



Länstyrelsen
Värmland

Bedömning av vattenregleringspåverkan med hjälp av elfiske



Publ nr 2013:23
ISSN 0284-6845

Erik Degerman, Magnus Andersson, Erik Petersson, Berit Sers
Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU Aqua, Sötvattenslaboratoriet
2013-07-01

Fotografier tillhandahållna av Stefan Thorfve

Länsstyrelsen Värmland, 651 86 Karlstad
054-19 70 00, www.lansstyrelsen.se/varmland

Sammanfattning

Genom att utgå från elfiskedata har vi försökt se om fiskfaunan i vattendrag påverkas av vattenreglering och om det var möjligt att prediktera vilka vattendrag som påverkats av vattenreglering. Lokalerna delades på förhand in i opåverkade, måttligt påverkade och kraftigt regleringspåverkade (i miljö-/vattendom tillståndsgiven stor amplitud i uppströms sjö/damm, nolltappning och/eller korttidsreglering). Data kom från HYMO-projektet i Värmlands län, samt tre angränsande län; Örebro, Västmanland och Gävleborg.

Fiskfaunan förändrades signifikant vid kraftig regleringspåverkan. Generellt kan man säga att strömlevande fiskar ersattes med sjölevande arter. Måttligt påverkade lokaler var svåra att signifikant särskilja från opåverkade eller kraftigt påverkade lokaler.

Vi testade det befintliga bedömningssystemet VIX med sidoindeket VIXh, samt utvecklade tre alternativa index; påverkansindex 1 och 2 samt RIX (Regleringsindex).

Det som på kort sikt ger bästa stödet nationellt för en statusklassning av regleringspåverkade vatten är VIXh (73% rätt klassade vatten), men det nya indexet RIX har betydligt högre precision (83% rätt klassade vatten vid bedömning av ej påverkade respektive kraftigt regleringspåverkade). Det gäller dock bara det undersökta området, medan VIXh är nationellt framtaget.

På längre sikt föreslår vi att man inför nästa klassning av vattnens ekologiska status genomför ett nationellt projekt med elfiskedata stöttat med en noggrann påverkansklassning för att få fram ett nationellt stabilt index (RIX). Då får man samtidigt ett bra underlag för att bedöma hur olika former av vattenreglering påverkar fiskfaunan. Detta kan också användas för att ta fram skonsammare regleringsrutiner, och därmed utgöra underlag för bedömning av vad som är bästa möjliga teknik enligt Miljöbalken.

Två problem finns med dessa bedömningssystem; 1) De kräver väl genomförda elfisken enligt standard, 2) det är en stor naturlig variation i påverkan på enskilda lokaler och det går därför inte att med säkerhet använda ett enstaka elfiske, använd helst alla tillgängliga elfisken från lokalen.

Observera att denna analys endast omfattar ett antal län i Bergslagen och i huvudsak vatten med avrinningsområden i intervallet 4-1293 km², därmed inte de stora laxälvarna.

Innehåll

Sammanfattning	1
1. Inledning	3
2. Hur naturlig och onaturlig variation i vattendrag kan påverka en statusbedömning....	4
3. Material och metoder	5
4. Resultat	7
4.1 Artförekomst och abundans i förhållande till regleringspåverkan	7
4.2 Bedömning av regleringspåverkan med hjälp av VIX och VIXh	8
4.3 Utveckling av Påverkansindex1 (Pi1)	10
4.4 Utveckling av Påverkansindex 2 (Pi2)	11
4.5 Jämförelse av olika index	13
4.6 Förslag till enkel modell; RIX	15
5. Diskussion	16
6. Erkännanden	19
7. Referenser	19

1. Inledning

Det är väl belagt i olika studier att fiskar påverkas negativt av vattenreglering, både i uppströms magasin och i nedströms strömmande vatten (Näslund m fl 2013). Påverkan är speciellt uttalad för fisk i nedströms vatten vid korttidsreglering (eng. *hydropeaking*) eller nolltappning (Liebig m fl 1999, Saltveit m fl 2006, Mims & Olden 2013).

Hur stor påverkan vattenreglering har på fiskbestånden och vilka konsekvenser det får på övriga delar av ekosystemet är dock svårt att förutsäga. Som en del i arbetet med EU:s vattendirektiv ingår att bedöma statusen på alla vattenförekomster. Denna ekologiska status skall främst bedömas med biologiska indikatorer som fisk, bottendjur och påväxtalger med stöd av uppgifter om vattenkvalitet samt hydrologisk och morfologisk påverkan. För detta ändamål finns bland annat ett framtaget bedömningssystem utgående från elfiskeundersökningar i vattendrag, VIX (Beier m fl 2007). Hittills genomförda studier visar att VIX fungerar väl på större material, men att separationen mellan påverkade och opåverkade lokaler ibland är svag på regional nivå (ex Åslund & Degerman 2007). Detta gör att VIX, liksom andra bedömningssystem, inte alltid fungerar för enskilda lokaler. Precisionen brukar vid bedömning av påverkade/opåverkade lokaler vara av storleksordningen 70-75% rätt klassificerade lokaler mellan hög/god status och sämre status, dvs risken att en lokal felklassas kan vara 25-30%.

Ett speciellt problem utgör vatten som påverkas av vattenreglering eftersom endast ett begränsat material med bedömd kraftig regleringspåverkan ingick vid utvecklingen av VIX (Beier m fl 2007). VIX har dock använts för att klassa regleringspåverkade vatten (Martinsson 2012 - Västmanlands län, Rådén & Henricsson 2011 - Örebro län). Rådén & Henricsson (2011) menade att VIX gav en något för positiv bild av den ekologiska statusen.

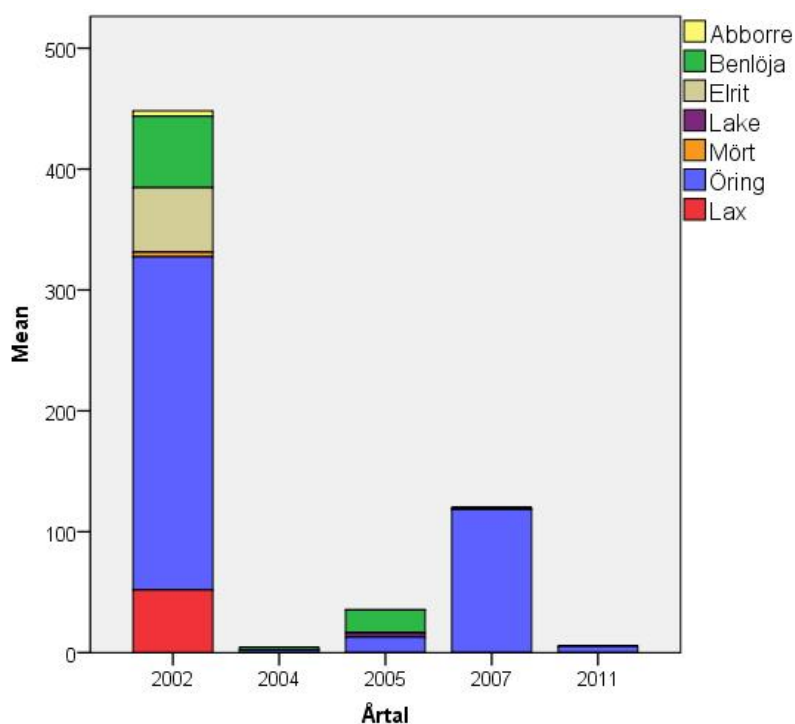
Under arbetet med VIX utvecklades ett sidoindeks (VIXh) som svarar mer på just hydrologisk störning än VIX. Få verkar dock använda det i arbetet med statusbedömning av hydrologiskt påverkade vatten.

Föreliggande projekt har bedrivits på uppdrag från Länsstyrelsen i Värmlands län som en del inom HYMO-projektet (Hydrologisk-Morfologisk påverkan). Syftet var att studera om strömlevande fisk påverkas av vattenreglering och om elfiskeresultat från enskilda lokaler kan användas för att påvisa påverkan av vattenreglering, samt att vid sidan av VIX studera om andra indikatorer kan vara lämpliga. Utifrån det tidigare arbetet med elfiskedata inom HYMO-projektet var det klart att fisk som generellt lever i strömmande vatten missgynnas gentemot arter som lever i lugna vatten (Degerman & Sers 2010).

Vi har jämfört sidoindeket VIXh med tre helt nya index som tagits fram i arbetet med denna rapport. Ett mer specialiserat index av samma typ som VIX utvecklades strikt för regleringspåverkan utgående från att fiskfaunan indelades i sjölevande, intermediära resp. strömlevande arter, Påverkansindex (Pi1). Som en tredje indikator utvecklades en modell baserad på vilka arter som gynnades vid reglering enligt resultaten i denna studie, Pi2. Samt slutligen konstruerades ett enkelt index som en kombination av Pi1 och Pi2, RIX (regleringsindex). I denna rapport presenteras hur dessa tre senare (Pi1, Pi2 och RIX) index utvecklats och hur väl de predikterar påverkan av vattenreglering i ett antal utvalda vattendrag i Värmlands, Örebros, Västmanlands och Gävleborgs län.

2. Hur naturlig och onaturlig variation i vattendrag kan påverka en statusbedömning

Rinnande vatten utgör dynamiska och variabla system som påverkas av t ex de naturliga variationerna i vattenflödet. Den variabla miljön i rinnande vatten kan illustreras med Sörbohedsälven i Värmland (Eda kommun). Det var extremt hög vattenföring åren 2000-2001 och reproduktion av lax konstaterades år 2002, samtidigt som tätheten av öring var hög (Figur 1). Lax förekommer normalt inte i vattensystemet och reproduktion skedde av lax som satts ut för fiske i sjön Övre Gla nedströms. År 2004 var laxen åter borta och tätheten av öring låg (2,1 individer per 100 m²). År med låg vattenföring kan regleringen av dammen medföra att den naturliga variationen förstärks, dvs lågvattenepisoderna förstärks. Vid en bedömning med VIX var resultaten de olika åren måttlig status, dålig status, otillfredsställande status, god status och god status. Sörbohedsälven exemplifierar därmed hur svårt det kan vara att bedöma en lokals ekologiska status - är den det sämsta uppmätta värdet (dålig) eller ett medelvärde av samtliga observationer (måttlig)?



Figur 1. Elfiskeresultat från Sörbohedsälven, lokalen nedströms dammen i sjön Gladåkers utlopp (Värmland, Eda kommun). Elfiskare de olika åren har varit Aquaticus resp VFK Vatten & Fiskevårdskonsult, dvs erfarna och kompetenta elfiskare.

Vad exemplet ovan visar är att man inte kan använda ett enstaka stickprov (ett elfiske) för en säker statusbedömning, minst tre elfisken krävs alltid (Degerman m fl 2012). Medelvärdet av tre slumpvis utvalda elfisken i denna serie på fem års undersökningar blev VIX=0,28. Detta var i nedkanten av det intervall som indikerar måttlig ekologisk status. Endast vid två av tio tillfällen blev medelvärdet av tre slumpvisa prov lägre än 0,27, vilket skulle innebära otillfredsställande status. Även i ett så variabelt vattendrag som detta erhöles således stabila resultat om man har tre prov.

3. Material och metoder

Genomförda elfisken har datalagts och kvalitetssäkrats i Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS). Samtliga elfisken från Värmlands län utfördes direkt för studien av Stefan Thorfve (Thorfve 2009, 2010). Tanken var då att fiska på perifera strömlokaler som borde påverkas mer vid en reglering än starkt strömsatta lokaler. Detta var dock svårt att genomföra på grund av höga flöden och många av elfiskelokalerna är därför relativt typiska reproduktionsområden för öring (Thorfve 2010).

Inom projektet HYMO skedde en bedömning av regleringspåverkan genom Länsstyrelsen i Värmlands län (Margareta Wallsten). Bedömningen skedde i klasserna ingen regleringspåverkan, måttlig regleringspåverkan och stark regleringspåverkan utifrån kännedom om den faktiska vattenregleringen på platsen. De vattendrag som hade kraftig regleringspåverkan hade en enligt vattendom tillståndsgiven regleringsamplitud på 0,2-2,8 m i uppströms sjö, undantaget Klarälven med en amplitud på 32 m i Höljesdammen. I några fall förekom också känd korttidsreglering samt nolltappning. I vattendrag som bedömdes ha måttlig regleringspåverkan förekom ej känd korttidsreglering eller nolltappning.

Data kompletterades med motsvarande bedömning av lokaler från Örebro län (Rådén & Henricsson 2011), samt bedömning för vatten i Västmanlands län (muntligen Gunilla Alm) och Gävleborgs län (muntligen Fredrik Stjernholm). Även dessa benämndes HYMO-lokaler. Bedömningen för övriga län än Värmland skedde enbart till ingen regleringspåverkan respektive stark regleringspåverkan, med fokus på korttidsreglering och nolltappning.

Materialet från HYMO-projektet kompletterades med regleringspåverkade elfisken från SERS. Det var dels lokaler där utförarna av elfisket bedömt regleringspåverkan som stor (stark påverkan=3) i samma län som ovan, dels lokaler som av utövarna angetts ha ingen påverkan eller ingick i som referenser i Nationella och Regionala miljöövervakningsprogram. Detta gav ett ytterligare material av icke regleringspåverkade lokaler samt starkt påverkade lokaler. Dessa betecknas Referens_SERS resp. Stark regleringspåverkan_SERS.

Totalt ingick 310 lokaler, fördelade på 9-122 lokaler och 32-611 elfisketillfällen i de olika påverkansklasserna (Tabell 1).

Tabell 1. Antal ingående lokaler och elfisketillfällen i de olika kategorierna av regleringspåverkan.

Typ av lokal	Lokaler	Elfisketillfällen
Referens_SERS	96	611
Referens_HYMO	9	32
Måttlig regleringspåverkan_HYMO	19	38
Stark regleringspåverkan_HYMO	65	120
Stark regleringspåverkan_SERS	122	199

Av de 310 lokalerna hade 12% avrinningsområden $<10 \text{ km}^2$, 34% $10-100 \text{ km}^2$, 41% $100-1000 \text{ km}^2$, 12% $1000-10000 \text{ km}^2$ och endast 1% avrinningsområde över $10\,000 \text{ km}^2$. %- respektive 95%percentilen var 4 och 1293 km^2 . Det är således detta intervall som föreliggande arbete inriktas på.

Primär indikator var ViXh-värdet, som kan anta värden mellan 0 och 1. VIXh visar sannolikheten att lokalen är opåverkad, ju högre värde desto större är sannolikheten (Beier m fl 2007). VIXh kan endast beräknas för fullständiga dataset.

Därför delades förekommande fiskarter in i tre olika guilders (funktionella grupper); strömfiskar, intermediära och sjöfiskar.

Sjöfiskar= abborre, asp, benlöja, björkna, braxen, gers, gädda, gös, lake, mört, nissöga, nors, ruda, sarv, siklöja, spigg, småspigg, storspigg, sutare.

Intermediära= elritsa, id, mal, regnbåge, röding, sik, stäm, vimma, ål.

Strömfiskar= bäckröding, harr, lax, nejonögon, simpör, öring.

Dessa grupperingar användes för att utveckla påverkansindex 1 (Pi1).

Som möjliga underlag till indikatorn Pi2 (Påverkansindex 2) testades förekomst (0/1) av påträffade arter och täthet (antal per 100 m²) av arterna i föreliggande studie (avsnitt 4.1). För att anpassa materialet till normalfördelning och stabilisera variansen transformerades täthetsdata med $\text{Log}_{10}(x+1)$. Vid utveckling av indexet RIX används omgivningsbeskrivningsdata från SERS; x-koordinat anges med sex siffrors noggrannhet i RT90, andel sjö i avrinningsområdet uppströms lokalen anges klassat i fyra klasser 1 (<1%), 2 (<5%), 3 (<10%), 4 (=10%), avrinningsområdets storlek anges i tiopotenser 1 (0-10 km²), 2 (-100 km²), 3 (-1000 km²), 4 (-10000 km²) samt 5 (>10000 km²). Årsmedeltemperatur avser medelvärde 1961-1990 enligt SMHI.



Stefan Thorfve på elfiskelokalen Likan 2 (inte regleringspåverkad) som ingick i projektet.

4. Resultat

4.1 Artförekomst och abundans i förhållande till regleringspåverkan

Förekomsten (förekomst=1, avsaknad=0) av olika arter skilde mellan olika grad av regleringspåverkan (Tabell 2). Förekomsten av abborre, benlöja, gädda, lake, mört, stensimpa, ål och gruppen simpior (sten- och bergsimpior sammantaget) ökade signifikant i kraftigt regleringspåverkade vatten. Abborre och mört ökade i förekomst mer än sex gånger i regleringspåverkade vatten. Minskade signifikant gjorde intermediära och strömlevande arter som elritsa och öring, men även flodkräfta. Öring äldre än årsungar (Öring >0+) förekom vid 79% av elfiskena på referenslokaler, men bara vid 27% vid kraftigt påverkade lokaler. Förekomsten av årsungar (Öring 0+) mer än halverades.

Tabell 2. Förekomstfrekvens av (%) av fångade arter/taxa på lokaler av olika påverkansgrad testad med Chi-square. %N anger hur ofta arten förekom vid elfisketillfällena.

Förekomst/elfiske Art	Regleringspåverkan			Chi-sqr (p)	N	%N
	Opåverkat	Kraftigt	Trend			
Abborre	6,1%	40,8%	ÖKAR	<0,001	169	18%
Benlöja	1,2%	8,2%	ÖKAR	<0,001	34	4%
Elritsa	28,0%	21,3%	MINSKAR	0,015	248	26%
Flodkräfta	9,8%	4,7%	MINSKAR	0,004	78	8%
Gädda	18,4%	27,9%	ÖKAR	0,001	207	22%
Lake	13,4%	37,6%	ÖKAR	<0,001	206	21%
Mört	4,5%	28,5%	ÖKAR	<0,001	120	12%
Stensimpa	31,7%	51,7%	ÖKAR	<0,001	369	38%
Ål	0,0%	4,7%	ÖKAR	<0,001	15	2%
Öring >0+	78,5%	27%	MINSKAR	<0,001	591	61%
Öring 0+	90,4%	40,1%	MINSKAR	<0,001	709	74%
SIMPOR	36,9%	63,9%	ÖKAR	<0,001	441	46%
KRÄFTOR	12,4%	10,7%	MINSKAR	0,244	114	12%

Abundansen, dvs det beräknade antalet individer per 100 m², av arterna följde samma mönster som förekomstfrekvensen (Tabell 3). Ett undantag var elritsa som hade en tendens till minskad förekomst, men ökad täthet vid regleringspåverkan. De flesta förändringar var signifikanta. Medeltätheten av öring sjönk från 31,5 till 3 per 100 m², dvs en tiopotens. Simpior uppvisade en ökad förekomst vid kraftig regleringspåverkan och en nästan fördubblad täthet.

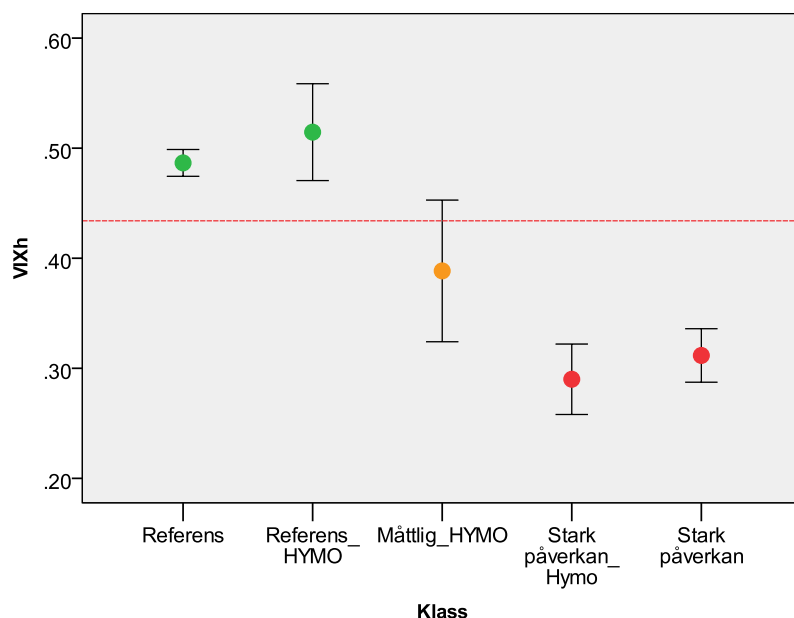
Tabell 3. Abundans (beräknat antal individer per 100 m²) av de vanligaste arterna i elfisket i opåverkade vattendrag jämfört med kraftigt påverkade vattendrag testad med Mann-Whitney U.

Täthet/100 m ²	Regleringspåverkan			
	Art	Opåverkat	Kraftigt	Trend
Abborre	0,15	2,41	ÖKAR	<0,001
Benlöja	0,01	0,40	ÖKAR	<0,001
Elritsa	5,58	6,37	ÖKAR	0,03
Flodkräfta	1,00	0,28	MINSKAR	0,006
Gädda	0,28	0,34	ÖKAR	<0,001
Lake	0,25	1,00	ÖKAR	<0,001
Mört	0,13	3,39	ÖKAR	<0,001
Stensimpa	10,37	20,69	ÖKAR	<0,001
Öring >0+	13,72	1,67	MINSKAR	<0,001
Öring 0+	17,74	1,31	MINSKAR	<0,001
SIMPOR	10,90	23,00	ÖKAR	<0,001
KRÄFTOR	1,20	0,47	MINSKAR	0,34

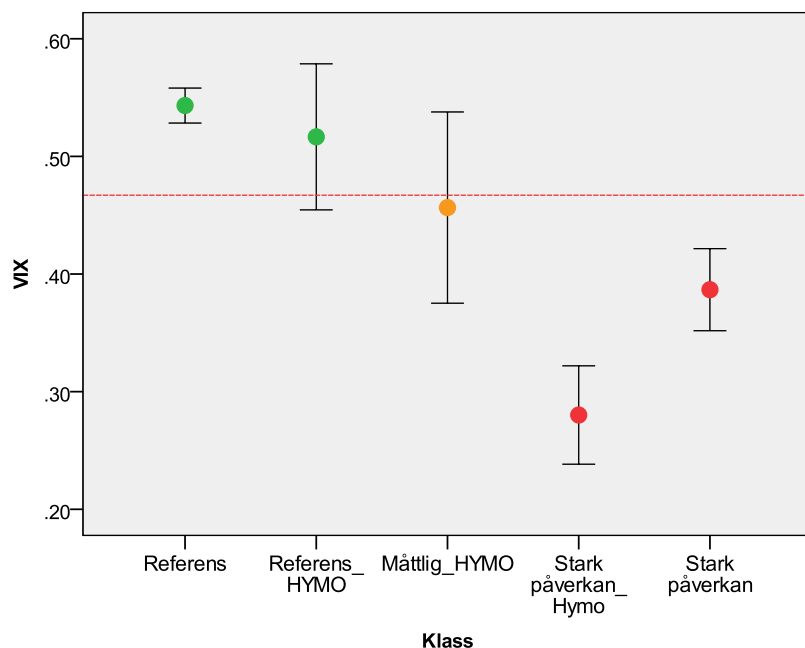
4.2 Bedömning av regleringspåverkan med hjälp av VIX och VIXh

Här används huvudindexet VIX samt sidoindeket VIXh, som anses reagera tydligare på hydrologiska störningar. De kan som nämnts ovan anta värden från 0 till 1. För VIX är brytvärdet >0,467 och för VIXh >0,434 för att indikera hög/god status.

Medelvärdet på VIXh skilde signifikant mellan referenser, måttligt påverkade och starkt påverkade lokaler (Figur 2). För VIX var resultatet mer varierat (Figur 3).

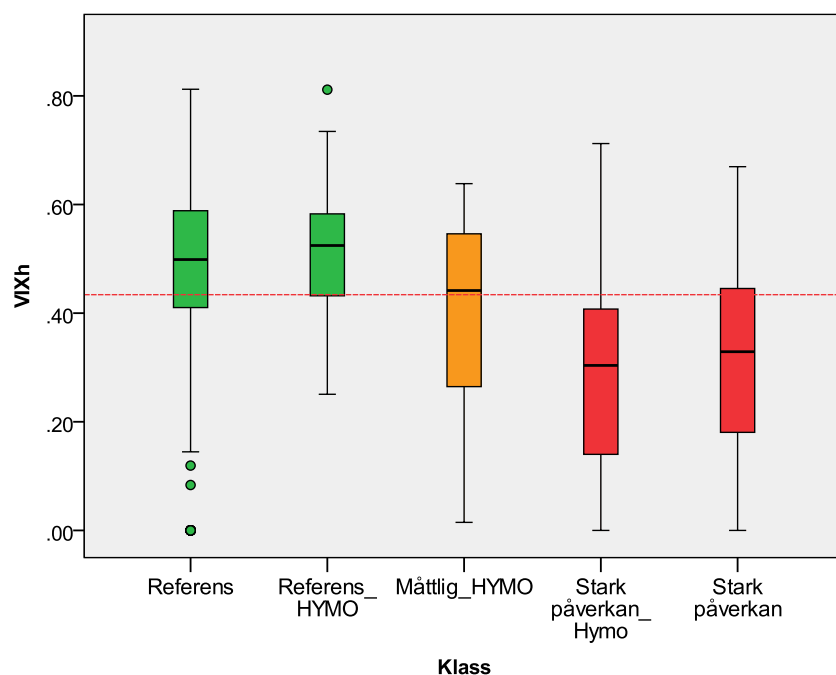


Figur 2. Medelvärde (samt 95% konfidensintervall) för VIXh beräknat för de respektive klasserna. Streckad röd linje markerar gräns för opåverkade vatten.



Figur 3. Medelvärde (samt 95% konfidensintervall) för VIX beräknat för de respektive klasserna. Streckad röd linje markerar gräns för opåverkade vatten.

Nu bör man beakta att medelvärden och spridningsmått för ett flertal enskilda elfisketillfällen kan dölja den variation som finns i materialet. Om man redovisar resultatet för VIXh i en så kallad box-plot framträder materialets spridning bättre (Figur 4). Framför allt de referenslokaler som valdes ut vid sidan av Hymo-projektet uppvisade stor spridning, dessutom var skillnaden mellan måttligt och starkt påverkade lokaler liten. I det fortsatta resonemanget kommer vi inte att använda gruppen måttligt påverkade lokaler på grund av detta överlapp.



Figur 4. VIXh beräknat för de respektive klasserna redovisat i form av en boxplot. Boxen visar 25% -75% percentilen med medianen markerad som ett svart vågrätt streck. Samma data som figur 2. Streckad röd linje markerar gräns för opåverkade vatten.

4.3 Utveckling av Påverkansindex1 (Pi1)

Föregående avsnitt visade att VIXh verkade kunna separera mellan referenser och vattenregleringspåverkade vatten i större datamaterial, men gav ändå så låg säkerhet som 65% rätt klassificerade. Frågan var om en ännu bättre separation var möjlig att uppnå med nya index.

Ett kompletterande index utarbetades utifrån tätheten av sjölevande, strömlevande och intermediära fiskarter (definition i Material och metoder). Respektive grupps täthet (logtransformerat) avsattes mot andel sjö, höjd över havet, lokalens bredd, medelvattenföring, medeltemperatur över året, vattenhastighet, lutning, medeldjup, x-koordinat, y-koordinat, avstånd upp till sjö och artantal. För respektive grupp användes en stegvis regressionsmetod för att sortera ut de variabler som bäst förklarade tätheten av fiskarterna. Vilka variabler som ingår och deras parametrar anges i Tabell 4. Dessa beräkningar gjordes endast på de vattendrag som bedömts som opåverkade. Med de ekvationer som blev resultatet av processer som beskrivits ovan så beräknades förväntade tätheter av de tre grupperna (sjölevande, strömlevande och intermediära) fisk för alla klassade vattendrag (lokaler).

De observerade tätheterna vid varje elfisketillfälle subtraherades med det förväntade värdet vilket gav tre residualer för varje observation (en residual för varje grupp av fisk). Därefter togs absolutvärdet av residualerna och användes i en logistisk regression där vi modellerade sannolikheten att vattendraget var påverkat. Resultatet av denna beräkning återfinns i Tabell 5.

Pih blir således:

$Pih = -0.8958 + 1.0099 * A1 - 1.4863 * A2 + 1.6435 * A3$ (Där A1 är residual sjölevande, A2 strömlevande, A3 intermediära).

Och sannolikheten för påverkan (Pi1):

$$Pi1 = 1 - \left[\frac{1}{1 + e^{-Pih}} \right]$$

Tabell 4. De variabler som användes för att beräkna tätheten av olika grupper av fisk i opåverkade vattendrag.

Variabel	Sjölevande	Intermediära	Strömlevande
Intercept	-1.9989	18.04093	-0.23368
Andel sjö		0.11014	
Lutning*	-0.0179	-0.15732	
Medeldjup	-1.03353		-0.21509
Lokalbredd*	-0.7016	-0.28967	
Medelvattenföring*	0.7823		0.36745
Årsmedeltemperatur	0.3915	-0.2915	0.02346
Höjd över havet	0.00343	0.0010	
x-koordinat		-0.00002582	
y-koordinat	0.00000888		
Avstånd upp till sjö	0.02868	-0.01178	-0.00467
Sjöarea uppströms	0.00025390		-0.00013943
Artantal (från elfiske)*	0.53726	1.28895	0.73277

*logtransformerade värden användes

Tabell 5. Parametrarna i den logistiska regressionen, med chi-två-värden och signifikansvärden.

Parameter	Värde	Värdets standardfel	Chi2	Signifikansnivå
Intercept	-0.8958	0.2656	11.38	<0.001
A1. Absolutvärdet för residualen täthet sjöarter	1.0099	0.1724	34.33	<0.001
A2. Absolutvärdet för residualen täthet strömlevande arter	-1.4863	0.1660	80.17	<0.001
A3. Absolutvärdet för residualen täthet intermediära arter	1.6435	0.2573	40.80	<0.001

Modellen hade en precision på 80% i att särskilja opåverkade och påverkade vattendrag. Det är viktigt att påpeka att detta gäller inom det område som referensvattendragen ligger. Det är ju från dem vi räknat ut förväntade tätheter. Ska man applicera modellen på områden utanför detta område måste man extrapolera och det är alltid vanskligt. Om ny data kommer in från andra områden bör man justera parametrarna så att modellen bättre återspeglar den geografiska spridningen och andra klimatzoner.

4.4 Utveckling av Påverkansindex 2 (Pi2)

Påverkansindex 1 som baserades på en indelning i sjö- och strömlevande fiskarter gav 80% korrekt klassificerade lokaler, vilket var bättre än VIXh. Frågan var om det gick att nå högre precision med ett annorlunda index?

Arter som signifikant gynnades i kraftigt reglerade vattendrag och som förekom vid minst 10 % av elfisketillfällena (Tabell 2 & 3) ingick i en gruppering som benämndes regleringsgynnade arter (abborre, gädda, mört, lake och simpör). För att göra analysen mer allmängiltigt i ett större geografiskt perspektiv aggregerades samtliga påträffade strömlevande laxfiskar (bäckröding, harr, lax, röding och öring) i en grupp med namnet Laxarter. Antalet arter i dessa grupper jämfördes med antalet sjöfiskarter, strömfiskarter och intermediära arter. Det skilde signifikant i förekomst av laxarter och regleringsgynnade arter mellan referensvattendrag och regleringspåverkade vattendrag (Tabell 6).

Tabell 6. Artantal av olika grupperingar vid respektive elfiske (HYMO- och SERS-lokaler).

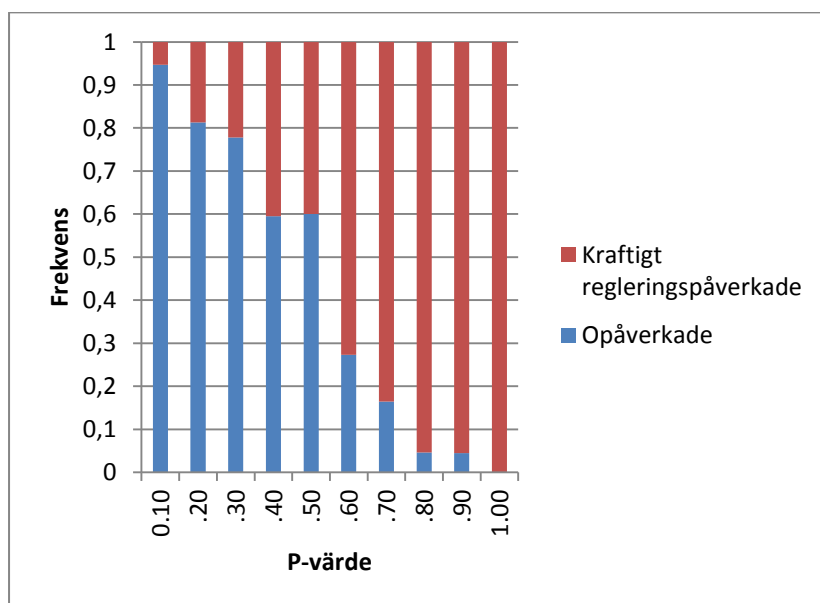
Artantal/elfiske	Regleringspåverkan			Mann-Whitney U (p)
	Art	Opåverkat	Kraftigt	
Totalt artantal	2,40	3,13	ÖKAR	<0,001
Sjöarter	0,57	1,50	ÖKAR	<0,001
Strömarter	1,08	0,61	MINSKAR	<0,001
Fiskarter	2,28	3,02	ÖKAR	<0,001
Laxarter	1,03	0,48	MINSKAR	<0,001
Regleringsgynnade arter	0,79	1,99	ÖKAR	<0,001

En logistisk stegvis regression kördes med samtliga grupperingar (Tabell 6) med avseende på täthet, andel av totaltäthet, artförekomst samt andel av artförekomst. Antalet laxfiskarter, antalet laxfiskindivider och antalet regleringsgynnade individer bidrog signifikant till att kunna separera opåverkade och påverkade vatten (Tabell 7).

Tabell 7. Resultatet av logistisk stegvis regression.

Faktor	B	Stnd.Err.	SIG	Exp(B)
Laxfiskindivider	-,079	,013	,000	,248
Laxarter	-1,367	,213	,000	2,426
Andel regleringsgynnade individer	,008	,003	,000	,924
Konstant	-,161	,211	,000	,255

Utgående från denna logistiska regression skapades indexet Pi2 som till 84% predikterade korrekt mellan referensvatten och påverkade vatten. Prediktionen sker i form av en sannolikhet (0-1) att vattendraget är påverkat, vid $p=0.50$ är sannolikheten lika stor att det är påverkat som opåverkat. Vid ett p-värde under 0,30 var det ytterst få lokaler som var påverkade och vid ett p-värde över 0,80 var det ytterst få referenslokaler (Figur 5). Vid p-värden över 0,80 var risken för felklassning endast 8 %.



Figur 5. Andel lokaler som var opåverkade resp. kraftigt regleringspåverkade beroende på p-värdet i Pi2.

4.5 Jämförelse av olika index

Nu finns det således fyra olika möjligheter att använda för att försöka skilja ut vattenregleringspåverkade lokaler, VIX, VIXh, Pi1 och Pi2. Vi har valt att studera VIXh och Pi2 vidare, eftersom VIXh var bättre än VIX och Pi2 något bättre än Pi1. Jämförelse görs mellan vatten där ingen-svag påverkan föreligger enligt index och vatten med kraftig påverkan, dvs $p \leq 0.434$ för VIXh och $Pi2 > 0.5$. Medan Pi2 var mycket bra på att identifiera elfisketillfällen från referensvatten (ingen/låg regleringspåverkan) med hela 97% rätt klassade, var VIXh bättre på att detektera elfisketillfällen från påverkade vatten (74% rätt) (Tabell 8).

Tabell 8. Antal utfall av referenser och regleringspåverkade vatten initialt bedömt i relation till vad som predikteras av indexen beräknat per elfisketillfällen.

Index		ANTAL - initialt		PROCENT-initialt		
		Referens	Påverkat	Referens	Påverkat	
Pi2	Bedömd nej	624	125	97,0	39,2	Totalt 85% korrekt
	Bedömd påverkan	19	194	3,0	60,8	
	SUMMA	643	319	100%	100%	
VIXh		Referens	Påverkat	Referens	Påverkat	
	Bedömd nej	387	57	60,2	17,9	Totalt 68% korrekt
	Bedömd påverkan	239	237	37,2	74,3	
	SUMMA	626	294	100%	100%	

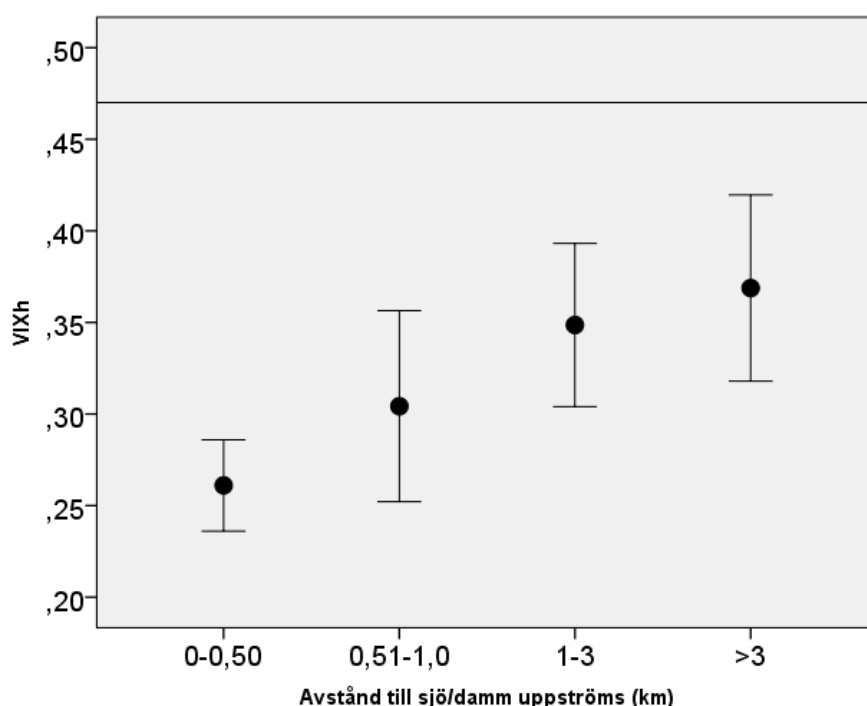
Inget av indexen var egentligen bra på att detektera regleringspåverkade vatten, vilket kan bero på att vi inte vet att dessa vatten var regleringspåverkade vid varje elfisketillfälle. Däremot kan man anta att påverkansklassningen stämde bättre på lokalnivå, dvs när många elfisken utförts på varje lokal och medelvärdet av index används. Därför kontrollerades effekten av att använda medelvärdet av VIXh och Pi2 per lokal istället för att som ovan använda enstaka elfisketillfällen (Tabell 9).

Tabell 9. Antal utfall av referenser och regleringspåverkade vatten initialt bedömt i relation till vad som predikteras av indexen beräknat per lokal, dvs medelvärdet av flera elfisketillfällen.

Index		ANTAL - initialt		PROCENT-initialt		
		Referens	Påverkat	Referens	Påverkat	
Pi2	Bedömd nej	106	69	95,5	36,5	Totalt 75% korrekt
	Bedömd påverkan	5	120	4,5	63,5	
	SUMMA	111	189	100%	100%	
VIXh		Referens	Påverkat	Referens	Påverkat	
	Bedömd nej	52	23	48,6	13,1	Totalt 72% korrekt
	Bedömd påverkan	55	153	51,4	86,9	
	SUMMA	107	176	100%	100%	

Detta visade att när man använder flera elfisketillfällen per lokal gav VIXh en god precision i att detektera regleringspåverkade vatten när påverkan bedöms föreligga, men var sämre på att prediktera opåverkade vatten. Återigen var Pi2 bättre på att detektera opåverkade vatten (Tabell 9). Sett till möjligheten att särskilja opåverkade och påverkade vatten gav VIXh endast 72% korrekt klassificering, medan Pi2 gav 75% korrekt utfall.

I analyserna ovan har vi inte tagit hänsyn till var elfisket utförts. Effekten av regleringspåverkan var tydligast ju närmare dammen/sjön lokalen var belägen (Figur 6). Om man använder VIXh för att bedöma påverkan och tar hänsyn till avståndet till uppströms sjö/damm, arealen av sjö/damm och avrinningsområdets storlek kommer man upp till 89% rätt klassificerade lokaler (Tabell 10). Bedömning har skett med logistisk regression (Tabell 11).



Figur 6. VIXh på lokaler som bedömts som kraftigt påverkade avsett mot avståndet till uppströms regleringsmagasin (km). Heldragen linje markerar gräns till hög/god ekologisk status.

Tabell 10. Antal utfall av referenser och regleringspåverkade vatten initialt bedömt i relation till vad som predikteras av indexen beräknat per lokal, dvs medelvärdet av flera elfisketillfällen, när man använder VIXh och korrigerar för avstånd till uppströms sjö, sjöns storlek och avrinningsområdets storlek.

Index		ANTAL - initialt		PROCENT-initialt		
		Referens	Påverkat	Referens	Påverkat	
VIXh	Bedömd nej	90	17	81,1	9,0	Totalt 89% korrekt
Observerat	Bedömd påverkan	14	161	12,6	85,2	
SUMMA		104	178	100%	100%	

Tabell 11. Utfall av logistisk regression enligt tabell 10 (degrees of freedom=1).

Variabel	B	S.E.	Wald	p
VIXh	-10,453	1,813	33,25	<0,001
Avrinningsområdets storlek (klass 1-5)	2,464	0,379	42,29	<0,001
Sjöareal (ha)	0,002	0,001	4,009	0,045
Avstånd upp till sjö (km)	-0,236	0,067	12,507	<0,001
Konstant	-1,013	0,913	1,232	0,267

Nackdelen med denna modell är att den är väldigt beroende av det föreliggande dataset där regleringspåverkan var större i stora vatten, varför avrinningsområdets och sjöns storlek spelar in.

4.6 Förslag till enkel modell; RIX

Som framgått av ovan går det att använda olika index för bedömning av regleringspåverkan. VIXh fungerar relativt väl (73% rätt om man bedömer på lokalnivå). För att få fram den enklast möjliga alternativa modellen (RIX, regleringsindex) med en prediktionsförmåga över 80% som kan vara ett stöd användes tillvägagångssättet för Pi1, men med de ingående faktorerna i Pi2.

Initialt beräknades förväntade tätheter av laxfiskar och regleringsgynnade fiskar:

Förväntade Laxfiskar_log10= 14.638+(Andel_sjö*0.046)-
(vattenbredd_log*0.740)+(Avromr_storlek*0.417)-
(0.00002262*x_koordinat)+(0.003*altitud)+(0.159*Årsmedeltemperatur).

Förväntade regleringsgynnade individer_log10=-33.259-(Andel_sjö*0.082)-
(Avstånd_opp_till_sjö*0.023)+(Avromr_storlek*0.308)+(0.00004946*x_koordinat)-
(0.002*Altitud)+(0.193*Årsmedeltemperatur).

Därefter beräknades för respektive grupp skillnaden i absolutvärde mellan observerade och förväntade tätheter. Dessa residualer (laxfiskresidual respektive regleringsfiskresidual) användes sedan för att räkna fram sannolikheten (RIX) att lokalen var regleringspåverkad;

$R=(laxresidual*2.316)+(regleringsfiskresidual*1.220)-(Avst_upp_till_sjö_log*0.724)-2.862.$

$RIX = 1/(1+e^{-R})$. Där påverkade lokaler var sådana med $p>0.42$.

Beräknat på elfisketillfälle gav denna modell 83% rätt predikterade fall (Tabell 12).

Tabell 12. Antal utfall av referenser och regleringspåverkade vatten initialt bedömt i relation till vad som predikteras av indexet Reglering beräknat per elfisketillfälle.

ELFISKETILLFÄLL		ANTAL - initialt		PROCENT-initialt		
		Referens	Påverkat	Referens	Påverkat	
Reglering	Bedömd nej	575	68	89,4	10,6	Totalt 83% korrekt
Observerat	Bedömd påverkan	99	220	31	69	
	SUMMA	674	288	100%	100%	

5. Diskussion

Fyra olika index baserade utifrån något skilda bakgrunder visade en relativt likartad möjlighet att prediktera om fiskfaunan på en lokal påverkats av kraftig vattenreglering. VIXh baseras på tätheter av laxfiskar, andel toleranta individer samt andel toleranta arter. Pi1 baseras på en indelning i sjöarter, intermediära arter och strömlevande arter, medan Pi2 och RIX baseras på laxfiskar kontra regleringsgynnade arter (abborre, gädda, mört, lake och simpör). Med olika angreppspunkt har vi således genomgående hamnat i en indelning mellan laxfiskarter (strömlevande) och sjöfiskarter, där de senare dominerar vid regleringspåverkan. VIXh, RIX och Pi1 utgår från förväntade värden på de olika indikatorerna på en lokal och jämförs sedan med observerade värden, medan Pi2 baseras på en jämförelse av påverkade vatten med opåverkade.

För det första bör det konstateras att det finns en stor naturlig variation i materialet. Lokaler som klassades som påverkade uppvisade variationer i fiskfaunan som gjorde att en klassning av statusen vid ett enskilt elfisketillfälle kunde vara avvikande från lokalens medelklassning. Regleringspåverkan är därmed svårare att påvisa med ett enstaka elfiske jämfört med t ex eutrofiering (Johansson 2002).

Det var tydligt att VIXh kan användas fristående, speciellt om man beaktar var elfisket utförts, dvs var i vattendraget med avseende på avstånd till regleringsmagasin. I det begränsade materialet vi hade var även avrinningsområdets storlek och magasinets storlek viktiga för att särskilja opåverkade och påverkade vatten, troligen helt enkelt därför att det var vanligare med påverkan i större vatten. Eftersom VIXh redan finns framtaget nationellt och är beräknat för alla elfisketillfällen är detta den enklaste vägen att gå för att göra en statusklassning inriktad på vattenregleringspåverkan. RIX, som är regionalt utvecklat och dessutom specifikt inriktat på just regleringspåverkan hade dock högre precision, 83% rätt klassade vatten, och bör heller användas i Bergslagsregionen.

Det alternativa enkla indexet RIX hade således en precision i rätt klassade vatten på över 80%. Antag att lokalen kan bli rätt klassificerad i 80% av fallen. Risken att klassa fel är då $1-0,8=0,2$. Gör två elfisken är risken att klassa båda fel $0,2*0,2=0,04$. Tas tre prov är risken för tre felklassningar $0,2^3=0,001$, dvs $p=0,008$. Efter tre prov bör rätt klassificering ha erhållits, åtminstone i två fall av tre.

Vilka fiskarter som gynnas och vilka som missgynnas av en vattenreglering torde till stor del förklaras av predationsrisk samt födostrategi. Thorfve (2009) påpekade i sin analys att regleringspåverkade system som trots allt hade bra bestånd av öring rimligen hade det för att

predationsrisken från gädda och lake var ringa. Öring är mycket känslig för förekomst av gädda och lake i vattendraget (Degerman & Sers 1993). När vattenflödet minskar kan predatorerna vandra ut i de tidigare strömmande habitaterna och äta de strömlevande fiskarna. Flera av de arter som gynnas av vattenreglering är omnivorer, dvs inte specialiserade på t ex driftföda som de missgynnade arterna lax och öring är. Dessutom är de ofta sjölevande arter. Dessa expanderar ut i strömvattnen då vattenhastigheten sjunker och bör då rimligen påverka strömlevande fiskar negativt (Degerman & Sers 1994). Generalister ersätter således predationskänsliga specialister när vattenföringen artificiellt ändras. Tydligast var effekten i kraftigt påverkade vatten, dvs sådana med stor regleringsamplitud och förekomst av nolltappning och/eller korttidsreglering.

Hur provfisket planeras och genomförs påverkar naturligtvis resultatet. Det är tidigare visat att avfiskad area påverkar antalet fångade arter vid standardiserat elfiske (Degerman m fl 2010). Rekommendationen är att fiska 200-400 m² för att fånga förekommande arter (op.cit.). I de fall fisket bedrivs på väldigt små ytor ökar risken att en indikatorgrupp inte fångas. Det är också väl belagt att vattenföringen på platsen påverkar fiskets effektivitet (Degerman m fl 2010). På vattenregleringspåverkade lokaler kan flödet variera betydligt och därmed även precisionen i skattningen av fisktätheter. Flödet över en längre tid påverkar också vilka arter som förekommer (Figur 1). Figur 6 visar också att man bör lägga elfiskelokalerna nära regleringsmagasinet för att vara säkra på att kunna påvisa regleringsskador. Samtidigt är det så att de närmaste 200 m från sjön/magasinet har ett större inslag av slumpvis uppträdande sjöfiskar.

Observera att resultaten gäller om den på förhand antagna klassificeringen av regleringspåverkan var korrekt. Hur man utnyttjar vattendomen (regleringsamplituden, rätt till nolltappning, rätt till korttidsreglering) samt stora skillnader från år till år i vattenföringen gör att bedömningen har sina osäkerheter. Detta kan förklara att de måttligt påverkade samt kraftigt påverkade vattendragen var svåra att skilja med elfiskedata. Dessutom kan detta förklara att en del vatten klassades ”fel”.

Den relativt höga precisionen i vissa av föreliggande bedömningar beror rimligen på att undersökningarna omfattar en begränsad region och därmed en begränsad typ av fiskesamhällen. I andra regioner med andra förekommande arter torde ytterligare arter kunna räknas till regleringsgynnade resp. till arter som generellt missgynnas. Observera också att vi anser att vår undersökning i huvudsak berör vatten med ett avrinningsområde på 4-1283 km². Stora laxälvar har inte beaktats i denna studie där dock ett fåtal elfisken från Klarälven ingick. Elfiskestudier i stora vatten är behäftade med flera problem, speciellt som man bara kan elfiska utmed stränderna och inte fångar hela faunan. Huruvida regleringspåverkan även syns i elfiskeresultat i de stora laxälvarna bör kunna studeras utgående från tillgängliga elfisken om uppgifter om storleken på vattenregleringen kan anges.

Önskar man att få fram en förbättrad nationell bedömningsgrund för att påvisa vattenregleringspåverkan nedströms kraftverk så verkar elfiskeresultat vara en framkomlig väg, men studien behöver upprepas över ett större område. Vi skulle vilja validera resultaten så att man vet om VIXh eller en alternativ modell (RIX) kan fungera över hela landet och hela skalan av vattendragsstorlek. Lokalernas påverkan bör då först graderas utifrån en klassning separat av vardera regleringsamplitud, nolltappning och korttidsreglering. Man bör även beakta lokalens lutning och strömsträckans längd eftersom detta troligen styr effekten av korttidsreglering och möjligheterna till återkolonisation. Likaså bör känd förekomst av gädda och/eller lake i systemet beaktas eftersom det finns indikationer på att öringpopulationers återhämtning efter påverkan är större i system utan dessa predatorer (Thorfvé 2009).

Regleringspåverkan kan naturligtvis bedömas utan biologiska data, t ex genom att ta fram statistik över hur regleringen faktiskt utförs (inte bara se till vilka villkor som givits i vattendomar). Man bör då beakta magnitud i reglering, kortaste frekvens i reglering, snabbhet i övergång mellan olika nivåer, om nolltappning förekommer, om det finns en naturlig årsrytmik i flödet (se Richter 1996, 1997). Skall en analys göras på det sättet måste man som grund i alla fall veta hur en avvikelse från normala flödesförhållanden påverkar fiskfaunan. Vi anser därför att det vore lämpligt att kvantifiera sådana avvikelser och i ett antal objekt exakt klarlägga effekten på fauna och flora, för fisk med elfiske. Ett sådant projekt skulle inte bara ge underlag för en bedömning av påverkan på fisksamhället, utan även ge mer detaljerad kunskap om hur påverkan kan minskas i olika vattensystem. Härigenom kan ett underlag även erhållas till vad som bör betraktas som bästa möjliga teknik (BMT) vid vattenreglering enligt Miljöbalken.



Röjdan 2 – en kraftigt regleringspåverkad lokal. Regleringsamplitud 1,6 m i uppströms sjö och nolltappning förekommer.

6. Erkännanden

Stort tack till Margareta Wallsten och Grete Algesten, Länsstyrelsen i Värmland, som har varit initiativtagare, projektledare och entusiasmerare. Stefan Thorfve har bidragit med kloka tankar i takt med att han i fält eller hemma framför datorn upptäckt olika svårigheter och lösningar. Gunilla Alm och Fredrik Stjernholm ska ha tack för att de tog sig tid att klassa vatten och David Lundvall för diskussioner på vägen.

7. Referenser

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

Degerman, E. & B. Sers, 1993. A study of interactions of fish species in streams using survey data and the PCA-Hyperspace technique. Nord. J. Freshw. Res., Drottningholm, 68:5-13.

Degerman, E. & B. Sers, 1994. The effect of lakes on the stream fish fauna. Ecology of freshwater fish, 3:116-122.

Degerman, E. & B. Sers, 2010. Kan man studera vattenregleringspåverkan med enstaka elfisken – preliminärt PM. Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium, 2010-02-05, 13 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.

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

Liebig, H, Cereghino, R, Lim, P, Belaud, A & S. Lek, 1999. Impact of hydropeaking on the abundance of juvenile brown trout in a Pyrenean stream. Archiv für Hydrobiologie, 144(4):439-454.

Martinsson, A., 2012. Elfisken i tio vattendrag i Västmanlands län 2012 – med fokus på kraftverksdammars effekt på fiskbeståndets ekologiska status. Rapport 17, Länsstyrelsen i Västmanlands län, 62 s.

Mims, M. C. & J. D. Olden, 2013. Fish assemblages respond to altered flow regimes via ecological filtering of life history strategies. Freshwater Biology 58(1): 50-62.

Näslund, I., Kling, J. & J. Bergengren, 2013. Vattenkraftens påverkan på akvatiska ekosystem – en litteratursammanställning. Vattenmyndigheterna & Havs- och Vattenmyndigheten, 77 s.

Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Powell, J. & D.P. Braun, 1996. A method for assessing hydrologic alteration within ecosystems. Conservation Biology 10:1163-1174.

Richter, B.D., Baumgartner, J.V., Wingington, R. & D.P. Braun, 1997. How much water does a river need? *Freshwater Biology* 37:231-249.

Råden, R. & A. Henricsson, 2011. Elfiske i Örebro län 2011. Undersökning av fiskfaunan vid 24 regleringspåverkade vattendrag. Länsstyrelsen i Örebro län, publikation 51, 120 s.

Saltveit, S.J. (red.), 2006, Ökologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer. En sammenstilling av dagens kunnskap. Norges vassdrags og energidirektorat, 152 s.

Thorfve, S. 2009. Elfiskeinventering – Hymolokaler – Värmland 2009, VFK, Vatten- och Fiskevårdskonsult IT, 33 s.

Thorfve, S. 2010. Elfiskeinventering – Hymolokaler – Värmland 2010, VFK, Vatten- och Fiskevårdskonsult IT, 4 s + bilagor.

Åslund, J.-E. & E. Degerman, 2007. Kalk och fisk. Kalkning av försurade vatten i Jämtlands län 1983-2006 – effekter på fiskfaunan i rinnande vatten. Rapport 2007:2. Fiske/Miljöövervakning, Länsstyrelsen i Jämtlands län, 88 s.



Länsstyrelsen
Värmland

Länsstyrelsen Värmland, 651 86 Karlstad, 054-19 70 00
www.lansstyrelsen.se/varmland