



Aqua reports 2015:17

Bedömning av morfologisk påverkan i vattendrag med elfiskedata

David Spjut & Erik Degerman



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för akvatiska resurser

Bedömning av morfologisk påverkan i vattendrag med elfiskedata

David Spjut & Erik Degerman

Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser,
Sötvattenslaboratoriet, Pappersbruksallén 22, 702 15 Örebro

oktober 2015

Aqua reports 2015:17
ISBN: 978-91-576-9351-8 (elektronisk version)

E-post till ansvarig författare
david.spjut@slu.se

Rapportens innehåll har granskats av:
Johan Östergren, Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet
Björn Bergqvist, Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet

Vid citering uppge:
Spjut, D. & Degerman, E. (2015). Bedömning av morfologisk påverkan i vattendrag med elfiskedata. Aqua reports 2015:17. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Örebro. 43 s.

Nyckelord
Elfiske, Morfologisk påverkan, Biotopkartering, VIX, VIX_{MORF}

Rapporten kan laddas ned från
<http://epsilon.slu.se/>

Chefredaktör
Magnus Appelberg, prefekt, Institutionen för akvatiska resurser, Öregrund

Finansiär
Havs- och vattenmyndigheten (Dnr. 2209-15)

Framsida: Rensad och kanaliserad sträcka i Töre älv. Foto: Erik Degerman.

Sammanfattning

Vi har utvecklat ett sidoindeks till VIX, den bedömningsgrund som används för att bedöma ekologisk status med hjälp av elfiskedata. VIX är ett enda multimetriskt index för hela Sverige och beräknas som en avvikelse från en förväntad normal fiskfauna vid en elfiskelokal. I bedömningen görs en uppskattning om hur fiskfaunan borde se ut vid lokalen i referenstillståndet. VIX är bra på att påvisa avvikelser från ett referenstillstånd, men sämre på att peka ut orsaken till avvikelsen. Det nya indexet, VIX_{MORF}, är utvecklat speciellt för att detektera morfologisk påverkan i form av rensning i vattendrag.

Utvecklingen av indexet genomfördes utifrån data från biotopkarteringar i tre län (Jönköpings, Värmlands och Västernorrlands län). Vi använde uppgifter från biotopkarteringsbedömningar av ”Rensning” och ”Uppväxtområden för öring” för att få till en bra påverkansbeskrivning. Enbart uppgifter om graden rensning var inte tillfyllest eftersom den mer beskriver hur mycket sten som tagits bort, men inte hur mycket som ligger kvar i vattnet och ger ett divers habitat.

VIX_{MORF} baseras på en jämförelse av elfiskeresultatet med det beräknade för lokalen om den hade varit opåverkad (referenstillståndet), utifrån sju olika indikatorer. De sju indikatorerna var; täthet av öring, täthet av rheofila (strömlevande) samt gynnade arter, andel rheofila och gynnade individer och antal rheofila och missgynnade arter. Kort sammanfattat så ökade limnofiler (sjölevande) relativt rheofiler vid en morfologisk påverkan. Gynnade respektive missgynnade arter är funktionella grupper som vi tagit fram inom detta arbete.

Vid utvecklingen av indexet konstaterades en brytpunkt på VIX_{MORF} på 0,467 då rätt klassade lokaler bland både opåverkade och påverkade var lika många, 59 %. I samma dataset klassade de redan befintliga indexen VIX och VIX_{sm} 30 % respektive 35 % rätt.

Vi testade VIX_{MORF} på elfiskedata från Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS) med bedömd rensningspåverkan i lokalbeskrivningen. För dessa data från hela landet klassades knappt 83 % av de påverkade lokalerna rätt med brytpunkten 0,467. Dock var andelen rättklassningar bland påverkade lokaler endast 40 %. Noterbart var att lokaler som klassats som ”rensade” eller ”kanaliserade” hade en klart påverkad fiskfauna enligt VIX_{MORF} och elfiskedata, medan lokaler som beskrivits som ”flottledsrensade” i SERS inte hade det. Det finns således anledning att se över lokalbeskrivningen på elfiskeprotokollet så att den blir mer stringent och fokuserar på ett antal påverkansfaktorer och inte som nu är alltför omfattande.

Ett problem är att många lokaler har flera olika typer av påverkan. Det kan vara svårt att särskilja dessa olika påverkanstryck från varandra. Våra tidigare resultat antyder att en hydrologisk störning kan likna förhållandena vid en morfologisk störning.

Summary

We have developed a multimetric index based on VIX (VattedragsIndeX-running water index), the ordinary Swedish index for classification of ecological status in running waters based on fish. The new index, VIX_{MORF} was developed especially to detect morphological impacts as clearance from stones and/or straightening/channelization.

The dataset contained information from habitat mapping in three Swedish counties (Jönköping, Värmland and Västernorrland). We had to use both information of morphological impacts and the potential as juvenile trout habitat, because the grade of morphological impacts alone didn't mirror the actual effects on the fish fauna.

A breakpoint was found, when the number of correctly classified cases in the impact group was the same as in the reference group, at $VIX_{MORF} = 0,467$. At this point over 59 % of the cases were correctly classified. In the same dataset the already existing VIX-index detected 30 % of the affected localities.

We tested the new index on a large number of results from electrofishing where the morphological impact had been estimated by the field staff who performed the electrofishing. On this dataset VIX_{MORF} classified nearly 83 % of the impacted localities correctly, but only 40 % of the references.

VIX_{MORF} is based on a comparison between the data collected from electrofishing and calculated data that should be equal to an unaffected, reference situation. The calculated value included 17 environmental variables and seven indicators. This study showed that running water dwelling fish species (rheophilic) were disfavoured by morphological impacts while typical lake dwelling fish species (limnophilic) benefited.

Innehållsförteckning

1	Inledning	5
2	Material och metoder	7
3	Resultat	13
3.1	Morfologisk påverkan bedömd med lokalbeskrivning vid elfiske	13
3.2	Befintliga bedömningsgrunder	14
3.3	Enskilda arters respons på morfologisk störning	16
3.4	Arter med förekomst på minst 5 % av elfisken	19
3.5	Respons från funktionella grupper	22
3.6	Tillväxt och reproduktion hos öring	25
3.7	Förslag på indikatorer	26
3.8	Definiering av referenstillstånd	27
3.9	Urval av fiskindikatorer	31
3.10	Utveckling av sidoindeX VIX _{MORF}	33
3.11	Test av VIX _{MORF}	36
4	Diskussion	39
	Erkännanden	42
	Referenslista	43

1 Inledning

I Sverige är en stor andel av vattendragen påverkade av olika typer av rensningar, rätningar, kanaliseringar samt förlust av strandzon och svämplan, så kallad morfologisk påverkan. Denna påverkan har skett främst för att underlätta vattenavrinning och för att underlätta flottning, men även för att minska risken för översvämningar och markerosion på land. Även om restaureringsåtgärder har förekommit i sådana vattendrag sedan 1970-talet återstår många påverkade vattendrag.

Internationellt har man påvisat att morfologisk påverkan kan ha stora effekter på fiskfaunan (Hortle & Lake 1983, Lau m.fl. 2006, Knight m.fl. 2012). Svenska studier är mindre vanliga, men Johansson (2013) visade signifikanta effekter av morfologisk påverkan på fiskfaunan i Gavleån och Testeboån.

Implementeringen av EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) har inneburit ett omfattande arbete med statusklassning. Direktivet stipulerar att våra vatten skall ha hög eller god ekologisk status och att statusen inte får försämrats jämfört med nuvarande status. Den ekologiska statusen i sötvatten ska om möjligt främst klassificeras utifrån biologiska kvalitetsfaktorer som bottendjur, fisk, kiselalger (endast vattendrag), högre växter (endast sjöar) och växtplankton (endast sjöar). Bedömning av hydromorfologiska kvalitetsfaktorer och hydromorfologisk påverkan (t.ex. grad av rensning, vattenreglering och vandringshinder) samt bedömning av fysikalisk-kemiska faktorer och påverkan (t.ex. försurning, syre- och näringshalt), kan användas som stöd vid klassningarna.

Den idag använda grunden för bedömning av ekologisk status via elfiskeresultat är VIX (Vattendragsindex). VIX är ett enda multimetriskt index för hela Sverige och beräknas som en avvikelse från en förväntad normal fiskfauna vid en elfiskelokal (Beier m.fl. 2007). I bedömningen görs en uppskattning om hur fiskfaunan borde se ut vid lokalen i referenstillståndet. Jämförelsen görs mot sex stycken indikatorer: täthet av lax och öring, andel laxfiskarter med reproduktion, andel toleranta arter, andel intoleranta arter, andel lithofila (hårbottenlevande) arter och andel toleranta individer. Den totala avvikelsen räknas ihop och ju mindre den är, desto högre är

den ekologiska statusen. VIX visar sannolikheten (p) att lokalen har hög/god status. Vid $p = 0,467$ går gränsen mellan hög/god och måttlig ekologisk status.

När VIX utvecklades användes en gemensam Europeisk bedömning av arter som var intoleranta respektive toleranta mot "störning" (Fame 2004). Denna störning kunde omfatta en mängd olika saker såsom eutrofiering, hydrologisk störning och försurning. Indexet ger en bra uppfattning om faunan avviker från den förväntade för lokalen, men är inte explicit utvecklat för att påvisa morfologisk störning. Dock finns ett sidoindeks, VIX_{sm}, som är bättre anpassat för att påvisa morfologisk påverkan (Beier m.fl. 2007).

När det gäller olika typer av påverkan beror responsen hos faunan av arternas miljökrav, spridningsförmåga och deras inbördes relationer (artinteraktioner). Vår hypotes är att i störda strömvattenmiljöer kommer specialister, speciellt rheofila (strömlevande) arter, påverkas negativt och att generalister, speciellt limnofila (sjölevande) arter, kan öka i förekomst om störningen inte är alltför stor (Vehanen m.fl. 2005, Lau m.fl. 2006, Degerman m.fl. 2013, Spjut & Degerman 2015).

Syftet med denna rapport var att

- studera responsen hos olika arter vid morfologisk påverkan i vattendrag, och försöka identifiera arter som svarar på ett likartat sätt,
- identifiera vilka arter/grupper som kan användas för att detektera morfologisk påverkan,
- jämföra påverkansbeskrivningen från biotopkarteringen (Naturvårdsverket 2003) med den som görs vid lokalbeskrivningen vid elfiske för att se om de är kompatibla,
- studera i vilken grad befintliga bedömningsgrunder (VIX, VIX_{sm}) detekterar morfologisk påverkan,
- utveckla ett nytt sidoindeks (VIX_{MORF}) till VIX för att påvisa morfologisk påverkan, enligt samma metodik.

Istället för att alltid använda begreppet morfologisk störning/påverkan används även, i denna rapport, ofta böjningar av orden rensning och påverkan. Samtliga ordval syftar till en morfologisk påverkan i form av rensning, dikning och kanalisering/rätning, alltså där antingen stenar har tagits upp ur vattendraget eller där vattendraget kanaliseras.

2 Material och metoder

Dataunderlaget i denna rapport bestod av resultat från elfiske i vattendrag kompletterat med information från biotopkarteringar (Naturvårdsverket 2003) från Jönköpings län (1995-2004), Värmlands län (2005-2010) och Västernorrlands län (1997-2014). Biotopkarteringsdata erhöles i form av GIS-skikt och attributtabeller från länsstyrelserna. Elfiskelokaler och -resultat erhöles från SERS (Svenskt ElfiskeRegister) vid SLU.

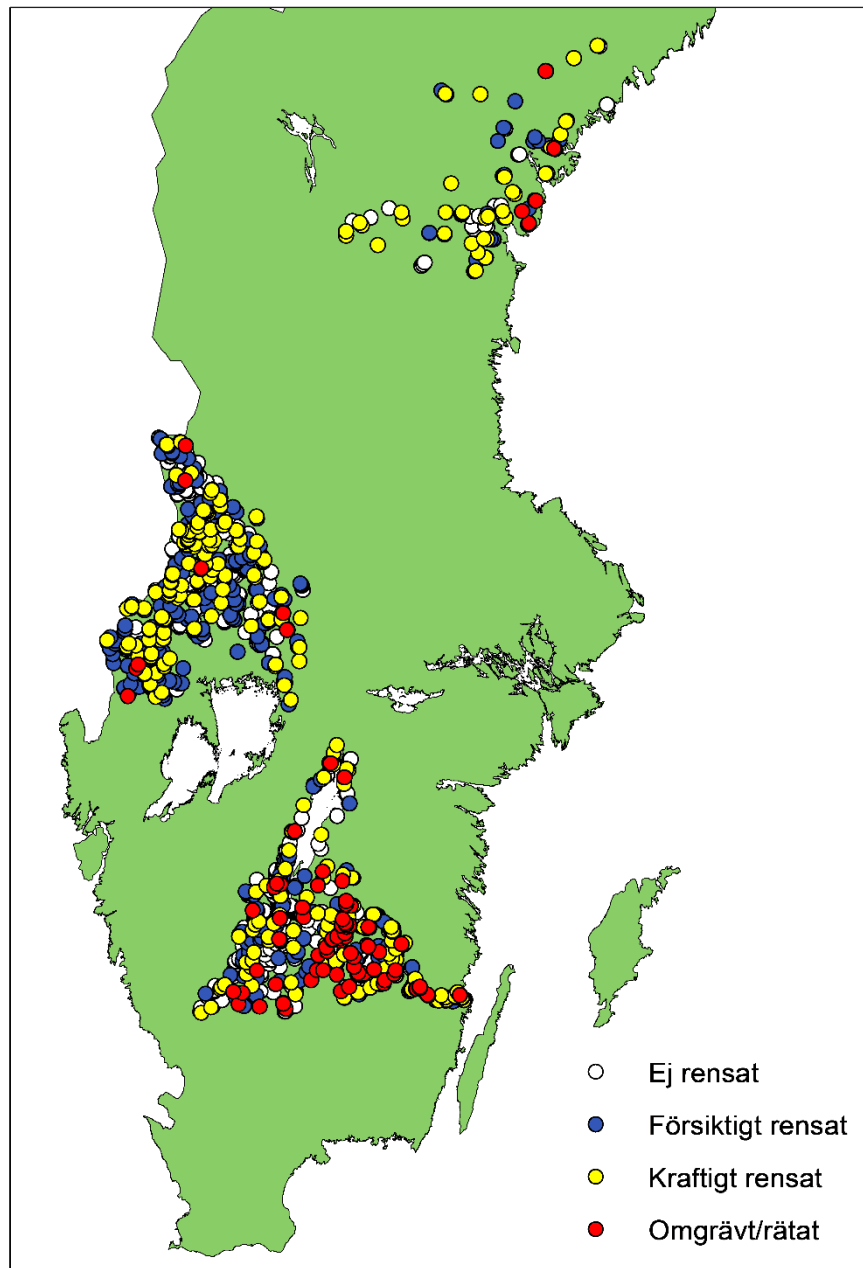
Elfiskelokaler på biotopkarterade sträckor identifierades med hjälp av GIS (belägna inom 20 m). Till varje elfiskelokal överfördes attributtabeln (variablerna) från den tillhörande sträckan i biotopkarteringen, för att på så vis komplettera elfiskeresultatet med morfologiska data. Totalt hittades 1581 lokaler med uppgift om morfologisk påverkan, med sammanlagt 6293 unika elfisketillfällen. Vid analyserna i rapporten användes resultat från unika elfisken, alltså inga medelvärden eller liknande per lokal.

Morfologisk påverkan genom rensning, dikning eller rätning/kanalisering hade vid biotopkarteringen bedömts i en fyrgradig skala, där 0 = ej rensad, 1 = försiktigt rensad, 2 = kraftigt rensad och 3 = omgrävd/rätad. Materialet fördelade sig enligt Tabell 1.

Tabell 1. *Antal elfiskelokaler och elfisketillfällen i de fyra olika klasserna av morfologisk påverkan enligt biotopkarteringarna.*

Klassning	Antal lokaler	Antal elfisketillfällen
0 -Ej rensad	699	2934
1- Försiktigt rensad	444	1919
2- Kraftigt rensad	343	1180
3- Omgrävd/rätad	95	260
Totalt	1581	6293

Den geografiska spridningen var som tidigare nämnts begränsad till Västernorrland, Värmland och Jönköpings län inklusive området runt Vättern samt i Emåns avrinningsområde (Figur 1).



Figur 1. Karta över elfiskelokaler i biotopkarterade sträckor i Jönköpings, Värmlands och Västernorrlands län, samt området runt Vättern och Emåns avrinningsområde.

Lokalerna inom de olika bedömningsklasserna från biotopkarteringen var likvärdiga i fråga om höjd över havet, medelbredd och medeldjup (Tabell 2). Medelvärdet av avrinningsområdets storlek var i samtliga klasser mellan 100-1 000 km². Av lokalerna hade 5 % avrinningsområden större än 1 000 km².

Tabell 2. Genomsnittliga värden (\pm SD) för tre omgivningsvariabler på lokaler inom de fyra påverkansklasserna.

Klassning	Höjd över havet (m)	Bredd (m)	Medeldjup (m)
0 -Ej rensad	184 \pm 81,95	6,2 \pm 5,73	0,26 \pm 0,13
1- Försiktigt rensad	177 \pm 80,52	7,9 \pm 7,68	0,26 \pm 0,12
2- Kraftigt rensad	168 \pm 76,98	7,9 \pm 7,23	0,27 \pm 0,13
3- Omgrävd/rätad	170 \pm 70,11	4,7 \pm 4,23	0,28 \pm 0,16
Totalt	177 \pm 80,00	7,0 \pm 6,67	0,26 \pm 0,13

I analyserna hölls de fyra bedömningsklasserna antingen isär eller som arrangerade i två klasser, där klass 0 bedömdes motsvara morfologiskt opåverkade lokaler, medan klass 1, 2 och 3 ansågs vara påverkade (rensade) lokaler.

I en inledande analys av hur olika arter reagerade på ökad morfologisk påverkan genomfördes en kanonisk korrelationsanalys (Canoco) med tre miljögradienter och en påverkansgradient. Miljögradienterna bestod av avrinningsområdets storlek, klimat (årsmedeltemperatur i luften) och andel sjö i avrinningsområdet. Påverkansgradienten beskrev grad av rensning enligt biotopkarteringen med de fyra klassningarna; 0=opåverkat, 1=försiktigt rensat, 2=kraftigt rensat och 3=omgrävt/rätat. Det innebär att påverkan ökade utefter gradienten.

Tätheter av fisk vid elfiske är ofta skevt fördelade åt höger, dvs. det finns enstaka extremt höga värden. För att kunna bearbeta dessa data med parametriska metoder har de transformerats (omformats) i vissa analyser, så att de bättre följer en normalfördelning samtidigt som variansen minskar. Tätheterna transformerades enligt; $\log_{10}(\text{Ursprunglig täthet} + 1)$.

För att detektera effekter av morfologisk påverkan på fisksamhället valdes att huvudsakligen fokusera på artförekomster och -tätheter. Artförekomsten analyserades genom att jämföra andelen elfisketillfällen då en art förekom vid opåverkade respektive rensade lokaler. Genomgående har vi försökt att arbeta med icke-parametriska metoder. Skillnader i arters förekomstfrekvens testades med hjälp av Pearson Chi-Square (signifikansgräns $p = <0,05$). För att finna signifikanta skillnader av tätheter baserat på påverkan användes Mann-Whitney U-test. Huruvida nollvärden

medtogs vid analyser på tätheter redogörs vid varje presentation av resultatet. Resultaten låg sedan till grund för skapandet av de funktionella artgrupperna, ”gynnade” eller ”missgynnade” av morfologisk påverkan.

För att undersöka responsen hos de förekommande fiskarterna i vattendragen delades arterna även in i två funktionella grupper (rheofila och limnofila) utifrån dess vedertagna levnadsvanor (Tabell 3). Rheofila arter är strömlevande arter som gynnas av en relativt hög vattenhastighet medan limnofila arter är främst sjölevande arter som gynnas av en låg vattenhastighet.

Tabell 3. *Indelning av fiskarter i funktionella grupper enligt levnadsvanor. Notera att alla arter inte fanns representerade i materialet.*

Limnofila		Rheofila	
Abborre	Mört	Simpor	Lax
Björkna	Nissöga	Nejonögon	Regnbågsöring
Braxen	Nors	Bäckröding	Röding (unga)
Groplöja	Ruda	Grönling	Stäm
Gers	Siklöja	Harr	Vimma
Hornsimpä	Sutare	Kanadaröding	Öring

Vid rapportering till Elfiskeregistret (SERS) ska en bedömning av påverkanstryck på elfiskelokalen göras i lokalbeskrivningen (enligt undersökningstypen lokalbeskrivning). Ett flertal olika påverkansformer kan anges och vardera klassas enligt en tregradig skala, där 1 = måttlig påverkan, 2 = kraftig påverkan och 3 = mycket kraftig påverkan. Bland de påverkans typer i elfiskets lokalbeskrivning som rör lokalens morfologi finns ”vegetationsrensning”, ”grävningsarbeten” ”rensning”, ”flottning” samt ”kanalisering”. Vi valde att bara använda påverkans typerna rensning, flottning och kanalisering, samt enbart den högsta påverkansklassen per lokal att representera påverkansbedömning från elfiske. Bedömningen av morfologiska påverkan vid elfisketillfället var helt fristående från bedömningen vid biotopkarteringen. Värden för VIX och VIX_{sm} hade beräknats då elfiskeresultatet lades in i SERS och fanns således beräknat för samtliga elfisketillfällen. Beräkningarna redovisas utförligt i Beier m.fl. (2007).

I två kovariansanalyser (Ancova) testades om maxstorleken på öring och storleken på ensomrig öring skiljde sig mellan morfologiskt opåverkade och klasserna av påverkade lokaler enligt biotopkarteringen. Som signifikanta kovariater användes avrinningsområdets storlek, andel sjö i avrinningsområdet, avstånd upp till närmsta

sjö, altitud, årsmedeltemperaturen i luften och elfisketillfällets julianska dagnummer.

Längre fram i rapporten försöker vi definiera referenstillståndet, dvs. opåverkade lokaler, och då undantas fisktomma vatten. Anledningen var att andelen elfiskeresultat utan förekomst av fisk var lika stor i klassen opåverkad som i påverkad: 2,4 % respektive 2,6 %. Dessa var inte signifikant skilda (Chi-square test, $p = 0,534$). Från biotopkarteringen användes även bedömningen av vattendragets förutsättningar som uppväxtområde för öring, som ett komplement vid urval av referenslokaler. Bedömningen av uppväxtområde för öring hade gjorts i en fyrgradig skala; 0="inte lämpligt uppväxtområde", 1="möjliga – men inte goda", 2="tämmligen goda" och 3="mycket goda". Vissa lokaler som hade bedömts vara kraftigt rensade eller omgrävda/rätade hade även bedömts vara goda som uppväxtområde för öring, vilket vittnade om att en hel del sten ändå borde finnas kvar i vattnet. I de slutliga påverkansvariablerna (0 = opåverkade, 1 = påverkade) tog vi även hänsyn till att inga andra, högre klassade, påverkanskällor störde i materialet (enligt lokalbeskrivning vid elfiske).

Som grund i arbetet med det planerade sidoindeket användes metoder och arbetsflöden från två tidigare arbeten (Beier m.fl. 2007, Holmgren m.fl. 2007). Initialt valdes lämpliga indikatorer ut efter att vi plottat och statistiskt jämfört dem mellan opåverkade och påverkade lokaler.

Utifrån omgivningsvariabler (Tabell 4) gjordes en prediktion av värdet för utvalda indikatorer på opåverkade lokaler med hjälp av multipel linjär regression för beräkning av referensvärden. Vid regressionen noterades r^2 -värdet och standardavvikelsen för residualen för varje indikator. Residualen för varje indikator togs fram genom att räkna ut skillnaden mellan observerat värde och predikerat värde. För att standardisera residualen dividerades varje residual med den indikatorspecifika residualen från den multipla linjära regressionen. Detta kallas också z-värden. För att se vilka indikatorer som svarade signifikant på skillnaderna mellan opåverkade och påverkade lokaler testades detta med t-test. De signifikanta indikatorerna ställdes sedan upp i en korrelationsmatris (Pearson r) för att se om några indikatorer var så korrelerade att de kunde bedömas redundanta.

Programvaror som användes var Esri ArcGIS 10.2, Microsoft Excel 2010, IBM SPSS Statistics 22 samt PAST 2.17c (Hammer m.fl. 2001).

Tabell 4. Omgivningsvariabler som användes i multipel linjär regression för beräkning av referensvärde. Samtliga variabler kontrollerades så att de inte avvek för mycket från en normalfördelning. (m = meter, km = kilometer).

Variabel	Uttryckt i enhet
Åbredd	10-logaritm (m)
Avrinningsområdet area	10-logaritm (km ²)
Avrinningsområdets storlek	Bedömd i 5 klasser: 1. 0,1-9 km ² 2. 10-99 km ² 3. 100-999 km ² 4. 1000-9999 km ² 5. >10000 km ²
X-koordinat	RT90-koordinaten för X dividerat med 10000
Y-koordinat	RT90-koordinaten för Y dividerat med 10000
Årsmedeltemperatur	°C (+5 för att komma från minusvärden)
Medeltemperatur i januari	°C
Medeltemperatur i juli	°C
Provtagen yta	10-logaritm (m ²)
Antal utfisken	Antal
Andel sjö i avrinningsområdet	Bedömd i 4 klasser: 1. <1 % av avrinningsområdet uppströms lokalen 2. 1-4,99 % 3. 5-9,99 % 4. >=10 %
Avstånd till närmsta sjö uppströms	km. Med en decimal upp till 10 km, sedan >10 km
Minsta avstånd till sjö	km. Med en decimal upp till 10 km, sedan >10 km
Högsta kustlinjen	0 = under marina gränsen, 1 = över marina gränsen
Populationstyp öring	0 = ej angivet eller strömlevande, 1 = vandrande från sjö eller hav
Höjd över havet	m
Vattenhastighet	Bedömd vid elfiske: 1. Lugn 2. Strömmande 3. Stråkande/forsande

3 Resultat

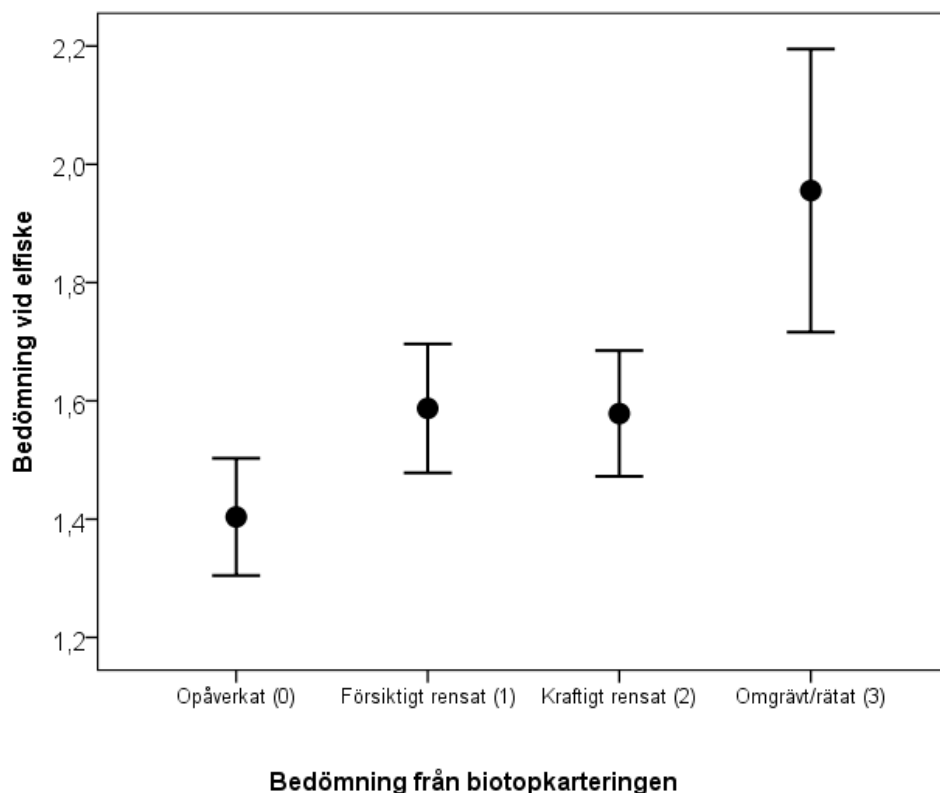
3.1 Morfologisk påverkan bedömd med lokalbeskrivning vid elfiske

Av de 6 293 elfisketillfällen som hade utförts i biotopkarterade sträckor hade 537 bedömts, i elfiskeresultatets lokalbeskrivning, ha morfologisk påverkan i form av antingen rensning, flottledsrensning eller kanalisering. Av dom var 56 % klassade att utgöra en måttlig påverkan, 31 % kraftig påverkan och 13 % mycket kraftig påverkan (Tabell 5).

Tabell 5. Antal elfisketillfällen i de olika klasserna av morfologisk påverkan enligt lokalbeskrivning till elfiske.

Påverkansklassning	Antal elfisketillfällen
1 – Måttlig	303
2 – Kraftig	167
3 – Mycket kraftig	67
Totalt	537

Vid en jämförelse visades att bedömningen av morfologisk påverkan från biotopkarteringen var i god korrelation till Elfiskeregistrets påverkansbedömning (Figur 2). En ökad påverkansklass vid elfisket gav generellt en ökad påverkansklass i biotopkarteringen. Detta gav en indikation på att de båda klassningarna var korrelerade. Att siffrorna som motsvarade graden rensning inte strikt följde varandra hade troligtvis att göra med att protokoll och anvisningar varit utformade och definierade på olika sätt vid biotopkartering respektive vid elfisket.



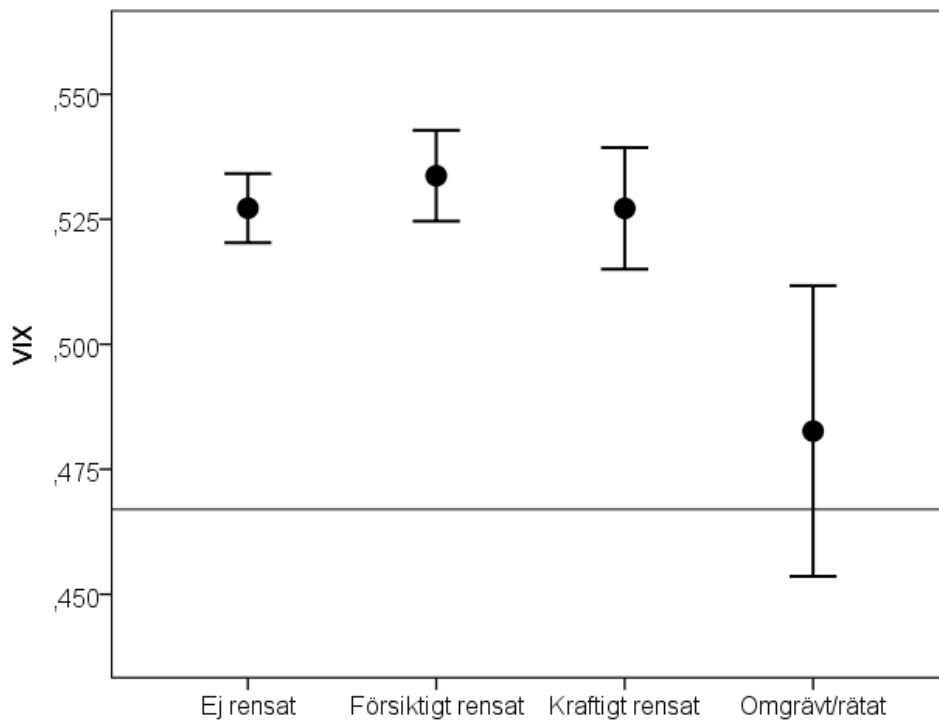
Figur 2. Jämförelse av bedömning av morfologisk påverkan vid elfiske (medelvärde \pm 95 % -konfidensintervall) (klass 1-2-3) med biotopkarteringens fyra påverkansklasser (klass 0-1-2-3) på samma lokaler (N=537).

3.2 Befintliga bedömningsgrunder

För att se hur väl befintliga bedömningsgrunder indikerade den morfologiska påverkan som gavs i biotopkarteringen genomfördes en analys av VIX och VIX_{sm} mot påverkan.

Samtliga medelvärden av VIX för de bedömda påverkansklasserna hamnade över 0,467, dvs. gränsen för god ekologisk status (Figur 3). Konfidensintervallet för klassen ”omgrävt/rätat” sträckte sig dock under gränsen för god/måttlig ekologisk status, medan de övriga tre påverkansklasserna (0-2) låg helt över gränsen och hade liknande genomsnittliga VIX-värden, runt 0,525, med överlappande 95 %-konfidensintervall. Samtliga fyra påverkansklasser klassades således enligt VIX ha god ekologisk status. Resultatet visade att VIX var dåligt på att indikera morfologisk påverkan i form av rensningar i enlighet med de fyra klasserna vid biotopkartering.

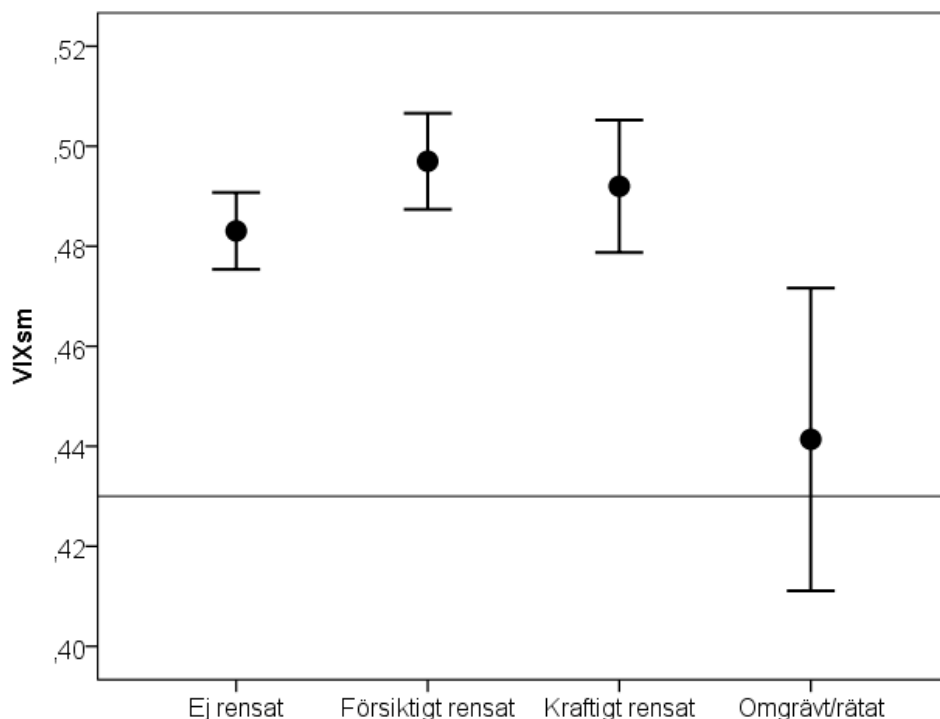
Om påverkansbedömningen arrangerades i två klasser (opåverkat/påverkat) istället för fyra visade det sig att indexet inte fungerade överhuvudtaget för att särskilja morfologisk påverkan. Den opåverkade klassen hade ett genomsnittligt VIX-värde på runt 0,525 och den rensade klassen ett värde på 0,50.



Figur 3. Medelvärdet (\pm 95 %-konfidensintervall) av VIX utgående från elfisketillfällen på lokaler med olika bedömd morfologisk påverkan enligt biotopkarteringen. Linjen visar gränsen mellan hög/god och måttlig ekologisk status (0,467).

Medelvärdena av VIX_{sm} visade en identisk trend som VIX (Figur 4). Konfidensintervallet för klassen ”omgrävt/rätat” sträckte sig under gränsen för god/måttlig ekologisk status (0,430), medan de övriga tre påverkansklasserna (0-2) låg helt över gränsen och hade liknande genomsnittliga VIX_{sm}-värden, runt 0,49, med överlappande 95 %-konfidensintervall. Resultatet visar att VIX_{sm}, som utvecklats för att kunna påvisa morfologisk påverkan, inte kunde skilja klasserna åt.

Då påverkansbedömningen slogs ihop till två klasser (opåverkat/påverkat) istället för fyra klasser hamnade medelvärdena för VIX_{sm} över gränsen för god/måttlig ekologisk status (0,430).



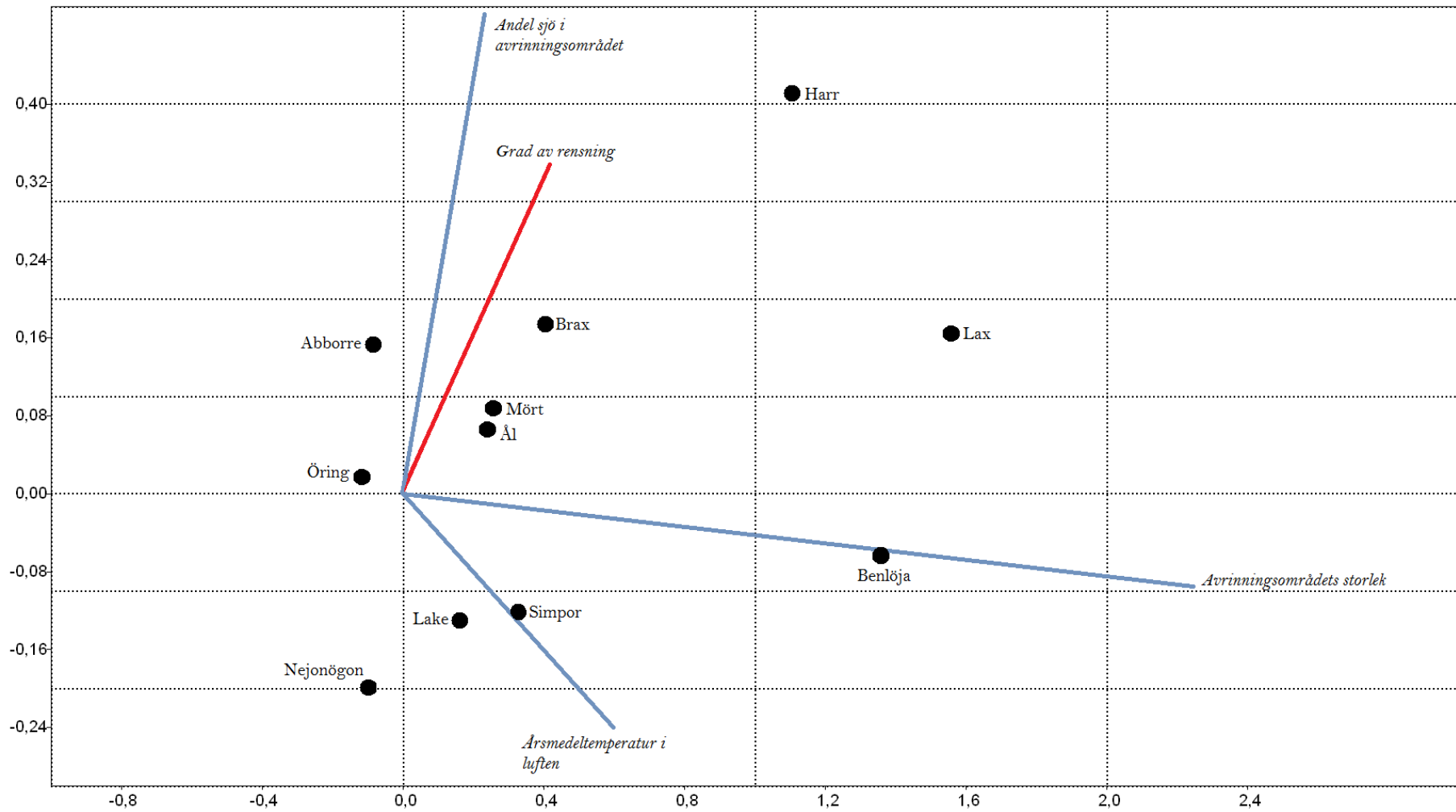
Figur 4. Medelvärdet (\pm 95 %-konfidensintervall) av VIXsm utgående från elfisketillfällena på lokaler med olika bedömd morfologisk påverkan enligt biotopkarteringen. Linjen visar gränsen mellan hög/god och måttlig ekologisk status (0,430).

3.3 Enskilda arters respons på morfologisk störning

Med hjälp av en kanonisk korrespondensanalys (Canoco), ordinerades arter utifrån förekomstfrekvens utefter tre miljögradienter och en påverkansgradient (Figur 5). Resultatet visade att grad av rensning enligt biotopkarteringen var korrelerat till andelen sjö i avrinningsområdet och att förekomsten av abborre, mört, braxen och ål var korrelerat till både sjö och påverkansgradienten (Figur 5). Frekvensen av lake, simpor och nejonögon var mest korrelerade till årsmedeltemperatur i luften. Förekomst av harr, lax och benlöja följde avrinningsområdets storlek. Öring som fanns representerade i de allra flesta elfisken var därför positionerad vid de lägsta värdena av samtliga gradienter, men generellt i de minsta vattnen.

Nästa sida:

Figur 5. Kanonisk korrespondensanalys (Canoco) av förekomst av arter utefter tre miljögradienter och en påverkansgradient (grad av rensning; 0-3).



Vid en enkel jämförelse av arters förekomstfrekvens (0=saknades, 1=förekom) framkom att bland de arter som hade en högre förekomstfrekvens på morfologiskt påverkade lokaler än opåverkade återfanns limnofila arter som abborre, benlöja, braxen, lake och mört (Tabell 6), men också rheofila arter som harr och lax. Bland arter som hade lägre förekomstfrekvens på rensade lokaler fanns elritsa, nejonögon, simpor och öring - således strömlevande arter.

Vad gällde skillnader i täthet förelåg i stort samma mönster (Tabell 7). Skillnaden var att simpor uppvisade högre tätheter på rensade lokaler än opåverkade och benlöja vice versa, dock var ingen av skillnaderna signifikant.

Tabell 6. Skillnad i förekomst mellan morfologiskt opåverkade och rensade lokaler enligt biotopkarteringen. Signifikanta skillnader är markerade med * ($p < 0,05$). Antalet elfisketillfällen vid opåverkade lokaler (klass 0) var 2934 och antalet rensade (klass 1,2,3) var 3 359.

Respons	Art	Förekomstfrekvens (%)		Chi-square p-värde
		Opåverkat	Rensat	
+	Abborre	9,7	11,5	0,023*
+	Benlöja	0,6	2,7	<0,001*
+	Braxen	0,1	0,2	0,142
+	Färna	0,4	3,1	<0,001*
+	Harr	0,6	0,9	0,22
+	Lake	21,9	23,6	0,109
+	Lax >0+	0,7	4,1	<0,001*
+	Lax 0+	0,5	4	<0,001*
+	Lax-Totalt	0,9	5,1	<0,001*
+	Mört	7,7	11,3	<0,001*
+	Ål	2,5	2,6	0,865
-	Bäckröding	2,4	2,3	0,746
-	Elritsa	37,8	33,5	<0,001*
-	Gädda	22,3	21,7	0,553
-	Nejonögon	14,8	11,7	<0,001*
-	Simpor	29,4	27,7	0,144
-	Öring >0+	84,4	78,5	<0,001*
-	Öring 0+	73,1	69,1	<0,001*
-	Öring-Totalt	87,9	83,6	<0,001*

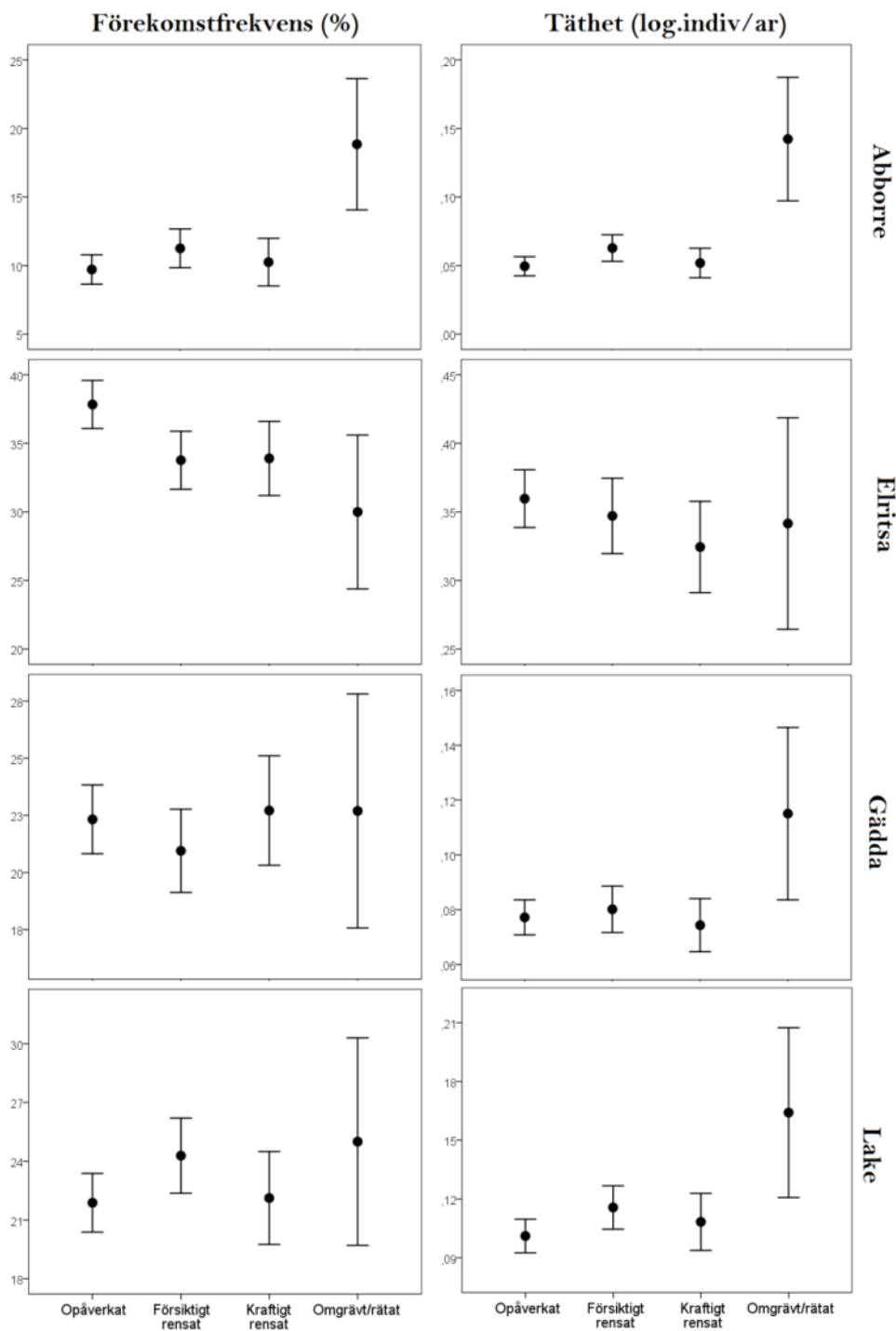
Tabell 7. Skillnad i täthet mellan morfologiskt opåverkade och rensade lokaler enligt biotopkarteringen. Signifikanta skillnader (Mann-Whitney U-test) är markerade med * ($p < 0,05$). Jämförelserna är gjorda av tätheter enbart för de elfisketillfällena då arten förekom, dvs. nollvärden medtogs ej.

Respons	Art	Mediantäthet (indiv./100m ²)				Mann-Whitney p-värde
		Opåverkat	N	Rensat	N	
+	Abborre	1,6	285	1,95	386	0,061
+	Braxen	0,45	2	0,5	7	1
+	Elritsa	6,3	1110	7,9	1126	0,066
+	Gädda	0,9	655	1,1	729	0,06
+	Harr	0,7	19	1	31	0,547
+	Lake	1,4	642	1,7	792	0,028*
+	Lax >0+	2,4	21	3,3	138	0,613
+	Lax 0+	5,85	16	28,5	133	0,043*
+	Lax-Totalt	6,3	26	13,9	171	0,063
+	Mört	1,9	225	2,65	378	0,025*
+	Simpor	11,9	863	12,5	932	0,028*
-	Benlöja	2	18	1,6	91	0,753
-	Bäckröding	3,75	64	2,5	76	0,162
-	Färna	3,9	12	2,2	104	0,357
-	Nejonögon	1,8	435	1,6	394	0,555
-	Ål	1,2	74	1,1	87	0,419
-	Öring >0+	8,1	2475	6,7	2638	0,001*
-	Öring 0+	8,7	2144	7,46	2320	0,003*
-	Öring-Totalt	16,4	2580	13,4	2808	0,001*

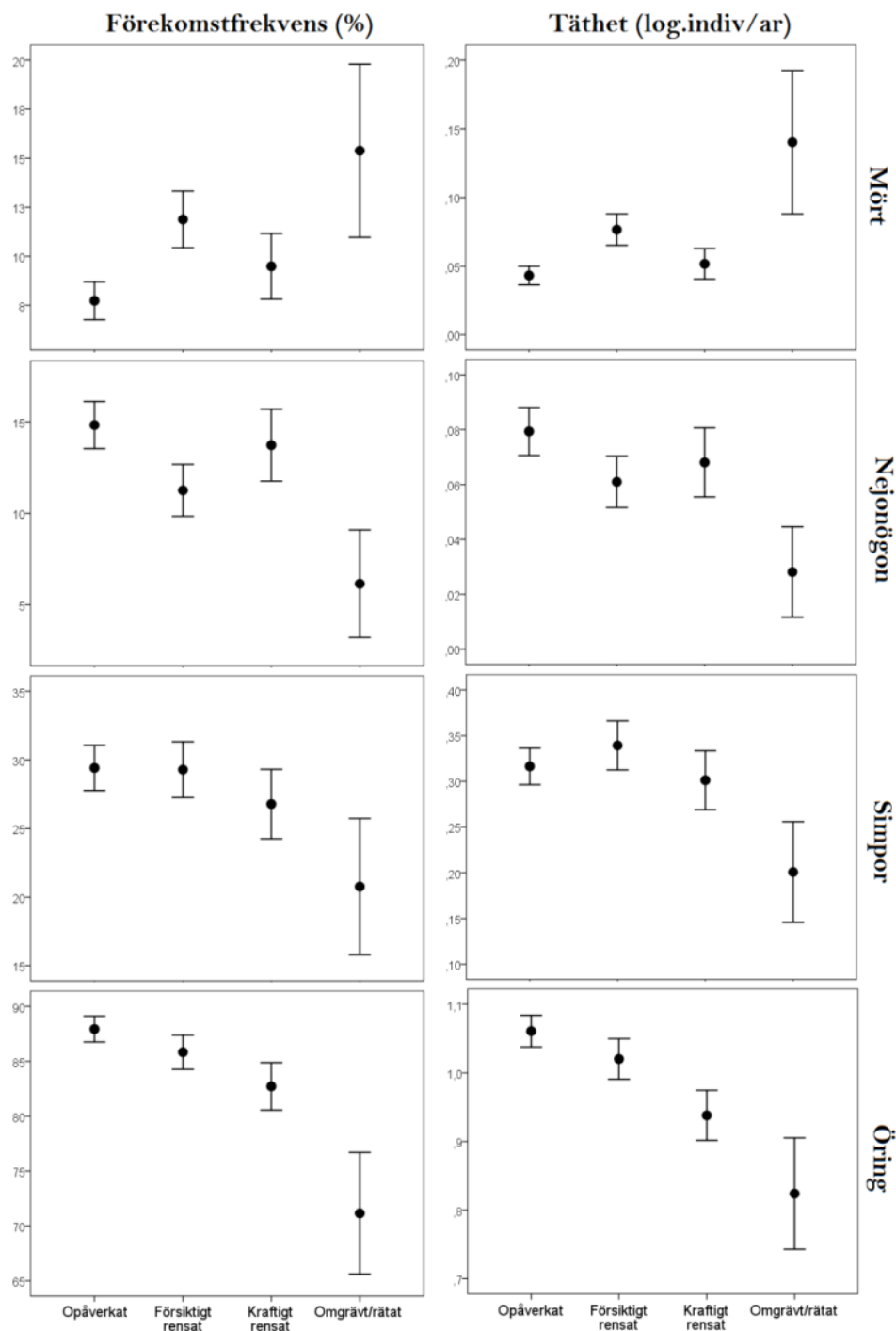
3.4 Arter med förekomst på minst 5 % av elfisken

Arter med förekomst på minst 5 % av materialets elfisketillfällena valdes ut för en närmare analys av förekomstfrekvens och täthet på bedömda lokaler utifrån den fyrgradiga klassningen enligt biotopkarteringen. Arter som uppfyllde detta kriterium var abborre (10,7 %), elritsa (35,5 %), gädda (22,0 %), lake (22,8 %), mört (9,6 %), nejonögon (13,2 %), simpor (28,5 %) och öring (85,6 %).

Vad gällde förekomstfrekvens förelåg en minskning av förekomster längs påverkansgradienten hos elritsa, nejonögon, simpor och öring, medan abborre och mört visade på ökning av förekomst (Figur 6 och 7). Hos gädda och lake var förekomstfrekvensen likvärdig vid samtliga klassningar. Tätheten minskade tydligt hos nejonögon, simpor och öring längs påverkansgradienten och ökade, dock utan lika tydlig trend, hos abborre, gädda, lake och mört (Figur 6 och 7). Tätheten av elritsa var relativt oförändrad mellan klassningarna.



Figur 6. Förekomstfrekvens och logaritmerade tätheter (LogIndivider/ 100m²) (\pm 95 % -konfidensintervall) av abborre, elritsa, gädda och lake vid elfiske på lokaler av olika bedömd morfologisk påverkan (fygradig skala enligt biotopkarteringen). Jämförelser av tätheter inkluderar nollvärden.



Figur 7. Förekomstfrekvens och logaritmerade tätheter ($\text{LogIndivider}/100\text{ m}^2$) ($\pm 95\%$ -konfidensintervall) av mört, nejonögon, simpor och öring vid elfiske på lokaler av olika bedömd morfologisk påverkan (fyrgradig skala enligt biotopkarteringen). Jämförelser av tätheter inkluderar nollvärden.

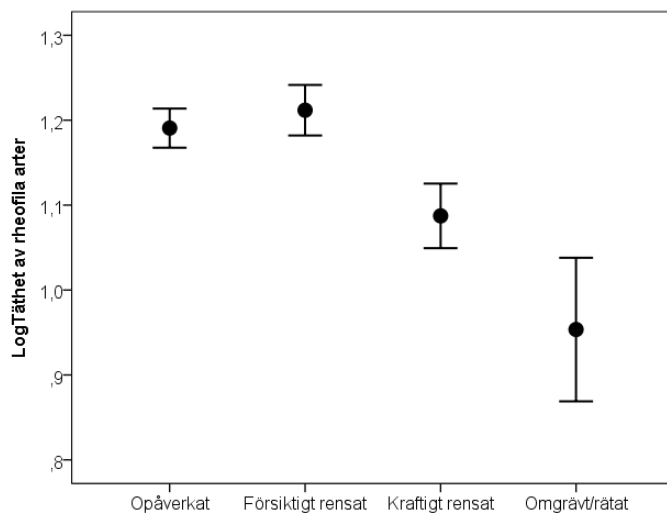
Ett annat sätt att redovisa responsen från de utvalda arterna är som procentuell andel täthet av den totala tätheten vid elfisketillfället (Tabell 8). Resultatet återspeglar tendenserna i Figur 6 och 7 med abborre, gädda, lake och mört vars andel ökade med ökad morfologisk påverkan och nejonögon, simpor och öring som minskade. Andelen elritsa var oförändrad utefter påverkansgradienten.

Tabell 8. Andelen individer (\pm SD) hos utvalda arter av det totala individantalet vid elfisketillfället. Logaritmerade tätheter har använts vid beräkningen ($\text{LogIndivider}/100 \text{ m}^2$).

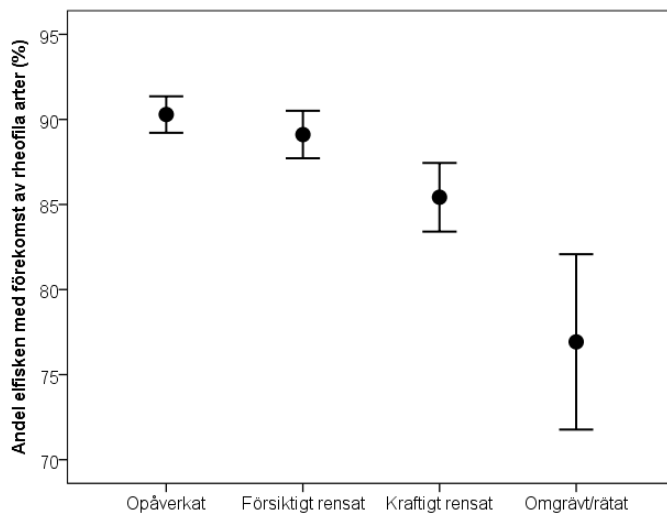
Art	Andel av det totala individantalet (%)			
	Opåverkat	Försiktigt rensat	Kraftigt rensat	Omgrävt/rätat
Abborre	4,10 \pm 14,8	4,90 \pm 16,4	4,68 \pm 16,5	9,93 \pm 23,0
Elritsa	23,8 \pm 34,7	22,5 \pm 35,6	22,6 \pm 35,5	22,2 \pm 36,6
Gädda	7,15 \pm 17,0	6,53 \pm 16,6	7,02 \pm 16,9	9,26 \pm 20,6
Lake	8,15 \pm 18,6	8,61 \pm 18,7	9,13 \pm 20,7	13,7 \pm 28,1
Mört	3,43 \pm 13,9	5,13 \pm 16,6	4,38 \pm 16,1	9,02 \pm 23,5
Nejonögon	4,91 \pm 14,3	3,53 \pm 11,6	4,41 \pm 13,4	2,20 \pm 10,5
Simpor	20,6 \pm 33,6	21,1 \pm 34,9	19,3 \pm 33,6	13,5 \pm 28,4
Öring	73,7 \pm 32,3	69,4 \pm 35,1	69,1 \pm 35,1	59,9 \pm 40,3

3.5 Respons från funktionella grupper

Analysen av den totala tätheten (logaritmerad) och förekomstfrekvensen av rheofiler visade att både tätheten (Figur 8) och förekomstfrekvensen (Figur 9) hos rheofila arter var lägre ju mer morfologiskt påverkade lokalerna var. Noterbart att det inte skilde signifikant mellan opåverkat och "Försiktigt rensat".

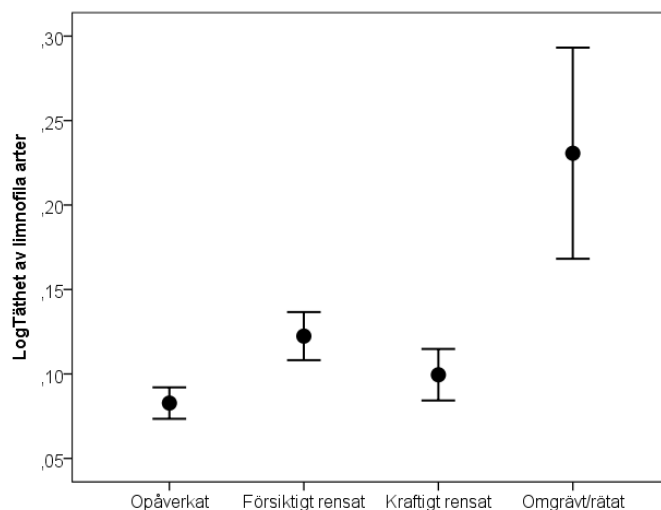


Figur 8. Logaritmerade tätheter ($\text{LogIndivider}/100 \text{ m}^2$) av rheofila arter ($\pm 95 \%$ -konfidensintervall) vid elfisken på lokaler med olika bedömd morfologisk påverkan. Nollvärden inkluderas.

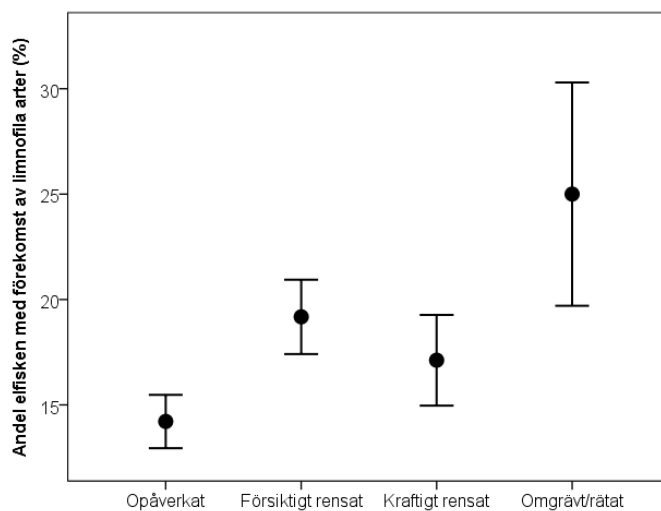


Figur 9. Andelen av elfisken på lokaler med olika bedömd morfologisk påverkan med förekomst av rheofila arter ($\pm 95 \%$ -konfidensintervall).

Hos de limnofila arterna var tätheten (Figur 10) relativt likartad på lokaler som klassats som morfologiskt opåverkat, försiktigt och kraftigt rensade. Lokaler som klassats som omgrävda/rätade skilde ut sig med signifikant högre tätheter. Nästintill identiskt mönster förelåg i förekomstfrekvens (Figur 11).



Figur 10. Logaritmerade tätheter ($\text{LogIndivider}/100 \text{ m}^2$) av limnofila arter ($\pm 95 \%$ -konfidensintervall) vid elfisken på lokaler med olika bedömd morfologisk påverkan enligt biotopkarteringen. Nollvärden inkluderas.



Figur 11. Andelen av elfisken på lokaler med olika bedömd morfologisk påverkan, enligt biotopkarteringen, med förekomst av limnofila arter ($\pm 95 \%$ -konfidensintervall).

3.6 Tillväxt och reproduktion hos öring

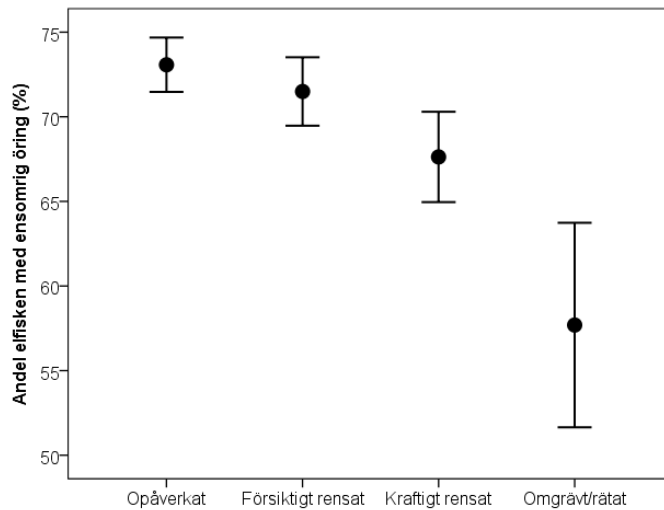
Eftersom öring förekom på 85,6 % av materialets elfisken valdes att detaljstudera några faktorer just för denna art.

Resultatet från kovariansanalysen visade att storleken på ensomrig öring i medeltal var större i morfologiskt påverkade vatten än i opåverkade och att medelstorleken ökade längs en gradient av morfologisk påverkan (Tabell 9). Den faktiska längddifferensen var dock liten. Vad gällde kovariansanalysen med största fångade öring förelåg ingen signifikant skillnad i storlek mellan påverkade och opåverkade lokaler.

Tabell 9. Resultat av kovariansanalys med beroende variabeln längst ensomrig (0+) öring (mm) gentemot påverkansklass från biotopkarteringen och med sex signifikanta kovariat (avrinningsområdets storlek, andel sjö i avrinningsområdet, avstånd upp till närmsta sjö, altitud, årsmedeltemperaturen i luften och elfisketillfällets julianska dagnummer). Ancova, model $F_{9,4341} = 378,3$; $p < 0,001$; $r^2 = 0,438$.

	Antal	Medelvärde (mm)	Std. Error	95 % Konfidensintervall	
				Minsta (mm)	Största (mm)
Opåverkat	2093	71,443	0,240	70,973	71,913
Försiktigt rensat	1330	72,075	0,293	71,499	72,650
Kraftigt rensat	782	73,042	0,398	72,261	73,823
Omgrävt/rätat	146	74,941	0,878	73,221	76,662

Som ett mått på möjlig reproduktion eller reproduktionsframgång användes förekomst av ensomrig öring. Resultatet visade att andelen elfisken med förekomst av ensomrig öring var högre på de opåverkade lokalerna och andelen minskade sedan längs påverkansgradienten (Figur 12). Återigen förelåg ingen signifikant skillnad mellan opåverkat och försiktigt rensat.



Figur 12. Andelen av elfisken på lokaler med olika bedömd morfologisk påverkan med förekomst av ensomrig (0+) öring (\pm 95 %-konfidensintervall).

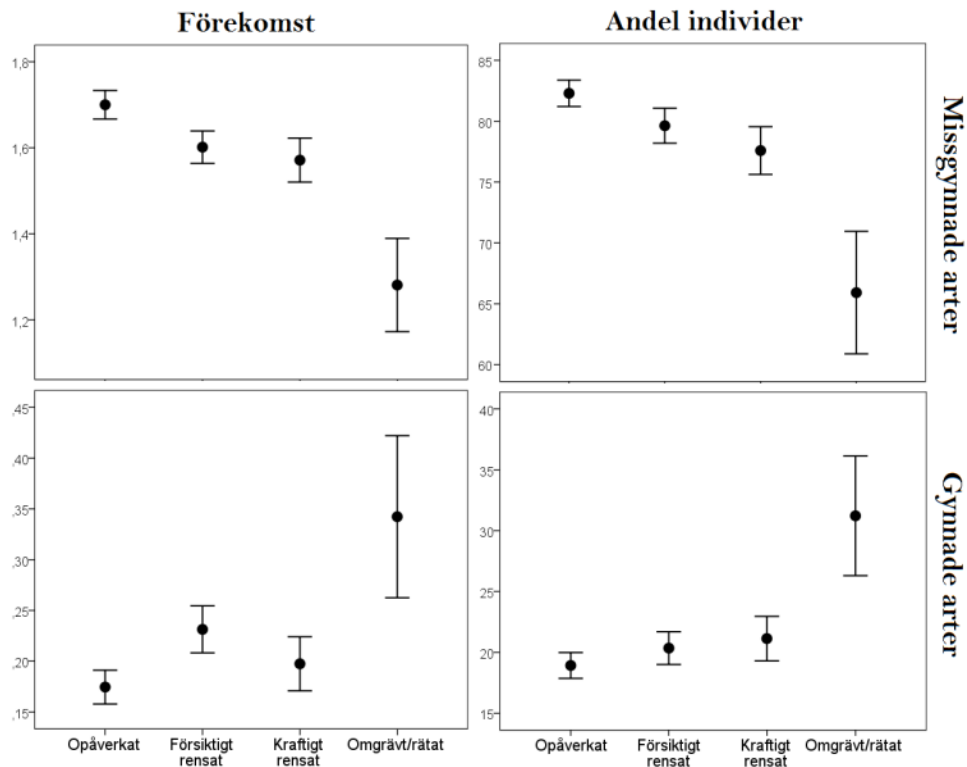
3.7 Förslag på indikatorer

Som förslag på indikatorer, utifrån de redovisade resultaten, valdes grupperna rheofila och limnofila arter. Utöver detta ansågs öring i sig själv vara en god indikator för morfologisk påverkan. Fyra nya funktionella artgrupper bildades grundat på figurerna 6 och 7, och karaktäriserades som gynnade eller missgynnade arter utifrån responser på förekomst och täthet (Tabell 10).

Tabell 10. Funktionella artgrupper bildade utifrån resultaten i Figur 6 och 7 och Tabell 8.

Förekomst		Täthet	
Gynnade	Missgynnade	Gynnade	Missgynnade
Abborre	Elritsa	Abborre	Nejonögon
Mört	Nejonögon	Gädda	Simpor
	Simpor	Lake	Öring
	Öring	Mört	

Grupperna testades mot materialet och resultatet visade på tydliga och förväntade svar mot bedömd morfologisk påverkan (Figur 13).

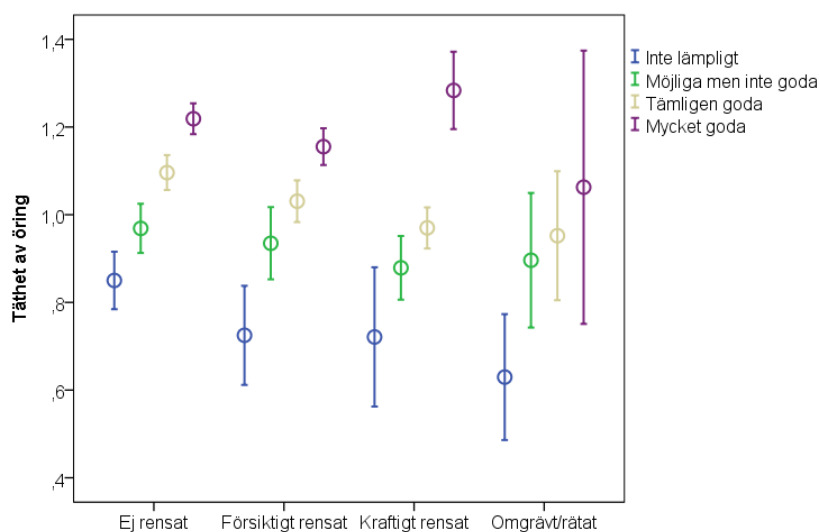


Figur 13. Förekomst av gynnade respektive missgynnade arter (antal) och andelen av gruppens individer av det totala individantalet, $\text{LogIndivider}/100 \text{ m}^2$ jämförda ($\pm 95\%$ -konfidensintervall).

3.8 Definiering av referenstillstånd

För att finna ett referenstillstånd då inverkan från rensning var så liten som möjligt valdes att inkludera ännu en omgivningsvariabel från biotopkarteringen, nämligen bedömningen av uppväxtområde för örting. Det visade sig att rensningsklasserna inbördes var olika vad gällde lämplighet som uppväxtområde. Detta var troligtvis ett resultat av att man vid biotopkarteringen bedömer rensning utifrån mängden stenar på stranden och inte hur många som är kvar i vattnet, vilket bedömningen av uppväxtområde grundas på. Figur 14 visar tätheter av örting på de olika klasserna av rensning och klassningen av lämpligheten som uppväxtområde. Det var tydligt att uppväxtområde för örting var en viktigare variabel än rensning.

Genom att ta hänsyn till både bedömd rensningsgrad och lämplighet som uppväxtområde skapades två klasser, opåverkade och påverkade lokaler. Opåverkade lokaler hade 0 i bedömd rensning och 2 eller 3 som lämpligt uppväxtområde. Påverkade lokaler hade 2 eller 3 i bedömd rensning och 0 eller 1 som lämpligt uppväxtområde.



Figur 14. Täthet av öring (LogIndivider/100 m²) mot bedömd reningsgrad (horisontell axel) och bedömd lämplighet som uppväxtområde (se teckenförklaring).

För att minimera att andra påverkanstryck inverkar på analysresultatet uteslöts lokaler som enligt elfiskets lokalbeskrivning hade primär påverkan i form av ”artificiell sträcka”, ”försurning”, ”organiskt förorenat”, ”recipient”, ”reglering”, ”torrfåra” samt ”utplantering av fisk”. Då andelen fisktomma elfiskeresultat var samma i samtliga klasser av rensning valdes även att dessa skulle tas ur materialet. Kvar fanns 2618 elfiskeresultat från opåverkade och 532 från påverkade lokaler.

Utifrån 17 omgivningsvariabler (Tabell 4) gjordes sedan multipla linjära regressioner mot 10 fiskindikatorer (Tabell 11) för att finna konstanter för beräkning av referensvärden (Tabell 12). Täthet av och antal limnofila arter, samt antal gynnade arter användes inte som fiskindikatorer då den förklarade variationen (r^2) i den multipla linjära regressionen ansågs vara för låg för att vara relevant ($<0,1$). Mått på tillväxt och reproduktion hos öring togs inte med som indikatorer då öring ansågs representeras i tillräcklig grad i de övriga fiskindikatorerna.

Tabell 11. Fiskindikatorer som användes i multipel linjär regression för beräkning av referensvärde.

Indikator	Förklaring	Enhet
Täthet av öring	Täthet av öring totalt	Log10Individer/100 m ²
Täthet av rheofila arter	För ingående arter se Tabell 3.	Log10Individer/100 m ²
Täthet av missgynnade arter	För ingående arter se Tabell 10.	Log10Individer/100 m ²
Täthet av gynnade arter	För ingående arter se Tabell 10.	Log10Individer/100 m ²
Andel rheofila individer	För ingående arter se Tabell 3.	Arcsin $\sqrt{\quad}$ av totala antalet individer
Andel limnofila individer	För ingående arter se Tabell 3 + gädda och lake	Arcsin $\sqrt{\quad}$ av totala antalet individer
Andel missgynnade individer	För ingående arter se Tabell 10.	Arcsin $\sqrt{\quad}$ av totala antalet individer
Andel gynnade individer	För ingående arter se Tabell 10.	Arcsin $\sqrt{\quad}$ av totala antalet individer
Antal rheofila arter	För ingående arter se Tabell 3.	Antal
Antal missgynnade arter	För ingående arter se Tabell 10.	Antal

Tabell 12. Tio fiskindikatorer och koefficienter framtagna för att beräkna värden vid referensförhållanden. Förklarad variation (r^2) samt residualens standardavvikelse. Enheter för omgivningsvariablerna finns angivna i tabell 4 (sid 12).

Omgivningsvariabler	Täthet av öring	Täthet av rheofila arter	Täthet av missgynnade arter	Täthet av gynnade arter	Andel rheofila individer	Andel missgynnade individer	Andel gynnade individer	Andel limnofila individer	Antal rheofila arter	Antal missgynnade arter
Intercept (Konstant)	-2,462	-1,432	-4,613	1,546	-0,039	-5,634	5,745	2,128	-1,526	-0,055
Åbredd	-0,527	-0,447	-0,516	-0,202	-0,139	-0,180	-0,172	-0,131		
Avrinningsområdet area	-0,135			0,151	-0,092	-0,082	0,124	0,143	0,250	0,451
Avrinningsområdets storlek				0,054			0,062	0,063	-0,185	-0,236
X-koordinat			0,043			0,079	-0,048		0,098	0,106
Y-koordinat	0,112	0,167	0,141		0,027				0,141	0,074
Årsmedeltemperatur		0,031	0,088	0,052		0,084		0,055	0,104	0,217
Medeltemperatur i januari						0,013				-0,072
Medeltemperatur i juli	0,170	0,055	0,056	-0,121	0,067	0,055	-0,152	-0,155	-0,394	-0,565
Provtagen yta	-0,341	-0,370	-0,274			0,058	0,069		0,131	0,327
Antal utfisken	0,098	0,083	0,082		0,033	0,032		-0,016	0,067	
Andel sjö i avrinningsområdet		-0,051	-0,046		-0,029	-0,019			-0,125	-0,115
Avstånd till närmsta sjö uppströms				-0,011	-0,006	-0,007	-0,012	-0,012	0,012	0,023
Minsta avstånd till sjö	0,016	0,021	0,022	-0,007	0,015	0,018	-0,012	-0,012		
Högsta kustlinjen	0,161				-0,142	-0,068	-0,093			0,493
Populationstyp öring	0,434	0,394	0,379	-0,035	0,169	0,142	-0,053	-0,065		-0,217
Höjd över havet	0,002	0,001	0,001	-0,001	0,001	0,001	-0,001	-0,001	-0,004	-0,006
Vattenhastighet	0,049	0,036		-0,049	0,066	0,062	-0,049	-0,048		-0,121
r^2 -värde	0,426	0,377	0,355	0,154	0,279	0,252	0,166	0,163	0,276	0,211
SD-Residual	0,399	0,383	0,395	0,260	0,213	0,232	0,297	0,297	0,572	0,724

3.9 Urval av fiskindikatorer

Med hjälp av t-test och parvis korrelation gjordes sedan ett urval av fiskindikatorerna för att utesluta indikatorer som hade för låg signifikansnivå eller för stor inbördes korrelation. I testen användes fiskindikatorernas standardiserade residualer (z-värden). Resultatet från t-testet visade att samtliga 10 fiskindikatorer hade signifikanta skillnader mellan opåverkade och påverkade lokaler (Tabell 13). De tio indikatorerna togs därför alla med i korrelationsanalysen.

Tabell 13. Tio fiskindikatorer uttryckta som standardiserade residualer (z-värden) och skillnaden mellan opåverkade och påverkade lokaler. N_{ref} och $N_{p\grave{a}v}$ är antalet elfisken på morfologiskt opåverkade respektive påverkade lokaler. p -värde (signifikans) från t-test.

SD-residual	N_{ref}	$N_{p\grave{a}v}$	Diff.	p
Täthet öring	2 525	500	0,604	<0,001
Täthet rheofila	2 525	500	0,648	<0,001
Täthet missgynnade	2 525	500	0,649	<0,001
Täthet gynnade	2 525	500	-0,266	<0,001
Andel rheofila	2 521	500	1,009	<0,001
Andel limnofila	2 520	500	-0,345	<0,001
Andel missgynnade	2 521	500	0,914	<0,001
Andel gynnade	2 520	500	-0,328	<0,001
Antal rheofila	2 618	532	0,372	<0,001
Antal missgynnade	2 618	532	0,292	<0,001

Den parvisa korrelationen (Pearson's r) visade på signifikanta korrelationer mellan samtliga fiskindikatorer (Tabell 14). Gränsvärdet för alltför höga korrelationsvärden drogs vid 0,9 och detta bidrog till att tre indikatorer valdes bort; täthet missgynnade arter, andel limnofila individer och andel missgynnade individer. Kvar fanns således sju indikatorer; täthet av öring, rheofila och gynnade arter, andel rheofila och gynnade individer och antal rheofila och missgynnade arter.

Tabell 14. Korrelationsmatris för standardiserade residualer av tio fiskindikatorer, valda från tabell 13. Den övre högra halvan visar korrelationskoefficienter (Pearson's r), och den nedre vänstra halvan visar antal parade observationer (N). Extremt höga korrelationer ($>0,90$) markeras med fetstil. Samtliga korrelationer hade signifikansnivå $p < 0,001$.

	Täthet öring	Täthet rheofila	Täthet missgynnade	Täthet gynnade	Andel rheofila	Andel limnofila	Andel missgynnade	Andel gynnade	Antal rheofila	Antal missgynnade
Täthet öring		0,841	0,875	-0,288	0,64	-0,432	0,678	-0,435	0,329	0,297
Täthet rheofila	5859		0,962	-0,273	0,734	-0,447	0,7	-0,448	0,526	0,415
Täthet missgynnade	5859	5859		-0,262	0,703	-0,434	0,742	-0,433	0,499	0,443
Täthet gynnade	5859	5859	5859		-0,431	0,847	-0,412	0,852	-0,153	-0,192
Andel rheofila	5844	5844	5844	5844		-0,592	0,957	-0,59	0,495	0,249
Andel limnofila	5843	5843	5843	5843	5843		-0,57	0,992	-0,275	-0,333
Andel missgynnade	5844	5844	5844	5844	5844	5843		-0,571	0,46	0,287
Andel gynnade	5843	5843	5843	5844	5843	5843	5843		-0,278	-0,338
Antal rheofila	5859	5859	5859	5859	5844	5843	5844	5843		0,755
Antal missgynnade	5859	5859	5859	5860	5844	5843	5844	5844	6122	

3.10 Utveckling av sidoindeks VIX_{MORF}

Varje indikator representerades, utöver den omodifierade residualen och den standardiserade residualen, även av ett P-värde (sannolikhetsvärde). P-värdet beräknas utifrån den standardiserade residualen och utgör en transformering av indikatorerna till sannolikheter. P-värdet ska vara mellan 0 och 1 och skapas genom olika transformationer beroende på den förväntade responsen från varje fiskindikator utmed påverkansgradienten, dvs. antingen positiv (Ekvation 1), negativ (Ekvation 2) eller dubbelsidig (Ekvation 3).

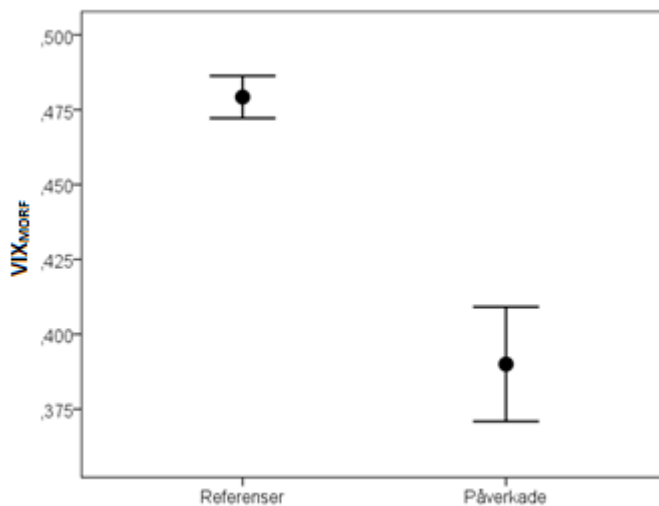
$$\text{Ekvation 1. } P\text{-värde} = (CDF.NORMAL(Standardiserad\ residual, 0, 1)).$$

$$\text{Ekvation 2. } P\text{-värde} = 1 - (CDF.NORMAL(Standardiserad\ residual, 0, 1)).$$

$$\text{Ekvation 3. } P\text{-värde} = (2 * (CDF.NORMAL(-ABS(Standardiserad\ residual), 0, 1))).$$

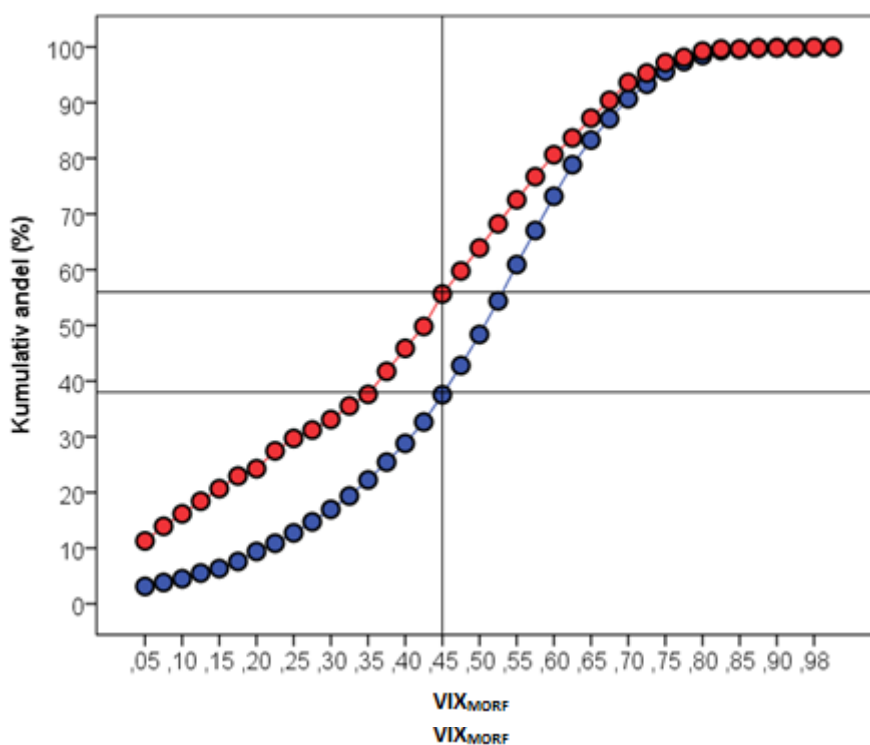
Täthet av öring och rheofila arter, andel rheofila individer och antal rheofila arter och missgynnade arter förväntades ha en negativ effekt av rensning medan täthet och andelen av gynnade arter gavs en dubbelsidig riktning då tendenser sågs att värdena initialt minskade och sedan ökade utmed påverkansgradienten.

Som sammanvägt P-värde tillika värdet för det nya indexet (VIX_{MORF}), användes medelvärdet för samtliga indikatorer vid varje elfisketillfälle. Ju lägre värde på VIX_{MORF} , ju större sannolikhet att lokalen är opåverkad. Medelvärdet av det nya indexet vara lägre på opåverkade än på påverkade lokaler (Figur 15).

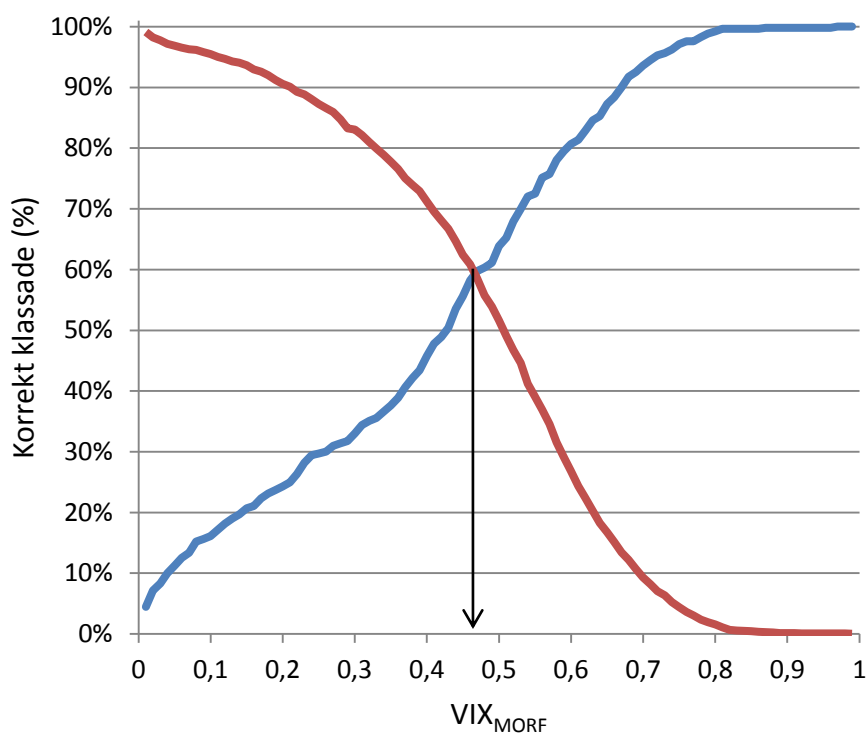


Figur 15. Medelvärde av VIX_{MORF} inom de fyra klasserna av bedömd morfologisk påverkan (\pm 95 %-konfidensintervall).

Opåverkade och påverkade lokaler avsattes som kumulativa andelar av totalantalet mot VIX_{MORF} (Figur 16). Figuren kan användas för att se vilken effekt olika brytpunkter av värdet för VIX_{MORF} har på antalet rätt- respektive felklassade lokaler. Som exempel har VIX_{MORF} -värdet 0,45 använts, vilket innebar att 56 % av de påverkade lokalerna föll under brytpunkten och blev rättklassade (röda punkter till vänster om den lodräta linjen i figur 16), men samtidigt föll 38 % av de opåverkade också under gränsen och blev således felklassade. Alltså, en brytpunkt på 0,45 ledde till 56 % rätt klassade påverkade och 62 % rätt klassade opåverkade lokaler.



Figur 16. Den kumulativa andelen av totalantalet (%) opåverkade (blå) och påverkade lokaler (röd) i förhållande till VIX_{MORF} . Den lodräta linjen visar ett exempel på en brytpunkt mellan påverkade och opåverkade lokaler på 0,45 och de vågräta linjerna visar effekten på andelen opåverkade och påverkade lokaler.



Figur 17. Andelen rätt klassade opåverkade (blå) respektive påverkade (röd) lokaler. Pilen visar var linjerna skar, $VIX_{MORF} = 0,467$.

Det ansågs relevant att fastställa en brytpunkt för VIX_{MORF} då andelen rättklassade opåverkade och påverkade lokaler var lika stor. Genom att plotta andelen rättklassade lokaler (andelen opåverkade över och andelen påverkade under) i intervall om 0,01 från 0 till 1 identifierades en brytpunkt för VIX_{MORF} på 0,467 då drygt 59 % rättklassades, 1546 av de opåverkade och 317 av de påverkade lokalerna (Figur 17).

Eftersom syftet med det nya indexet var att på ett bättre sätt än VIX och VIXsm kunna klassa rensningspåverkan jämfördes utfallet av de tre bedömningsgrunderna på materialet. Brytpunkten med avseende på påverkan (mellan god och måttlig ekologisk status) var för VIX 0,467 och för VIXsm 0,430. För VIX_{MORF} användes gränsen 0,467. Resultatet visade att VIX och VIXsm kunde klassa 30-35 % av de påverkade lokalerna rätt, jämfört med VIX_{MORF} som klassade drygt 59 % rätt (Tabell 15).

Tabell 15. Utfall efter klassning av materialet med tre olika bedömningsgrunder, VIX, VIX_{sm} och VIX_{MORF}. Totala antalet opåverkade lokaler var 2 618 och påverkade 532. Andel rättklassade anges i procent inom parentes.

	Brytpunkt	Antal rätt predikerade	
		Påverkade	Opåverkade
VIX	0,467	160 (30,1 %)	1 991 (76,1 %)
VIX _{sm}	0,430	184 (34,6 %)	1 905 (72,8 %)
VIX _{MORF}	0,467	317 (59,5 %)	1 546 (59,1 %)

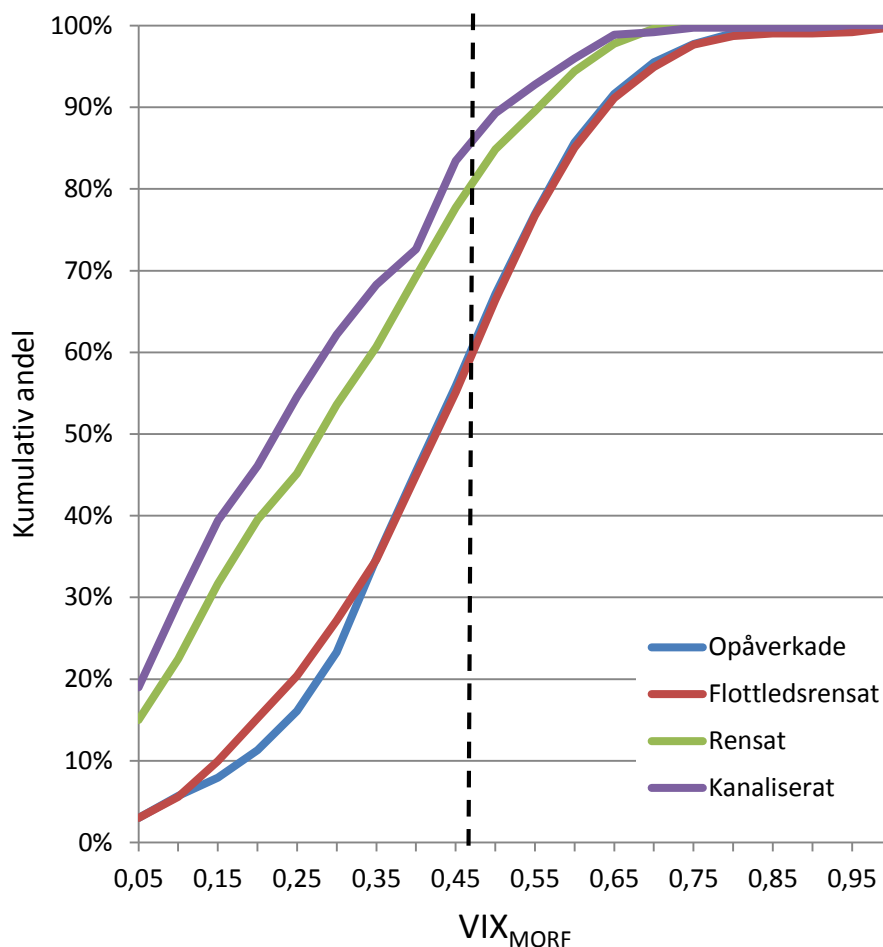
3.11 Test av VIX_{MORF}

För att validera VIX_{MORF} genomfördes test med hjälp av elfiskeresultat från Elfiskeregistret (SERS) där lokalbeskrivningen gav information om morfologisk påverkan. Fisktomma elfiskeresultat valdes bort.

Som ett första test användes de tre påverkanstrycken ”rensning”, ”kanalisering” och ”flottledsrensning” separat. Andra påverkanstryck med högre klassningar än någon av de tre nämnda togs bort ur materialet. Klassningarna 2 och 3 slogs ihop och betraktades som morfologiskt påverkade. Som referenser, dvs. opåverkade lokaler, valdes endast lokaler som bedömts sakna påverkanstryck. Totalt fanns 2376 elfisken gjorda på opåverkade lokaler och 1984 elfisken gjorda på morfologiskt påverkade lokaler, fördelade 25 % på rensade, 16 % på kanaliserade och 59 % på flottledsrensade lokaler.

Påverkanstryck för opåverkade och påverkade lokaler avsattes som kumulativa andelar av totalantalet mot VIX_{MORF} (Figur 20). Genom att jämföra fördelningskurvan mellan opåverkade och påverkade lokaler framgick att påverkanstryck i form av rensning och kanalisering hade VIX_{MORF}-värden som skilde tydligt, medan flottledsrensning inte uppvisade märkbara skillnader.

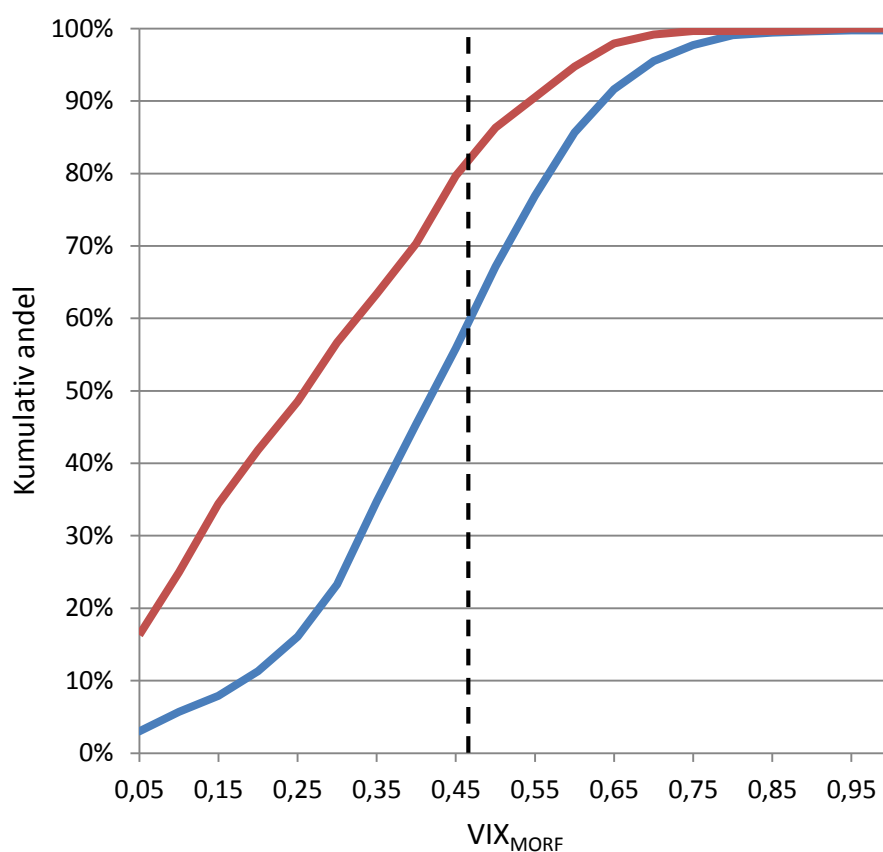
Resultatet tolkades som att flottledsrensning inte innebar en typ av rensning som hade de effekter på fiskfaunan som gick att detektera med VIX_{MORF}. Därför valdes att endast påverkan från rensning och kanalisering skulle användas för att validera effekten av en klassgräns för VIX_{MORF} på 0,467. De båda påverkanstrycken slogs ihop och i den nya figuren över kumulativa andelar mot VIX_{MORF} ingick 2 376 opåverkade och 783 påverkade.



Figur 18. Den kumulativa andelen av totalantalet (%) av opåverkade (blå) och påverkade (röd, grön och lila) i förhållande till VIX_{MORF} , uppdelat per typ av påverkanstryck. Styrkan på påverkan är klasserna 2 och 3 (i lokalbeskrivningen) och opåverkade är elfisketillfällen bedömda utan påverkanstryck (påverkan="Nej").

Det var tydliga skillnader mellan opåverkade och påverkade lokaler (Figur 21) och en gräns på 0,467 på VIX_{MORF} innebar att runt 83 % av de morfologiskt påverkade lokalerna rättklassades. Dock innebar brytpunkten att även 60 % av de opåverkade lokalerna felklassades.

VIX och VIX_{sm} , med brytpunkterna 0,467 respektive 0,430, applicerades även på materialet. Vid en jämförelse av utfallet från bedömningsgrunderna visades att VIX_{MORF} hade den största andelen rättklassade av de påverkade lokalerna, men även den största andelen felklassningar av de opåverkade (Tabell 16).



Figur 19. Den kumulativa andelen av totalantalet (%) av opåverkade (blå) och påverkade (röd) mot VIX_{MORF}. Påverkade består av påverkanstrycken rensning och kanalisering i klasserna 2 och 3 och opåverkade är bedömda som utan påverkanstryck. Den lodräta linjen visar brytpunkten mellan påverkade och opåverkade lokaler (VIX_{MORF} 0,467).

Tabell 16. Utfall efter klassning av materialet från elfiskeregistret med tre olika bedömningsgrunder, VIX, VIX_{sm} och VIX_{MORF}. Totala antalet opåverkade lokaler var 2 376 och påverkade 783. Andel rättklassade anges i procent inom parentes.

	Brytpunkt	Antal rätt predikterade	
		Påverkade	Opåverkade
VIX	0,467	433 (55,3 %)	1 666 (70,1 %)
VIX _{sm}	0,430	447 (57,1 %)	1 776 (74,7 %)
VIX _{MORF}	0,467	647 (82,6 %)	954 (40,2 %)

4 Diskussion

Ett opåverkat vattendrag hyser generellt en stor variation av livsmiljöer skapade genom fysiska processer med vattnet som drivkraft. Ett morfologiskt påverkat vattendrag har i olika grad fått ett mer homogent flöde genom en oftast rätad, breddad och fördjupad fåra med en förändrad substratfördelning med lägre biotopdiversitet som ett resultat av en ökad vattenhastighet och bortforsling av större stenar (ex. Degerman 2008). Att större stenar tagits bort skapar inte bara ett obrutet flöde utan minskar också tillgången på gömslen för fisk. I och med den minskade diversiteten av mikrohabitat minskar också livsutrymmet för specialiserade rheofila arter (Lau m.fl. 2006), till förmån för limnofila (Oscoz m.fl. 2005). Vår hypotes om att rheofila specialister påverkas negativt och att limnofila generalister kan öka i förekomst i morfologiskt påverkade vatten (Spjut & Degerman 2015) bekräftades till stor del av resultatet från analysen av förekomstfrekvensen hos enskilda arter i påverkade vatten. Förekomstfrekvensen hos lax följde dock inte vår hypotes. Troligen var resultatet missvisande och berodde på att underlaget från biotopkarteringen var för litet då merparten av lax bara förekom i Emåns nedre del. Det hade varit rimligare att förekomstfrekvensen av lax varit lägre i rensade vatten, då optimala uppväxtmiljöer för laxungar är grunda och steniga sträckor med strömmande vatten (Karlström 1977, Heggenes 1996, Heggenes & Dokk 2001).

Påverkan på fisksamhället i morfologiskt påverkade vatten beror på graden av rensning. Det var tydligt i våra analyser att enbart biotopkarteringens bedömning av rensning inte gav en korrekt beskrivning av påverkan på fiskfaunan på lokalen. Även om det ligger många stenar på stranden så kan det ligga många kvar i vattnet vilket kan innebära att fiskfaunan inte uppvisar några signifikanta avvikelser från det opåverkade tillståndet. Påverkansklassningen beskriver således hur mycket vattendraget rensats, men inte hur mycket habitat som återstår. Denna erfarenhet måste omsättas till de beskrivningar av lokalen som görs vid biotopkartering och lokalbeskrivning till elfiske. Att få en mer tydlig och enkel bedömning av de viktigaste påverkanstrycken för varje elfiskelokal vore önskvärt. Viss påverkan bör också gå att modellera fram med GIS, t.ex. rätning av fåra, eller genom beräkningar av hydrologisk regim enligt HVM:s riktlinjer (HVMF 2013:19).

Kopplat till detta problem var även att klassen ”ej rensad” (opåverkad) ofta inte skilde signifikant med avseende på respons från fiskarter (exempelvis simpborre och gädda) från klassen ”försiktigt rensad”. Det kan vara så att denna försiktiga rensning är svår att definiera i fält och att klassen därför är variabel, eller så att responsen hos fisk är svag och variabel. Osäkerheterna gjorde att vi valde att utsluta klassen vid utvecklingen av det morfologiska indexet.

Indexet VIX som egentligen bara visar om en lokals elfiskeresultat avviker från ett förväntat referenstillstånd är utvecklat genom att påverkan (klassat 1-5) bedömdes utifrån surhet, övergödning, morfologiskt tillstånd, hydrologisk regim och konnektivitet. Vår tanke var att sidoindexet VIX_{MORF} skulle användas som ett komplement. Eftersom det visade sig att VIX och VIX_{sm} felklassade flertalet av de lokaler som klassats vara morfologiskt påverkade kan VIX_{MORF} vara ett verktyg för att mer precist klassa vattendrag. VIX_{MORF} visar på minskning i täthet av typiska strömlevande arter, men också på en ökning av mer limnofila arter. Degerman m.fl. (2013) samt Spjut & Degerman (2015) har dock visat att liknande förändringar även sker vid hydrologisk påverkan. Således kan det vara svårt att hantera multistressor-situationer, dvs. där flera olika typer av påverkan finns, vilka ofta är korrelerade och dessutom kan påverkan manifesteras på ett likartat sätt i fiskfaunan.

Som exempel på multistressor kan nämnas att i materialet fanns ett antal elfisketillfällen från lokaler som klassats som orensade (opåverkade) och hade bra strömhabitat, men som ändå fick låga värden för VIX_{MORF} . Det visade sig vid en manuell genomgång ofta vara lokaler med trolig hydrologisk påverkan (ex Emån-Hällen och Lillälven-Blixbol som är påverkade av reglering) samt lokaler med andra störningar, ofta noterade som ”artificiella” (exempelvis Tabergsån-Gamla masugnen, Moa sågbäck – Ned gamla sågen).

Hur skall då VIX_{MORF} användas i den praktiska vattenförvaltningen? Jo, som ett komplement till VIX. VIX är bäst på att identifiera opåverkade vatten. Men ibland slinker ett antal morfologiskt påverkade vatten med. Därför bör man kontrollera VIX-urval av referensvatten med VIX_{MORF} .

Ett index utformas med fördel på ett sätt som möjliggör användning på enstaka resultat. Därför valdes att använda resultat från unika elfisken (inga medelvärden) i körningarna, för att på så vis få ett index som går att använda på lokaler där även enstaka elfisken har utförts. Dock är rekommendationen är att man skall använda medeltal från minst tre elfisketillfällen, i tid eller rum, för att klassa ett vatten (Degerman m.fl. 2012). Vad gäller VIX ökar precisionen betydligt vid användning av medelvärden.

När det gäller påverkade vatten så kan VIX_{MORF} indikera om just morfologisk påverkan är en trolig orsak. I framtiden kan man tänka sig att ovan nämnda samt ytterligare index (utvecklade fristående för försurning, eutrofiering, hydrologisk påverkan etc.), kan sättas samman som ett bedömningssystem. Idealt kan möjligen också information från andra bioindikatorer vägas in på ett relevant sätt. Troligen kan sammantagen information om både fisk, bottendjur och kiselalger säga mycket mer om tillståndet i naturen än enbart en organismgrupp.

Slutligen kan konstateras att denna studie visat att fisk kan användas som en bra indikator för morfologisk påverkan i vattendrag. Vår slutsats är för att angripa problemet med att identifiera vilka av möjliga påverkanstryck som ger en dålig status bör man ha en bättre, strikt och enkel påverkansbeskrivning (lokalbeskrivning) som tar upp de viktigaste påverkansfaktorerna.

Erkännanden

Tack till Johan Kling och Jonas Svensson, Havs- och vattenmyndigheten, och Ulrika Beier och Kerstin Holmgren för värdefulla diskussioner under projektet. Kerstin och Björn Bergquist har också lämnat värdefulla kommentarer till den första versionen av detta manuskript. Johan Östergren stod för slutlig genomläsning och konstruktiv kritik. Fiskdata inom projektet kommer från SLU:s Fomaprogram (Fortlöpande mil-jöanalys). Data från biotopkarteringen i Jönköpings län erhöles från Anna Langhelle, för Värmland av Jens Andersson och från Västernorrland från Andreas Karlberg.

Referenslista

- 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., (2008). Ekologisk restaurering av vattendrag. Naturvårdsverket & Fiskeriverket, Internet, 300 s.
- Degerman, E., Petersson, E. & B. Sers, 2012. Analys av elfiskedata. Länsstyrelsen i Jönköpings län, Meddelande 2012:12, 79 s.
- Degerman, E., Andersson, M., Petersson, E. & Sers, B. (2013). Bedömning av vattenregleringspåverkan med hjälp av elfiske. Länsstyrelsen i Värmland. Publ nr 2013:23.
- Fame Consortium (2004). Manual for the application of the European fish index – EFI. Version 1.1., January 2005. <http://fame.boku.ac.at>.
- Hammer, Ø., Harper, D. & Ryan, P. (2001) PAST: Paleontological Statistics software for education and data analysis. *Palaenotologia Electronica* 4(1):9.
- Havs- och vattenmyndigheten (2013). Föreskrifter HVMF 2013:19.
- Heggenes, J., (1996). Habitat selection of by brown trout (*Salmo trutta*) and young Atlantic salmon (*Salmo salar*) in streams: static and dynamic modelling. *Regulated rivers. Research and management*, 12:155-169.
- Heggenes, J. & Dokk J.G. (2001). Contrasting temperatures, waterflows, and light: Seasonal habitat selection by young atlantic salmon and brown trout in a boreonemoral river. *Regul. Rivers: Res. Mgmt.* 17: 623–635.
- Holmgren, K., Kinnerbäck, A., Pakkasmaa, S., Bergquist, B. & Beier, U. (2007). Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i sjöar - Utveckling och tillämpning av EQR8. FINFO, Fiskeriverket Informerar, 2007:3.
- Hortle, K. & Lake, G., (1983). Fish of channelized and unchannelized sections of the Bunyip River, Victoria. *Australian Journal of Marine and limnology research* 4:441-450.
- Johansson, U., (2013). Stream channelization effects on fish abundance and species composition. Examensarbete D-uppsats, Linköpings universitet, 19 s.
- Knight, S., Cullum, R., Shields, Jr., Smiley, P., (2012). Effects of Channelization on Fish Biomass in River Ecosystems. *Journal of Environmental Science and Engineering A* 1:980-985
- Lau, J.K., Lauer T.E. & Weinmann, M.L. (2006). Impacts of Channelization on Stream Habitats and Associated Fish Assemblages in East Central Indiana. *The American Midland Naturalist*, 156(2):319-330.
- Naturvårdsverket. (2003). Handledning för miljöövervakning, Undersökningstyp: Biotopkartering – Vattendrag.
- Spjut, D. & E. Degerman, (2015). Fisk som indikator på hydromorfologisk påverkan. PM. 2015-03-31, SLU levererat till Havs- och vattenmyndigheten. Erhålls från författarna på förfrågan.
- Vehanen, T., Jurvelius, J. & Lahti, M. (2005). Habitat utilisation by fish community in a short-term regulated river reservoir. *Hydrobiologia*. 545:257-270.

