensvegetation.

Förändringar i beskuggningen kan få återverkningar på den naturliga faunan och florin, t.ex. kan öring missgynnas vid kalhyggen på grund av ett ökat ljusinsläpp (Markusson 1998). Det finns en naturlig dynamik i hur beskuggat vattendraget är orsakat av bränder och stormar.

Beskuggning vid elfiskeundersökningar bedöms i 10-procentklasser; 0 %, 10 %...100 %, där vi ser hur stor del av den undersökta lokalen som ligger i skugga (Bilaga 1). Beskuggningen bedöms för lokalen som om det var mitt på dagen. Det kan vara svårt att bedöma en mulen dag i slutet av augusti. Därför kan uppgifterna för samma lokal variera, men i och med det stora materialet bör en stabil bild erhållas av länets skogsvattendrag – speciellt för lokaler som besökts vid flera tillfällen.

Samma urval användes som för död ved, där vi ser skogsvattendrag smalare än 10 m under perioden 2000 - 2013. Beskuggningen av undersökta lokaler ökade successivt under perioden (Figur 24) (Linjär regression, $F_{1,12}=31,6$, $p<0,001$, $r^2=0,70$).



Figur 24. Medelvärde av beskuggningen i procent av undersökta lokalers yta i länets elfiskade skogsvattendrag smalare än 10 meter åren 2000-2013. Cirkel anger medelvärde och strecken 95%-konfidensintervall. (Antal elfisketillfällen=1 874.)

Rekommendationer för fortsatt uppföljning

- Vi rekommenderar att vattendragens biologiska mångfald fortlöpande utvärderas genom analyser av pågående elfiskeprogram, precis som vi gjort i denna rapport. Genom att använda alla elfiskelokaler så får man en slags samlad miljöövervakning där man tar till vara all tillgänglig information.
- Önskvärt vore då att man klassar samtliga lokaler som någonsin undersökts efter påverkanstryck, t.ex. genom att dela in i skogsvattendrag, jordbruksvattendrag och vattendrag som berörs av tätort för att kunna särskilja utvecklingen. Lokaler med direkt påverkan av utsläpp, vattenkraftutnyttjande eller liknande bör undantas från sådana övergripande analyser. Många lokaler är påverkade av flera saker, både lokala och mer diffusa orsaker. Utsättningar är en sådan påverkan som varit dåligt känd. Länsstyrelsen har dock samlat befintliga utsättningstillstånd och beaktande av sådan påverkan bör vara möjlig i framtiden.
- Det är viktigt att noggrant dokumentera strukturer och processer genom att fylla i elfiskeprotokollet. Både strukturer och processer i vattendragen kan vara föremål för snabba förändringar som ger omfattande konsekvenser.

Flottleder

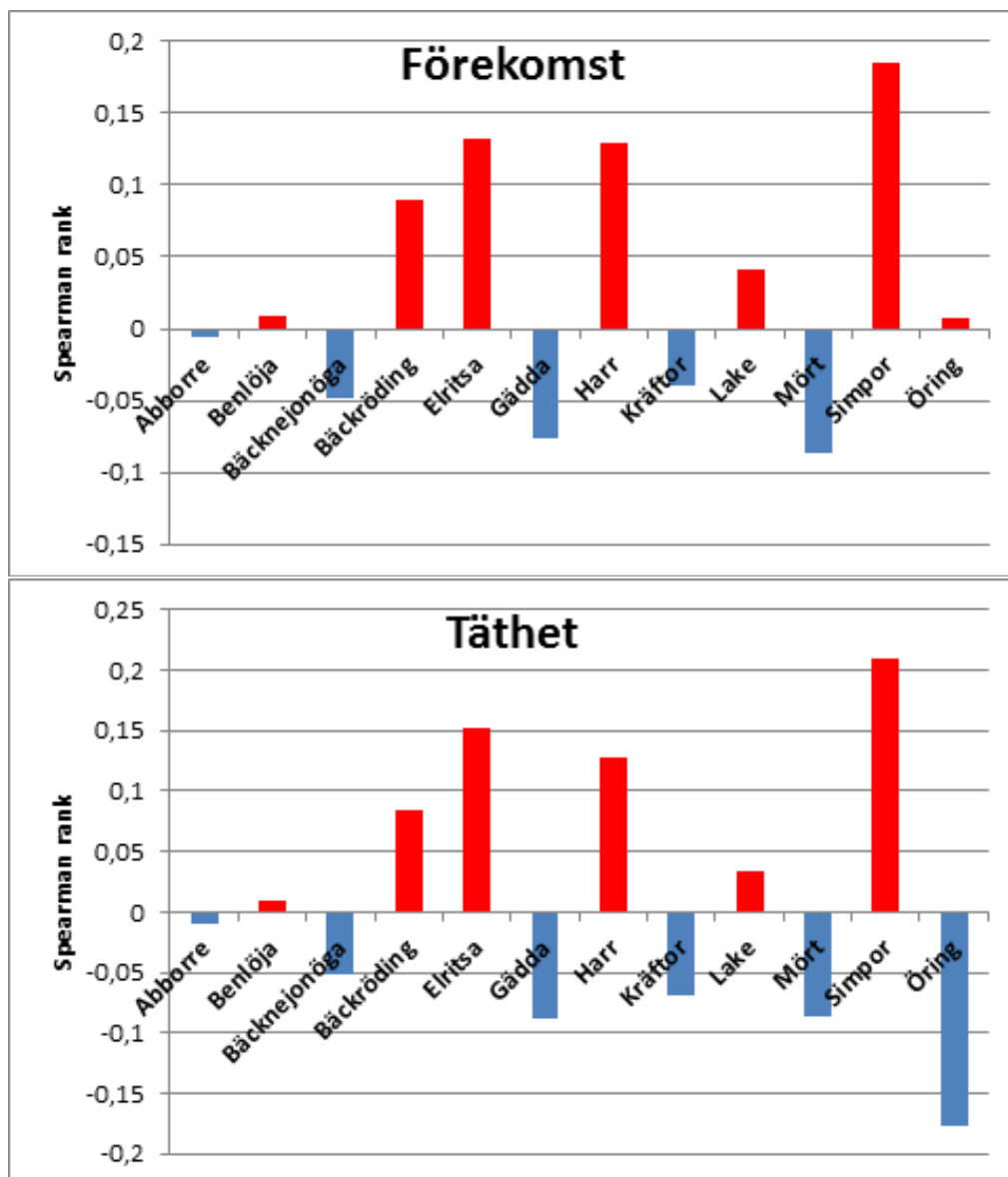
En stor del av länets vattendrag har använts för flottning av timmer och som en följd har vattenmiljöerna skadats betydligt (Törnlund 2002, Törnlund & Östlund 2002). Vatten som rensats för flottning har ofta inga större stenar och block kvar ute i vattnet, de är bortsprängda eller ligger uppvärkta utmed stränderna. Stränderna är ofta rätade och sidofårar har stängts av (Figur 25). Det finns ett stort behov av att återställa dessa vatten för att få tillbaka en naturlig fauna och flora med naturliga strukturer och processer (Melin m fl 2012).



Figur 25. Flottledrensat vattendrag i Dalarna före och efter restaurering. Före restaurering är vattendraget en rätad kanal utan ståndplatser för fisk. Stenen ligger på land. Efter restaurering har stenen återförts, varvid vattendragets bredd mer än fördubblats, vattenhastigheten sjunker och rikligt med gömslen och ståndplatser för fisk återskapas. Foto: Anders Bruks.

Länsstyrelsen har gjort en klassning av behovet av återställning i samtliga tidigare flottleder i Dalarna (inget, litet, måttligt, stort). Hela 1 650 km vattendrag behöver åtgärdas motsvarande 42 % längden av de vattendrag som utgör vattenförekomster (Melin m fl 2012). Vi tilldelade dessa klasser av behovsprioritering olika numeriska värden; 0 (=inget behov av återställning), 1 (=litet), 2 (=måttligt) och 3 (=stort). För att sedan se vilka fiskarter som samvarierade med vatten med stort behov av flottledsrestaurering, genomförde vi en Spearman korrelationsanalys mellan arters förekomst (0/1) respektive täthet ($\log_{10}$) och åtgärdsbehovet (0 - 3). Resultatet visade att arter som harr, simpor och elritsa var vanligare förekommande och hade högre tätheter i vatten med stort restaureringsbehov (Figur 26).

Vattendrag med måttligt och stort behov av flottledsåterställning hade också signifikant fler fiskarter (medel $2,67 \pm 1,3$ S.D.) än vatten med små eller inga behov av återställning (medel $2,28 \pm 1,3$ S.D.) (Anova $F_{1,3342}=76,2$, $p<0,001$). Det verkar således som andra arter dyker upp i de rensade avsnitten, att de därmed i genomsnitt är artrikare än i detta fall inget tecken på god biologisk mångfald, utan tvärtom.

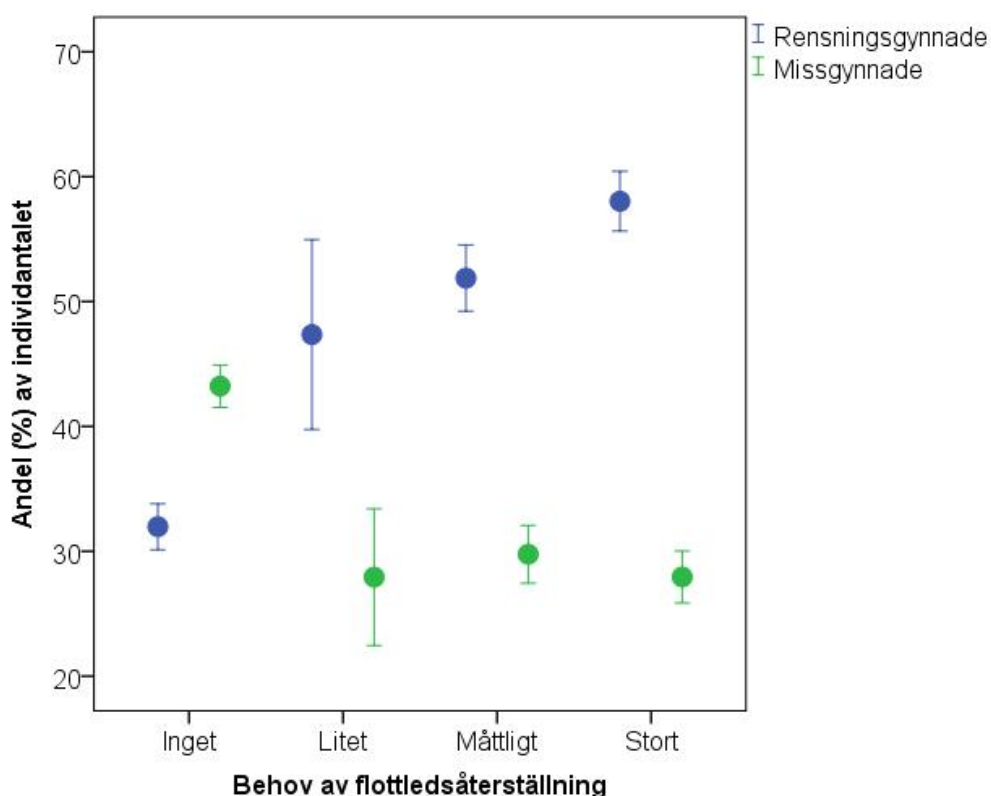


Figur 26. Korrelation (Spearman) mellan behov av flottledsrestaurering och fiskarters förekomst och täthet (se text). Arter med höga positiva värden (röda staplar) var mer frekventa och individrikare i vatten med åtgärdsbehov, d v s flottledsrensade vatten, medan arter med negativa värden (blå staplar) missgynnades i flottledsrensade vatten.

Det var tydligt att arter som gädda och öring som minskade vid flottledsrensning, medan arter som lever i svagare strömmande vatten expanderar på rensade sträckor (harr, elritsa, simpor), men inte de som lever i lugnvatten (abborre, mört). Detta beror på att de flottledsrensade sträckorna ofta får en högre vattenhastighet än normalt, vilket gör dem olämpliga för lugnvattenarterna. När öring minskar så försvinner en stark konkurrent och med gäddan försvinner en farlig rovfisk. Då kan andra arter öka, om de nu klara den högre vattenhastigheten. Kräfter missgynnas troligen av att håligheter mellan stenar minskar, medan bäcknejonögon troligen hittar färre fläckar med sand att gräva ned sig i. Sanden

spolas rimligen bort när inga skyddande stenar mot vattenströmmen förekommer. Andelen lokaler som hade fint material eller sand som dominerande substrat på lokaler med måttligt/stort behov av åtgärder var 3 %, men var hela 8 % på övriga lokaler.

Arter som verkar gynnas av flottledsrensning (elritsa, simpör, harr, lake, bäckröding) kan ställas i relation till arter som verkar missgynnas (abborre, gädda, mört, bäcknejonöga, kräftor, öring). Om man beräknar andelen individer som dessa grupper utgör av den totala populationen på en plats får man ett enkelt index. När de missgynnade arterna utgör mindre andel än de rensningsgynnade arterna så indikerar det ett behov av åtgärder (Figur 27).



Figur 27. Andelen av individantalet av fisk och kräftor vid elfiske som utgjordes av arter som gynnas av rensningar (blå prickar: simpör, harr, elritsa, bäckröding, lake) respektive missgynnas (gröna prickar: öring, kräftor, nejonögon, abborre, gädda, mört, stäm) avsatt mot behovet (åtgärdernas storlek) av flottledsåterställning i Dalarnas län. Antalet elfisketillfällen i de olika klasserna var "Inget" 1 644 st, "Litet" 95 st, "Måttligt" 845 st och "Stort" 896 st.

Utfallet blev tydligt i ett så här stort material, men för den enskilda lokalen/elfisketillfället kan så enkla indikatorer självklart visa fel. Om man ser enbart till de lokaler som hade medel eller stort behov av åtgärder var andelen missgynnade individer större än andelen rensningsgynnade individer vid 26 % av tillfällena, d v s så stor andel skulle ha felklassats om man bara använt ett enda

elfisketillfälle som ett mått på återställningsbehovet. Den naturliga variationen är således stor och resultatet från enskilda elfisketillfällen måste användas med försiktighet.

Noterbart var att den gällande bedömningsgrunden VIX (se senare avsnitt) inte alls fångar upp påverkan genom rensning. Det fanns ingen korrelation mellan värdet på VIX och behovet av flottledsåterställning. Detta borde kunna avhjälpas genom att beakta de resultat som framkommit här.



Figur 28. Lurån är ett exempel på ett vattendrag aldrig flottats och är i huvudsak orensad. Vid återställning av rensade vattendrag vet man sällan exakt hur det sett ut innan. Då är det bra att ha de fåtal orensade vattendragsavsnitten som målbilder.

Foto: David Lundvall.

Vattendrag med flodpärlmussla

Bakgrund

Stora sötvattensmusslor, stormusslor, minskar över hela världen och många arter är upptagna på IUCN:s (Internationella Naturvårdsunionens) röda lista. I Sverige är tjockskalig målarmussla (*Unio crassus*) och flodpärlmussla (*Margaritifera margaritifera*) rödlistade. Den förra arten förekommer inte i Dalarna, men har möjligen förekommit tidigare (Herngren & Svensson 2008).

Flodpärlmussla omfattas också av EU:s habitatdirektiv och kan därigenom skyddas inom Natura 2000, d v s EU:s nätverk av skyddad natur. Många av de svenska populationerna är små och saknar rekrytering, d v s unga individer saknas (Söderberg m fl 2008a). I Dalarnas finns cirka 50 kända bestånd av flodpärlmussla (Tabell 8). Det kan finnas ytterligare ett fåtal bestånd i länet, men de har då troligen liten populationsstorlek – därför har man kanske inte hittat dem. Flera kända populationer består bara av enstaka till några tiotal individer och de löper därför stor risk att försvinna. I och med att arten är så långlivad (>100 år i norra Sverige) så kan många bestånd finnas kvar länge trots att de saknar eller har liten förnygring.

Tabell 8. Antal kända populationer av flodpärlmussla i Dalarnas län och deras populationsstorlek. Med "illegala" avses illegalt utplanterade musslor.

Populations- storlek	Antal populationer	Andel (%) av populationer
<1 (utdöda)	3	5%
<10	6	11%
<50	6	11%
<100	14	25%
<500	7	13%
<1 000	10	18%
<10 000	3	5%
>10 000	6	11%
Illegala	1	2%
Summa	56	

Att musslorna hotas beror på flera orsaker. Flodpärlmusslorna har en komplex livscykel med ett parasitiskt larvstadium på öring (sällsynt lax), en lång juvenil period (ca 10 år) och dålig förmåga att röra sig. Detta kompenseras med ett långt liv och de är reproduktiva hela sitt vuxna liv. De är bundna till rinnande vatten, vilket medför att födan förs till dem med strömmarna, men också att de måste ha mekanismer som ser till att de hela tiden behåller sin plats i vattendraget utan att

föras nedströms. Om värdfisken (i länet enbart öring) försvinner och uppväxtmiljöerna för musslorna försämras lever populationerna kvar, men då endast gamla individer. De är tysta vittnen om vattenlandskapets försämrade status, en indikator på att det var ”bättre förr”. Endast i hälften av de svenska vattendrag som hyser flodpärlmussla återstår livskraftiga populationer, vilket manar till åtgärder innan det är för sent (Söderberg m fl 2008a). Det finns dock indikationer på att den negativa utvecklingen stannat upp.

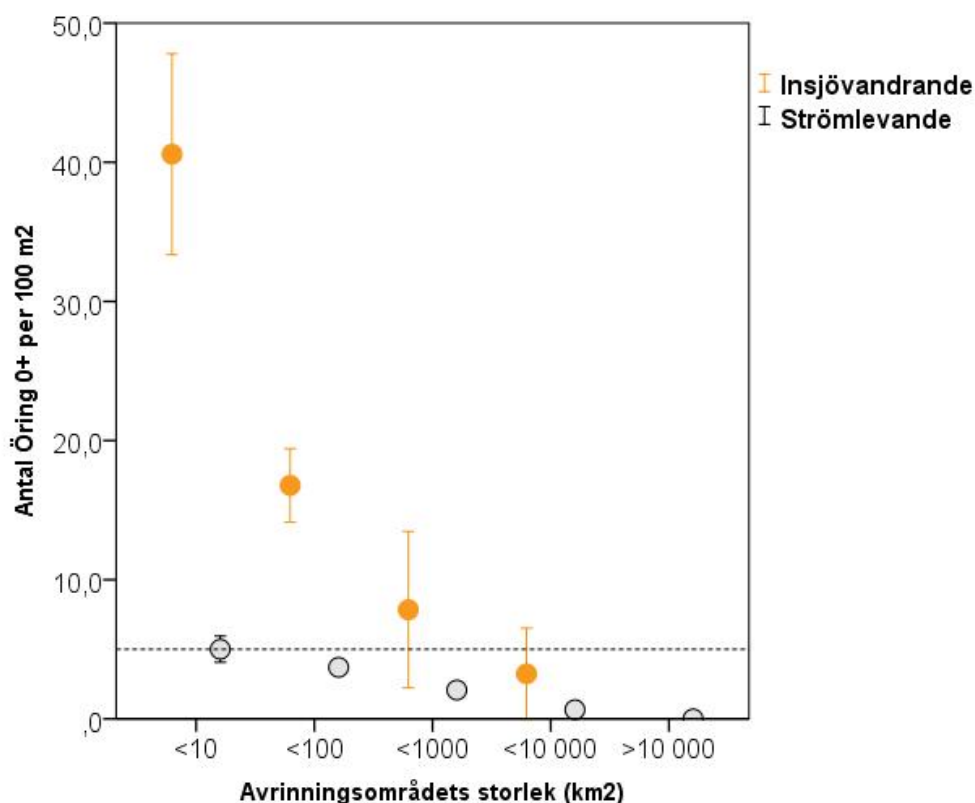
Flodpärlmussla har pekats ut som en lämplig paraplyart, d v s om denna art trivs så trivs många andra arter i miljön. Den indikerar därmed friska vattenmiljöer. När man arbetar med att bevara flodpärlmussla kommer man därmed att restaurera och bevara miljöer som passar många andra hotade arter.

Värdfisken

Studier av flodpärlmusselbestånd har indikerat att mängden öringungar (årsungar) bör vara minst 5 per 100 m² för att reproduktion av flodpärlmussla ska förekomma i Västernorrlands vattendrag (Söderberg m fl 2008b, Degerman m fl 2013). Flodpärlmusslor släpper nämligen sina larver ut i vattnet för att larverna ska kunna sätta sig på en öring, närmare bestämt som en slags parasit på gälarna. Är det ont om öring är risken större att musslans förökning misslyckas. Många musselbestånd saknar idag förökning och en viktig orsak kan vara just brist på värdfisk. Öringungar är alltså något som behövs för flodpärlmussla. På så sätt kan förekomst och mängd av öring vara en indikation på förutsättningar för annan biologisk mångfald.

Vi har valt ut vattendrag med ett avrinningsområde mindre än 1 000 km² och med bra öringhabitat (habitatvärde 2 i en skala 0-1-2, Bilaga 1). Hela 59 % av undersökta lokaler hade inte en tillräcklig täthet (5 st per 100 m²) av årsungar av öring. Orsaken till de låga tätheterna var dels naturlig på grund av de undersökta lokalerna (stora djupa vattendrag hade lägre tätheter), vattendragets näringsrikedom och klimat, men också beroende på olika typ av påverkan.

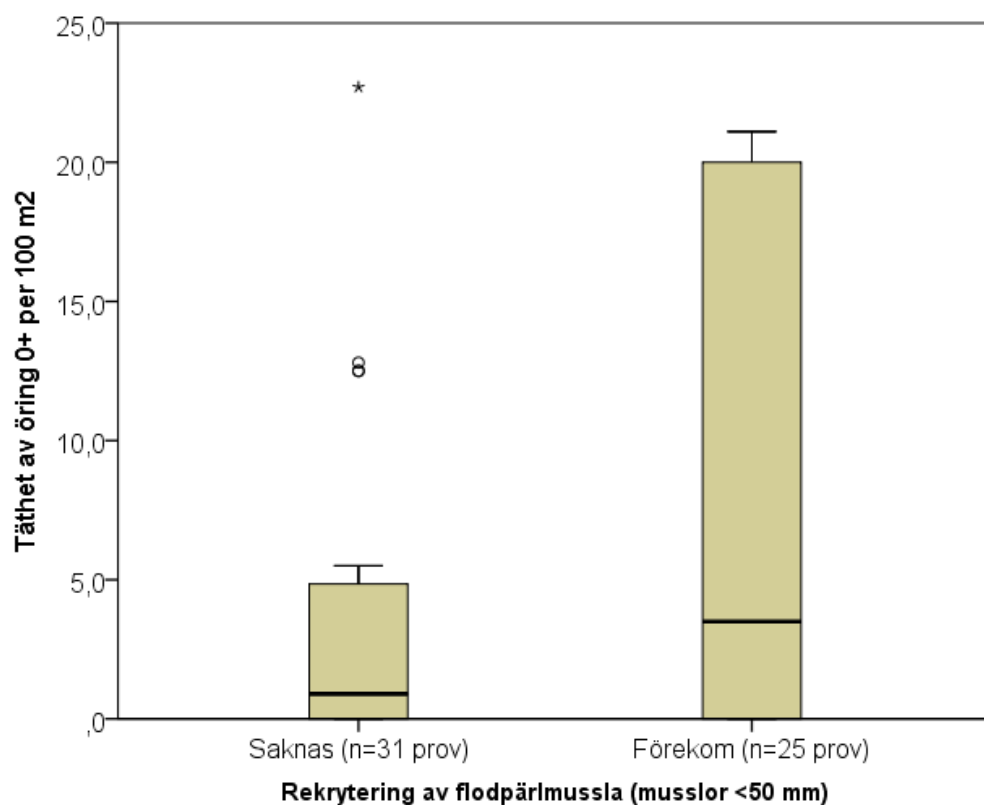
En faktor som säkert spelar in är vandringshinder i vattendragen som gör att öring tvingas att bli strömlevande istället för att vandra till sjöar och stora älvar. I vandrande populationer lever föräldrar och avkomma separat (i sjön respektive i uppväxtvattendraget) och delar därmed inte födoresurs samtidigt som större öringar inte äter av de små. Det gör att det blir större utrymme för ungarna som då kan bli fler (Figur 29). Mängden årsungar, och även äldre öringar, per ytenhet minskar i större vattendrag. Detta kan även innebära att flodpärlmussellarver kan ha större möjligheter att fästa vid en värdfisk i mindre vattendrag, men samtidigt kan förhållandena kanske vara stabilare i större vattendrag vilket borde gynna flodpärlmusslan. Flodpärlmusselpopulationer borde framför allt finnas i områden där både dessa faktorer kan optimeras.



Figur 29. Medeltäthet (antal per 100 m²) av årsungar av öring (öring 0+) i strömlevande och insjövandrande bestånd i Dalarnas län avsatt mot storleken på vattendragets avrinningsområde. 95%-konfidensintervall angivet som lodrät streck genom medelvärdet. Vågrät linje markerar var tätheten av öringungar är 5 per 100 m², en kritisk täthet för att vara tillräcklig för säker reproduktion av flodpärlmussla (se text).

Nu är det ju inte säkert att flodpärlmusslans krav på tätheter av öring 0+ är det samma i alla vattendrag. En enkel box-plot (Figur 30) av tätheten av öring 0+ på lokaler med rekrytering av flodpärlmussla i länet, d v s observation av musslor <50 mm, och lokaler utan rekrytering av flodpärlmussla visade att tätheten av öring 0+ oftast var högre på de förra. Analysen är baserad på varje undersökningslokal och tillfälle av musslor. Avståndet mellan lokal för musslor och fisk fick vara högst en km och avståndet i tid maximalt två år.

I bestånd utan rekrytering av musslor var det sällsynt med tätheter av öring 0+ över 5 (Figur 30), vilket indikerar att ungefär samma förhållanden gäller i Dalarna som i Västernorrlands län. Dock framgick att det fanns vattendrag med rekrytering av flodpärlmusslor, men som samtidigt hade låga tätheter av öring. Man bör beakta att flodpärlmusslorna oftast inte finns på bottenytan förrän efter 5 - 10 år, dessförinnan är de nedgrävda i bottnarna. Detta gör att det kan vara svårt att vara säker på om rekrytering förekommit de senaste åren, resultaten visar ju egentligen vad som hände för 5 - 10 år sedan.



Figur 30. Tätheten av öring 0+ på lokaler utan och med rekrytering (individer <50 mm) av flodpärlmussla i Dalarna. Figuren är en så kallad box-plot där det svarta strecket i den färgade rektangeln visar medianvärdet. Rektangeln visar var 50 % av alla värden finns.

Bedömning av ekologisk status

Bakgrund

EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) har införlivats i svensk lagstiftning (Vattenförvaltningsförordningen SFS 2004:660) och stipulerar att våra vatten ska ha hög eller god ekologisk status och att statusen inte får försämrats jämfört med nuvarande status.

I vatten som formellt utpekats som konstgjorda och kraftigt modifierade ställs dock lägre krav, där ska ”god ekologisk potential” uppnås. Detta gäller i regel stora vattendrag som ianspråktagits för vattenkraftproduktion. Vattenkraft-utnyttjande har alltid haft en särställning i svensk miljövard med mycket låga miljökrav på verksamhetsutövaren.

Vad som avses med god ekologisk status är svårt att definiera men det är tänkt att jämföras med biologisk mångfald, dvs en naturlig flora och fauna i en rik och varierad miljö. Avsikten innebär att vattensystemet är i ett mer naturligt tillstånd, eller i alla fall inte avviker allt för mycket från det hypotetiska opåverkade tillståndet.

Den ekologiska statusen ska om möjligt främst klassificeras utifrån biologiska kvalitetsfaktorer som bottenlevande djur, fisk, kiselalger (endast vattendrag), högre växter (endast sjöar) och växtplankton (endast sjöar). Även hydromorfologiska (t.ex. grad av rensning och vattenreglering) och fysikalisk-kemiska faktorer (t.ex. försurning, syre- och näringshalt), kan användas vid klassningarna. Den eller de kvalitetsfaktorer som uppvisar sämst tillstånd gäller även som ekologisk status, enligt principen ”sämst styr” (*one-out-all-out*). Exempelvis innebär måttlig fiskstatus som regel att den ekologiska statusen också bedöms vara måttlig eller sämre även om flera andra bedömda kvalitetsfaktorer kan bedömts ha bättre status. Detta gäller under förutsättning att bedömningsunderlaget är relevant, vilket behandlas nedan.

Bedömningarna av ekologisk status görs för enskilda vattenförekomster. Sjöarna som utgör vattenförekomster ska som regel vara större än omkring 50 ha. En liten andel av mindre sjöar finns dock också med som egna vattenförekomster. Vattendragen som ingår i bedömningarna har ett avrinningsområde vid sin mynning som är minst 10 km². Större vattendrag är delade i mindre enheter eller sträckningar, i syfte att enheterna ska vara relativt likartade inom vattenförekomsten.

Ett vattendrag kan bestå av flera vattenförekomster. Exempelvis skulle det vara både svårt och olämpligt att betrakta hela Dalälven från dess upprinnelse som en liten bäck i Norge till dess mynning i havet, som en vattenförekomst. Nästan alla vattendragets karakteristika, påverkanstryck och andra naturgivna förutsättningar (t.ex. klimat), skiljer sig enormt mellan den övre och nedre delen. Att sammanfatta hela denna vattendragssträcka i en rättvisande statusbedömning vore omöjligt. Dalälvens huvudfåra har istället delats upp i ca 55 vattenförekomster, varav ett 20-tal sjöförekomster, som bedöms var och en för sig utifrån de förutsättningar och påverkanstryck som gäller för dessa.

Vid bedömningen av vattnens ekologiska status sker en indelning i fem klasser: hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig status. Bedöms vattenförekomsten ha måttlig eller sämre ekologisk status så ställer vattendirektivet krav på att statusen på något sätt ska förbättras så att den uppnår åtminstone klassen ”god status”. Detta gör att det är gränsen mellan god och måttlig status som är den viktigaste att identifiera för åtgärdsarbetet.

Det är ett gigantiskt arbete att klarlägga den ekologiska statusen i landets alla vattenförekomster. Dessutom måste man ju klarlägga vad en eventuell sämre status beror på för att kunna restaurera vattnet. Ett problem har varit att de biologiska bedömningsgrunderna inte varit tillräckligt precisa (Haglund m fl 2010). I flera fall har också de framtagna bedömningsgrunderna bara inriktats på förurning och näringspåverkan (eutrofiering), och generellt bedömdes att ”*indexen inte är tillräckligt tillförlitliga för att särskilja mänsklig påverkan från den stora naturliga variation som finns*” (op. cit.).

Bedömning av ekologisk status med elfiske

Fisk är således en biologisk kvalitetsfaktor som kan användas för att bedöma *fiskstatus* som i sin tur bidrar till att fastställa vattnets *ekologiska status*. För bedömning av fisk i sjöar används ett index som heter EQR8 (Holmgren m fl 2007) och för vattendrag heter indexet VIX (Beier m fl 2007). Båda indexen baseras på att man jämför provfiskeresultatet med ett förväntat resultat i ett vatten som har hög/god ekologisk status. Man modellerar således fram ett förväntat resultat som om vattnet vore opåverkat och jämför sedan sitt provfiske med detta. Ju mindre provfisket avviker desto bättre status har vattnet, ju mer opåverkat är det.

Först måste alltså lokalen klassificeras utifrån lämpliga omgivningsvariabler för att kunna prediktera (förutsäga) vilken fiskfauna som borde förekomma på en ostörd lokal i ett vattendrag. Hela nio variabler används för att räkna ut indikatorvärdena (Tabell 9).

Tabell 9. *Omgivningsvariabler* som ingår i klassificering av en undersökt lokal i ett vattendrag. Dessa används för beräkning av förväntade värden av *indikatorerna* i VIX (Beier m fl 2007).

Variabel	Typ av data
Avrinningsområdets storlek	Klass 1-5
Andel sjö i avrinningsområdet uppströms	Klass 1-4
Kortaste sträcka till upp- eller nedströms sjö	km
Altitud (höjd över havet)	m
Lokalens lutning (bedömd från karta)	%
Årsmedeltemperatur (luft) - medelvärde 1961-1990; SMHI	°C
Medeltemperatur i juli (luft) - medelvärde 1961-1990; SMHI	°C
Vattendragets bredd	m
Avfiskad yta	m ²
Typ av öringpopulation (strömlevande, sjövandrande, havsvandrande)	Text

Dessa nio omgivningsvariabler används således för att beräkna sex stycken indikatorer (metrics): täthet av lax och öring, andel laxfiskarter med reproduktion, andel toleranta arter, andel intoleranta arter, andel lithofila (hårdbottenlevande) arter, andel toleranta individer. Till de toleranta räknas förutom ål och spiggar även mört med flera (Beier m fl 2007, Tabell 10).

Den fiskfauna som fångas på en undersökt lokal jämförs således med det resultat som kan förväntas (predikterats) om lokalen vore opåverkad. Man jämför inte direkt elfiskeresultatet art för art, utan de sex indikatorerna. För varje indikator beräknas sedan sannolikheten att lokalen har hög/god status. Denna sannolikhet antar värden mellan 0 och 1. Är värdet 1 är sannolikheten 1 (=100 %) att lokalen har hög/god status. Vid en sammanvägd sannolikhet under 0,467 är det inte troligt att lokalen har hög/god status. Vilka gränsvärden som gäller för olika statusklasser framgår av tabell 11.

Tabell 10. Klassning av olika arter vid beräkning av fiskstatus, VIX. Arterna är klassade som intoleranta eller toleranta mot påverkan. En del arter saknar klassning. Lithofila arter är sådana som lever över (eller i) eller åtminstone leker på hårdbotten. Reproduktion anger de laxfiskarter för vilka reproduktion anses indikera en högre status (Beier m fl 2007).

Art	Intolerant	Tolerant	Lithofil	Reproduktion
Abborre		1		
Asp			1	
Benlöja		1		
Bergsimpa	1		1	
Björkna		1		
Braxen		1		
Bäcknejonöga	1		1	
Bäckröding	1		1	
Elritsa			1	
Faren			1	
Flodnejonöga	1		1	
Fäma			1	
Gräskarp		1		
Grönling			1	
Harr	1		1	1
Havsnejonöga	1		1	
Hornsimpa			1	
Kanadaröding	1		1	
Karp		1		
Lake			1	
Lax	1		1	1
Mört		1		
Regnbåge			1	
Ruda		1		
Röding	1		1	1
Sik			1	
Siklöja	1		1	
Småspigg		1		
Stensimpa	1		1	
Storspigg		1		
Stäm			1	
Sutare		1		
Vimma			1	
Ål		1		
Öring	1		1	1

Tabell 11. Gränser för VIX-klasser (sannolikheten för hög/god status) för olika klassningar av fiskstatus. Är VIX >0,749 så indikeras Hög status (klass 1), men är det <0,081 så är statusen sannolikt dålig.

Fiskstatus	Låg gräns	Hög gräns	Klass
Hög	>0,749	1	1
God	>0,467	0,749	2
Måttlig	>0,274	0,467	3
Otillfredsställande	0,081	0,274	4
Dålig	0	<0,081	5

Beräkningen av VIX sker idag hos datavärden (SLU; Svenskt ElfiskeRegister, <http://www.slu.se/elfiskeregistret>). Först beräknas de predikterade värdena för var och en av de sex indikatorerna, dvs de värden som borde vara på lokalen om den hade hög status. Datavärdena redovisar detta i tabellform. Ett exempel från Länsbäcken i Borlänge kommun framgår nedan (Tabell 12). I exemplet fångades enbart öring och elritsa. Öring är bedömd som en art som är intolerant mot påverkan och är lithofil (Tabell 10), dvs föredrar hårbottenmiljöer. Förekomst av sådana arter indikerar bra ekologisk status. Dessutom påvisades öringreproduktion, vilket ytterligare indikerar bra status. Öringdata pekar således på hög/god status.

Elritsa är också en lithofil och indikerar därmed också bra status. Däremot är inte elritsa klassad som intolerant och inte heller tolerant. Elritsa anses därmed inte säga något om miljön ur denna aspekt. Detta innebär att observerad andel intoleranta arter blir 0,5 (dvs öring är intolerant medan elritsa inte är klassad som intolerant). Detta ger negativt utslag i den indikator som heter ”sppropintol” (andel intoleranta arter; *species proportion intolerant species*) (Tabell 12), eftersom vi förväntade oss mest intoleranta arter i en miljö med god status. Medelvärde av de sex olika indikatorerna blir 0,55, vilket dock ger en samlad bedömning som god status.

Detta exempel visar att enstaka arter påverkar bedömningen. Man måste därför vara noga med att lägga elfiskelokalen i grunda, strömmande hårbottenmiljöer! Börjar man fiska djupa lugnvatten så blir det felaktiga bedömningar.

Exemplet visar också att det nästan alltid krävs en expertbedömning om huruvida elfiskeresultatet är tillförlitligt. Visar resultatet god status så är det i regel inga problem, men om en enstaka indikator gör att statusen klassas ner betydligt bör man tänka efter om resultatet är relevant eller inte.

Tabell 12. Exempel på elfiskeresultat från Länsbäcken, Borlänge kommun, augusti 2013 med observerade och förväntade värden på de sex VIX-indikatorerna, samt det resulterande p-värdet (se texten). Man tar medelvärde av de sex p-värdena (i rutor med fetmarkerad kantlinje) och beräknar så VIX. Detta jämförs med klassgränserna i tabell 11.

Fångst	Öring 0+	28,5	
	Öring >0+	23,5	
	Elritsa	3	

Variabel	Värde	Förklaring	Status
nölax	52	Observerad täthet av lax och öring per 100 m2	
pred_nölax	33,12	Förväntad täthet av lax och öring per 100 m2	
p_VIX-nölax	0,67	Sannolikhet att lokalen har hög/god status	God
nandtol	0	Observerad andel toleranta individer	
pred_nandtol	0	Förväntad andel toleranta individer	
p_VIX_nandtol	0,67	Sannolikhet att lokalen har hög/god status	God
nandlith	1	Observerad andel litofila (hårdbotten) arter	
pred_nandlith	1	Förväntad andel litofila (hårdbotten) arter	
p_VIX_nandlith	0,41	Sannolikhet att lokalen har hög/god status	Måttlig
spproptol	0	Observerad andel toleranta arter	
pred_spproptol	0,01	Förmodad andel toleranta arter	
p_VIX_spproptol	0,68	Sannolikhet att lokalen har hög/god status	God
sppropintol	0,5	Observerad andel intoleranta arter	
pred_sppropintol	0,93	Förmodad andel intoleranta arter	
p_VIX_sppropintol	0,09	Sannolikhet att lokalen har hög/god status	Otillfredsställande
Kvot	1	Observerad andel laxfiskarter med reproduktion	
pred_Kvot	0,69	Förväntad andel laxfiskarter med reproduktion	
p_VIX_Kvot	0,79	Sannolikhet att lokalen har hög/god status	Hög
VIX	0,55	Medelvärde av alla p_VIX (rutorna)	
VIX-Klass	2	VIX>0,467 och <0,749 (Tabell 11)	God

I exemplet ovan framgår att enstaka arter kan påverka bedömningen, t.ex. hade fångst av en abborre vid elfisket resulterat i en bedömning som måttlig fiskstatus. Därför kan inte ett enstaka elfisketillfälle användas för klassning av fiskstatus eftersom risken att då klassa fel är betydande. Man bör minst använda tre elfisketillfällen för att vara säker (Degerman m fl 2012). Detta eftersom risken att klassa fel mellan hög/god status och måttlig/otillfredsställande/dålig är cirka 27 % (0,27) (värdet från Beier m fl 2007). Risken att två prov båda är fel blir då $0,27 \times 0,27 = 0,07$, och risken att tre prov alla blir fel $= 0,27^3 = 0,012$. Det är alltså högst osannolikt att tre prov alla visar fel.

Komplikationer vid bedömning av ekologisk status i vattendrag

Även om man med elfiske kan beräkna fiskstatus för lokalen och vid det tillfället, får detta inte förväxlas med vattendragets eller vattenförekomstens bedömda ekologiska status. Vid bedömning av ekologisk status måste man först analysera om elfiskeunderlaget är relevant och hur osäkert det är (HVMFS 2013:19). Ser man att resultatet verkar osäkert eller är orimligt kan man bortse från det. Nedan räknas upp ett antal faktorer som kan påverka om bedömningen av fiskstatus är relevant.

1-Val av lokal: Det går att få resultatet god fiskstatus från ett enskilt elfiske i en liten återstående rännil i en torrfåra nedom ett kraftverk, d v s trots att kanske 90 % av strömhabitatet är borta kan resthabitatet uppvisa god status. Det betyder inte att vattendraget har god ekologisk status. Man bör ta hänsyn till hur stor del av den under naturliga förhållanden våta arealen som nu är torrlagd och tilldela den VIX-värdet 0. Sedan beräknas ett viktat VIX-medelvärde för hela torrfåran, torrlagda och blöta (undersökta) partier.

2-Lokalens avfiskade yta: Grundläggande är att man ska bibehålla en äldre lokals avgränsning när den återbesöks. Fiska om möjligt alltid med samma avgränsning. När man väljer en ny lokal är det viktigt att få till en tillräcklig yta. Fiskar man liten yta minskar chansen att få med alla arter (Figur 16), vilket kan ge en missvisande klassificering. Små provytor kan göra att för få individer fångas. Det bör vara minst 10 fångade individer för en bra klassning (Fame consortium 2004), alternativt bör ytan vara så stor att man kan ha goda skäl att förvänta sig att ha fångat minst 10 individer om lokalen vore en opåverkad lokal. Vid förstagångselfiske, d v s när man väljer ut och elfiskar en lokal för allra första gången, strävar länsstyrelsen i Dalarna att provytan avgränsas så att minst 30 fiskar fångas. Detta under förutsättning att det kan göras med en rimlig insats. Faktum är att det vid många elfisketillfällen fångas för få individer för att ge säkra bedömningar. Om man ser till alla genomförda elfisken i Dalarna fångades färre än 10 fiskar vid ett elfisketillfälle vid nästan vart fjärde av genomförda studier (Tabell 13).

Tabell 13. Fördelning av antal fångade fiskindivider (oavsett art) vid 4 471 resp. 4 241 elfisketillfällen i Dalarna. Observera att alla utförare är inkluderade, inte bara Länsstyrelsen.

Percentil	Fångst i antal (alla)	Fångst i antal (exklusive nollvärden)
Minimum	0	1
5%-percentil	0	2
25%-percentil	10	13
50%-percentil	32	34
75%-percentil	68	70
95%-percentil	173	176
Maximum	1575	1575
Antal elfisken	4471	4241

3-Antal lokaler: Minst tre lokaler/eller tillfällen bör undersökas för att minska risken för felklassning (Degerman m fl 2012).

4-Fiskets genomförande: Fiskar man fel tid, med fel utrustning och utan att följa standarden riskerar också beräkningen att bli felaktig.

5-Konnektivitet idag: Konnektivitet handlar om att arter fritt kan vandra inom och mellan vatten, d v s avsaknad från artificiella vandringshinder. VIX är dålig på att fånga upp (indikera) bristande möjligheter för fiskar att vandra fritt i systemet (dålig konnektivitet) (Beier m fl 2007).

6-Historisk förändring av konnektivitet: Ett krav för beräkning av VIX är att det finns en bedömning av öringpopulationens vandringstyp (strömlevande eller vandrande). Är den strömlevande ställs lägre förväntade nivåer på täthet av öringungar för att nå god status. Vi vet ju sedan avsnittet om flodpärlmussla att vandrande populationer har högre tätheter (Figur 29). Detta gör att ett vandringshinder nedströms påverkar bedömningen. Det blir nämligen lättare att få ett positivt VIX-utfall, eftersom fisksamhället historiskt försämrats då långvandrande arter inte förekommer längre. Man bedömer nämligen beståndet som strömlevande vid elfisketillfället, utan hänsyn till att det faktiskt var vandrande förr. Om man istället anger att beståndet är vandrande, för så har det ju varit, och använder detta vid beräkningarna kommer effekten av det nya vandringshindret att synas tydligt genom ett sämre utfall.

VIX kan vara ett stöd i enskilda utredningar och statusklassningar av enskilda vattenförekomster, men måste alltid efterföljas av en rimlighetsbedömning. Idag ser man allt oftare att enstaka elfiskeresultat används i stora vattenmål för att bedöma statusen på vattendraget. Det är inte relevant att göra så.

För stora material insamlade i olika syften torde VIX ge en relevant bild, dock med de ovan noterade svagheter rörande historiska förändringar och konnektivitet.

VIX är inte facit för statusklassning, utan ett hjälpmedel.

Fiskstatus i länets vattendrag enligt VIX

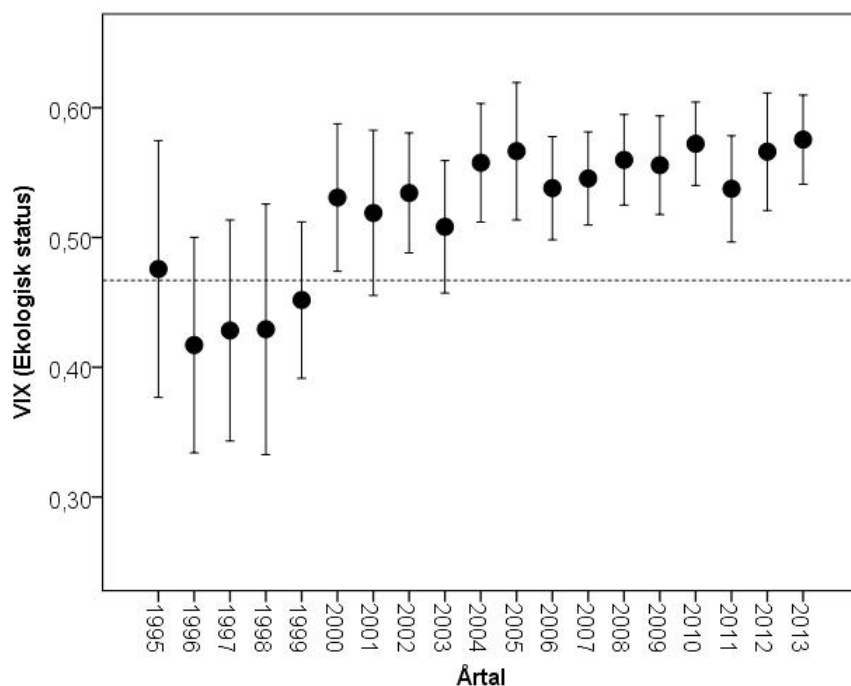
Länsstyrelsen bedömer och vattenmyndigheten fastställer vattnens *ekologiska status*. I princip finns inget program med huvudsyftet att undersöka vattendrag med elfiske enbart för att bedöma ekologisk status. Man använder befintliga data från andra program, precis som vi gjorde för att bedöma biologisk mångfald tidigare i rapporten.

Över tid har *fiskstatusen* generellt förbättrats under perioden 1995 - 2013 (Figur 31). Resultatet baseras på lokaler som ingick i längre uppföljning (minst sex års undersökningar, och fiskats både före år 2000 och efter år 2010). I en linjär regression testades om VIX signifikant var korrelerat till årtal, vattendragets bredd,

höjdläge eller latitud. Samtliga var signifikant korrelerade, men årtal var den viktigaste variabeln, dvs den som valdes först i en stegvis multipel linjär regression. Därmed kan man konstatera att fiskstatusen förbättrats signifikant under perioden, det var inte en effekt av att olika typer av lokaler fiskats de olika åren.

I analysen ovan beräknas medelvärdet per år, något som kan vara problematiskt om vissa lokaler bara undersöks enstaka år. De kan då påverka utfallet påtagligt, dvs är materialet obalanserat kan resultatet vara missvisande. För att kontrollera om så kunde vara fallet valdes enbart lokaler ut som besökts minst fem gånger och där uppföljningen startade före 1995 och sedan pågått till minst 2008. Det blev 29 lokaler kvar i datasetet. För dessa beräknades för var och en Pearson korrelationen mellan VIX-värdet och årtal. Om resultatet i figur 31 verkligen speglar en faktisk positiv trend bör korrelationen mellan VIX och årtal vara positiv och skild från 0. Så var också fallet (Envägs Anova, $n=29$, medel Pearson $r=0,34$ (0,22 - 0,48; 95%-konfidensintervall), $t=5,55$, $p<0,001$). Vattendragen i Dalarna visade således en signifikant positiv utveckling av fiskstatus över tid.

Den positiva utvecklingen av vattendragens fiskstatus kan bero på flera orsaker; klimatiska, minskat försurande nedfall, kalkning, biotopvård, inrättande av fiskvägar och minskade utsläpp av olika ämnen. Det kan vara av intresse att jämföra vattendrag som kalkas med vattendrag som ingår i miljöövervakningen. Denna jämförelse görs dock i senare avsnitt.



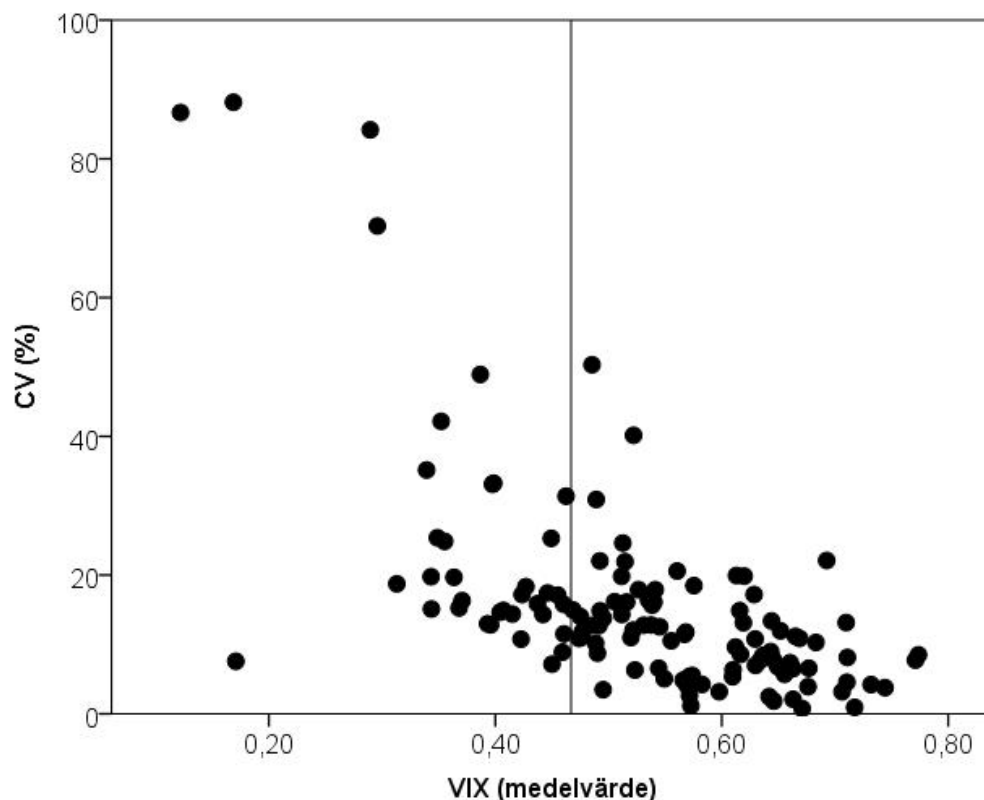
Figur 31. Medelvärde (och 95%-konfidensintervall) av fiskstatus perioden 1995-2013 för vattendrag med längre uppföljning under perioden. Värden över den streckade linjen innebär hög/god statusbedömning och värden under linjen, sämre status.

Om man inkluderar alla elfisken i vattendrag för att få en bild av fiskstatusen i länet blir resultatet svårtolkat. Vatten med sämre status finns över hela länet, liksom vatten med bättre status. Kan man närmare identifiera vilka typer av vatten som uppvisat en viss fiskstatus? Generellt var fiskstatusen bättre i breda vattendrag (vattendragsbredd), på högre höjd (h ö h) och längre norrut (X-koordinat) i länet (Pearson korrelation mellan VIX och respektive variabel 0,209, 0,054 och 0,101, alla $p < 0,001$, $n = 4\,232$).

För vattendrag var det tydligt att de minsta vattnen, med avrinningsområde under 10 km^2 , oftare uppvisade sämre status (59 % visade sämre status än god, jämfört med 41 % i större vattendrag). Detta är troligen en effekt av att dessa vatten lättare torkar ut, försuras och i allmänhet har små, och därmed känsliga habitat för fisk. Likaså hade vattendrag med liten ($< 1\%$) andel sjöar i avrinningsområdet uppströms oftare sämre status än i sjörikare avrinningsområden (57 % jämfört med 38 %), rimligen eftersom sjöar dämpar variationerna i vattenföring och klimat. Väljer man ut enbart små ($< 10\text{ km}^2$) vattendrag med liten ($< 1\%$) andel sjö så var andelen vatten med sämre status (d v s måttlig, otillfredsställande eller dålig), hela 76 %. Generellt bör därför inte vattendrag med avrinningsområden under 10 km^2 användas vid klassning av fiskstatus på grund av de naturliga variationerna är så stora att de riskerar att ge missvisande resultat. (Resultaten i figur 31 kvarstår dock oförändrade även om dessa mindre vattendrag borträknas.)

Precision och säkerhet vid bedömning av ekologisk status med VIX

Bedömningen av fiskstatus bör ske utifrån minst tre elfisketillfällen (antingen i tid eller i rum) (Degerman m fl 2012). Vi har valt att studera precision och statistisk styrka närmare på de lokaler som inte uppvisade någon signifikant trend i VIX-värde över tid under perioden 2000 - 2013 (korrelation mellan fiskstatus och årtal), och som undersökts minst fem gånger denna period. 125 lokaler uppfyllde dessa kriterier. För dessa lokaler beräknades medelvärdet av VIX samt standardavvikelsen. Från detta beräknades sedan variationskoefficienten (CV). Variationskoefficienten, osäkerheten i skattningen av det sanna medelvärdet, minskade med ökat värde på VIX (Figur 32). När VIX var större än 0,467 (d v s statusen är god eller hög) var CV i medeltal 11 %. Detta talar för att man inte behöver lika många prov från vatten med bra status som från vatten med sämre status, eftersom de förra varierar mindre än vatten med sämre status.



Figur 32. Variationskoefficient (CV) avsatt mot medelvärdet av VIX på 125 lokaler som undersökts vid minst fem tillfällen perioden 2000-2013 och där ingen signifikant trend i VIX över tid förelåg.

CV var signifikant negativt korrelerat med altituden (mindre variationer i VIX på högre höjd), tätheten av öring (starka öringbestånd ger höga och stabila värden på VIX per definition) och antal genomförda utfisken vid elfisketillfället (Tabell 14). Det senare innebär att CV generellt var lägre när fler utfisken utförts. Alltså skulle en orsak till höga CV kunna ligga i att man fiskar för få utfisken. Men, man använder metoden med flera utfisken på lokaler med täta bestånd av målarter, främst öring. Dessa lokaler har ju också låga CV. Så det gäller att renodla effekten av antal utfisken från tätheten av öring – ger verkligen fler utfisken lägre CV? I en linjär regression predikterades CV med hjälp av öringtäthet ($\log_{10}$) och antal utfisken. En signifikant modell erhöles med båda oberoende variablerna inkluderade (öring $p < 0,001$, antal utfisken $p = 0,049$) (linjär regression, $r^2 = 0,196$, $F_{2,121} = 15,9$, $p < 0,001$). Vid en fix öringtäthet skulle ett ytterligare utfiske genomfört vid samtliga tillfällen på en lokal minska CV med tio procentenheter. Alltså har antalet utfisken betydelse för osäkerheten i medelvärdet av VIX på en lokal. Eftersom lokaler med starka öringbestånd generellt har låg CV så är det framför allt på lokaler med låg täthet av öring som det lönar sig att öka antalet utfisken för att öka precisionen i medelvärdet av VIX.

Tabell 14. Spearman rank korrelation mellan CV för VIX och olika omgivningsvariabler och artförekomster på elfiskelokalerna. Signifikanta korrelationer markerade med fetstil (n=125).

Altitud (m.ö.h.)	Andel sjö	Avstånd till sjö	Medel- bredd (m)	Avfiskad area (m ²)	Antal utfisken (1-3)
-0,233	0,056	-0,081	0,063	0,029	-0,253

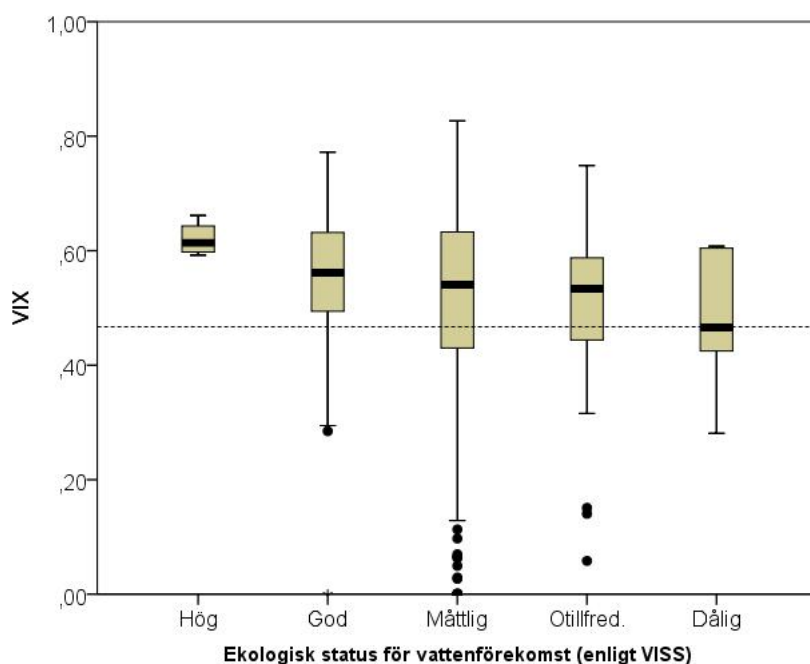
Djup- max (m)	Djup- medel (m)	Lokal- värde (0-2)	Vatten- hastighet	Dominerande substrat (1-5)	Antal elfisken (>=5)
-0,064	0,02	-0,057	-0,017	-0,084	-0,091

Täthet av öring	Täthet av simpor	Antal arter	Provfiske- datum (1-365)
-0,531	0,155	0,375	0,074

Hur stämmer VIX med den fastställda ekologiska statusen år 2009 för en vattenförekomst?

Ovan studerade vi variationen i VIX och vi har även sett att små vattensystem generellt indikerar sämre fiskstatus än större system, troligen främst på grund av större naturliga variationer. Som nämnts ovan är landets vatten indelade i vattenförekomster. Vattenmyndigheterna har fastställt den ekologiska statusen i varje sådan vattenförekomst. I en vattenförekomst kan det finnas prov på bottenfauna, fisk och andra indikatorer (egentligen benämnda kvalitetsfaktorer) både från sjöar och vattendrag. De bedömningar som det enskilda provet ger för ett vatten ska sedan vägas samman till en samlad ekologisk status för vattenförekomsten. När det gäller vattendrag är fisk den mest använda biologiska indikatorn och man kan anta att en vattenförekomst status är korrelerad till VIX för de enskilda lokalerna och provfisketillfällena. En sådan samvariation var tydlig när man studerade vattenförekomstens status idag och elfiskeresultat från 2000 - 2013, men variationen i utfall var stor, och det var tydligt att fiskstatusen som indikerats av VIX var högre (bättre) än den samlade bedömningen av den ekologiska statusen (Figur 33). I flera fall är det vattendragets bristande konnektivitet, d v s förekomst av artificiella vandringshinder, som givit lägre status än vad som indikerats av fiskfaunan.

Det finns också påverkan av fiskutsättningar som kan ge en skenbart högre status än vad den verkligen är genom att man vid elfiske fångar många öringar. Sedan är det också så att vi i denna analys tagit med alla data, t.ex. ett enstaka elfiske från en 7 km lång vattenförekomst. I Länsstyrelsens analyser bedömdes helt riktigt detta enstaka elfiske som osäkert huruvida det representerade hela vattendraget. Länsstyrelsen använder inte heller data från så lång tidsperiod bakåt eftersom förändringar av status sker (vilket denna rapport också visat). Som vi nämnt tidigare kan man således inte använda data rakt av. Man måste alltid göra en bedömning av om dataunderlaget är tillräckligt stort och av tillräcklig kvalitet.



Figur 33. 2009 års fastställda ekologiska status för vattenförekomster i Dalarnas län jämfört med beräknad fiskstatus (VIX) vid elfisketillfällen åren 2000-2013 inom vattenförekomsterna. Boxen (box-plot) visar 25% - 75%-percentil och det breda svarta strecket visar medianvärdet. Streckad linje visar gränsen god/måttlig fiskstatus.

Rekommendationer för framtida klassning av fiskstatus

- Undvik att provta vatten med en avrinningsområdesareal under 10 km².
- Använd minst tre prov för bedömning, antingen tre olika lokaler, eller så lokalen fiskade vid tre olika tillfällen. Beräkna medelvärdet av VIX som mått på fiskstatus.
- Utför upprepade utfisken på lokaler som har sämre status, eller lite öring.
- Eftersom lokaler med starka öringbestånd generellt har låg CV så är det framför allt på lokaler med låg täthet av öring som det lönar sig att öka antalet utfisken för att öka precisionen i medelvärdet av VIX.
- Sträva efter att fånga minst 10, gärna ≥ 30 individer, för att få säkrare statusbedömning vid varje lokal och elfisketillfälle.
- Notera att VIX är dålig på att fånga upp effekten av bristande konnektivitet. Även vatten med dålig konnektivitet (stängda vandringsleder för fisk) kan ge VIX-bedömningen bra fiskstatus.
- Använd inte data från alltför lång tid tillbaka eftersom förändringar av fiskstatus kan ha skett över tid (se Figur 31).
- Använd inte enstaka elfisken från torrfårar för bedömning. En bedömning måste ske där storleken av den torrlagda arealen beaktas (se texten).

Vatten som ingår i miljöövervakningen

Bakgrund

Miljöövervakningen är fördelad på Nationell och Regional, den senare utgör länets egen övervakning. Den kan också vara uppdelad på Kontrollerande (opåverkade referenser) och Operativ (övervakning av påverkan inklusive kalkningseffektuppföljning).

Det är svårt att välja ut vattendrag som kan ingå i kontrollerande övervakning eftersom det ofta finns eller uppstår någon form av direkt påverkan i landskapet. Länets yta är till 71 % täckt av skog och det finns ett aktivt skogsbruk. Trots att skogsbruket alltmer tar en generell hänsyn till ytvattnen kan misstag ske och en lokal påverkan kan uppstå i form av t.ex. uttransport av fint sediment (Figur 34).



Figur 34. Oförsiktigt skogsbruk i närhet till vatten kan orsaka flera olika typer av skador. Om ingen skyddszon av vegetation lämnas vid avverkning minskar beskuggningen. Skogsbruksmaskiner som körs i och nära vattendrag riskerar att köra sönder fåran och de livsmiljöer som finns, samt som hjulspåren kommer att fungera som diken och bli föra ut grumlande ämnen. Foto: David Lundvall.

Det finns inte bara problemet med att hitta opåverkade vattendrag, det är även så att valet av lämplig lokal kan vara vanskelig. När väl objekten och lokalerna som ska övervakas är valda krävs ju en provtagningsintensitet som ger en rimlig statistisk styrka (power). Hur stor förändring kan man detektera? Den statistiska styrkan kan vara beroende på lokalvalet/utvalda vatten, t.ex. kan förurning synas bäst i små vatten som dock har en stor naturlig variation. Ofta ger mellanstora vatten en rimlig balans mellan att integrera över större områden samtidigt som effekter av påverkan inte späds ut. Vill man t.ex. studera näringspåverkan är strömsatta lokaler i stora vattendrag en dålig provtagningsplats eftersom syresättningen är god trots näringspåverkan (Johansson 2002).

Pågående program

Kalkningseffektuppföljning behandlas i ett separat avsnitt i nästa kapitel. Den kontrollerande regionala och nationella miljöövervakningen av fisk i vattendrag är blygsam, med endast 26 lokaler totalt i hela landet. I Dalarna kan man räkna in åtta lokaler som har ett löpande program, tre regionala och fem nationella, men genom att även ta med referenslokalerna till det Integrerade

Kalkningseffektuppföljningsprogrammet (IKEU) kommer man upp i 16 referenslokaler som ingår i löpande uppföljning (Tabell 15). Det bör då noteras att lokalerna vid Fulufjället (Stora Göljån och Tangån) påverkats av 1997 års ”regnkatastrof” (Bergquist & Degerman 2000, Lundvall 2011).

Tabell 15. Lokaler som ingår i Nationell (NMÖ) respektive Regional (RMÖ) miljöövervakning i Dalarnas län, samt IKEU referensvattendrag i länet. Koordinater i systemet RT90.

Program	Vattendrag	Lokalnamn	X-koordinat	Y-koordinat	Kommun	Första år	Senaste år	Antal år
NMÖ	Bjurforsbäcken	Ovan elledning	666936	151843	Avesta	2007	2013	7
NMÖ	Oradbäcken	Ö. Kärtmyrås	678583	137508	Älvdalen	2007	2013	7
NMÖ	Oradbäcken	Ackjärnsb/Rignäsväg	678605	137450	Älvdalen	2007	2013	9
NMÖ	Oradbäcken	Klossås, ned träbron	678620	137603	Älvdalen	2007	2013	5
RMÖ	Stora Göljån*	Ned vägbron	683221	134631	Älvdalen	1998	2013	12
RMÖ	Stora Göljån*	100 m ov gamla vägtr	683225	134590	Älvdalen	2001	2013	10
RMÖ	Hyttingsån	15 m uppstr vägen	669952	146955	Borlänge	1995	2013	8
IKEUref	Stråfulan	Ned bäverdamm	684908	133080	Älvdalen	2005	2013	9
IKEUref	Stråfulan	Stråfulunäset nedre	684867	133233	Älvdalen	1998	2013	16
IKEUref	Stråfulan	Stråfulunäset övre	684882	133200	Älvdalen	1998	2013	16
IKEUref	Sörjabäcken	Jaktkojan	673860	152975	Falun	1998	2013	16
IKEUref	Sörjabäcken	Nedstr förgrening	673875	152940	Falun	1998	2013	16
IKEUref	Tangån*	4 km ovan Tangådalst	682515	134025	Älvdalen	2005	2013	8
IKEUref	Tangån*	Hålet	681280	134190	Älvdalen	2005	2013	9
IKEUref	Tangån*	Tangådalstuga V:a f	682245	134230	Älvdalen	2005	2013	8
IKEUref	Tangån*	Tangådalstuga Ö:a f	682240	134235	Älvdalen	2005	2013	9

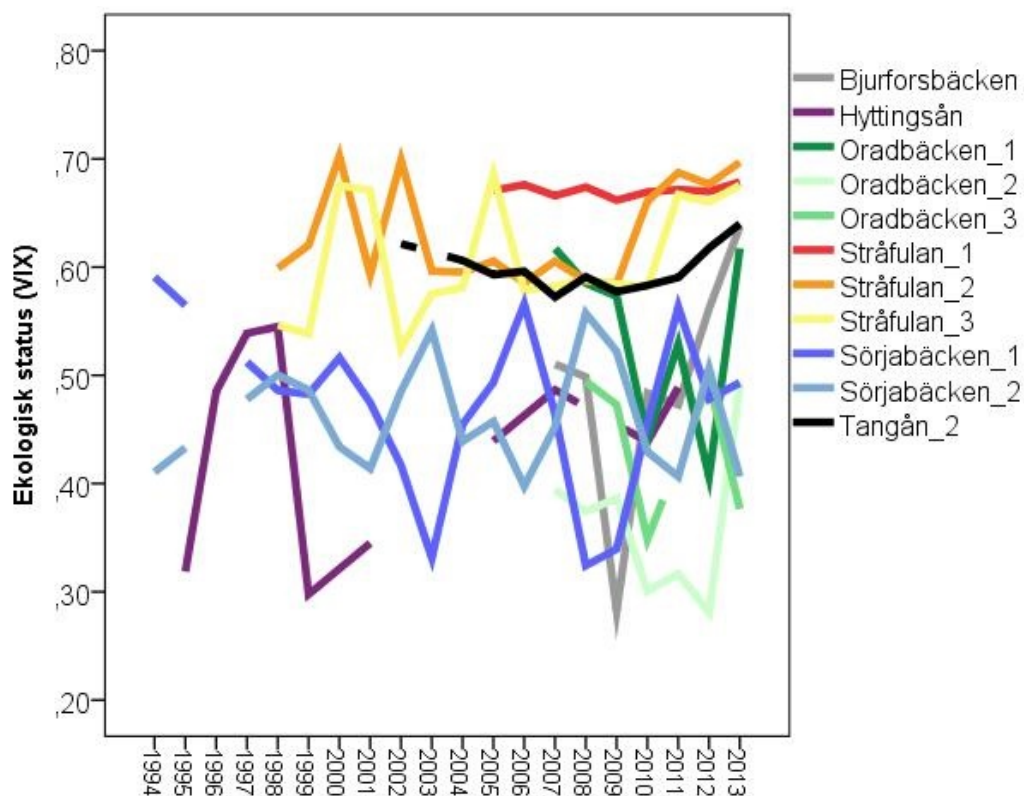
*=Uppföljning av översvämning på Fulufjället

För den nationella övervakningen ingår bara lokaler från år 2007 och framåt fördelat på två vattendrag, från Avesta och Älvdalens kommuner. De regionala övervakningslokalerna har längre tidsserier.

Noterade förändringar

Vi fokuserar här på lokalerna i tabell 15. Stora Göljån (RMÖ) och Tangån (IKEUref) är dock specialfall eftersom det är en uppföljning av 1997 års ”regnkatastrof” på Fulufjället. Alltså bör de särbehandlas och endast den lägst belägna lokalen i Tangån tas med bland de reguljära referenserna.

Därmed återstår 11 lokaler som flera pendlar runt gränsen mellan måttlig och god fiskstatus (Figur 35). I Figur 31 ovan visades att statusen förbättrats för elfiskade vatten i Dalarna som helhet, framför allt har elfisken på 2000-talet visat högre status än på 1990-talet. För de få referenslokalerna, med de ibland relativt korta tidsserierna, var det svårare att skönja någon gemensam trend.



Figur 35. Fiskstatus (VIX) för de 11 miljöövervakningslokalerna åren 1994-2013. Observera att ingen av lokalerna provtagits samtliga år.

Medelvärde för VIX för samtliga dessa lokaler samtliga år var 0,53 (S.D. 0,108, n=120). Den samlade statusen var signifikant högre än 0,467, d v s god (One-sample t-test, $t=6,538$, $n=119$).

Nu är det ju inte bara fiskstatus som kan övervakas i referensvattendragen. Om man ser till de enskilda lokalerna kan konstateras att trenden varit tydligt i att beskuggningen av vattendragen ökat (Tabell 16), vilket ju var i överensstämmelse med samtliga vattendrag i Dalarna (se avsnittet om biologisk mångfald ovan; Figur 24). Den samlade utvecklingen av beskuggning i referensvattendragen var signifikant positiv (Pearson korrelation $r=0,47$, $p<0,001$, $n=120$). Antalet fångade arter uppvisade i det samlade materialet av referenslokaler en negativ trend ($r=-0,342$, $p<0,001$), vilket skiljer den från det samlade materialet av elfisken i länets skogsvattendrag (Figur 17). Som redan framgått så var också biodiversiteten lägre i kalkreferensvattendrag än i kalkade vatten (Figur 18). Referenserna kan därmed vara påverkade av en generell försurning, speciellt Hyttingsån och Oradbäcken.

Tabell 16. Pearson korrelation (r) beräknat mellan år och respektive parameter i de olika referensvattendragen. Observera att värde >0 indikerar en positiv trend, och värde <0 en negativ trend. Korrelationskoefficienten uttrycker inte hur stark trenden är, utan hur tydlig den är. Asteriskerna indikerar signifikanta samband (* motsvarar $p<0,05$, ** $p<0,01$, *** $p<0,001$).

Vatten/lokal	VIX	Antal arter	Öring 0+	Öring >0+	Öring_allapHisces	Beskuggning	Död ved	Antal år	
Bjurforsbäcken	0,496	-0,51	-0,243	0,224	0,104	-0,277	-0,648	7	
Hyttingsån	0,181	0,882**	0,563	0,779*	0,783*	0,783*	0,413	0,195	8
Oradbäcken_1	-0,366		-0,179	-0,129	-0,26	-0,123	0,612	-0,398	7
Oradbäcken_2	0,037		0,402	0,187	0,327	0,217	0,612	0,282	7
Oradbäcken_3	-0,379		-0,733	0,369	0,264	-0,484		-0,237	5
Stråfulan_1	0,175		0,021	-0,265	-0,175	-0,207	0	-0,29	9
Stråfulan_2	0,271	-0,42	-0,463	-0,289	-0,543*	-0,252	0,028	-0,43	16
Stråfulan_3	0,381	-0,389	-0,018	0,02	-0,006	0,236	0,753**	-0,615*	16
Sörjabäcken_1	-0,22	-0,275	-0,453	0,108	-0,289	-0,509*	0,635**	-0,461	17
Sörjabäcken_2	0,02	-0,103	-0,041	-0,3	-0,305	-0,176	0,781**	-0,435	17
Tangån_2	0,121	-0,129	0,168	0,038	0,099	0,005	0,647*	-0,328	11
Samlad trend	0,058	-0,342***	-0,057	0,216*	0,161	-0,12	0,470***	0,155	120

Säkerhet vid bedömning av förändringar

Det säger sig självt att provtagningsdesign och provtagnings utförande kan påverka säkerheten i de bedömningar som görs. En bra referenslokal ska både reagera tydligt på en antropogen miljöpåverkan, men samtidigt vara mindre känslig för slumpvisa variationer. För det första finns det inga sådana lokaler, alla vatten påverkas ständigt av människan genom olika utsläpp, t.ex. av försurande ämnen och miljögifter, samtidigt som klimatet naturligt ger variationer mellan år. För att öka sannolikheten att detektera förändringar bör den naturliga variationen vara ringa. Vi kan mäta detta som CV, variationskoefficienten. Idealt är CV så litet som möjligt, gärna under 10 %. Faktum är att CV för VIX varit förhållandevis ringa i de undersökta lokalerna (jämför Figur 35), med flera lokaler med värden under 10 % (Tabell 17).

Tabell 17. Medelvärde, standardavvikelse (SD) och CV för VIX (fiskstatus) för de 11 referenslokalerna.

Vatten/lokal	VIX	VIX_SD	VIX_CV (%)
Bjurforsbäcken	0,49	0,11	22,05
Hyttingsån	0,45	0,09	20,85
Oradbäcken_1	0,54	0,08	15,68
Oradbäcken_2	0,36	0,07	19,69
Oradbäcken_3	0,44	0,07	15,87
Stråfulan_1	0,67	0,01	0,76
Stråfulan_2	0,63	0,05	7,40
Stråfulan_3	0,61	0,06	9,10
Sörjabäcken_1	0,47	0,08	16,67
Sörjabäcken_2	0,46	0,05	11,01
Tangån_2	0,60	0,02	3,42
Medel	0,52	0,06	12,95

Frågan är då vad som orsakar skillnaden i CV mellan dessa vattendrag? Det framgick tydligt i materialet av referenslokaler att högre belägna och breda vatten med liten andel sjöar hade lägre CV (Tabell 18, jämför med Tabell 14). Eftersom VIX bland annat baseras på förekomst av toleranta fiskarter kan detta inverka då flera av dessa arter inte förekommer på högre höjd och då de förekommer är det främst i sjöar, t.ex. "sjöarter" som mört och braxen. Samtidigt kan det vara så att antropogen påverkan är mindre i högre belägna vattendrag, t.ex. mindre påverkan från jordbruk och tätorter.

Tabell 18. Pearson korrelation mellan CV och olika uppgifter om avrinningsområdet. MQ är årsmedelvattenföring. Bredd utgör vattendragets medelbredd på elfiskelokalen (se mer i Bilaga 1).

	Vix_medel	Höjdläge	MQ	Bredd	Andel sjö
Pearson r	-0,827	-0,803	-0,628	-0,815	-0,592
p	0,002	0,003	0,038	0,002	0,055

För att studera hur andra indikatorer på miljötillståndet varierade i referensvattendragen genomfördes en analys på motsvarande sätt. Låg variation över tid förelåg för antal fångade fiskarter, antal lithofila (hårdbottenlevande) individer, dominerande substrat och vattentemperatur. Intermediär variation (CV på 20 - 40 %) förelåg för t.ex. försurningsbedömning (*pH*scs), Simpsons diversitetsindex, beskuggning samt täthet av öring och simpor (Tabell 19).

Tabell 19. CV (%) för olika uppgifter från de respektive referensvattendragen (förklaring i Bilaga 1).

Vatten/lokal	VIX	Öring 0+	Öring >0+	Öring alla	Simpdor	Elritsa	pHscs	Antal arter	Litofila	Simpson
Bjurforsbäcken	22,1	53,3	25,8	18,9			33,9	27,9	2,0	59,1
Hyttingsån	20,9	89,2	167,2	111,4	50,4	158,6	28,3	21,8	11,5	25,1
Oradbäcken_1	15,7	112,9	27,9	33,2			54,8	0,0	0,0	5,3
Oradbäcken_2	19,7	160,2	36,9	47,9			57,6	0,0	0,0	57,3
Oradbäcken_3	15,9	103,6	8,0	7,5			34,2	0,0	0,0	17,1
Stråfulan_1	0,8	13,0	8,7	7,7	28,8		11,7	0,0	0,0	35,1
Stråfulan_2	7,4	19,0	12,3	9,8	14,7	136,4	6,4	19,1	0,0	12,3
Stråfulan_3	9,1	25,0	8,7	8,6	16,1	133,4	14,4	24,8	0,0	13,6
Sörjabäcken_1	16,7	69,6	10,6	12,9	29,5		28,5	14,6	0,7	18,1
Sörjabäcken_2	11,0	58,7	37,1	28,2	35,3		26,4	29,9	3,3	23,7
Tångån_2	3,4	21,4	26,0	15,4	19,8		17,5	18,5	0,0	12,1
Medel	13,0	66,0	33,5	27,4	27,8	142,8	28,5	14,2	1,6	25,3

Vatten/lokal	Grumlighet	Vattenfärg	Maxdjup	Medeldjup	Vattentemp	Lufttemp	Beskuggning	Död ved	Sub1	Veg.mängd
Bjurforsbäcken	0,0	0,0	21,2	33,7	10,3	13,8	0,0	45,9	25,61	20,79
Hyttingsån	0,0	24,7	48,1	69,5	23,3	26,9	141,4	121,2	9,12	39,27
Oradbäcken_1	0,0	20,8	28,4	33,7	18,3	24,1	34,1	53,9	34,88	21,35
Oradbäcken_2	0,0	20,8	21,3	34,4	18,7	24,0	5,5	59,6	38,66	13,23
Oradbäcken_3	0,0	21,1	13,6	33,0	10,1	14,7	0,0	50,5	0	15,97
Stråfulan_1	30,0	17,7	12,1	24,2	21,7	24,5	41,4	30,6	0	11,54
Stråfulan_2	0,0	31,4	7,6	17,2	14,7	21,8	23,5	47,8	11,48	19,99
Stråfulan_3	0,0	28,4	13,4	18,1	20,9	27,3	25,3	24,8	0	21,02
Sörjabäcken_1	47,5	15,8	18,0	19,9	33,0	38,8	42,3	28,6	4,91	23,53
Sörjabäcken_2	47,0	9,5	26,4	30,2	20,1	30,8	50,8	42,0	11,36	32,9
Tångån_2	0,0	0,0	13,2	15,0	12,4	23,4	33,4	138,7	9,67	14,42
Medel	11,3	17,3	20,3	29,9	18,5	24,6	36,2	58,5	13,2	21,3

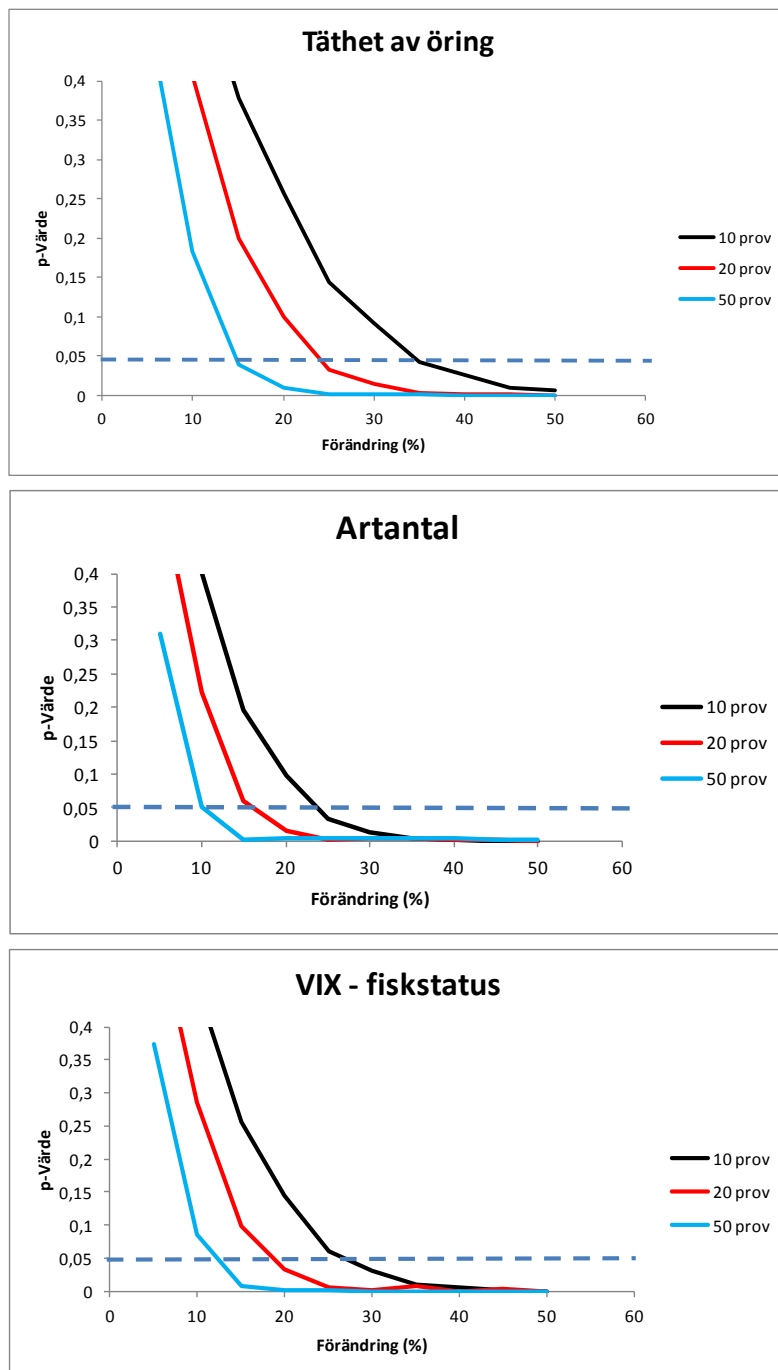
Hur antalet referenslokaler påverkar statistisk säkerhet

I princip fiskas tio referenslokaler årligen, stickprovstorleken är således tio. Om man vill kunna statistiskt signifikant påvisa en förändring från ett år till ett annat med en variansanalys (Anova, F-test) krävs olika stora stickprov beroende på variansen i stickprovet, d v s hur medelvärde och standardavvikelse förhåller sig till varandra. Nedan har vi åskådliggjort möjligheten att påvisa en förändring med 10 %, 20 % respektive 50 % av medelvärdet av öringtäthet ($\log_{10}$), artantal och fiskstatus (VIX) (Figur 36a-c).

Med tio referenslokaler årligen kan man vid jämförelse mellan två år påvisa en förändring med 35 % för öringtäthet, 24 % för artantal och 28 % för fiskstatus. Skulle man fördubbla antalet referenslokaler som undersöks årligen så blir motsvarande lägsta förändring som kan påvisas 24 %, 17 % respektive 19 %. Nu behöver man inte utöka antalet referenslokaler som undersöks varje år, man kan också slå samman flera år vid jämförelser, t.ex. jämföra perioden 2000 - 2004 med 2009 - 2013, beroende på frågeställning. På så sätt kan man komma upp i 50 i vartdera stickprovet och når en betydligt högre statistisk säkerhet. Det är ändå svårt att påvisa förändringar under 10 % (Figur 36a-c).

Nu behöver inte förändringar vara abrupta mellan år eller perioder, utan de kan ske gradvis. Då kan analys av förändringar över tid ske med linjär regression. Vi kan se på möjligheten att detektera en förändring med 1 % respektive 5 % årligen i täthet av öring som ett exempel. Förutsättningen är att man tar tio prov (tio referenslokaler) per år. Är förändringen så stor som 5 % årligen så skulle man med dagens program (tio referenslokaler) och med samma variation i materialet som idag påvisa en signifikant förändring redan efter 4 år. Vid en årlig förändring på 1 % skulle det ta elva år. Nu sker

sällan förändringar så stadigt över tid och sällan med samma magnitud i olika lokaler. Detta ger dock en uppfattning om miljöövervakningsprogrammets möjligheter att påvisa faktiska förändringar.



Figur 36 a-c. Sannolikhet (p-värde) att två prov har samma medelvärde vid en förändring av medelvärdet med 10, 20 respektive 50 % och med olika stickprovsstorlek (d v s antalet referenslokaler som undersöks årligen). Stickproven är signifikant skilda vid ett p-värde lika med eller lägre än 0,05, d v s under den markerade linjen.

En svaghet med övervakningsprogrammen är att referenslokalerna inte har fiskats alla år. Sedan år 2007 fiskas dock normalt tio lokaler om året, d v s det finns kompletta data under sju år (2007-2013). För det framtida arbetet är det viktigt att försöka bibehålla dagens program och ha årliga undersökningar. En analys av elfiskedata från södra Sverige visade att om provtagningen inskränktes till vartannat år, istället för varje år, skulle hälften av signifikanta förändringar inte ha kunnat detekteras under en given tidsperiod (Degerman m fl 2010).

Rekommendationer för framtida miljöövervakning

- Antalet referenslokaler kan öka något för att få en ökad säkerhet i bedömningar av trender, men det är viktigare att bibehålla en årlig provtagning i samtliga.
- Det finns resultat som tyder på en lägre diversitet än förväntat i referensvattendragen, möjligen en effekt av försurning. Ska nya referensvattendrag tillföras programmet kan det vara bra att söka efter naturligt basrikare (med högre alkalinitet) vatten.
- Se till att tillräckligt stora lokaler undersöks, gärna över 200 m² (jämför figur 16) och helst bör minst ≥ 30 fiskindivider fångas.
- Ett samlat elfiskematerial kan användas för att studera miljöförändringar, till exempel biologisk mångfald och ekologisk status, även om det är heterogent. Det kan därmed utgöra ett stöd till den kontrollerande miljöövervakningen (se avsnittet om Biologisk mångfald).

Kalkade vatten

Bakgrund

Sur nederbörd har medfört omfattande skador på faunan i vattendrag i områden med kalkfattiga marker. Speciellt låga pH-värden och höga halter av fritt aluminium har orsakat fiskdöd (Henrikson & Brodin 1995, Andrén 2010). För att motverka försurningen har man tillfört finmalet kalkstensmjöl till vatten och våtmarker.

Kalkning av sjöar och vattendrag började i Dalarna redan på 1960-talet med försök i St Rösjön, Fulufjället. År 1972 kalkades flera sjöar på Fulufjället. Kalkningsverksamheten startade sedan i större skala i länet 1977 och kulminerade under 1990-talet och början av 2000-talet för att sedan minska i omfattning. Minskningen har skett därför att det försurande nedfallet avtagit och kalkningsbehovet därmed minskat. Samtidigt har kalkningsmetodikerna förbättrats och blivit effektivare. I en del fall har också kalkningarna avslutats därför att de inte givit någon påtaglig effekt, att kalkningarna varit ekonomiskt för kostsamma i förhållande till nytta eller tekniskt varit alltför svåra.

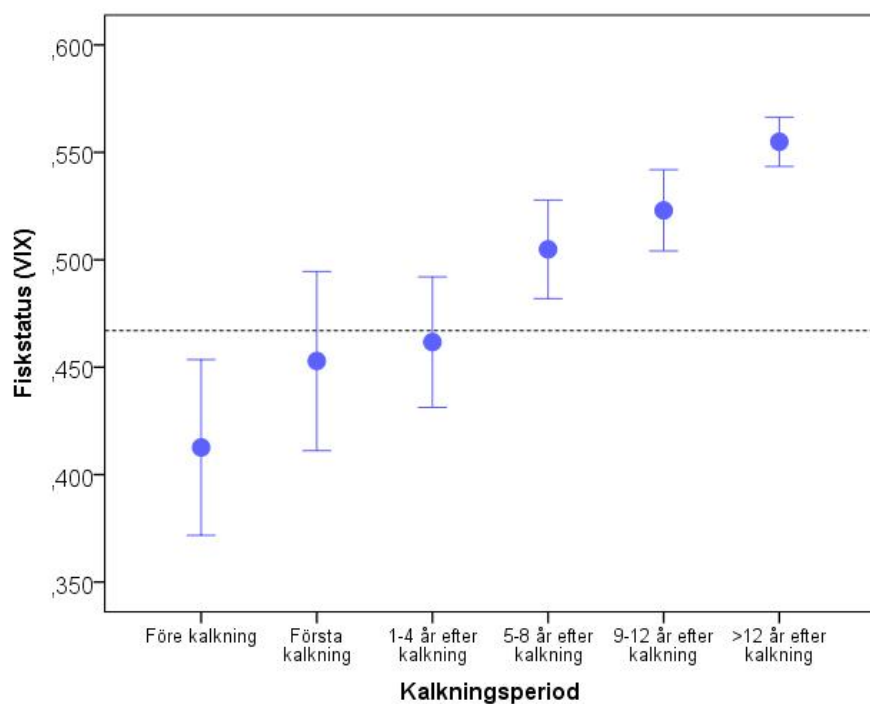
Många vattendrag är påverkade av kalkning och har undersökts med enstaka elfisken. Här har vi dock valt att koncentrera oss på de 143 kalkade lokaler som har följts under minst fem år. Dessutom finns 31 sura referenslokaler som inte varit föremål för restaurering i form av kalkning.

Samlad utveckling i kalkade objekt

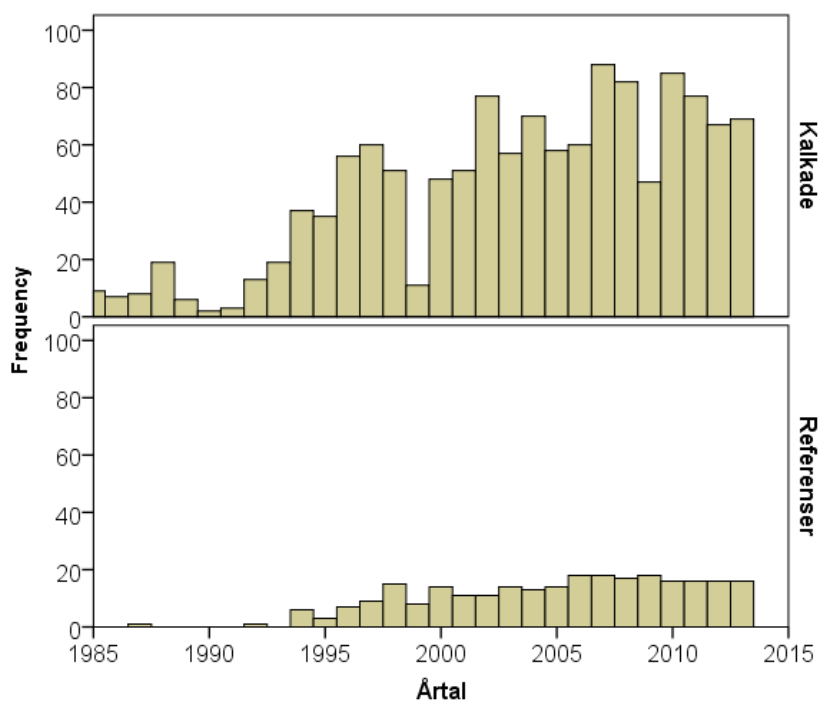
För de kalkade lokalerna har första kalkningsår använts för att visa utvecklingen vid kalkning. Elfiskeresultatet har uttryckts i förhållande till detta första kalkningsår. I figurerna anges det som "Första kalkning".

Det förelåg en tydlig förbättring av fiskstatusen efter kalkning, men för det samlade materialet krävdes det minst 5 - 8 år för att fiskstatusen i genomsnitt skulle uppnå nivån god (Figur 37).

Denna utveckling var dock densamma som för Dalarnas samtliga elfiskelokaler över tid (Figur 31). Detta kan bero på att kalkade lokaler dominerar i elfiskematerialet – de utgör 34 % av alla elfisketillfällen (Tabell 1). Tyvärr finns inte referenslokaler med samma täckning över tid som kalkade lokaler. Först från år 1994 finns det tillräckligt med sura referenslokaler undersökta för jämförelser (Figur 38). De allra suraste vattnen hade då ofta redan kalkats.

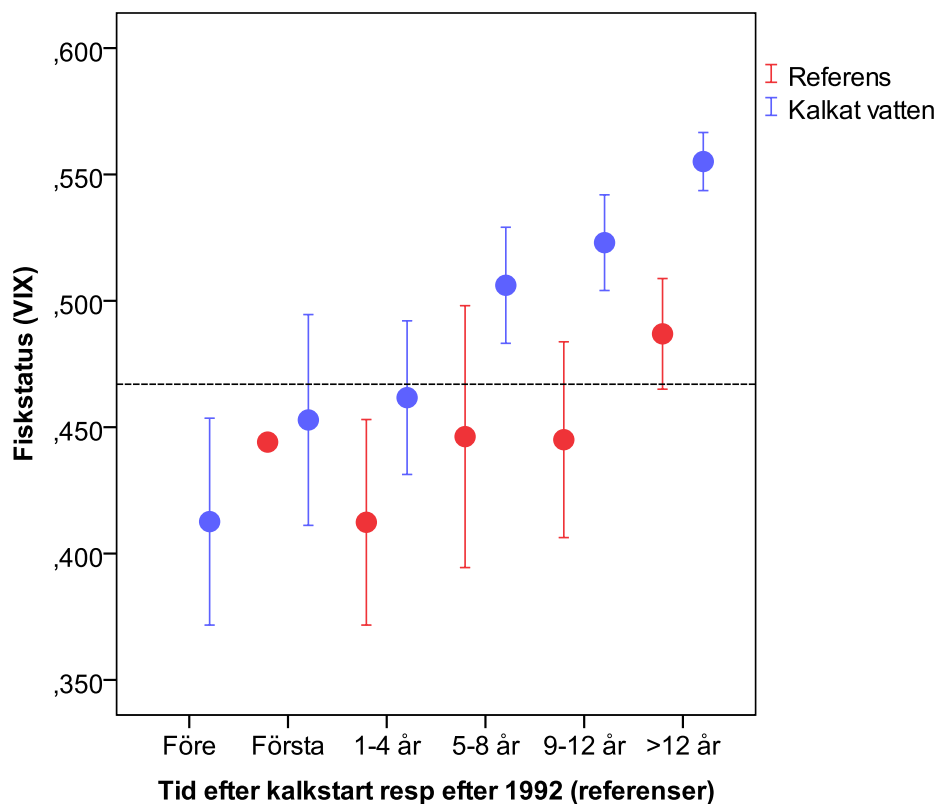


Figur 37. Medelvärde (och 95%-konfidensintervall) för fiskstatus (VIX) i samtliga 143 kalkade elfiskelokaler avsett mot tid före och efter första kalkning. Den streckade linjen visar nedre gräns för god status.



Figur 38. Antal elfisketillfällen i kalkade lokaler (övre) och sura referenslokaler (nedre) för hela perioden.

Vi kan också jämföra över tid på ett annat sätt. Medianåret för uppstart av kalkningsobjekten var 1992. Om år 1992 sätts till år 0 för referenserna, d v s motsvarande första kalkningsår, så kan årtal för provtagning av referenserna uttryckas i relation till detta år (före, resp 1-4 år efter, 5-8 år efter och så vidare). Vi saknar referensdata för perioden före 1994 och jämför således endast utvecklingen i tid efter att kalkningsverksamheten kommit igång. Som framgår av figur 39 så var förbättringen av den ekologiska statusen inte uttalad i referenserna, förutom under den sista perioden, vilket motsvarar åren 2005 - 2013. Då ska påpekas att från 2007 har referenslokalprogrammet utökats med det nationella programmet och elfisken sker årligen. Det går därför inte att fastslå att en naturlig återhämtning skett tack vare ett minskat surt nedfall. Fiskstatusen i referenserna var denna sista period (>12 år) signifikant lägre än i kalkade vatten och om en viss kemisk återhämtning skett avspeglar den sig inte i fiskfaunan.



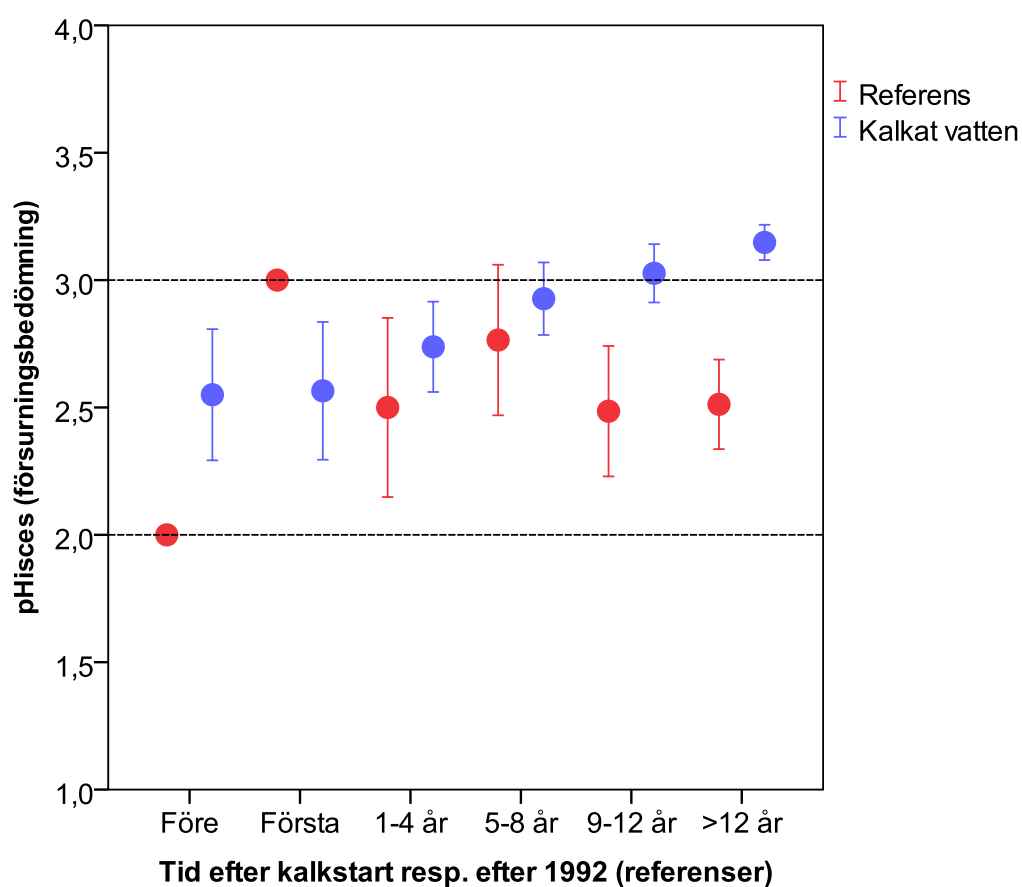
Figur 39. Medelvärde (och 95%-konfidensintervall) för fiskstatus (VIX) i samtliga kalkade vatten samt sura referensvatten, avsatt mot tid före och efter första kalkning respektive tid före och efter 1992. Den streckade linjen visar gräns mellan måttlig och god fiskstatus (god ovan, måttlig under strecket).

Försurningsbedömning

Effekten av försurning på fiskbestånd är ofta utebliven rekrytering och därmed lägre tätheter. Där försurningen gått långt sker en förlust av arter. Det skiljer i

känslighet emellan arter, där lax, flodkräffa och mört anses mest känsliga medan till exempel öring är mer tolerant. Det finns ett index, *pHisces*, utvecklat för att bedöma försurningspåverkan utifrån fiskfaunan (Degerman & Lingdell 1993). Indexet har vidareutvecklats, speciellt för att identifiera vad som är rekrytering av årsungar av förekommande arter utgående från längdfördelningen och vad som är normala tätheter av årsungar (0+) av öring. Detta index antar värdet 1 (motsvarar ungefär lägsta pH <5), 2 (lägsta pH 5-5,4) 3 (lägsta pH 5,5 - 5,9) och 4 (lägsta pH ≥ 6). Eftersom man kan beräkna medelvärdet av *pHisces* för flera elfisketillfällen kan indexet för större material i princip anta alla värden mellan 1 och 4 (Bilaga 2).

Vid en jämförelse av kalkade vattendrag med okalkade referensvattendrag framgick att kalkade vatten generellt hade fått högre indikerad pH-klass med tiden, medan de sura referenserna var för få för att ge en tydlig bild (Figur 40).

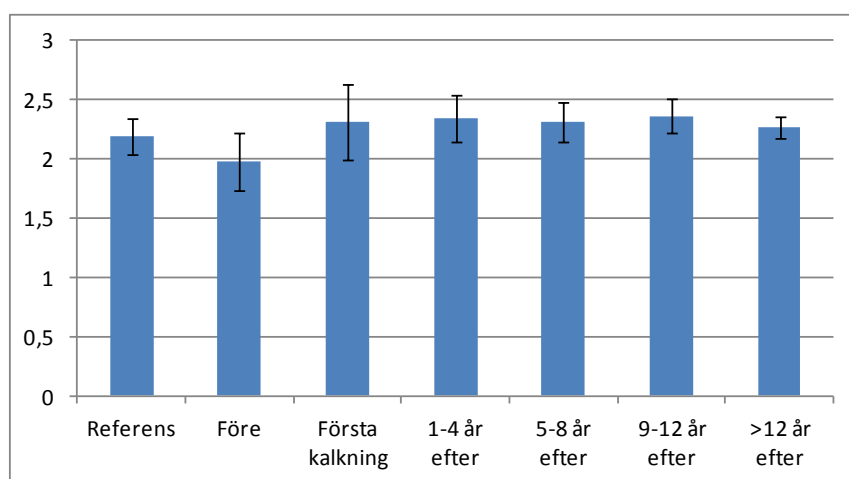


Figur 40. Försurningspåverkan bedömd med indexet *pHisces* (95%-konfidensintervall markerat med lodräta linjer). Värden kring 1 indikerar trolig stark försurningspåverkan (pH <5) och värden kring 4 ingen påverkan (pH ≥ 6,0). Kalkningspåverkade lokaler har successivt kommit över klass 3 (ett antaget lägsta pH kring 5,5 - 5,9). Okalkade referenslokaler är generellt för få för säkra slutsatser, men har indikerat betydligt större bedömd försurningspåverkan än kalkade lokaler. För referenserna har startår valts till 1992 (se texten).

Arter

Det förelåg således tydliga förändringar av fiskstatus och försurningspåverkan i kalkade vatten över tid. Det var också högre artantal i genomsnitt efter att kalkningar påbörjats jämfört med de data som finns innan kalkning (Figur 41), men resultaten påverkas av att bara vissa vatten undersöktes före kalkning. Det finns bara 40 lokaler med data från tiden före kalkning, d v s där man kan göra en analys och vara säker på att det inte finns skevheter i urvalet av lokaler.

Om man jämför antalet fångade arter från det att kalkningarna startade med artantalet före på respektive lokal, framgick att artantalet i genomsnitt ökat med 0,49 arter ($n=328$; 95%-konfidensintervall 0,36 - 0,62). Den förväntade ökningen om kalkningen inte haft effekt vore ju 0. Den uppmätta ökningen var signifikant skild från 0 (One-sample t-test, $t=7,356$, $df=327$, $p<0,001$). Således hade artantalet ökat signifikant i kalkade vatten.



Figur 41. Medelantalet fiskarter ($\pm$ 95%-konfidensintervall) per elfisketillfälle vid samtliga elfisken i kalkade vattendrag i Dalarna (jämför figur 17). Artantalet var högre efter att kalkning startade.

I det samlade materialet från kalkade vatten, d v s alla elfisketillfällen inkluderat, hade endast en art ökat signifikant vid jämförelse av perioden före upp till 4 år efter kalkning (Före) med perioden efter, d v s >4 år efter kalkning - öring (Tabell 20). Stensimpa och bäckröding hade minskat signifikant i förekomst. Båda arterna är toleranta mot försurat vatten (Degerman & Lingdell 1993). Bäckröding tål mycket låga pH året om, medan stensimpa leker efter vårfloden och undviker på så sätt tillfälliga surstötter. Noterbart var att även harr minskat i förekomstfrekvens, men det totala antalet observationer av harr var lågt och materialet kan vara påverkat av slumpen. Samtliga dessa arter (bäckröding, stensimpa och harr) är också sådana som gynnas av flottledsrensningar varför minskningen efter kalkning också kan vara en effekt av att man i flera kalkade vatten genomfört återställning av rensade vattendragssträckor. Lika betydelsefullt kan vara att öring ökar efter kalkning och därmed kan utgöra både en viktig konkurrent och rovfisk.

Tabell 20. Förekomstfrekvens (% av utförda elfisketillfällen) av arter i kalkade vattendrag vid perioden *före* (upp till fyra år efter att kalkning startat) och *efter* (>4 år efter kalkstart). Förekomstfrekvensen testades med Fishers exact test (ensidigt). I gruppen före fanns 252 elfisketillfällen och i gruppen efter 403. Arter som inte observerats vid minst 100 tillfällen har gråmarkerats vad avser p-värde.

Art	Förekomst (%)		n_totalt	Fisher exakt p
	Före	Efter		
Abborre	2	3,5	19	0,195
Bergsimpa	2,4	4,5	24	0,12
Bäckröding	19,8	14,4	108	0,043
Bäcknejonöga	9,1	7,7	54	0,305
Elritsa	36,5	41,4	259	0,12
Gädda	16,3	14,4	99	0,293
Harr	10,7	5	47	0,005
Lake	10,3	8,2	59	0,215
Mört	2	0,5	7	0,081
Stensimpa	39,3	32,5	230	0,046
Öring	82,5	95,3	592	0,0005

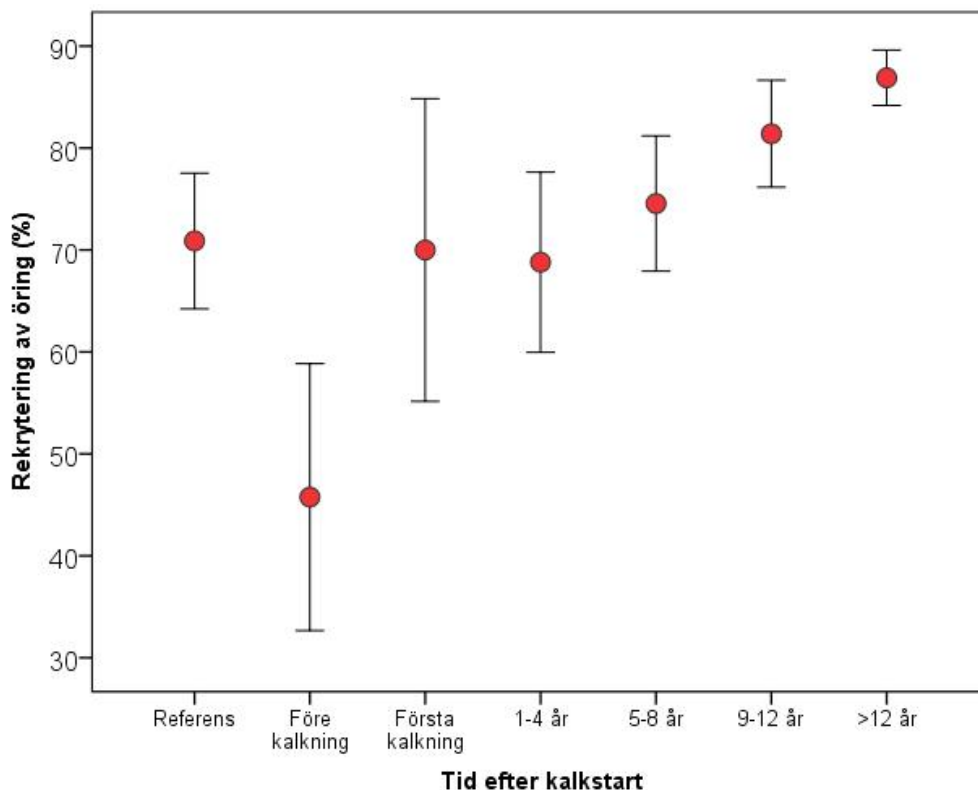
Ser man till tätheten av de vanligare arterna kan konstateras att öring var den enda art där det fanns en generell signifikant ökning efter kalkning (vid jämförelse av perioden före och upp till fyra år efter kalkning med längre efter kalkning) (Tabell 21).

Tabell 21. Täthet av respektive art eller artgrupp (simpor) i kalkade vattendrag vid perioden *före* (upp till fyra år efter att kalkning startat) och *efter* (>4 år efter kalkstart). Tätheten på lokaler med arten jämförd med t-test. Testet utfört på transformerade täthetsdata.

Art	Täthet_loggad		Täthet_median		t-test		p
	Före-Under	Efter > 4 år	Före-Under	Efter > 4 år	t-värde	Nföre;Nefter	
Bäcknejonöga	0,36	0,36	0,6	1,0	-0,023	23;31	0,082
Bäckröding	0,48	0,55	1,1	0,8	-0,667	50;58	0,506
Elritsa	0,81	0,91	3,4	6,2	-1,219	92;167	0,224
Gädda	0,30	0,30	0,7	0,7	0,895	41;58	0,373
Harr	0,20	0,21	0,5	0,4	0,893	27;20	0,893
Lake	1,04	0,82	0,8	0,4	0,809	26;33	0,422
Stensimpa	1,20	1,10	14,0	10,3	1,410	99;131	0,161
"Simpor"	1,13	1,04	12,3	8,2	1,410	107;153	0,160
Öring_alla	0,87	1,03	5,6	10,5	-3,680	208;384	<0,001
Öring 0+	0,79	0,79	4,7	4,6	0,143	130;301	0,886
Öring >0+	0,69	0,83	3,4	5,7	-4,110	200;377	<0,001

Försurning drabbar främst olika fiskarters reproduktion vilket syns vid elfiske som en minskad mängd lokaler med rekrytering av årsungar. För öring som var den

klart dominerande arter i elfiskematerialet framgick tydligt att andelen elfisketillfällen med rekrytering ökade med tid efter kalkstart (Figur 42).

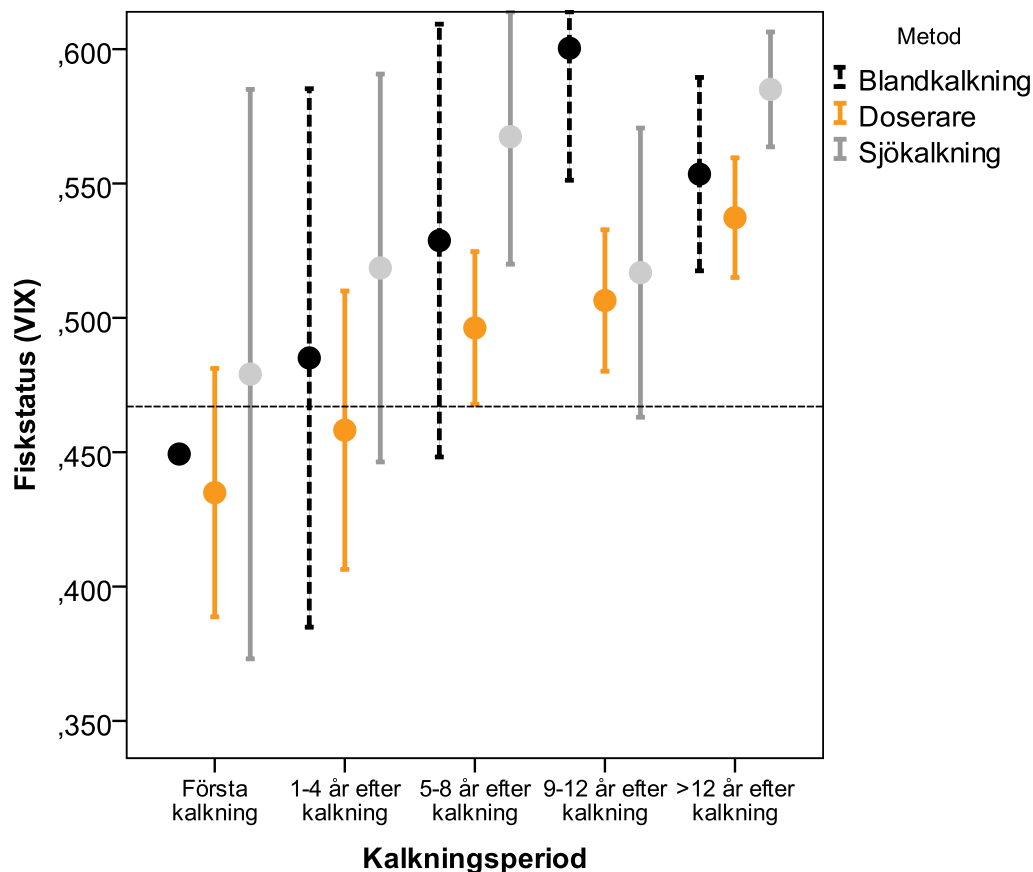


Figur 42. Andelen (%) av elfisketillfällen där öring uppvisade rekrytering (förekomst av årsungar) avsatt mot tiden före och efter första kalkning. Sura kalkningsreferenser (Rkeuref, Ikeuref) medtagna som jämförelse. Medelvärde $\pm$ 95%-konfidensintervall angivet. Där de lodräta linjerna (konfidensintervallen) inte överlappar föreligger signifikanta skillnader. Mer än 12 år efter kalkning så var andelen tillfällen med rekrytering signifikant högre än vid kalkstart och än i referenserna.

Skillnader mellan kalkningsmetoder

Kalkningsobjekten har klassats efter den huvudskaliga spridningsmetoden av kalk; sjökalkning, doserarkalkning, blandkalkning (flera metoder), samt övriga (t.ex. bäckzonskalkning och våtmarkskalkning). De tre förra metoderna dominerade och har studerats närmare. Oavsett dominerande kalkningsmetod så var utvecklingen likartad med avseende på fiskstatus (Figur 43).

Resultatet indikerar att val av kalkningsmetod inte varit avgörande för fiskstatusen (VIX), däremot var det viktigt att kalkningsverksamheten var långvarig.

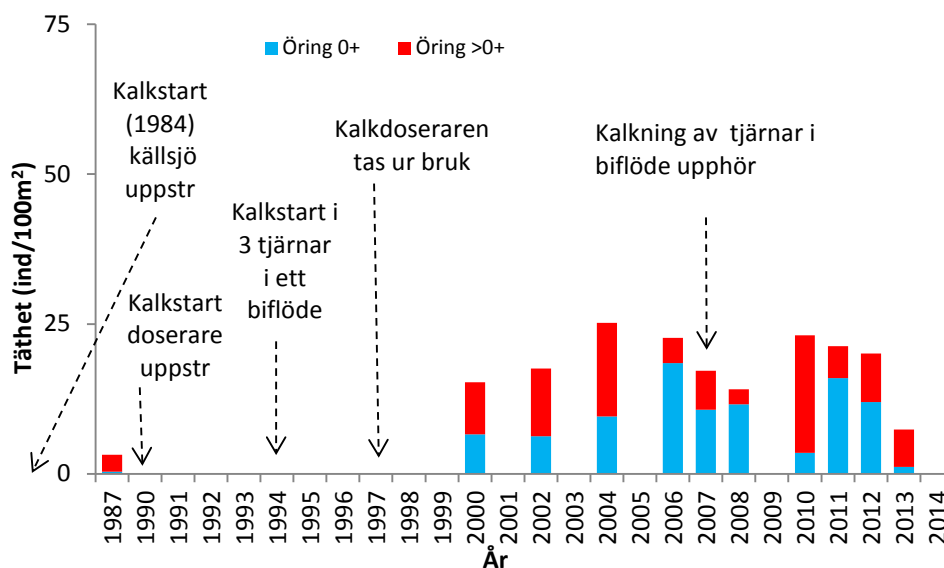


Figur 43. Medelvärde (och 95%-konfidensintervall) för fiskstatus (VIX) i vatten med olika dominerande kalkningsmetod avsett mot tid före och efter första kalkning. Den streckade linjen visar nedre gräns för god status.

Exempel på kalkade vatten

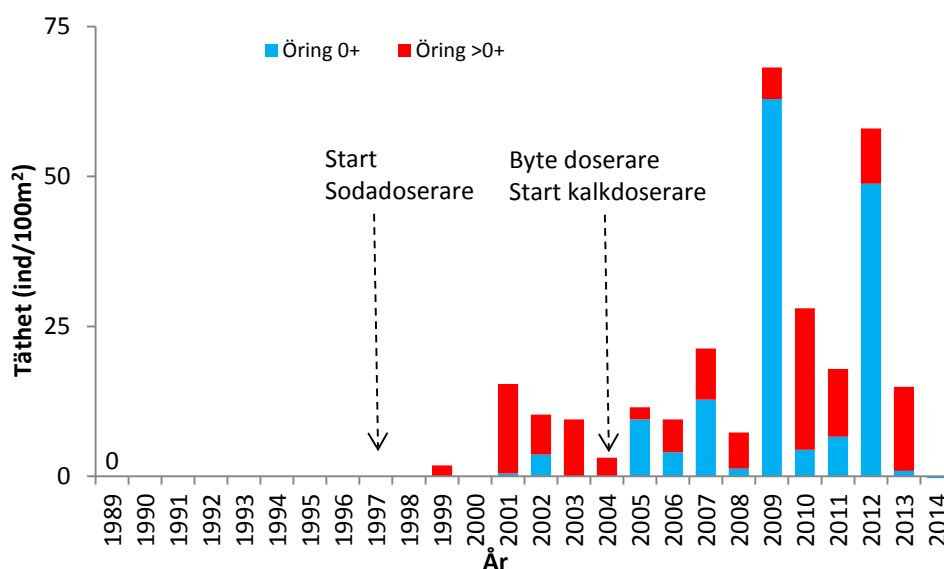
Avsikten med denna rapport är inte att gå igenom enskilda kalkningsprojekt. Tre exempel på framgångsrika kalkningar redovisas dock nedan.

Röälven är ett biflöde till Svartälven i västra Ludvika kommun. Den relativt stora (medelbredd 7,7 - 9,1 m) Röälven var kraftigt påverkad av flottledsrensning, men restaurerades år 2007. Den undersökta elfiskelokalen ("Röälven övre") har dock inte restaurerats och utvecklingen av det strömlevande öringbeståndet är en effekt av kalkningen av Rösjön omedelbart uppströms sedan 1994 (Figur 44). Förutom öring har elritsa och gädda fångats. Fiskstatusen (VIX) har ökat från ca 0,46 till 0,6, men har hela tiden varit klassad som god.



Figur 44. Fångst av öring vid elfiske i den kalkade Röälven (lokalen "Röälven övre"). Kalkning startade 1984 i uppströms sjö. Även en kalkdoserare fanns uppströms lokalen 1990-1997. Öring 0+ avser årsungar och öring >0+ avser äldre öringar.

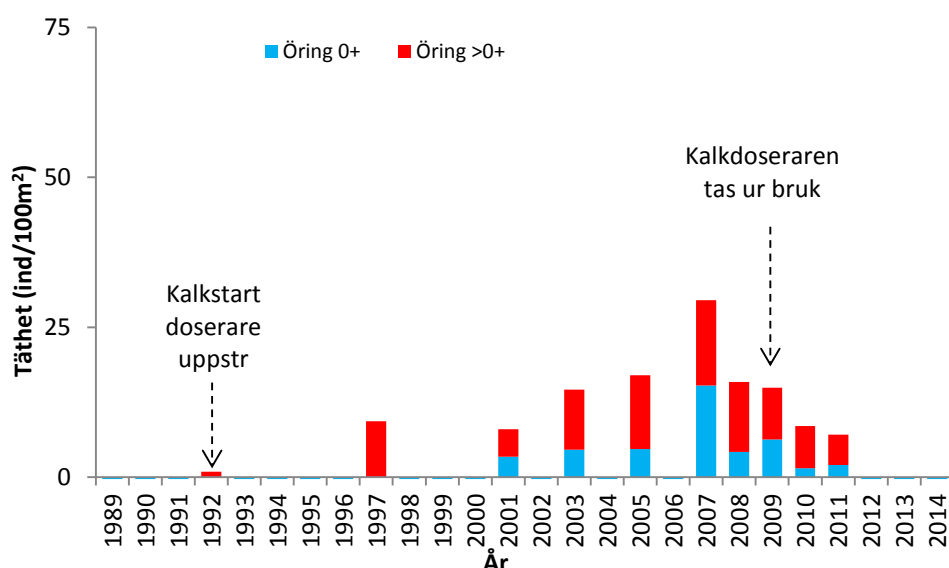
Mörkån i Leksands kommun får vara ett exempel på att kalkningsmetodiken kan behöva anpassas för att få ett bra resultat. I denna å (medelbredd vid elfiskelokalen på 4,1 - 5,8 m) kalkades det med sodadoserare från 1997 vilket resulterade i starkt variabla pH-värden. Därför bytte man till vanlig kalkdoserare år 2004.



Figur 45. Fångst av öring vid elfiske i den kalkade Mörkån (lokalen "Uppströms bron"). Kalkning startade 1997 med sodadoserare, varefter metoden byttes till konventionell kalkdoserare år 2004. Notera att elfiske utan fångst skedde år 1989. Öring 0+ avser årsungar och öring >0+ avser äldre öringar.

Mörkåns vandrande öringbestånd har därefter reagerat positivt med årlig rekrytering sedan år 2005 (Figur 45). Vattendraget är litet och utan sjöar uppströms, vilket medför att vattenföringen naturligt är starkt variabel. Detta kan bidra till de variationer som framgår i beståndstäthet av öring. Förutom öring har bergsimpa och gädda fångats. Fiskstatusen (VIX) har gått från 0 till ca 0,45 - 0,5.

Hällvasseln i Orsa kommun får representera de vattendrag där kalkningsverksamheten avbrutits därför att det sura nedfallet minskat och vattenkemin visat bra värden. Kalkning skedde med kalkdoserare mellan 1992 och 2009. Elfiskeresultaten visade på rekrytering av öring 2001 till 2011, men en tendens till minskade tätheter av öring efter 2009 (Figur 46). Fortsatt uppföljning får utvisa om kalkningen kan ha avbrutits för tidigt. Andra fångade arter var gädda, elritsa och stensimpa. Ån är ca 5 m bred. Fiskstatusen (VIX) har gått från 0,38 till ca 0,5, men har tenderat att sjunka efter 2009, dock indikerar VIX fortfarande att statusen är god.



Figur 46. Fångst av öring vid elfiske i den kalkade Hällvasseln (lokalen "Mitten"). Kalkning startade med kalkdoserare 1992 och avbröts 2009. Öring 0+ avser årsungar och öring >0+ avser äldre öringar.

Dessa exempel visar att det kan ske stora förändringar mellan år. Den starka årsklassen av öring 0+ i Mörkån 2009 resulterade en hög täthet av äldre öring året därpå. Troligen var det liknande förhållanden i Röälven som också hade mycket äldre öring år 2010, men där saknas elfiske år 2009 så vi kan inte vara säkra. Om man inte undersöker årligen så kan man få resultat som kan vara svåra att förstå eller rent av är missvisande. I Mörkån brukar man fånga någon enstaka individ av bergsimpa ungefär vartannat år vid de årliga fiskena. Skulle man fiska med glesare intervall kan arten undgå att fångas. De stora skillnaderna i täthet av öring i Mörkån åren 2008 - 2010 (Figur 45) kan ge uppfattningen att rekryteringen av

årsungar av öring är alltifrån svag till stark. Tack vare de långa tidsserierna kan vi dra säkrare slutsatser om fiskfaunan i dessa vattendrag.

Hur ofta vi behöver undersöka något för att dra säkra slutsatser handlar naturligtvis om vad vi vill veta och med vilken säkerhet. Vill vi uppnå en statistisk säkerhet om t.ex. fiskstatusen i ett vatten räcker det inte med ett prov. Vi måste ta flera prov, fler ju större variationer resultatet uppvisar. Handlar det om att upptäcka trender i en utveckling, t.ex. minskade tätheter av öring, så halveras chansen att påvisa signifikanta förändringar om vi provtar vartannat år istället för varje (Degerman m fl 2010). Och upptäcka trender så tidigt och säkert som möjligt är ju något vi vill i de vattendrag som kalkas eller ingår i annan miljöövervakning.

Rekommendationer för framtida kalkningseffektuppföljning

- Som framgått är det väsentligt att även följa okalkade referensvattendrag för att kunna särskilja effekten av kalkning från andra förändringar. Idealt har man även undersökningar i både kalkade vatten och referensvatten från några år före kalkning startade. Det är dock för sent att göra något åt nu, men det är viktigt att fortsätta följa referenserna.
- I objekt där man vill uttala sig säkrare om fiskstatus, förekommande arter och biologisk mångfald måste man ta flera prover per lokal (d v s undersöka under flera år).
- För att tidigt detektera trender bör man satsa på årlig provtagning.
- I vattendrag där kalkningen avslutas bör man också ha en årlig uppföljning ett antal år efteråt, så att kalkning kan återupptas om fiskstatusen försämras, och sedan glesa ut provtagning successivt.
- Resultatet indikerar att val av kalkningsmetod inte varit avgörande för fiskstatusen (VIX), däremot var det viktigt att kalkningsverksamheten var långvarig.

Jämför- och referensvärden

Bakgrund

Som ett enkelt instrument för att bedöma statusen hos fiskbestånd undersökta med elfiske finns nationella jämförvärden framtagna (Sers m fl 2008).

Jämförvärden är medelvärden rakt av på alla undersökningar som finns tillgängliga. Där kan man se om ens eget resultat är i paritet med andra. Observera att de inte visar hur det ser ut i opåverkade vatten utan är en genomsnittsbild av dagens vatten.

Tyvärr är det relativt grova kategorier i rapporten om jämförvärden (Sers m fl 2008) och Dalarna återfinns under den vida rubriken "Norrlands inland". När man istället går ned på regional nivå finns det möjlighet att få fram mer relevanta jämförvärden. Det är framför allt ett stöd till lokala intressenter och kan även vara bra för att ställa upp mål för förvaltning och restaureringsåtgärder, t.ex. kalkning.

Man kan även beräkna något vi kallar referensvärden, d v s enbart använda lokaler som har hög eller god fiskstatus. Därmed får man ett ännu bättre mått på hur det borde vara i en opåverkad miljö. Nackdelen är att underlagsmaterialet har varit mer begränsat, men i takt med att allt fler vatten uppvisar bra status ökar underlagsmaterialet.

För att få en bättre precision i jämför- och referensvärden gäller det att ta fram lämpliga indelningar av länets fiskfauna för att få robusta värden. Indelningen kommer till del att bero av vilka uppgifter man fokuserar på, det kan t.ex. vara rimligt att dela in i strömlevande och vandrande bestånd för öring, men samtidigt ta hänsyn till vattendragets storlek.

Det som brukar vara av störst intresse är just tätheten av öring, som vi fokuserat på. Med en så kallad "classification tree analys" konstaterades att för öringtäthet var vandringsstyp (strömlevande eller vandrande) och avrinningsområdets storlek viktigast. Den senare är inte enkel att känna till för gemene man så den har ersatts med vattendragsbredd som är starkt korrelerad till vattendragets avrinningsområdesstorlek - och kan därför tjäna som ett ungefärligt mått på avrinningsområdets storlek.

Data redovisas som percentiler för elfisketillfällen där någon öring fångats. 1%-percentilen visar värdet som 99% av alla elfisketillfällen var högre än och således 1% av alla elfisketillfällen var lägre än (eller lika med). 50%-percentilen, även kallad medianen, visar det mittersta värdet, d v s 50% av värdena var lägre och 50% var högre. Det är således ett typiskt värde i materialet – ett genomsnitt. Vi brukar kalla värden som är lika med eller lägre än 1%-percentilen för "Extremt låga". Värden mellan 1%- och 5%-percentilen kallas för "Mycket låga".

Vi föreslår följande språkbruk;

<i>Värden under 1%-percentilen</i>	=Extremt låga
<i>Värden mellan 1- och 5%-percentilen</i>	=Mycket låga
<i>Värden mellan 5- och 25%-percentilen</i>	=Låga
<i>Värden mellan 25- och 35%-percentilen</i>	=Relativt låga
<i>Värden inom 35%- till 65%-percentilen</i>	=Normala
<i>Värden mellan 65- och 75%-percentilen</i>	=Relativt höga
<i>Värden mellan 75%- och 95%-percentilen</i>	=Höga
<i>Värden över 95%-percentilen</i>	=Mycket höga
<i>Värden över 99%-percentilen</i>	=Extremt höga

Tätheten av öring delas in i täthet av årsungar (öring 0+) och äldre ungar (öring >0+), d v s öringar som är 1 år och äldre (Figur 47).



Figur 47. Ett årsyngel (0+), en ettårig (1+) och en äldre öring (>1+) från Ryssjöån. Foto: Ulrika Andersson.

Jämförvärden från år 2000 och senare

Jämförvärden visar medelvärdet av alla vatten av den typen, från de dåliga till de bra vattnen. För årsungar av öring (öring 0+) var mediantätheten (50%-percentilen) i upp till 3 m breda vattendrag 3,8 i strömlevande bestånd och hela 20,7 per 100 m² i vandrande bestånd (Tabell 22). Om man elfiskar ett vattendrag med ett strömlevande bestånd och medelbredden på vattendraget är 7 m skulle en täthet av öring 0+ på 6 öringar per 100 m² indikera höga tätheter (se Tabell 22).

Tabell 22. Jämförvärden för täthet av öring 0+ (beräknat antal årsungar per 100 m²), i strömlevande (övre delen) och vandrande bestånd (nedre delen) beroende vattendragets bredd. Percentilerna för 1% till 99% anges (se texten). Baserat på data från år 2000 och framåt. Tomma platser (celler) uppstår när antalet elfisketillfällen är för få (<100), då beräknas först de lägre percentilerna medan de övre kan saknas.

Strömlevande Öring 0+	Bredd				
	0-3 m	3,1-6 m	6-12 m	12-24 m	>24 m
1%	0	0	0	0	0
5%	0	0	0	0	0
25%	0	0	0,2	0,2	0
35%	0,7	0,8	0,5	0,6	0
50%	3,8	2	1,5	2,1	0,2
65%	7,7	4,5	3,5	3,8	0,7
75%	13,1	7,3	5,6	5,5	2,6
95%	34,5	27,1	15,5	12,9	28,4
99%	85,2	44	27,2	22,7	
Antal värden	287	653	617	180	25

Vandrande Öring 0+	Bredd			
	0-3 m	3,1-6 m	6-12 m	12-24 m
1%	0	0	0	0,3
5%	0	0	0	0,3
25%	5,2	2,8	0,7	0,6
35%	11,6	6,1	2,1	2,3
50%	20,7	12,7	6,2	3,7
65%	37,4	23,7	13,2	7,4
75%	60,4	32	23,4	9,6
95%	162,8	81	65,5	
99%	255,5	126,2		
Antal värden	166	165	82	12

Motsvarande tabeller för öring äldre öring (öring >0+) samt för alla öringar oberoende av storlek/ålder återfinns nedan (Tabell 23 och 24).

Tabell 23. Motsvarande tabell 22, för äldre öring (>0+).

Strömlevande Öring >0+	Bredd				
	0-3 m	3,1-6 m	6-12 m	12-24 m	>24 m
1%	0	0	0	0	0
5%	0,7	0,5	0,1	0,3	0
25%	3,6	2,3	1	1	0,2
35%	5,3	3,7	1,6	1,3	0,4
50%	9,6	5,9	2,9	2	0,7
65%	13,8	8,9	4,8	3,2	1
75%	18,3	12,2	7,2	5,3	1,4
95%	40,5	25,7	17,6	17,1	17,8
99%	57,9	40,8	27,2	33,3	
Antal värden	287	653	617	180	25

Vandrande Öring >0+	Bredd			
	0-3 m	3,1-6 m	6-12 m	12-24 m
1%	0	0	0	0
5%	0	0,7	0,2	0
25%	4,6	5	2	0,8
35%	6,7	6,3	2,4	0,8
50%	11,8	9,8	4,2	1,2
65%	15,9	14,9	5,2	2,4
75%	18,8	19,2	9,6	2,5
95%	56,6	47	17,1	
99%	133	92,9		
Antal värden	166	165	82	12

Tabell 24. Motsvarande tabell 22, för all öring oberoende av storlek/ålder.

Strömlevande Öring, totalt	Bredd				
	0-3 m	3,1-6 m	6-12 m	12-24 m	>24 m
1%	0,6	0,3	0,2	0,3	0,1
5%	1	0,9	0,5	0,4	0,1
25%	5,1	3,9	1,6	1,5	0,6
35%	9,3	6,1	2,8	2,4	0,8
50%	15,4	9,7	5,1	4,4	1,1
65%	24,4	15,4	10,1	8	1,6
75%	32,7	19,9	14,2	11,4	3,1
95%	64,3	46,2	27,7	25,4	43,3
99%	119,2	74,1	39,2	51,7	
Antal värden	287	653	617	180	25

Vandrande Öring, totalt	Bredd			
	0-3 m	3,1-6 m	6-12 m	12-24 m
1%	1,2	0,5	0,3	0,4
5%	4,2	2,5	1,1	0,4
25%	18,1	11,2	3,8	3
35%	22,7	15,2	5,8	3,7
50%	38,9	28	12	4,4
65%	60,2	41	23,9	9,2
75%	76,7	51,1	34,8	10,6
95%	192	110,9	78,9	
99%	349,1	150,1		
Antal värden	166	165	82	12

Referensvärden från år 2000 och senare

Referensvärden är till skillnad mot jämförvärden vad man förväntar sig på opåverkade lokaler i Dalarnas län, d v s där VIX (fiskstatusen) indikerade hög eller god fiskstatus (Tabell 25, 26 och 27). Vid en jämförelse av mediantätheten av strömlevande öring 0+ i upp till 3 m breda vattendrag var referensvärdet 8,9 öringar per 100 m² (Tabell 25), men endast 3,8 i tabellen (Tabell 22) över jämförvärden.

Tabell 25. Referensvärden för täthet av öring 0+ (beräknat antal årsungar per 100 m²), i strömlevande (övre delen) och vandrande bestånd (nedre delen) beroende vattendragets bredd. Percentilerna för 1% till 99% anges (se texten). Bara data från 2000 och framåt. Tomma platser (celler) uppstår när antalet elfisketillfällen är för få (<100), då beräknas först de lägre percentilerna medan de övre kan saknas.

Strömlevande Öring 0+	Bredd				
	0-3 m	3,1-6 m	6-12 m	12-24 m	>24 m
1%	0	0	0	0	0
5%	0	0	0	0	0
25%	2,3	1,4	0,8	1,0	0
35%	4,6	2,3	1,6	2,0	0,2
50%	8,9	4,2	3,3	3,2	0,4
65%	14,8	7,3	5,5	5,3	2,5
75%	18,9	10,9	7,1	6,3	2,6
95%	44,4	30,6	17,7	13,3	
99%	125,0	54,1	28,4	31,1	
Antal värden	149	428	427	137	19

Vandrande Öring 0+	Bredd			
	0-3 m	3,1-6 m	6-12 m	12-24 m
1%	0	0	0	0,4
5%	0	0	0	0,4
25%	14,4	4,8	3,2	2,2
35%	20,8	8,6	5,4	3,4
50%	36,2	17,3	12,3	3,9
65%	55,3	26,8	21,9	7,4
75%	77,2	34,9	35,3	9,0
95%	184,5	81,9	70,4	
99%	269,8	130,1		
Antal värden	110	135	60	9

Tabell 26. Referensvärden för täthet av öring >0+ (beräknat antal äldre öringar per 100 m²) i strömlevande (övre delen) och vandrande bestånd (nedre delen) beroende vattendragets bredd. Percentilerna för 1% till 99% anges (se texten).

Strömlevande Öring >0+	Bredd				
	0-3 m	3,1-6 m	6-12 m	12-24 m	>24 m
1%	0	0	0	0	0
5%	1,2	0,6	0,1	0,3	0
25%	7,8	4	1,7	1,3	0,2
35%	10,4	5,4	2,7	1,5	0,4
50%	13,7	8,3	4,3	2,5	0,8
65%	18	11,8	6,6	4,5	1,1
75%	23,6	15,2	9,1	6,1	2,7
95%	45,2	28,7	20,6	18,1	
99%	71,6	44,5	27,7	40,8	
Antal värden	149	428	427	137	19

Vandrande Öring >0+	Bredd			
	0-3 m	3,1-6 m	6-12 m	12-24 m
1%	0	0,2	0	0,6
5%	0	1,7	0,5	0,6
25%	6,6	6	2,4	0,8
35%	10,1	8,1	3,5	0,8
50%	15,3	10,9	5,0	0,9
65%	18	16,4	9,1	1,8
75%	23,1	22,3	10,5	2,4
95%	63,3	47,6	17,6	
99%	132,9	97,8		
Antal värden	110	135	60	9

Tabell 27. Referensvärden för täthet oberoende av storlek/ålder (beräknat antal öringar per 100 m²), i strömlevande (övre delen) och vandrande bestånd (nedre delen) beroende vattendragets bredd. Percentilerna för 1% till 99% anges (se texten).

Strömlevande Öring, totalt	Bredd				
	0-3 m	3,1-6 m	6-12 m	12-24 m	>24 m
1%	0,9	0,9	0,4	0,2	0,1
5%	2,8	2,1	0,9	0,8	0,1
25%	13,8	7,4	3,8	2,7	0,9
35%	17,4	10,4	5,2	4,3	1,1
50%	27,1	15,3	9,2	6,6	1,3
65%	35,5	20,1	14,2	10	3
75%	41,4	24,8	17,3	12,9	3,2
95%	81,6	53,8	30,2	28,4	
99%	148,2	78,9	50,3	54,1	
Antal värden	149	428	427	137	19

Vandrande Öring, totalt	Bredd			
	0-3 m	3,1-6 m	6-12 m	12-24 m
1%	2,8	1,8	1,4	1,2
5%	8,8	5,4	1,6	1,2
25%	29,4	14,9	8,2	3,8
35%	42,6	23,0	11,6	4,1
50%	55,8	34,0	21,4	4,7
65%	76,3	46,2	33,5	9,2
75%	99,0	58,6	40,4	10,2
95%	201,3	115,4	80,3	
99%	329,7	155,0		
Antal värden	110	135	60	9

Referenser

Andrén, C., 2012. Toxicity of inorganic aluminium in humic streams. Doktorsavhandling, Stockholms Universitet, 42 s.

Angelstam, P., Andersson, K., Isacson, M., Gavrilov, D.V., Axelsson, R., Bäckström, M., Degerman, E., Elbakidze, M., Kazakova-Apkarimova, Y., E., Sartz, L., Säd bom, S. & J. Törnblom. 2013. Learning about the history of landscape for use of the future: Consequences for ecological and social systems in Swedish Bergslagen. *Ambio* 42(2):146-159.

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

Bergquist, B. 1999. Påverkan och skyddszoner vid vattendrag i skogs- och jordbrukslandskapet. En litteraturöversikt. Fiskeriverket Rapport 1999:3, 118 s.

Bergquist, B. & E. Degerman, 2000. 1997 års regnkatastrof i Fulufjällsområdet. Länsstyrelsen i Dalarna, Rapport 20, 27 s.

Bergquist, B., Degerman, E., Petersson, E., Sers, B., Stridsman, S. & S. Winberg, 2014. Aqua reports 2014:13. Standardiserat elfiske i vattendrag – en manual med praktiska råd. Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm, 166 s.

Bohman, P., Degerman, E., Edsman, L. & B. Sers, 2011. Exponential increase of signal crayfish in running waters in Sweden – due to illegal introductions? *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* (2011) 401, 23.

Degerman, E. & P.-E. Lingdell, 1993. pHisces - fisk som indikator på lågt pH. *Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet*, 3:37-54.

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

Degerman, E., Sers, B., Törnblom, J. & P. Angelstam. 2004. Large woody debris and brown trout in small forest streams – towards targets for assessment and management of riparian landscapes. *Ecol. Bull.* 51:233-239.

Degerman, E., 2008. Ekologisk restaurering av vattendrag. Naturvårdsverket & Fiskeriverket, Internet, 300 s.

Degerman, E., Nilsson, N., Andersson, H.C. & A. Halldén, 2010. Utvärdering av befintliga program. Ur: Fisk i Vattendrag och stora sjöar. Ed. H.C. Andersson. sid:9-66. Rapport 2010:07, Länsstyrelsen i Stockholms län, 164 s.

Degerman, E., Petersson, E. & B. Sers, 2012. Analys av elfiskedata. Länsstyrelsen i Jönköpings län, Meddelande 2012:12, 79 s.

- Degerman, E., K. Andersson, H. Söderberg, O. Norrgrann, L. Henrikson, P. Angelstam, J. Törnblom, 2013. Predicting viable populations of freshwater pearl mussels (*Margaritifera margaritifera* L.) using instream and riparian zone land cover data. *Aquatic conservation*. 23:332-342.
- Degerman, E., Andersson, M. & B. Sers, 2014. Fiskfaunan i Västernorrlands vattendrag. PM till Länsstyrelsen i Västernorrland.
- Dekker, W., Wickström, H. & Andersson, J., 2011. Ålbeståndets status i Sverige 2011. *Aqua reports* 2011:1. Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm. 69+9 s.
- Fame Consortium 2004. Manual for the application of the European fish index – EFI. Version 1.1., January 2005. <http://fame.boku.ac.at>.
- Faul, F., Erdfelder, E., Lang, A.-G. & Buchner, A. (2007). G*Power 3: A flexible statistical power analysis program for the social, behavioral, and biomedical sciences. *Behavior Research Methods*, 39, 175-191. <http://www.psych.uni-duesseldorf.de/abteilungen/aap/gpower3>.
- Gärdenfors, U., 2010. Rödlstade arter i Sverige 2010. SLU Artdatabanken, 590 s.
- Haglund, A.-L., Carlson, T., Larson, D., Lundvall, D. & H. Olofsson, 2010. Utvärdering av biologiska bedömningsgrunder för sjöar – erfarenheter från Dalarna. Rapport från Länsstyrelsen i Dalarnas län, 2010:16, 36 s.
- Hammer, Ö., Harper, D.A.T. & P.D. Ryan, 2001. PAST: Paleontological statistics software for education and data analysis. *Palaeontologica electronic* 4(1):9 s.
- Henrikson, L. & Brodin, Y. W. (Red.). 1995. Liming of Acidified Surface Waters: A Swedish Synthesis. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1995.
- Herngren, H. & M. Svensson, 2008. Stormusselinventering vid historiska fyndlokaler i Dalarnas län 2007. Rapport 2008:11, Länsstyrelsen i Dalarnas län, 60 s.
- Holmgren, K., Kinnerbäck, A., Pakkasmaa, S., Bergquist, B. & U. Beier, 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i sjöar. Utveckling och tillämpning av EQR8. Finfo, Fiskeriverket Informerar, 2007:3.
- Karlfeldt, Erik Axel. 1926. I Dalarna. Svenska turistföreningens årsskrift 1926. Dalarna, sidan 1-20.
- Lindeström, L., 2002. Falu gruvas miljöhistoria. Falun: Stiftelsen Stora Kopparberget.

Lundvall, D., 2010. Fiskbestånden i Dalälvens sjöar – faktorer som påverkar och förändringar över tid. Miljöenheten. Rapport från Länsstyrelsen i Dalarnas län, 2010:14, 42 s.

Lundvall, D., 2011. Provfiske inom Dalarnas fjällreservat och nationalparker år 2009. Miljöenheten. Rapport från Länsstyrelsen i Dalarnas län, 2011: 26, 46 s.

Lundvall, D., 2015 Fiskar i Dalarna. Förekomst och utbredning av Dalarnas fiskarter. Rapport från Länsstyrelsen i Dalarnas län, 2015, under bearbetning.

Markusson, K., 1998. Omgivande skog och skogsbrukets betydelse för fiskfaunan i små skogsbäckar. SILVA. Skogsstyrelsen Rapport 8, 40 s.

Melin, M., Edman, J. & H. Danielsson, 2012. Åtgärdsplan för flottledsrensade vattendrag i Dalarnas län. Miljöenheten. Rapport från Länsstyrelsen i Dalarnas län, 2012: 12, 249 s.

Selander, S., 1955. Det levande landskapet i Sverige. Bonnier, 484 s.

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

SMHI, 2002. Län och huvudavrinningsområden i Sverige. Faktablad nr 10.

Svensson, M., Degerman, E., Florin, A-B, Hagberg, J., Kullander, S-O, Nathansson, J-E. & C. Stenberg, 2010. Fiskar – fish – Pisces. pp:323-332. Ur: Rödlistade arter i Sverige, ed:U. Gärdefors, 590 s.

Svärdson, G., 1976a. The decline of the Baltic eel population. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm, 53:136-143 s.

Söderberg, H., Karlberg, A., Norrgrann, O., 2008a. Status, trender och skydd för flodpärlmusslan i Sverige. Länsstyrelsen i Västernorrland, Rapport 2008:12.

Söderberg, H., Norrgrann, O., Törnblom, J., Andersson, K., Henrikson, L. & E. Degerman, 2008b. Vilka faktorer ger svaga bestånd av flodpärlmussla? En studie av 111 vattendrag i Västernorrland. Länsstyrelsen i Västernorrland Rapport 2008:8, 28 s.

Törnlund, E. 2002. Flottningen dör aldrig: bäckflottningens avveckling efter Ume- och Vindelälven 1945-70. Doktorsavhandling Umeå Universitet.

Törnlund, E. & L. Östlund, 2002. The floating of timber in northern Sweden: construction of floatways and transformation of rivers. Environ. Hist. 8:85-106.

Wickström, H. & S. Hamrin, 1997. Management of the European eel. Fisheries bulletin 15:46-52.

Öhlund, G., Nordwall, F., Degerman, E. & T. Eriksson, 2008. Life history and large-scale habitat use of brown trout and brook trout – implications for condition-specific competition. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65:633-644.

Bilagor

Bilaga 1. Ingående variabler i analysen

Namn	Beskrivning	Sort	Transformering
Altitud	Höjd över havet	meter	Kvadratrot
Andel sjö	Andel sjö (%) i avrinningsområdet	Klass; 1-4	
Area	Avrinningsområdets storlek	Klass; 1-5	
Avfiskad area	Elfiskelokalens yta	m ²	Log10
Avstånd ner	Avstånd ned till närmaste sjö	km	
Avstånd upp	Avstånd upp till närmaste sjö	km	
Befolkningstäthet	Antal kommuninneväanare per km ²	Antal	
Beskuggning	Beskuggning av vattenytan mitt på dagen	%; 10%-klasser	
Bottentopografi	Bottens ojämnhet	Klass; 0-2	
Bredd	Vattendragets våta bredd	meter	Log10
Dominerande substrat	Klassning av dominerande partikelstorlek	Klass; Fin-Häll	
Död ved	Antal bitar död ved i vattnet (>=0,5 m; >=10 cm)	Antal per 100 m ²	
Exakt area	Avrinningsområdets storlek	km ²	Log10
Grumlighet	Bedömd grumlighet	Klass;0-2	
Högsta kustlinjen	Om lokalen ligger över HK = 1, annars 0	Klass; 0-1	
Latitud	Nordläge, RT90 x-koordinat	10 m	
Lokalvärde	Lokalens lämplighet för öring	Klass; 0-2	
Maxdjup	Största djup på lokalen	m	
Medeldjup	Medeldjup på lokalen	m	
Minsta sjöavstånd	Distans i fåran till närmaste sjö (upp eller ned)	km	
Närmiljö	Klassning av marktyp i kantzonen	Kalfjäll-Åker	
Populationstyp	Typ av öringpopulation (strömlevande-vandrande)		
Påverkan	Dominerande påverkan bedömd vid elfiske	Flera typer, styrka 0-3	
Simpsons diversitet	Diversitetsindex, värde 0 till 1		
Vattenfärg	Bedömd vattenfärg	Klass;0-2	
Vattenhastighet	Bedömd vattenhastighet (medel för lokalen)	Lugn-Ström-Fors	
Vattennivå	Loaklens vattennivå i relation till normal för årstid	Klass; Låg-Hög	
Vattentemperatur	Vattentemperatur vid elfisketillfället	°C	
Årsmedeltemperatur	Luftens årsmedel 1961-1990 (SMHI)	°C, heltal	

Bilaga 2. Beräkning av indexet *pH*scs (försurningsbedömning)

Art	Förekomst	Störd reproduktion	Reproduktion
Abborre	<5	5 - 5,4	5,5 - 5,9
Gädda	<5	5 - 5,4	5,5 - 5,9
Bergsimpa	5 - 5,4		5,5 - 5,9
Stensimpa	5 - 5,4		5,5 - 5,9
Gers	5 - 5,4		5,5 - 5,9
Lake	5 - 5,4		5,5 - 5,9
Harr	5 - 5,4		5,5 - 5,9
Röding	5 - 5,4		5,5 - 5,9
Sik	5 - 5,4		5,5 - 5,9
Siklöja	5 - 5,4		5,5 - 5,9
Braxen	5 - 5,4		5,5 - 5,9
Sarv	5 - 5,4		5,5 - 5,9
Mört	5,5 - 5,9		≥6
Elritsa	5,5 - 5,9		≥6
Lax	5,5 - 5,9		≥6
Flodkräfta	5,5 - 5,9		≥6
Signalkräfta	5,5 - 5,9		≥6
Öring	<5	5 - 5,4	5,5 - 5,9

Vid tätheter av öring 0+ över ett kritiskt värde (nedre 95%-konfidsintervall) sätts pH-klassen till 5,5 - 5,9. Är tätheten över övre 95%-konfidsintervall sätts pH-klassen ≥6. Utgår från förväntad täthet av öring 0+ i strömlevande eller vandrande bestånd fördelat på avrinningsområdesstorlek (klassad 1-5).

Länsstyrelsens rapportserie

Här listas Länsstyrelsens samtliga rapporter utgivna de senaste tio åren. Många av dessa finns som pdf-er på Länsstyrelsens webbplats: www.lansstyrelsen.se/dalarna/sv/publikationer.

Många rapporter finns även på Falu Stadsbibliotek. Rapporterna kan beställas från Länsstyrelsen, telefon 010-22 50 000 med reservation för att upplagan kan ha tagit slut.

2005:01 Brand i Fulufjällets nationalpark.
2005:02 Individuell plan enligt LSS.
2005:03 Sammanställning av beviljade projekt 2004
2005:04 Vem ser barnet? En granskning av 100 familjehemsplacerade barn åren 2002-2003.
2005:05 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län, Kemiindustrisektorn – kemtvättar.
2005:06 Länsstyrelsens årsredovisning.
2005:07 Rättvikheden
Inventering av naturvärden inom Enån - Gärdsjöfältet – Ockrandalgången.
2005:08 Domar och beslut.
2005:09 Vem ser barnet?
2005:10 Trädgränsen i Dalafjällen.
2005:11 Lex Sarah 2005.
2005:12 Näringslivsklimat och entreprenörskap – en jämförande studie mellan Värmlands, Dalarnas och Gävleborgs län.
2005:13 Regional förvaltningsplan för stora rovdjur i Dalarnas län.
2005:14 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län – Gruvindustri
2005:15 Personligt ombud i mellansverige/myndighetseffekt er.
2005:16 Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2004.
2005:17 Delårsrapport.
2005:18 Näringslivsstrukturen på Dalarnas Landsbygd.
2005:19 Metallhalter i dricksvatten från borrhållarbrunnar i Dalarnas län.

2005:20 Personligt ombud i Mellansverige - klienters uppfattningar av de stöd de fått.
2005:21 Fisk- och kräftodlingsverksamhet i Dalarnas län – nulägesbeskrivning 2004.
2005:22 Tillsyn över enskild verksamhet och entreprenader.
2005:23 Efterbehandling av gruvavfall i Falun.
2005:24 EnergiIntelligent Dalarna, regionalt energiprogram.
2005: 25 Personligt ombud i Mellansverige- ombuden och deras arbete.

2006:01 Uppföljning och utvärdering av Dalarnas landsbygdsprogram 1997-2002.
2006:02 Strategi för formellt skydd av skog i Dalarnas län.
2006:03 Sammanställning av beviljade projekt 2002-2005 . Projektmedel för alkohol- och narkotikaförebyggande insatser.
2006:04 Delaktig i hemtjänsten.
2006:05 Verksamhetsplan 2006-2008.
2006:06 Årsredovisning 2005.
2006:07 Landsbygdsprogram för Dalarna.
2006:08 Rotogräsgruppen 2003-2005.
2006:09 Ej verkställda domar och beslut
2006:10 Särskilt boende för personer med demenssjukdom.
2006:11 Epizootiberedskap, uppdaterad
2006:12 EnergiIntelligent Dalarna.
2006:13 Samrådsredogörelse och beslut, EnergiIntelligent Dalarna.
2006:14 Risk- och sårbarhetsanalys 2005.

2006:15 Personligt ombud i Mellansverige Vägledning inför framtiden.
2006:16 Alla visste om det men alla visste olika. Konsekvenser för enskilda när särskilda boenden avvecklas. Regiontillsyn i fem län. 2006:17
Bostadsmarknadsläget i Dalarna 2006-2007.
2006:18 Designåret 2005 i Dalarna – slutrapport.
2006:19 Ekomat – slutrapport.
2006:20 Anmälningsplikten Lex Sarah
2006:21 Statens nya geografi.
2006:22 Dalarnas Naturminnen.
2006:23 Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2005.
2006:24 Individuell plan enligt LSS.
2006:25 Delårsrapport.
2006:26 Dokumentation 2006 års regionala energiseminarium.
2006:27 Grundvatten och dricksvattenförsörjning – en beskrivning av förhållandena i Dalarnas län 2006.
2006:28 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län. Tillstånds-pliktiga anläggningar i drift.
2006:29 Gruvstugor.
2006:30 Kartläggning av öppenvården gällande missbruk i Dalarnas län.
2006:31 Slitage på leder.
2006:32 Anhörigstödet i Dalarna, lägesrapport 2006.
2006:33 Kartläggning av den öppna Missbrukar- och beroendevården i Dalarnas län.
2006:34 Vattnets näringsgrad i Nedre Milsbosjön under de senaste årtusendena.
2006:35 Vedskalbaggar i Gåsbergets och

Trollmosseskogens naturreservat, Ore socken, Rättviks kommun.
 2006:36 Bottenfauna i Dalarna juni 2005.
 2006:37 Dalarnas miljömål 2007–2010. Remissversion.
 2006:38 Satellitdata för övervakning av våtmarker.
 2006:39 Inventering av vattensalamander i Dalarnas län 2006.

2007:01 Miljömålen i skolan – en handledning för lärare i Dalarna.
 2007:02 Regional risk och sårbarhetsanalys 2006.
 2007:03 Verksamhetsplan för Länsstyrelsen Dalarna 2007-2009.
 2007:04 Årsredovisning 2006 för Länsstyrelsen Dalarna.
 2007:05 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län, Gruvindustri – etapp 2.
 2007:06 Luftkvalitet i Dalarnas större tätorter under perioden 2006.
 2007:07 Dalarnas miljömål 2007–2010.
 2007:08 Samrådsredogörelse och beslut till Dalarnas miljömål 2007–2010.
 2007:09 Fjärranalys i kulturmiljövärden.
 2007:10 Ej verkställda domar och beslut 2006.
 2007:11 Vattenkemiska effekter av 10 års våtmarkskalkning i Skidbäcksbäcken.
 2007:12 Bostadsmarknadsenkät 2007-08.
 2007:13 Kartläggning av farliga kemikalier.
 2007:14 Metaller, uran och radon i vatten från dricksvattenbrunnar.
 2007:15 Fäbodbeta & Rovdjur i Dalarna.
 2007:16 Anmälningsskyldigheten En sammanställning av Lex Sarahanmälningar i kommunal och enskild verksamhet i Dalarnas län.
 2007:17 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län. Primära och sekundära metallverk, metallgjutier och ytbehandling av metall.
 2007:18 Redovisning av hur kommunerna i Dalarna

använder sig av sina korttidsplatser.
 2007:19 Delårsrapport 2006-06-30.
 2007:20 Vindområden i Dalarnas län – Redovisning inför Energimyndighetens ställningstagande om riksintresse-områden för vindkraft 2007.
 2007:21 Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2006.
 2007:22 Bioenergipotentialet i Dalarnas län.
 2007:23 Dokumentation av 2007 års energiseminarium.
 2007:24 Inventering av förorenade områden – kemiindustriområdet
 2007:25 Tillsyn över enskild verksamhet
 2007:26 Verksamhetstillsyn inom socialtjänsten i Hedemora kommun 2007.
 2007:27 Verksamhetstillsyn inom socialtjänsten i Rättviks kommun 2007.
 2007:28 Regionala landskapsstrategier i Dalarnas län.

2008:01 Regional risk och sårbarhetsanalys.
 2008:02 Verksamhetsplan 2008-2010.
 2008:03 Årsredovisning 2007 för Länsstyrelsen Dalarna.
 2008:04 Milsbosjöarna - ett pilotprojekt inför arbetet med åtgärdsprogram inom EU:s Ramdirektiv för vatten.
 2008:05 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län – verkstads-industrin.
 2008:06 Naturbeteskött.
 2008:07 Förstudie ängar.
 2008:08 Förstudie fäbodlar.
 2008:09 Design för företag i Dalarna.
 2008:10 Bostadsmarknadsenkät 2008-09.
 2008:11 Stormusselinventering
 2008:12 Fäbodbruk ur ett brukarperspektiv.
 2008:13 Organiska miljögifter i grundvatten.
 2008:14 Inventering av förorenade områden i Dalarna län — Nedlagda kommunala deponier.

2008:15 Vattenvegetation i Dalarnas sjöar; Inventeringar år 2005 och 2006.
 2008:16 Uppdrag barn i Dalarnas län.
 2008:17 Identifiering av riskområden för fosforförluster i ett jordbruksdominerat avrinningsområde i Dalarna.
 2008:18 Inventering av vildbin i Dalarna
 2008:19 Inventering av steklar i sandtallskog.
 2008:20 Inventeringsmetodik för klipplavar.
 2008:21 Kommunernas beredskap för personer med utländsk bakgrund inom äldreomsorgen.
 2008:22 Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2007.

2009:01 Metod för kemikaliekontroll inom ramen för miljö kvalitetsmålet Giftfri miljö.
 2009:02 Verksamhetstillsyn inom socialtjänsten i Leksand kommun 2008.
 2009:03 Bibaggen i Dalarna.
 2009:04 Vattenvårdsplan för Dalälvens avrinningsområden.
 2009:05 Verksamhetsplan.
 2009:06 Årsredovisning 2008 för Länsstyrelsen Dalarna.
 2009:07 Verksamhetstillsyn Personer med demenssjukdom i ordinärt boende.
 2009:08 När lanthandeln stänger.
 2009:09 Laserskanning från flyg och fornlämningar i skog.
 2009:10 Bostadsmarknadsenkät 2009-10.
 2009:11 Tillsyn över energihushållning - Erfarenheter från Dalarna.
 2009:12 Inventering av förorenade områden, grafiska industrin.
 2009:13 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län – sammanfattningsrapport.
 2009:14 Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2008.
 2009:15 Anmälningsplikten. Sammanställning 2008.
 2009:16 Rosa Kampanjen. Mot illegal alkoholhantering.
 2009:17 Program för

uppföljning av Dalarnas miljömål 2009-2011.
 2009:18 Insekter på brandfält.
 2009:19 Styrel: Länsförsök Dalarna 09 – Slutrapport.
 2009:20 Vattenuttag för snökanoner i Dalarnas län.
 2009:21 Serviceuppdragen.
 2009:22 Organiska miljögifter.
 2009:23 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län – Avfallssektorn.
 2009:24 Övervakning av vedlevande insekter i Granåsens vädetrakt.
 2009:25 Risk- och sårbarhetsanalys 2009.
 2009:26 Länsstyrelsernas bevakningsuppdrag/betaltjänster
 2009:27 Länsamverkansprojekt – verksamhetsavfall 2008.

2010:01 Dalarnas regionala serviceprogram 2010-2013.
 2010:02 Vindkraft kring Siljan?
 2010:03 Verksamhetsplan 2010.
 2010:04 Mer träd på myrar de senaste 20 åren.
 2010:05 Verifiering av kemisk status Badelundaåsen inom Borlänge, Sätters och Hedemora kommun.
 2010:06 Verifiering av kemisk status Badelundaåsen inom Avesta kommun.
 2010:07 Årsredovisning 2009.
 2010:08 Metallpåverkade sjöar och vattendrag i Dalarna.
 Konsekvenser av en tusenårig gruvhistoria.
 2010:09 Kartläggning av farliga kemikalier – tillsynsprojekt.
 2010:10 Bostadsmarknaden i Dalarna 2010.
 2010:11 Kartläggning av SFI i Dalarna – och en kvalitativ studie.
 2010:12 Metaller i fisk i Dalälvens sjöar.
 2010:13 Växtplanktonsamhällen i Dalälvens sjöar.
 2010:14 Fisk i Dalälvens sjöar.
 2010:15 Saxdalen. Miljöanalys av ett historiskt gruvområde samt konsekvenser av en efterbehandling.
 2010:16 Utvärdering av biologiska bedömningsgrunder för sjöar.
 2010:17 Uppföljning av regionalt företagsstöd med slutligt beslut år 2004.

2010:18 Långsiktig strategisk plan för omarrondering i Dalarnas län.
 2010:19 Långsiktig strategisk plan för omarrondering i Dalarnas län – projektrapport.
 2010:20 Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2009.
 2010:21 Mjukbottenfaunan i Dalälvens sjöar – struktur och funktion.
 2010:22 Intervjuer med ängsbrukare.
 2010:23 Bevakning av grundläggande betaltjänster.
 2010:24 Regional risk- och sårbarhetsanalys 2010.
 2010:25 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län – industrideponier.
 2010:26 Klimatanpassningsstrategi 2020.
 2010:27 Biotopkartering av rinnande vatten. Beskrivning och jämförande analys av metoder i Dalarna, Jönköping och Västernorrland.

2011:01 Malingsbo-Klotens framtid. Utredning om natur- och friluftsvärden.
 2011:02 Främmande musslor i Kärtyllasjön i Dalarna 2010.
 2011:03 Kartering av brandfält från satellitdata. Koncept för årlig kartering.
 2011:04 Verksamhetsplan 2011.
 2011:05 Klimatanpassningsstrategi 2020. Prioriterade sektorer i Dalarnas län.
 2011:06 Utveckling av metoder för mätning av ljudnivåer i fjällen.
 2011:07 Är Dalarna jämställt? Lägesrapport 2011.
 2011:08 Årsredovisning 2010.
 2011:09 Strategi för hållbar turistutveckling i Fulufjällsområdet.
 2011:10 Sustainable Tourism Development Strategy.
 2011:11 Elfenbensslaven i Sverige.
 2011:12 Jättesköldlav.
 2011:13 Strategi Miljögifter 2011-2012, Problembild för Dalarnas län.
 2011:14 Kommunala energi- och klimatstrategier.
 2011:15 Vindkraftsunderlag för

Dalarnas klimat- och energistrategi.
 2011:16 Bostadsmarknaden i Dalarna 2011
 2011:17 Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2010
 2011:18 Inventering av förorenade områden – Nedlagda kommunala deponier i fem kommuner
 2011:19 Inventering av förorenade områden i Dalarnas län – Förorenade sediment
 2011:20 Närvärme - en resurs i energiomställningen.
 2011:21 Gemensamma dataunderlag i Vanån.
 2011:22 Inventering av kungsörn i riksintresseområden för vindkraft i Rättvik, Mora och Orsa.
 2011:23 Historiska våtmarker i odlingslandskapet.
 2011:24 Effektiva miljömålsåtgärder. En utvärdering i fyra län.
 2011:25 Genetiska studier av öring från Lurån och Sångåns vattensystem.
 2011:26 Provfiske inom Dalarnas fjällreservat och nationalparker år 2009 - en resultatsammanställning.
 2011:27 Bevakning av grundläggande betaltjänster.
 2011:28 Underlag för gränshandel och köpcentrum i Sälen.
 2011:29 Plan för tillsynsvägledning enligt miljöbalken 2012-2014.
 2011:30 Regional risk- och sårbarhetsanalys för Dalarnas län 2011.
 2011:31 Kommunala etableringsinsatser för vissa nyanlända i Dalarna: SFI, samhällsorientering och andra yrkesförberedande insatser.

2012:01 Miljökvalitetsnormer och luftkvaliteten i Dalarna
 2012:02 Vattenförsörjningsplan Dalarnas län.
 2012:03 Materialförsörjningsplan - Dalarnas län.
 2012:04 Fladdermusfaunan i Dalarna - Sammanställning av inventeringar åren 2008-2010
 2012:05 Potentialer för solenergi i Dalarna

2012:06 Hur går miljöarbetet regionalt och lokalt? – delprojekt i fördjupad utvärdering av Sveriges miljömål 2012. Länsstyrelserna och RUS
 2012:07 Årsredovisning 2011
 2012:08 Kransalger i Dalarna
 2012:09 Skyddsvärda träd i Dalarna
 2012:10 Ängssvampar i Dalarna
 2012:11 Betaltjänster – bredband och ny teknik
 2012:12 Åtgärdsplan för flottleds-rensade vattendrag i Dalarnas län
 2012:13 Utvärdering av företagsstöd, Regional konkurrenskraft och sysselsättning i Norra Mellansverige
 2012:14 Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2011
 2012:15 Bostadsmarknaden i Dalarna 2012
 2012:16 Vedinsekter på död tall och brandfält i Dalarna 2011 – en inventering av ÄGP-arter på nydöd tall, äldre tallved och i bränd skog
 2012:17 Grundvattenundersökningar i Dalarna 2010-2011
 2012:18 Plan för tillsynsvägledning enligt miljöbalken
 2012:19 Bevakning av grundläggande betaltjänster
 Länsstyrelsernas årsrapport 2012
 2012:20 Energi- och klimatstrategi för Dalarna.
 2012:21 Växtplankton i 33 sjöar i Västmanlands, Stockholms och Dalarnas län 2011
 Klassificering av ekologisk status
 2012:22 Regional risk- och sårbarhetsanalys för Dalarnas län 2012

2013:01 Raggboken, hotad skalbagge i Dalarna, Åtgärdsprogram i fyra skogslandskap
 2013:02 Årsredovisning 2012
 Länsstyrelsen i Dalarnas län.
 2013:03 Underlag för potentialberäkningar av förnybar energi.
 2013:04 Energihushållning i VA-sektorn. Ett gemensamt samverkansarbete för alla VA-huvudmän i Dalarna.
 2013:05 Trygghetens värde

– sociala risker ur ett ekonomiskt perspektiv.
 2013:06 Fakta om småkryp i Dalarnas vattendrag.
 2013:07 Fältgentiana i Dalarna
 Lägesrapport om en av våra ovanligaste växter.
 2013:08 Jordbrukets klimatpåverkan – globala utsläpp och lokala åtgärder.
 2013:09 Levande vatten. Förslag för att minska negativa effekter från kraftverk och dammar i Vanåns avrinningsområde.
 2013:10 Djurägars erfarenheter av rovdjursavvisande stängsel.
 2013:11 Dalarnas miljömål – Miljömål.
 2013:12 Dalarnas Miljömål – Åtgärdsprogram 2013–2016
 2013:13 Dalarna – Pilotlän för grön utveckling – Slutrapport och vägledning.
 2013:14 Värna Värda Visa.
 2013:15 Hur synliga är vindkraftverk på långt avstånd?
 2013:16 Så förändras Dalarnas näringsliv. En kartläggning av de senaste 10–25 åren.
 2013:17 Samordnad recipientkontroll i Dalälven 2012. Vatten- och sedimentkemi, fisk, växtplankton och bottenfauna.
 2013:18 Bostadsmarknaden i Dalarna Från överskott till bostadsbrist.
 2013:19 Nyanlända elever utbildningsvillkor i Dalarna.
 2013:20 Bredbandsstrategi för Dalarna
 2013:21 Bevakning av grundläggande betaltjänster
 2013: 22 Utvärdering av strategi för formellt skydd av skog i Dalarnas län
 2013:23 Rönnpraktbaggen i Sverige.
 Inventeringar i mellersta Sverige under 2004–2009
 2013:24 Gröna infrastrukturer för biologisk mångfald i Dalaskogarna. Har habitatnätverk för barrskogsarter förändrats 2002–2012?
 2013:25 Swot-analys för Dalarnas regionala handlingsplan
 2013:26 Regional risk- och sårbarhetsanalys för Dalarnas län 2013

2014:01 Plan för tillsynsvägledning enligt miljöbalken 2014–2016
 2014:02 Västra Leksand, en förstudie om omarrondering
 2014:03 Myrfågelinventering i Älvdalen under perioden 1977 till 2012
 2014:04 Är Dalarnas jämställt? Lägesrapport 2013
 2014:05 Flexibel och yrkesinriktad sfi
 2014:06 Årsredovisning 2013
 2014:07 Bostad sökes – om hemlöshet och förebyggande arbete i Dalarna
 2014:08 Erfarenheter av kriskommunikation på lokal och regional nivå i samband med kärnkraftsolyckan i Fukushima 2011
 2014:09 Trädgränsens förändring 1974 till 2013 – fotoserie från fjället Östra Barfredshogna i norra Dalarna.
 2014:10 Tillsynsvägledningsplan för byggnadsnämnderna i Dalarnas län 2014-2016
 2014:11 Vedlevande insekter på gran i naturskogsmiljöer
 2014:12 Samverkan mot våld i krognära miljöer
 2014:13 Bostadsmarknaden i Dalarna 2014
 2014:14 Fäbodnäringsens förutsättningar i Sverige
 2014:15 Halverad energianvändning i småhus
 2014:16 Livsstilsföretag med utländsk bakgrund i Dalarna
 2014:17 Bevakning av grundläggande betaltjänster
 2014:18 Övervakning av fisk och miljö med elfiske i Dalarnas län

Utvärdering av elfiske i miljöövervakningen

Att utvärdera biologiska undersökningsresultat är en av hörnstenarna med vattenförvaltningsarbetet. Undersökningar av fiskfaunan i ett vattendrag med elprovfiske är en utbredd och ofta använd metod som används för att visa på eller bedöma miljötillstånd.

Den här rapporten utvärderar Länsstyrelsen Dalarnas befintliga elprovfiskedata från 1985 till 2013 och lyfter fram brister och förbättringsbehov för framtida undersökningar.

För din QR-läsare över den här koden, så hamnar du på vår webb med fler intressanta rapporter.

