

Effekter av kalkning på fisk i rinnande vatten

Resultat från 30 år av elfisken i kalkade vattendrag



Havs- och vattenmyndigheten
Datum: 2015-12-01

Ansvarig utgivare: Ingemar Berglund
Omslagsfoto: Anders Kinnerbäck
ISBN 978-91-87025-96-9
Tryck: Ineko AB

Havs- och vattenmyndigheten
Box 11 930, 404 39 Göteborg
www.havochvatten.se

Effekter av kalkning på fisk i rinnande vatten

Resultat från 30 år av elfisken i kalkade vattendrag

Erik Degerman, Erik Petersson och Björn Bergquist

Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:23

Förord

Kalkningen av sjöar och vattendrag är en av de största miljövårdande insatserna som vidtagits i Sverige. Sedan slutet av 1970-talet har fem miljarder kronor av statliga och kommunala medel bekostat spridning av fem miljoner ton kalk i försurade vatten. Kalkningen är fortfarande omfattande i landet - årligen sprids cirka 115 000 ton kalk till en kostnad av 150 mnkr.

Syftet med denna rapport är att redovisa effekterna på fisk i rinnande vatten av den landsomfattande kalkning som pågått under de senaste 30 åren. Har fiskfaunan återhämtat sig från de försurningsskador som uppstod innan kalkningsinsatserna påbörjades och vilka effekter har kalkningen haft på artantal, förekomst, reproduktion och tätheter av fisk? Detta är exempel på frågor som diskuteras och besvaras i rapporten.

Rapporten utgör också ett viktigt underlag för en kommande uppdatering av den nuvarande vägledningen (handbok för kalkning av sjöar och vattendrag 2010:2). Framför allt ökar den kunskapen om vilka vattenkemiska mål som behövs för att upprätthålla en livskraftig fiskfauna i våra kalkade vattendrag.

Rapporten har tagits fram av Erik Degerman, Erik Petersson och Björn Bergquist vid Institutionen för akvatiska resurser, SLU. Ett stort tack riktas till alla handläggare på länsstyrelserna som bidragit med data samt Johan Ahlström, Tobias Haag och Fredrik Nilsson som tagit fram underlag till utvärderingen och lämnat synpunkter på rapporten. De senare är anlitade av HaV som sakkunniga inom kalkningen.

Författarna svarar själva för de bedömningar och slutsatser som framförs. Rapporten utgör inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndigheten.

Göteborg, december 2015

Björn Sjöberg, avdelningschef

SAMMANFATTNING.....	7
INLEDNING	9
MATERIAL OCH METODER	12
Urval av objekt.....	12
Kalkspridning och doser.....	13
Provfiskedata	13
Vattenkemiska data	15
Databearbetning, beräkningar och analyser.....	16
Beskrivning av elfiskelokaler och genomförda kalkningar.....	17
Fångade arter.....	20
RESULTAT.....	22
Vattenkemiska effekter av kalkning	22
Effekter av lägsta uppmätta pH på fisk	26
Reproduktion av öring i relation till lägsta pH.....	26
Reproduktion av andra arter i relation till lägsta pH	29
Tätheter av frekventa arter i relation till lägsta uppmätta pH.....	31
Ekologisk status i relation till lägsta uppmätta pH	32
Effekter av kalkning på fisk	33
Artrikedom och arters förekomstfrekvens.....	33
Reproduktion.....	35
Individtäthet	41
Ekologisk status (VIX).....	42
DISKUSSION	45
Datamaterial och analyser	45
Effekter av kalkning på vattenkvalitet.....	46
Lägsta uppmätta pH och fisk.....	47
Effekter av kalkning på fisk	48
ERKÄNNANDEN.....	50
REFERENSER	51
Bilaga 1. Ingående lokaler.....	58
Bilaga 2. Använda parametrar från SERS	73
Bilaga 3. Antal lokaler och medelvärden för enskilda län	74

Sammanfattning

I denna rapport har vi utvärderat effekten av kalkning på fisk i vattendrag på nationell nivå med fokus på perioden 1982–2012. Uppgifter om kalkdoser, kalkningsmetoder, vattenkemi och elfiskedata från 609 vattendrag över hela Sverige har använts. Sammanlagt ingick 1029 elfiskelokaler från kalkade vatten och 195 lokaler från okalkade referensvattendrag (totalt 17 492 elfisketillfällen). Referensvattendragen har utgående från pH och alkalinitet indelats i sura, neutrala och kalkrika.

Totalt fångades 38 fiskarter, 2 kräftarter och 2 fiskhybrider vid elfiskena. Den vanligaste arten var öring som erhöles vid 90 % av elfisketillfallen, därefter kom elritsa (33 %) och stensimpa (24 %).

Den vattenkemiska effekten har inte utvärderats närmare, men det förelåg en tydlig effekt på pH av kalkning och efter 5-8 års kalkning var lägsta uppmätta pH signifikant över 6,0 som medelvärde för samtliga kalkade vatten. Andelen tillfällen med sura episoder (pH <6,0 respektive pH <5,6) minskade över tid. De vattendrag där det var svårast att upprätthålla pH över 5,6 hade små avrinningsområden (<10 km²), låg andel sjö och en låg kalkdos.

Kalkning med doserare uppvisade en högre frekvens av sura episoder jämfört med sjö- och våtmarkskalkning. Efter ett antal år fungerade doserarkalkningen bättre, ofta efter att den kombinerats med våtmarkskalkning.

Resultaten från 30 års elfisken visar att kalkningsverksamheten successivt har nått förväntade resultat. Antalet fångade fiskarter ökade signifikant efter kalkstart och efter 13-16 år hade antalet nått nivån i neutrala referenser. På de kalkade lokalerna ökade 13 av 14 undersökta arter i förekomst och 8 av dessa signifikant: abborre, bergsimpa, braxen, gädda, lake, lax, mört och öring.

Andel elfisketillfällen med konstaterad reproduktion, dvs. förekomst av årsungar, ökade signifikant efter kalkning och nådde samma nivåer som i neutrala referenser för öring, lax, stensimpa, elritsa, gädda, lake och mört. För öring tog det över 12 år efter kalkstart innan reproduktionen motsvarade den i neutrala referenser.

Den ekologiska statusen förbättrades signifikant. Sju år efter påbörjad kalkning uppnåddes en signifikant förändring i ekologisk status och efter tolv år visade medelvärdet för lokalerna på god ekologisk status.

Sammantaget visade resultaten på en normalisering av fiskfaunan på kalkade lokaler. Genomgående var fiskfaunan signifikant skild från den i sura referenser och blev med tiden alltmer lik den i neutrala referenser, men var fortfarande klart skild från den i kalkrika referenser. Det var tydligt att återkolonisationen av arter tog lång tid, vilket innebär att kalkningsverksamheten måste vara långsiktig.

På lokaler med vattenkemisk provtagning minst fyra gånger under året undersöktes effekten av årets lägsta uppmätta pH på fisk. I neutrala referensvattendrag konstaterades reproduktion av öring vid i medeltal 82,8 % av elfisketillfällena. I kalkade vattendrag ökade andelen tillfällen med öringreproduktion med uppmätt lägsta pH. Ett lägsta pH på 5,6-5,9 låg i underkant för en reproduktion som i neutrala referenser, medan ett lägsta pH på 6,0-6,2 låg i överkant. Även för flera andra arter ökade andelen elfisketillfällen då reproduktion konstaterades med ökat lägsta uppmätta pH, t ex för elritsa, lax och simpor (berg- och stensimpa sammantaget). För elritsa krävdes ett lägsta pH på 6,0-6,2 för att nå reproduktion som i neutrala referenser, för simpor krävdes över 6,2.

Ekologisk status är ett index som visar om fiskfaunan liknar den i opåverkade vatten. Medelvärde för ekologisk status i neutrala referenser var 0,52. På kalkade lokaler där lägsta uppmätta pH under året understeg 6,0 var den ekologiska statusen signifikant lägre än i neutrala referenser. På kalkade lokaler som hade ett uppmätt lägsta pH på minst 6,0 var den ekologiska statusen högre och likvärdig med den i neutrala referenser.

Vår slutsats är att i försurade vattendrag innebär ett mål för lägsta pH på 5,6 en betydande risk att en normaliserad fiskfauna inte uppnås. Vi anser att målet för kalkningsverksamheten ska vara en normalisering av flora och fauna och utgående från fisk bör lägsta tillåtna pH därför sättas till minst 6,0.

Inledning

I slutet av 1960-talet påvisade Svante Odén att utsläpp från förbränning av kol och olja kunde spridas hundratals kilometer i atmosfären och därigenom påverka nederbördens surhet över Sverige (Odén 1968). I stora delar av Skandinavien är berggrunden kalkfattig, vilket medför en begränsad förmåga att neutralisera surt nedfall. Utsläppen av försurande svavel och kväve resulterade därmed i en omfattande försurning av sjöar och vattendrag. Enligt de senaste beräkningarna var 17 % av Sveriges sjöar påvisbart påverkade när försurningen kulminerade runt 1990 (Fölster m fl 2014). Detta motsvarar drygt 16 000 sjöar. För vattendragen finns inga motsvarande siffror. Vattendrag är emellertid känsligare för försurning än sjöar, vilket beror på att avrinningen vid högflöden domineras av nederbördsvatten som haft en kort uppehållstid i marken. Särskilt uttalat är detta i fjällområdet där det kan finnas ett tydligt samband mellan pH-värdet i snötäcket och det avrinnande vattnet under vårfloden (Degerman m fl 1992).

Det sura nedfallet påverkar även marken, vilket bland annat leder till att vissa metaller frigörs från markmineralen. För akvatiska organismer utgör aluminium det största problemet. Vid sura förhållanden frigörs aluminium och transporteras ut till ytvattnen i form av oorganiskt aluminium.

Låga pH-värden påverkar fiskens reproduktion. I romkornet finns ett enzym som har till uppgift att bryta ner äggskalet. Vid låga pH-värden inaktiveras enzymet, vilket leder till att rommen inte kläcks. Yngel och vuxen fisk påverkas av en kombination av lågt pH och oorganiskt aluminium. Aluminium kan falla ut på fiskens gälar och skada cellmembranen. Genom att utsöndra slem kan aluminiumhalten på gälarna reduceras, men detta försämrar syreupptagningen. Konsekvensen blir att fisken drabbas av syrebrist, men gälens försämrade funktion leder också till problem med saltbalansen. Om fisken inte avlider som en direkt effekt av försurningen blir konsekvensen ett försämrat allmäntillstånd och en försämrad tillväxt. Detta kan i sin tur leda till en ökad risk för predation, försämrad motståndskraft mot sjukdomar osv. Känsligheten för såväl låga pH-värden som för oorganiskt aluminium skiljer avsevärt mellan olika fiskarter. Lax och mört är känsligast, medan abborre och gädda är tåligare.

Det finns mängder av undersökningar och rapporter som beskriver hur fiskbestånd har påverkats av försurning (Almer m fl 1978, Muniz 1984, Degerman m fl 1986, Henriksen m fl 1989, Bergquist 1991, Bernes 1991, Ahlström m fl 1995, Hesthagen m fl 1999, Sandøy & Langåker 2001, Hesthagen m fl 2011). Den totala omfattningen av fiskskador är emellertid inte känd. Med utgångspunkt i en intervjuundersökning skattade Tammi m fl (2003) att över 10 000 fiskbestånd försvunnit i skandinaviska sjöar till följd av försurningen. Antalet påverkade bestånd skattades till ytterligare drygt 11 000. I Norge som påverkades tidigare av försurningen än Sverige bedömdes 18 laxbestånd vara utslagna och åtta bestånd hotade för 15 år sedan (Sandøy & Langåker 2001). Totalt har försurningen slagit ut eller kraftigt reducerat laxförekomsten i 40-45

norska laxälvar (Hesthagen m fl 2011) och i Sverige har man bedömt att hela 50-75 % av laxproduktionen på västkusten skulle ha försvunnit utan kalkning (Appelberg m fl 1989, Degerman & Schibli 1998).

År 1976 startade en försöksverksamhet med statsbidrag till kalkning av försurade vatten i dåvarande Fiskeristyrelsens regi. Verksamheten permanentades 1982 varvid Statens Naturvårdsverk fick det nationella ansvaret och länsstyrelserna fick ansvar för att leda verksamheten och bevilja statsbidrag. Efter 1 juli 2011 övertogs det nationella ansvaret av den nybildade Havs- och vattenmyndigheten. Totalt har cirka fem miljarder kronor i statliga medel använts till kalkning. Dagens kalkningsverksamhet omfattar drygt 4 000 målområden i sjöar och vattendrag. Målvattendragen utgörs av allt från små bäckar till stora älvar och den sammanlagda längden uppgår till 8 820 km. Öring anges som motiv för närmare 80 % av målvattendragen och är därmed det absolut vanligaste motivet. Motsvarande notering för lax är 8 %.

Den övergripande målsättningen med kalkningen är att pH och oorganiskt aluminium inte vid något tillfälle ska påverka flora och fauna på ett onaturligt sätt. Innan år 2002 tillämpades pH 6,0 som ett generellt mål för alla kalkade vatten. I handboken från 2002 presenterades ett system med tre målnivåer på 5,6, 6,0 respektive 6,3 (Naturvårdsverket 2002). Valet av pH-mål baserades på känsligheten för de arter som naturligt förväntas förekomma (eller förekommit) i vattensystemet. Med utgångspunkt i fiskförekomsten tillämpades pH-mål 6,3 för målområden med lax och pH-mål 6,0 för havsöring, elritsa och mört. Där dessa fiskar saknades skulle pH-mål 5,6 användas. I handboken från 2010 ändrades systemet, vilket innebar att pH-målet 6,3 togs bort och att 6,0 endast används för lax och för mört i sjöar (Naturvårdsverket 2010a). För övriga fiskarter tillämpas pH-målet 5,6. Kalkning till ett lägsta pH på 5,6, eller därunder, kan innebära en ineffektiv avgiftning av oorganiskt aluminium. Om höga halter av oorganiskt aluminium (>50 µg/l) uppmäts i tillrinnande vatten eller inom det kalkade målområdet rekommenderas pH-målet 6,0.

Kalkning av vattendrag görs via uppströms sjöar, på våtmarker eller med kalkdoserare. Det är vanligt att metoderna kombineras för bästa möjliga effekt. Kunskapen att kalka har utvecklats successivt och förbättras fortfarande. Utvecklingen har inneburit att de vattenkemiska resultaten förbättrats samtidigt som kalkförbrukningen minskat. Länsstyrelserna rapporterar årligen den vattenkemiska måluppfyllelsen till Havs- och vattenmyndigheten. Under de senaste åren har måluppfyllelsen uppgått till 75-85 % räknat som längden kalkade målvattendrag.

Kalkningens effekter följs via regionala mätprogram som omfattar vattenkemi och olika biologiska undersökningar. Inom ramen för den regionala kalkuppföljningen insamlas och analyseras årligen cirka 20 000 vattenprover. Dessutom genomförs närmare 1 000 elfisken och bottenfauna undersöks på ungefär 500 lokaler. Även nätprovfisken, provfiske efter flodkräfta, inventering av flodpärlmussla och provtagning av påväxtalger ingår.

Det har inte tidigare genomförts någon riksomfattande utvärdering av kalkningens effekter på fisk i vattendrag, men flera rapporter har visat på generellt goda resultat (ex. Degerman m fl 1990, Degerman & Appelberg 1992, Degerman m fl 1995, Alenäs m fl 1995, Schibli & Ottosson, 1995, Appelberg 1998, Bergquist 2000, Appelberg & Svensson 2001, Åslund & Degerman 2007, Ahlström 2012, Schibli & Stibe 2015). De svenska erfarenheterna av kalkning har sammanfattats i "Liming of Acidified Surface Water – A Swedish Synthesis" (Henrikson & Brodin 1995). Verksamheten har således varit evidensbaserad, dvs. vilat på vetenskapligt utvärderad kunskap. Även från Norge, USA, Skottland och Wales finns positiva erfarenheter av kalkning i form av återetablering av utslagna arter och ökad fisktäthet (Olem 1991, Clayton m fl 1998, Bradley & Ormerod 2002, McClurg m fl 2007, Ormerod & Durance 2009, Hesthagen m fl 2011). Vid en litteraturgenomgång fann Mant m fl (2013) att kalkning generellt gav en ökad artrikedom och en ökad fisktäthet. I Norge har utvärderingar av kalkningsverksamheten i de större laxförande vattendragen visat på en återetablering av utslagna lax- och öringpopulationer och kraftigt ökade individtätheter (Hesthagen & Larsen 2003, Anonymous 2009, Hesthagen m fl 2011).

Denna rapport handlar om kalkningens effekter på fisk i rinnande vatten. Syftet med utvärderingen är att analysera i vilken omfattning kalkningen har påverkat artantal samt reproduktion och täthet av enskilda fiskarter. Syftet är också att analysera pH-värdets betydelse för effekterna på fisk. Genom att koppla elfiskeresultaten till uppmätta pH-värden kan konsekvensen av otillräcklig kalkning och därmed låga pH-värden värderas. Vilka pH-värden som ger förutsättningar för opåverkade fiskbestånd i rinnande vatten diskuteras, liksom om fiskfaunan i kalkade vatten normaliseras.



Öring förekommer i hela landet och påträffas vid nära 90 % av de elfisken som utförs i kalkade vattendrag. Foto: Länsstyrelsen i Västerbottens län.

Material och metoder

Urval av objekt

Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) är nationell datavärd för elfiskedata. Alla provfiskedata lagras i Svenskt ElfiskeRegiSter (SERS) som nås via (www.slu.se/elfiskeregistret). Målsättningen med denna utvärdering var att använda alla relevanta provfiskeresultat. Eftersom utvärderingen fokuserar på förändringar över tiden är det inte lämpligt att använda resultat från lokaler som provfiskats vid enstaka tillfällen eller bara en kortare period. I en första urvalsprocess valdes därför kalkpåverkade lokaler som uppfyllde följande kriterier:

- provfiskats vid minst fem tillfällen
- tidsspänn mellan första och senaste fiske på minst sju år
- första fiskeåret före år 2000
- belägna inom ett målområde för kalkning.

Därefter undantogs lokaler med en medelkalkdos under 3 g/m^3 och lokaler med kända utsättningar av fisk.

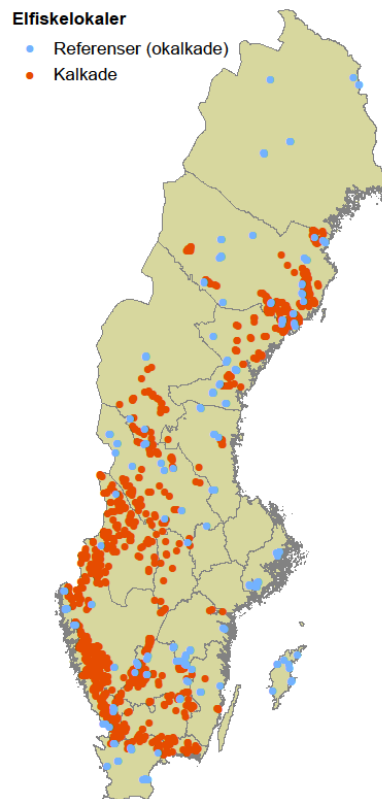
I utvärderingen ingår också jämförelser med okalkade referenser. Dessa utgjordes av trendvattendrag från nationell och regional miljöövervakning. Referenserna utvaldes efter samma kriterier som de kalkade lokalerna (förutom de kalkrelaterade kriterierna). För att utöka antalet medtogs dock även ett antal lokaler ($n=48$) där elfiske påbörjats efter år 2000.

Referenslokalerna klassades i tre kategorier enligt följande kriterier:

- sura (medel-pH <6 , eller lägsta pH $<5,4$)
- neutrala (lågsta-pH $>5,4$ och en medelalkalinitet $<0,5 \text{ mekv/l}$)
- kalkrika (medel-pH $>6,0$ och en medelalkalinitet $>0,5$).

För indelningen användes vattenkemiska data från perioden 1982-2012.

Genom urvalsprocessen har en god geografisk spridning erhållits, dock med fler referenser än kalkade vatten i östra och norra Sverige (Figur 1). I Bilaga 1 finns samtliga lokaler förtecknade och i Bilaga 3 en länsvis redovisning av lokaler och resultat.



Figur 1. Karta över utvalda kalkade lokaler (röda) och referenslokaler (blå).

Kalkspridning och doser

För varje elfiskelokal hämtades uppgifter om kalkmängder och kalkningsmetoder från den nationella kalkdatabasen (www.kalkdatabasen.se). För att koppla elfiskelokalerna till kalkningsdata genomfördes en GIS-analys som innebar att avrinningsområdet till varje elfiskelokal avgränsades med hjälp av nationell höjddata. Metoden finns närmare beskriven i "Avrinningsområdesframtagning för elfiskelokaler", ett PM från Janos Steiner på Länsstyrelsen i Kalmar.

Med avrinningsområdet som grund identifierades all kalkning i respektive avrinningsområde genom ytterligare en GIS-analys, där koordinatsatt kalkningsdata hämtades från den nationella kalkdatabasen. Därefter beräknades årliga kalkdoser i kg/ha som låg till grund för beräkning av volymdoser i g kalk/m³ avrinnande vatten för varje elfiskelokal enligt följande ekvation:

$$\text{Volymdos (g/m}^3\text{)} = K / (\text{Aro} \times \text{Avr} \times 0,315)$$

K= Spridd kalkmängd (kg/år)

Aro= Avrinningsområdets areal (ha)

Avr= Årsmedelavrinningen (l/s/km²)

Årsmedelavrinningen baseras på SMHI:s avrinningskarta för 1961–1990 och sattes till 7, 12 och 18 l/s/km² beroende på det geografiska läget i landet. Lokaler med en genomsnittlig volymdos under 3 g/m³ för åren 1998–2012 bedömdes som inte signifikant kalkpåverkade och ingår inte i analyserna.

Endast de kalkningsmetoder (dvs. sjökalkning, doserarkalkning och våtmarkskalkning) som bidrog med mer än 25 % av den totala kalkmängden under 1998–2012 har medtagits som kalkningsmetod vid analyserna. Den kalkningsmetod som bidrog med den största kalkmängden angavs som dominerande.

Provfiskedata

Totalt ingår elfiskedata från 1029 kalkningspåverkade lokaler (669 vattendrag) och 195 referenslokaler (99 vattendrag) (Figur 1 och Bilaga 1). I flertalet analyser har elfisketillfällena i de kalkade vattendragen grupperats enligt: före kalkning, kalkstartår, 1-4 år efter kalkstart, 5-8 år efter kalkstart, 9-12 år efter kalkstart, 13-16 år efter kalkstart och >16 år efter kalkstart. I tabell 1 redovisas antal vattendrag, antal lokaler respektive antal elfisketillfällen fördelat på kalkperiod och referenser.

Medianåret för första elfisketillfälle var 1989 i kalkade vatten, 1993 i sura referenser, 1994 i neutrala referenser och 1992 i kalkrika referenser. Antalet elfisketillfällen uppgick som medianvärde till 17 för kalkpåverkade lokaler och till 15 på referenslokaler.

Provfiskena har genomförts med traditionell elfiskemetodik där man använder elektrisk ström (likström) för att attrahera och bedöva förekommande fisk inom en radie på 1-2 m så att den kan fångas med håv. Under elfisket vadar man uppströms i vattendraget och fångar den fisk som kommer nära den positiva ringelektroden på elfiskestaven. Elfiske bedrivs enbart på grunda områden (medeldjup <0,7 m) med hårbotten (grus, sten, block), dvs. typiska habitat för öring. I mindre vattendrag (max 15 m breda) omfattar elfisket i regel hela vattendragsbredden, men i större vattendrag omfattar elfisket ofta en del av vattenfåran (en sidofåra eller bara en av strandzonerna). Eftersom fisken bara blir bedövad av elströmmen kan den återutsättas levande och oskadd när undersökningen slutförts.

Tabell 1. Antalet ingående vattendrag, lokaler och elfisketillfällen för referenser och kalkade vatten (under strecket). De senare har fördelats på olika perioder i förhållande till kalkstart, dvs. det år då kalkning påbörjades. Totalt ingår 1 029 kalkade lokaler (669 vattendrag) och 195 referenslokaler (99 vattendrag). Det totala antalet elfisketillfällen var 17 492.

Kalkperiod & referens	Antal vattendrag	Antal lokaler	Antal elfisketillfällen
Referens sur	32	57	881
Referens neutral	52	103	1355
Referens kalkrik	15	35	539
Före	197	300	725
Kalkstart	163	256	261
1-4 år efter kalkstart	325	553	1417
5-8 år efter kalkstart	375	685	1762
9-12 år efter kalkstart	430	779	1998
13-16 år efter kalkstart	496	867	2323
>16 år efter kalkstart	517	900	6231

Elfiskena på de utvalda lokalerna har i de flesta fall genomförts under perioden augusti–september. Antalet undersökningslokaler i varje vattendrag varierar från en lokal upp till fler än tio lokaler. I de flesta fall har elfisket genomförts med en standardiserad metodik omfattande 2-3 utfiskningar och följt svensk och europeisk standard (SS-EN 14011: 2006). Metodiken beskrivs också närmare i undersökningstypen – Elfiske i rinnande vatten (Naturvårdsverket 2010b). Metodiken har varit väl beskriven och standardiserad även tidigare, undersökningstypen har uppdaterats sedan första version år 2002 och metodiken beskrevs av Degerman & Sers (1999) och senast av Bergquist m fl (2014). Man skiljer på kvalitativt och kvantitativt elfiske, dvs. om avfisket sker en eller flera gånger. Vanligtvis genomförs standardiserade kvantitativa elfisken med tre utfiskningsomgångar (Naturvårdsverket 2010b). Vid kvalitativa elfisken omfattar elfisket bara en utfiskningsomgång. I dessa fall brukar cirka 50 % av fisken undgå att fångas.

Tätheten (antal per ytenhet) av förekommande fiskarter och för två storleksklasser hos laxfisk (årsungar och äldre fiskar) har i de flesta fall beräknats med Zippin-metoden (Zippin 1956, 1958). Vid beräkningarna har specifika lösningar för två eller tre utfiskningsomgångar använts (Bohlin 1984, Higgins 1985, Bohlin m fl 1989). Där det inte har varit möjligt att beräkna

tätheten med Zippin-metoden har tätheten istället beräknats med hjälp av genomsnittliga artspecifika värden för fångsteffektiviteten (så kallade p-värden) hämtade från SERS (elfiskeregistret) (Bergquist m fl 2014). Antalet fiskar per ytenhet uttrycks som beräknat antal per 100 m² avfiskad yta.

För elfiske krävs speciell utrustning och utbildning samt tillstånd från länsstyrelsen och Djurförsöksetiska nämnden (Bergquist m fl 2014). Det senare beror på att elfiske i Sverige (och Irland) räknas som djurförsök. Dessutom måste fiskerättsägaren ge sitt medgivande. För att få tillstånd att bedriva fiske med elektrisk ström kräver länsstyrelsen bland annat att resultatet rapporteras till SERS.

I samband med elfisket registreras ett flertal omgivningsparametrar på standardiserade fältprotokoll. Dessa parametrar används i några av analyserna och beskrivs närmare i Bilaga 2. Vid några analyser har vi också tagit hänsyn till om den undersökta öringpopulationen är vandrande (till sjö eller hav) eller inte vandrande. Detta eftersom vandrande populationer generellt har högre tätheter av öringungar. Indelningen följer SERS och innebär att populationerna klassas som strömlevande, insjövandrande respektive havsvandrande.

Vattenkemiska data

För 400 elfiskelokaler inhämtades vattenkemiska data. Av dessa var 300 lokaler kalkade och 100 lokaler okalkade referenser. Vattenkemidata erhöles från länsstyrelserna.

Kopplingen mellan elfiskelokal och vattenkemistation gjordes manuellt med hjälp av GIS-skikt för elfiskelokaler och vattenkemistationer. För att koppla en vattenkemistation till en elfiskelokal gjordes en bedömning att vattenkvaliteten var likvärdig på lokalerna. I praktiken förutsatte detta att lokalerna var närliggande samt att inget betydande tillflöde tillkom mellan lokalerna. För att erhålla ett tillräckligt bra dataunderlag valdes lokaler med minst två vattenprov per år för perioden 0-3, 4-8 respektive mer än 8 år efter kalkstart.

Ungefär hälften av de kalkade elfiskelokalerna föll bort med ovan angivna kriterier, och skillnaderna var betydande mellan länen. Framförallt saknades kemidata för närmaste perioden efter kalkstart, men i många fall även för andra perioden (4-8 år efter kalkstart). Provtagningsfrekvensen har generellt ökat inom den kemiska kalkeffektuppföljningen, med betydligt fler prover under de senaste 10-15 åren.

Tidsperioden som de vattenkemiska data omfattar varierar från vattendrag till vattendrag, från bara några år i vissa vatten upp till 30 år för de med längst uppföljning. Från de kalkade vattendragen finns vattenkemiska data i varierande omfattning för hela undersökningsperioden 1982–2012 och från referensvattendragen för 1991 till 2012. Totalt fanns resultat från 96 413 vattenprov som underlag till denna utvärdering.

Sammanställningen omfattar pH, alkalinitet och konduktivitet. Vattenproverna har analyserats enligt svensk standard (SS-EN). Då standarden för de olika variablerna har ändrats flera gånger under undersökningsperioden redovisas inte vilken standardmetod som har använts för varje variabel under olika tidsperioder.

Databearbetning, beräkningar och analyser

De mått på fiskfaunan som använts i analyserna är artantal, beräknad täthet, reproduktion och förekomstfrekvens. Artantal är antalet arter fångade vid ett elfisketillfälle, dvs. bara stickprovets arter, inte alla arter som kan finnas i vattendraget. Beräknad täthet är den skattade mängden av individer per 100 m². Reproduktion definieras som förekomst av årsungar, d v s sådana som utifrån sin längd bedömts ha fötts under året då elfiske utfördes. Frekvensen elfisketillfällen med reproduktion uttrycks oftast som andel med reproduktion av arten av det totala antalet elfisketillfällen där arten fångats. På motsvarande sätt har förekomst av en art uttryckts som andel elfisketillfällen där en art fångats, vilket då kan anta värden från 0 till 100 %.

För att kunna bearbeta abundansdata (beräknad täthet av fisk per ytenhet) med parametriska statistiska analysmetoder måste de transformeras (omformas) så att de bättre följer en normalfördelning samtidigt som variansen minskar. De transformerade datavärdena erhöles genom:

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

Genom att EU:s ramdirektiv för vatten (2000/60/EG) har införlivats i svensk lagstiftning (Vattenförvaltningsförordningen SFS 2004:660) ska vattendragens ekologiska status bestämmas. Statusen klassificeras utgående från biologiska kvalitetsfaktorer som bottenlevande djur, fisk och kiselalger. För att bedöma statusen utifrån elfiskeresultat har ett VattendragsIndex (VIX) tagits fram (Beier m fl 2007). Vid bedömningen av fiskfaunans ekologiska status beräknas en ekologisk kvalitetskvot (indexet VIX) utgående från sex indikatorer på fiskfaunans avvikelse från referensvärden (Beier m fl 2007). Indexet omfattar följande samhällsindikatorer: individtäthet av öring och lax, andel toleranta individer, andel lithofila (hårdbottenlevande) individer, andel toleranta arter, andel intoleranta arter och andel laxfiskar med reproduktion. Med toleranta individer och arter avses tålighet mot övergödning och hydrologisk påverkan.

Beroende av storleken på det totala VIX-värdet bedöms den ekologiska statusen vara hög, god, måttlig, otillfredsställande eller dålig i enlighet med Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Indexet baseras på att man jämför provfiskeresultatet med ett förväntat resultat i ett vatten som har hög/god ekologisk status. Ju mindre provfisket avviker från det förväntade resultatet desto bättre status har vattnet. En hög status indikerar ett opåverkat vatten. Denna sannolikhet antar värden mellan 0 och 1. Är värdet 1 är sannolikheten 1

(=100 %) att lokalen har hög/god status. Vid en sannolikhet på VIX under 0,467 är det inte troligt att lokalen har hög/god status.

Resultaten redovisas dels som en **gruppvís analys**, där lokaler grupperas samman, i regel utgående från tid relativt första kalkningsår (kalkperiod). Denna typ av analys kan vara behäftad med skevheter eftersom samma lokaler inte alltid återfinns i de olika grupperna (åren) efter kalkning.

Redovisningen sker också mer detaljerat genom att resultaten efter påbörjad kalkning från varje lokal jämförs med perioden före kalkning från samma lokal, eller genom att värdena från de olika lokalerna jämförs genom att beakta skillnader i förutsättningar, så kallad **lokalbaserad analys**. En förutsättning för en jämförelse av resultatet före kalkning med efter är förstås att sådana elfiskedata finns tillgängliga. Som framgår av Tabell 1 fanns data såväl före som efter kalkstart från 300 kalkade lokaler.

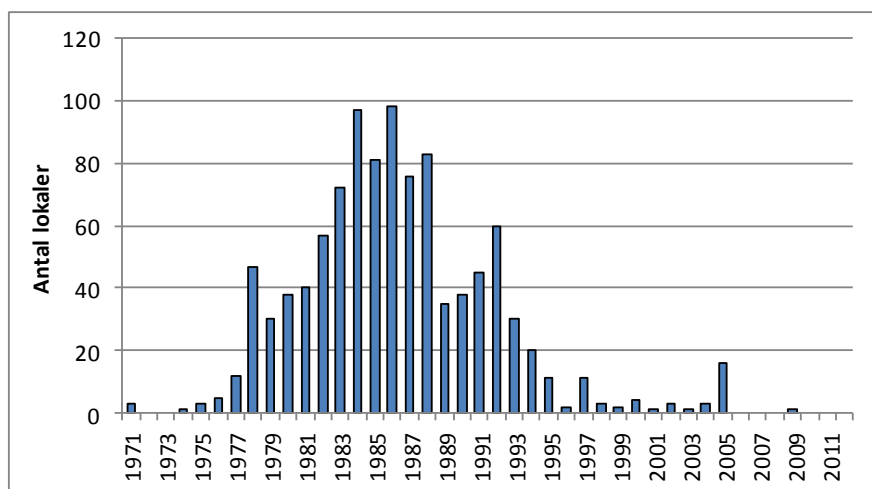
För att studera effekten av lägsta uppmätta pH på fisk har vi valt ut vattendrag med vattenkemisk uppföljning där minst fyra vattenprov har tagits per år. Detta för att öka sannolikheten att få med sura perioder. I enlighet med de tidigare och nu gällande pH-målen för kalkning (Naturvårdsverket 2010a) har vatten klassats som sådana med lägsta pH <5,6, 5,6-5,9, 6,0-6,2 samt >6,2. Med lägsta uppmätta pH avses det lägsta noterade pH-värdet före elfisketillfället samma år. Det innebär att lägre pH efter elfisketillfället samma år inte beaktats.

Jämförelse av grupperade material har skett med variansanalys (Anova) om datamaterialet uppfyllt krav på fördelning och likartade varianser. Annars har icke-parametriska metoder använts. Mann Whitney U-test för jämförelse av två grupper och Kruskal-Wallis för flera. För att hitta brytpunkter för vilket pH som påverkar fisk har vi använt logistisk regression i något fall. Det skapar en sigmoid sannolikhetskurva som inte är att jämföra med en linjär regression.

Beskrivning av elfiskelokaler och genomförda kalkningar

För huvuddelen av de undersökta lokalerna påbörjades kalkningen på 1980-talet, men spännvidden var från 1971 till 2009 (Figur 2). Medelstartåret för kalkning var 1986. Detta medelvärde användes i några analyser för jämförelse med referensvattendragen.

Sjökalkning och våtmarkskalkning var de kalkningsmetoder som dominerade (Tabell 2). Sjökalkning var dominerande metod på 43,8 % av elfiskelokalerna. Motsvarande värde för våtmarkskalkningar var 40,4 % och för doserar-kalkningar 15,8 %. Uppströms elfiskelokalerna dominerade sjökalkning vid de kalkningar som påbörjades fram till år 1985. Därefter var våtmarkskalkning den dominerande metoden för de som startade fram till år 2000 (Tabell 3).



Figur 2. Första kalkningsår på de 1029 undersökta elfiskelokalerna där kalkning skett uppströms.

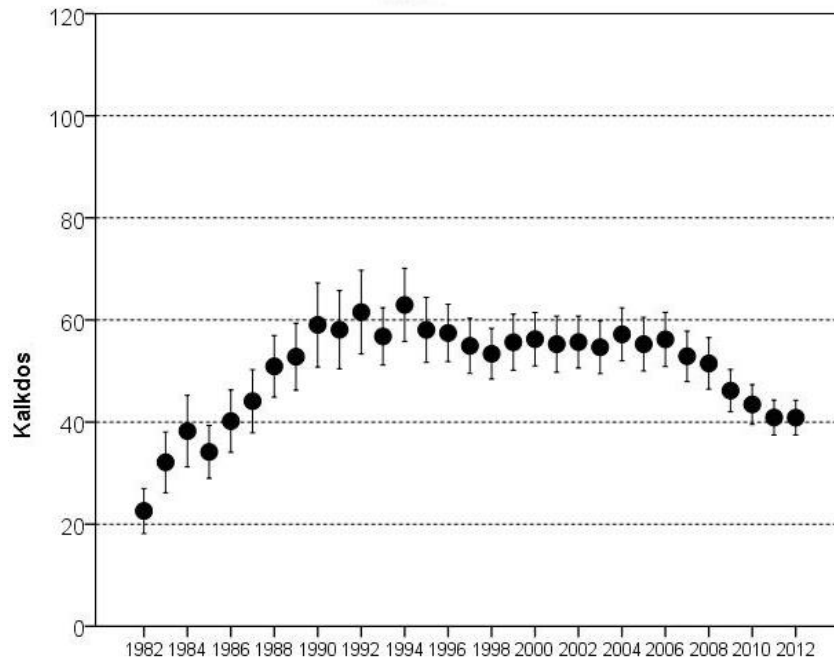
Tabell 2. Antal kalkade elfiskelokaler och den dominerande kalkningsmetoden uppströms lokalerna sedan kalkstart. Dominerande kalkningsmetod (avseende kalkmängd) står först i varje kombination.

Kalkningsmetod	Lokaler	Andel (%)
Doserare	105	10,2
Doserare/Sjö	28	2,7
Doserare/Våtmark	30	2,9
Sjö	311	30,2
Sjö/Doserare	38	3,7
Sjö/Våtmark	84	8,2
Sjö/Våtmark/Doserare	18	1,7
Våtmark	299	29,1
Våtmark/Doserare	32	3,1
Våtmark/Sjö	84	8,2
Totalt	1029	100

Tabell 3. Andel (%) elfiskelokaler uppdelade på dominerande kalkningsmetod och tidsperiod för när kalkningarna påbörjades.

Kalkstart Tidsperiod	Dominerande kalkmetod		
	Doserare	Sjö	Våtmark
1971-1980	10,1%	76,3%	13,7%
1981-1985	15,3%	61,4%	23,3%
1986-1990	14,5%	30,3%	55,2%
1991-1995	23,5%	15,1%	61,4%
1996-2000	18,2%	22,7%	59,1%
2001-2009	15,8%	43,8%	40,3%

Kalkdosen ökade under 1980- talet för att plana ut under 1990-talet och sedan avta från mitten av 2000-talet (Figur 3). Till del berodde förändringarna på att olika kalkningsmetoder dominerade olika perioder (Tabell 3), där våtmarkskalkning generellt utförts med högre kalkdoser.



Figur 3. Kalkdoser (kg kalkstensmjöl per ha och år) i vattendragen vid de kalkade elfiskelokalerna som medelvärde (och 95 % konfidensintervall) perioden 1982-2012.

Antalet referenslokaler var betydligt lägre än antalet kalkade lokaler och spridningen över landet avvek något (Figur 1 och Bilaga 3). Medianstorleken på avrinningsområdet skilde sig mellan kalkade lokaler och referenser och var 2 675 ha för referenser och 2 983 ha för kalkade lokaler (Mann-Whitney U-test, $p < 0,001$). Frånsett en skillnad i läge i landet (och därmed i medelklimat) samt storlek på avrinningsområdet var det inga statistiskt signifikanta skillnader mellan referenslokaler och kalkade lokaler (Tabell 4). Lokalerna var lika breda och djupa, hade likartat dominerande substrat, lutade lika mycket och klassades lika värdefulla för öring (lokalvärde, se Bilaga 2). Trots skillnader i läge i landet var det heller ingen signifikant skillnad i andel lokaler som låg över högsta kustlinjen.

Tabell 4. Medelvärde för ett antal omgivningskaraktistika samt lokalernas läge för kalkade (1029 lokaler) och referenser (195 lokaler). Skillnaderna har analyserats med variansanalys (Anova). Statistiskt signifikanta skillnader ($p < 0,05$) är markerade med fetstil.

Omgivningsfaktor	Lokaler	Medel	Std. Dev.	Minimum	Maximum	p
Latitud (Rt90)	Referenser	670442	35892	617689	753778	0,009
	Kalkade	663938	31217	622520	724160	
Longitud (Rt90)	Referenser	150918	14258	123925	182541	0,001
	Kalkade	143465	14802	124723	175226	
Årsmedeltemperatur (°C)	Referenser	4,50	2,50	-2,00	8,0	0,024
	Kalkade	4,88	2,05	0,00	8,0	
Altitud (m.ö.h.)	Referenser	172	161	1,0	707	0,243
	Kalkade	159	137	2,0	779	
Bredd (m)	Referenser	6,17	6,39	0,78	50,0	0,402
	Kalkade	5,84	4,82	0,53	50,0	
Medeldjup (m)	Referenser	0,23	0,08	0,09	0,48	0,306
	Kalkade	0,22	0,07	0,07	0,50	
Lokalvärde (0-1-2)	Referenser	1,54	0,46	0,06	2,0	0,658
	Kalkade	1,55	0,40	0,00	2,0	
Dominerade substrat (Klassad 0-1-2-3-4-5)	Referenser	4,01	0,84	1,17	6,0	0,993
	Kalkade	4,01	0,78	1,19	6,0	
Vattenhastighet (1-2-3)	Referenser	2,17	0,39	1,19	3,0	0,182
	Kalkade	2,13	0,32	1,11	3,0	
Minsta avstånd till sjö (km)	Referenser	3,21	3,12	,10	10,0	0,751
	Kalkade	3,13	3,26	,10	10,0	
Högsta kustlinje över (%)	Referenser	50,0	50,0	0,0	100,0	0,177
	Kalkade	55,0	50,0	0,0	100,0	
Lutning (%)	Referenser	1,33	1,42	,07	10,0	0,282
	Kalkade	1,45	1,46	,05	10,0	

Fångade arter

På de undersökta lokalerna fångades totalt 38 fiskarter, två hybrider (tigeröring: bäckröding/öring, laxing: lax/öring), två kräftarter och sex grupper av obestämda arter (kräfta, nejonögon, laxfisk, mörtfisk, simpör, spigg) (Tabell 5). Den vanligaste arten var öring som förekom vid 89,8 % av alla elfisketillfällen. Andra arter med en förekomst på över 20 % var elritsa och stensimpa. Andelen elfisketillfällen utan fångst av någon art var 4,4 %.

Vissa av arterna fördelade sig ojämnt över landet. Om man delar in landet i fyra regioner framgick att ett antal arter var sydliga i sin utbredning, t ex mört, benlöja och ål. Den senare förekom framför allt på västkusten (Tabell 6). Stensimpa var ovanlig på västkusten, liksom även amerikansk bäckröding. Harr förekom i princip bara i Norrland, undantaget enstaka förekomster i Värmland. Ett antal arter var relativt jämnt fördelade, t ex öring, bäcknejonöga, elritsa, gädda.

Tabell 5. Förekomst av olika arter och taxa vid samtliga 17 492 elfisketillfällen som ingår i denna rapport, både kalkade och okalkade lokaler.

Art	Frekvens (%)	Antal tillfällen	Anmärkning	Art	Frekvens (%)	Antal tillfällen	Anmärkning
Abborre	6,3	1108		Lax*öring	0,4	69	Hybrid
Benlöja	0,6	112		Mal	0,00005	1	Rödlistad
Björkna	0,0002	5		Mört	6,0	1053	
Braxen	0,1	22		Mörtfisk	0,0003	7	Obestämd art
Bergsimpa	5,5	958		Nejonöga	3,7	639	Obestämd art
Bäckröding	2,1	374		Regnbåge	0,1	16	
Tigeröring	0,0002	3	Hybrid	Ruda	0,0002	4	
Bäcknejonöga	10,9	1907		Röding	0,0003	6	Rödlistad
Elritsa	33,3	5823		Sandkrypare	0,2	31	
Flodkräfta	3,0	530	Rödlistad	Sarv	0,0004	8	
Flodnejonöga	0,3	111		Signalkräfta	6,3	1096	
Färna	0,2	30		Sik	0,0002	5	
Gädda	15,9	2788		Siklöja	0,0001	3	
Gers	0,3	59		Simpa	0,5	94	Obestämd art
Groplöja	0,00005	1		Småspigg	0,2	46	
Gös	0,0001	3		Spigg	0,2	39	Obestämd art
Harr	3,2	560		Storspigg	0,4	79	
Havsnejonöga	0,1	10	Rödlistad	Stensimpa	24,1	4219	
Hornsimpa	0,00005	1		Stäm	0,2	28	
Id	0,1	24		Skrubba	0,5	87	
Kräfta	0,2	45	Obestämd art	Sutare	0,1	25	
Lake	15,1	2646	Rödlistad	Vimma	0,00005	1	Rödlistad
Lax	13,9	2427		Ål	12,4	2170	Rödlistad
Salmo sp	0,0001	3	Obestämd art	Öring	89,8	15715	

Tabell 6. Andel (%) elfisketillfällen i respektive område där olika arter fångats sammantaget för alla ingående elfisketillfällen (västkusten = Hallands, Västra Götalands, Värmlands län; ostkusten = övriga län i södra Sverige till och med Uppland; södra Norrland = Gävleborg, Dalarna, Västernorrland och Jämtlands län; norra Norrland = Västerbotten och Norrbotten).

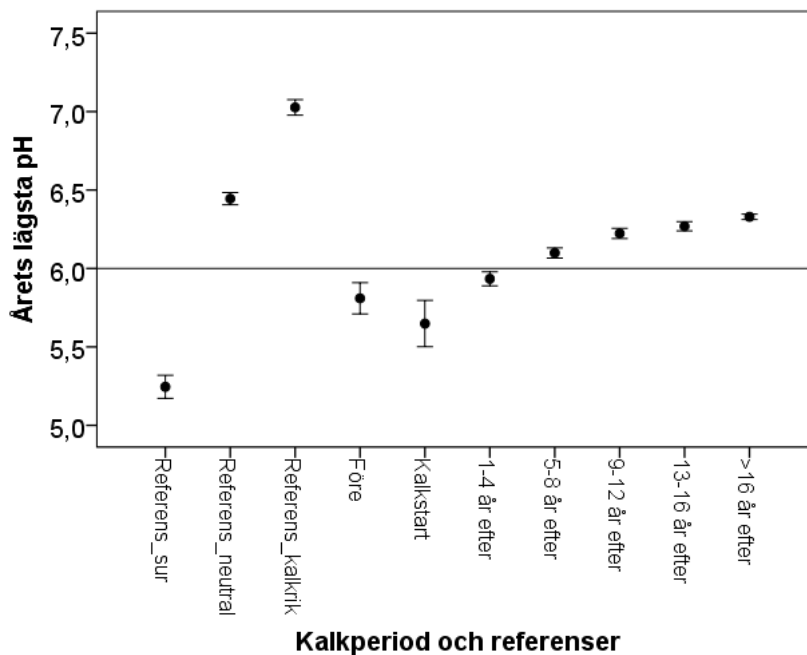
	Ostkusten	Västkusten	S. Norrland	N. Norrland
Abborre	15,9	5,1	2,1	3,2
Benlöja	2,4	0,2	0,1	0,3
Bergsimpa	10,6	2,1	15,4	1,7
Am. Bäckröding	2,6	0,1	6,9	1,3
Bäcknejonöga	9,3	9,7	12,9	12,8
Elritsa	31,5	46,6	22,0	23,5
Gädda	25,3	17,0	9,2	10,0
Harr	0,0	0,2	3,9	10,0
Lake	27,4	7,2	15,1	17,1
Lax	0,6	28,6	0,6	10,7
Mört	13,1	6,0	1,9	2,8
Stensimpa	11,1	3,5	41,7	51,7
Ål	5,4	29,2	0,0	0,0
Öring	87,3	92,1	95,8	85,6

Resultat

Vattenkemiska effekter av kalkning

Syftet med denna rapport är inte att redovisa vattenkemiska effekter av kalkning utan effekterna av lägsta uppmätta pH och kalkningens varaktighet på fiskfaunan. Nedan presenteras dock ett antal resultat för att visa vattenkemins omfattning, variation och förändring. För de kalkade vatten fanns vattenkemiska resultat från totalt 48 790 enskilda vattenprov. Medianvärdena var: pH 6,7, alkalinitet 0,16 mekv/l, konduktivitet 6,1 mS/m och färgtal 125 mg Pt/l.

Lägsta uppmätta pH ökade generellt efter påbörjad kalkning och medelvärdet översteg signifikant 6,0 efter 5-8 års kalkning (Figur 4). Medelvärdena för pH, alkalinitet och konduktivitet var signifikant högre i kalkade vatten efter kalkning än före (Tabell 7). Noterbart var det låga medelvärdet för lägsta uppmätta pH i sura referenser.

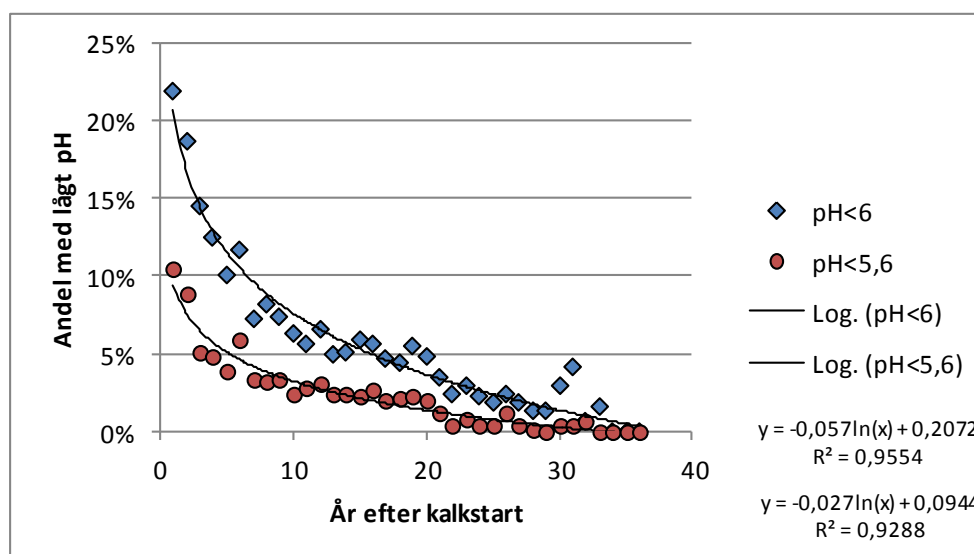


Figur 4. Medelvärde av lägsta uppmätta pH (med 95%-konfidensintervall) per lokal och år för undersökta lokaler i referenser och i kalkade vatten över tid. Helt horisontell linje visar pH 6,0. Medelvärden vars 95 % konfidensintervall (de lodräta strecken) inte överlappar varandra var signifikant skilda.

Tabell 7. Medelvärde av pH, alkalinitet (mekv/l) och konduktivitet (mS/m) åren före kalkstart (inkl. kalkstartåret), de följande 1-9 åren efter kalkstart, och perioden minst 10 år efter kalkstart. Skillnaderna var statistiskt signifikanta mellan samtliga tre grupper vad gäller pH och alkalinitet (Anova, $p < 0,001$). För konduktivitet var det endast gruppen före kalkstart som signifikant skilde sig från de övriga (Anova, $p < 0,001$). Endast lokaler där minst 10 vattenprov tagits före kalkning ingår.

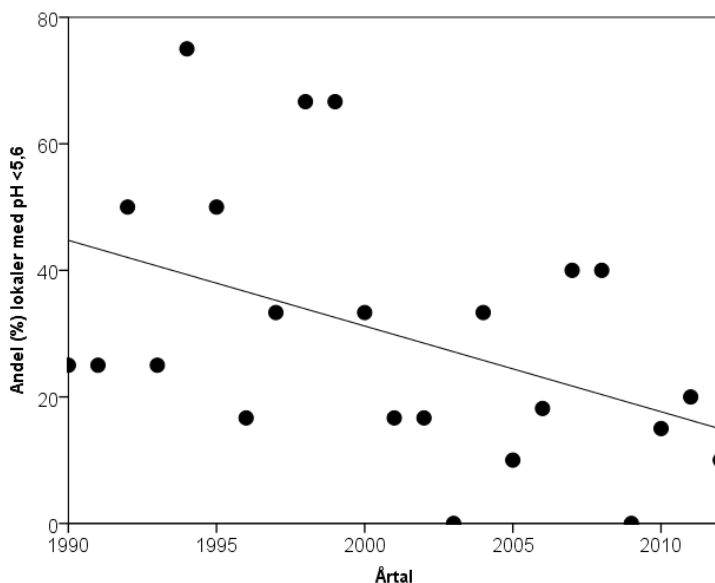
Parameter	Tidsperiod	n	Medel	S.D.	95%-konf.intervall	
					Lägre	Övre
pH	Före kalkstart	5295	6,14	0,7	6,12	6,16
	1-9 år efter	24892	6,51	0,5	6,5	6,52
	≥ 10 år efter	51444	6,7	0,4	6,69	6,7
Alkalinitet	Före kalkstart	4767	0,099	0,114	0,095	0,102
	1-9 år efter	24446	0,154	0,124	0,152	0,156
	≥ 10 år efter	51219	0,159	0,103	0,158	0,16
Konduktivitet	Före kalkstart	1949	5,84	3,3	5,7	5,99
	1-9 år efter	14755	6,18	3,41	6,12	6,23
	≥ 10 år efter	37018	6,01	2,89	5,98	6,04

Vid de kalkade elfiskelokalerna minskade andelen mättillfällen med pH-värden under såväl 5,6 som 6,0 med tiden efter påbörjad kalkning (Figur 5). Efter 20 års kalkning uppmättes nästan inga värden under 5,6 medan värden under 6,0 uppgick till enstaka procent. Detta torde främst bero på kalkningarna gradvis effektiviserades och därmed allt bättre förmådde motverka låga pH-värden.



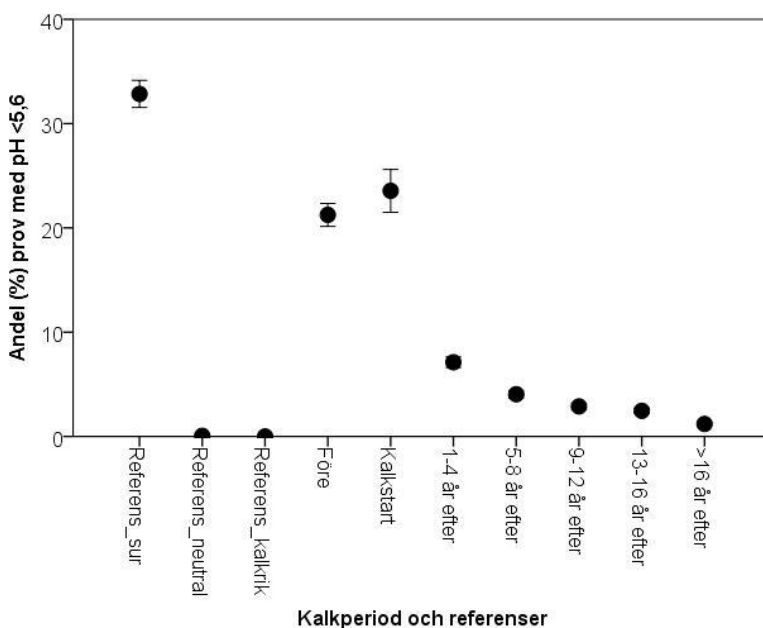
Figur 5. Andel mättillfällen som pH <6,0 respektive <5,6 registrerades i relation till år efter kalkstart i kalkade vatten. Linjen är en logaritmisk anpassning.

Även i de sura referenserna minskade andelen mättillfällen med låga pH-värden (<5,6) under tidsperioden 1990–2012 (Figur 6). Detta visar att förbättringen i de kalkade vattnen till viss del även torde bero på minskad försurningspåverkan.



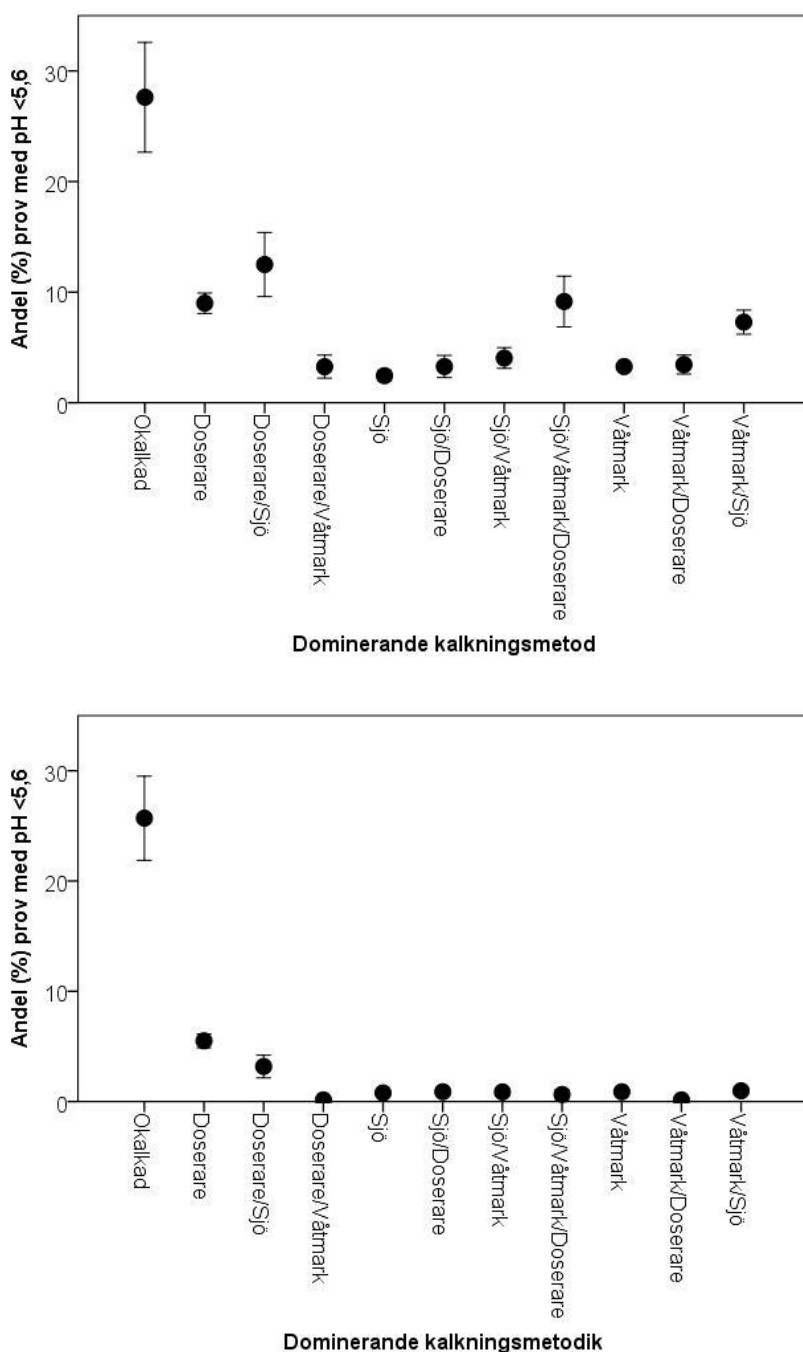
Figur 6. Andel sura referenslokaler med registrerade pH-värden <5,6 under perioden 1990-2012. Utvalt enbart lokaler som provtagits hela perioden och bara år då minst fyra vattenprov insamlats. Antalet ingående värden (lokaler) de olika åren var 4 till 20. Linjär regression, $F=5,1$, $p=0,037$.

pH-värden under 5,6 minskade över tid i kalkade vatten (Figur 5), och till nivåer strax över neutrala referenser (Figur 7). Det skall då noteras att neutrala referenser definierats så att lägsta pH var över 5,4. Faktorer som vid kalkade lokaler var korrelerade till episoder med pH-värden under 5,6 var i ordning; kort tid efter påbörjad kalkning, högt färgtal, små avrinningsområden, långt till uppströmssjöar och låg kalkdos (Logistisk regression, Nagelkerke $r^2=0,10$, $\chi^2=1558$, $p<0,001$).



Figur 7. Andel (%) mättilfällen (samt 95 % konfidensintervall) med pH-värden lägre än 5,6 i referenser och i kalkade vatten över tid.

I vattendrag som dominerades av doserarkalkning noterades en högre andel tillfällen med pH under 5,6. (Figur 8a). Efter elva års kalkning minskade antalet uppmätta pH-värden under 5,6 för samtliga kalkningsmetoder och metodkombinationer, men mönstret med ett något sämre utfall för kalk-doserare kvarstod förutom i kombination med våtmarkskalkning (Figur 8b).



Figur 8 a, b. Andelen (%) mättillfällen (samt 95 % konfidensintervall) med pH-värden under 5,6 vid kalkade lokaler. Övre figuren avser 1-11 år efter kalkstart, nedre figuren mer än 11 år efter kalkstart. Där flera kalkningsmetoder anges har den dominerande metoden angivits först. Med okalkade lokaler avses andel mättillfällen vid sura referenslokaler samt vid kalkade lokaler från perioden före kalkning.



En doserare anpassar utmatningen av kalk efter flödet i vattendraget.
Foto: Mats Norberg.

Effekter av lägsta uppmätta pH på fisk

Reproduktion av öring i relation till lägsta pH

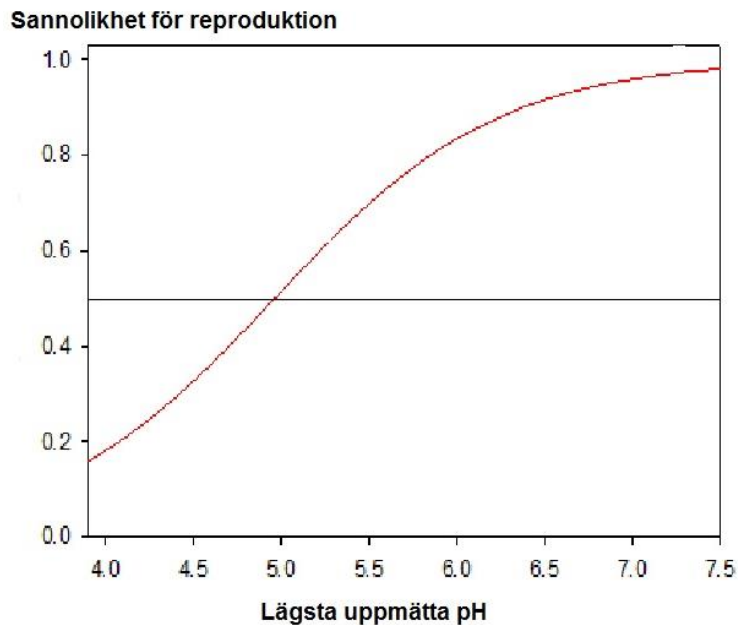
Med reproduktion avses att årsungar av öring (öring 0+) påträffats vid elfisketillfället. Förekomsten av årsungar har jämförts med lägsta uppmätta pH-värde under samma år och före elfisketillfället. För att i någon mån undvika att få med lokaler där provtagningen varit så gles att eventuella låga pH kan ha missats, tog vi bara med resultat från tillfällena då minst fyra vattenprov tagits under året.

För att prediktera hur reproduktion av öring påverkades av lägsta pH gjordes en logistisk regression på lokaler med data både före och efter kalkstart. Vi valde att begränsa materialet på detta sätt för att säkert isolera effekten av lägsta pH. Initialt var lokalens lägsta uppmätta pH, x-koordinat, y-koordinat, medelvattenföring, andel sjö och lokalbredd med i modellen, men endast andel sjö var statistiskt signifikant. Genom att inkludera andra omgivningsuppgifter än enbart lägsta uppmätta pH så kan modellen förfinas då sannolikheten att öringreproduktion skall förekomma beräknas med hänsyn även till andelen sjö i avrinningsområdet. Lägsta uppmätta pH under elfiskeåret bidrog signifikant till förklaring av vilka lokaler som uppvisade reproduktion (Figur 9; Tabell 8).

Tabell 8. Resultat från logistisk modell för förekomst av årsungar av öring (n=46 lokaler). Analys av Maximum Likelihood Estimat. För hela modellen gäller: Likelihood ratio $\chi^2=8,42$, $p=0,015$, $df=3$.

Parameter	DF	Estimat	Standard Error	Wald Chi-Square	Pr > ChiSq
Intercept	1	-4,732	3,206	2,177	0,14
Lägsta pH	1	1,563	0,757	4,263	0,039
Andel sjö	1	-1,466	0,681	4,628	0,032

Sannolikheten att det skulle förekomma årsungar av öring var 0,531 vid ett lägsta pH på 5,2, 0,715 vid ett lägsta pH på 5,6 och 0,836 vid ett lägsta på pH 6,0. Således var det sannolikt att reproduktion skulle förekomma vid ett pH på cirka 5,2 (sannolikhet 0,5 = 50 %). Som framgår av figur 9 planade sannolikheten för reproduktion ut vid pH-värden över 6,5.

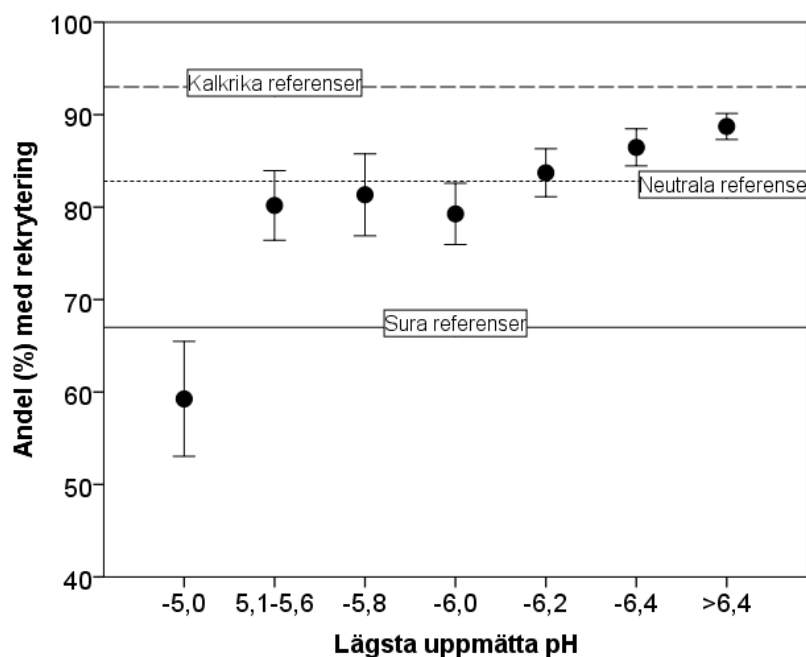


Figur 9. Figuren ovan visar sannolikheter för förekomst av årsungar av öring gentemot lägsta pH. Kurvan förväntas vara sigmoid, idealt med en brant övergång mellan låg och hög sannolikhet. Föreliggande analys ger ingen sådan tydlig gräns. Strecket i figuren markerar en sannolikhet på 0,5, dvs. en sannolikhet på 50 %. Sannolikheten för förekomst av årsungar var 0,715 vid ett lägsta pH på 5,6, 0,836 vid pH 6,0 och 0,875 vid pH 6,2.



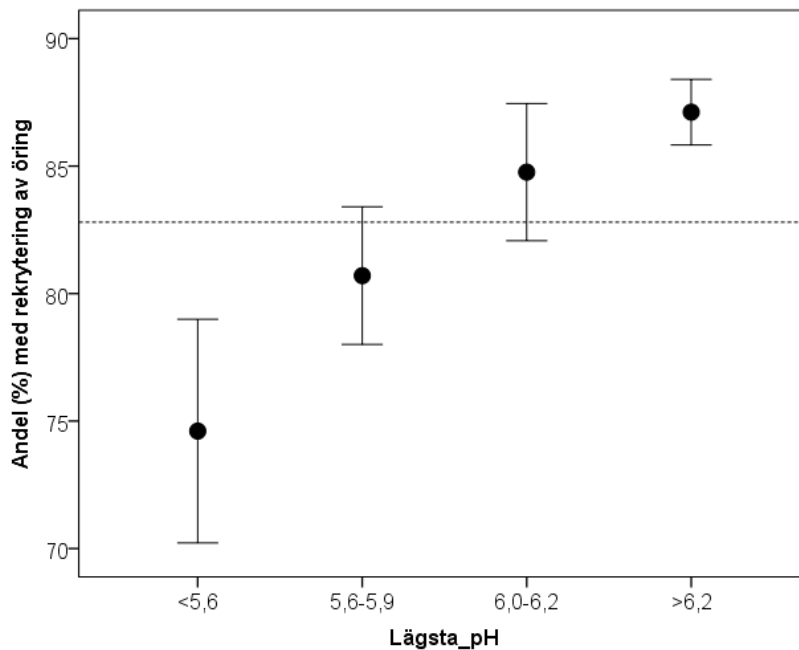
Elfiske i Ätran. David längst fram fångar fisken med elfiskestav och håv, medan Jakob bakom samlar upp fångad fisk i hinken. Foto: Erik Degerman.

Analyserna ovan visar enbart sannolikhet att påträffa minst en ung öring (årsunge, öring 0+). Detta är inte samma sak som att reproduktionen var normal, dvs. som den skulle vara i ett neutralt vatten. Vi har även analyserat vilket lägsta pH som krävs för att uppnå en förväntad reproduktion om vattendraget varit i paritet med neutrala referenser. I dessa referenser förekom reproduktion av öring vid i medeltal 82,8 % av elfisketillfällena (95 % konfidensintervall 80,8-84,8%). I det samlade materialet från kalkade vatten (både före och efter kalkstart) krävdes ett lägsta uppmätt pH under året på över 6,0 för att nå medelvärdet för neutrala referenser (Figur 10). Variationen var dock stor beroende på få ingående värden med låga pH.



Figur 10. Andel elfisketillfällen med förekomst av öring som uppvisade reproduktion av öring (samt 95 % konfidensintervall) i relation till lägsta uppmätta pH under året på lokalen. Elfisketillfällena härrör från kalkade lokaler både före och efter kalkstart. I figuren är även inlagt medelvärdet för sura, neutrala och kalkrika referenser.

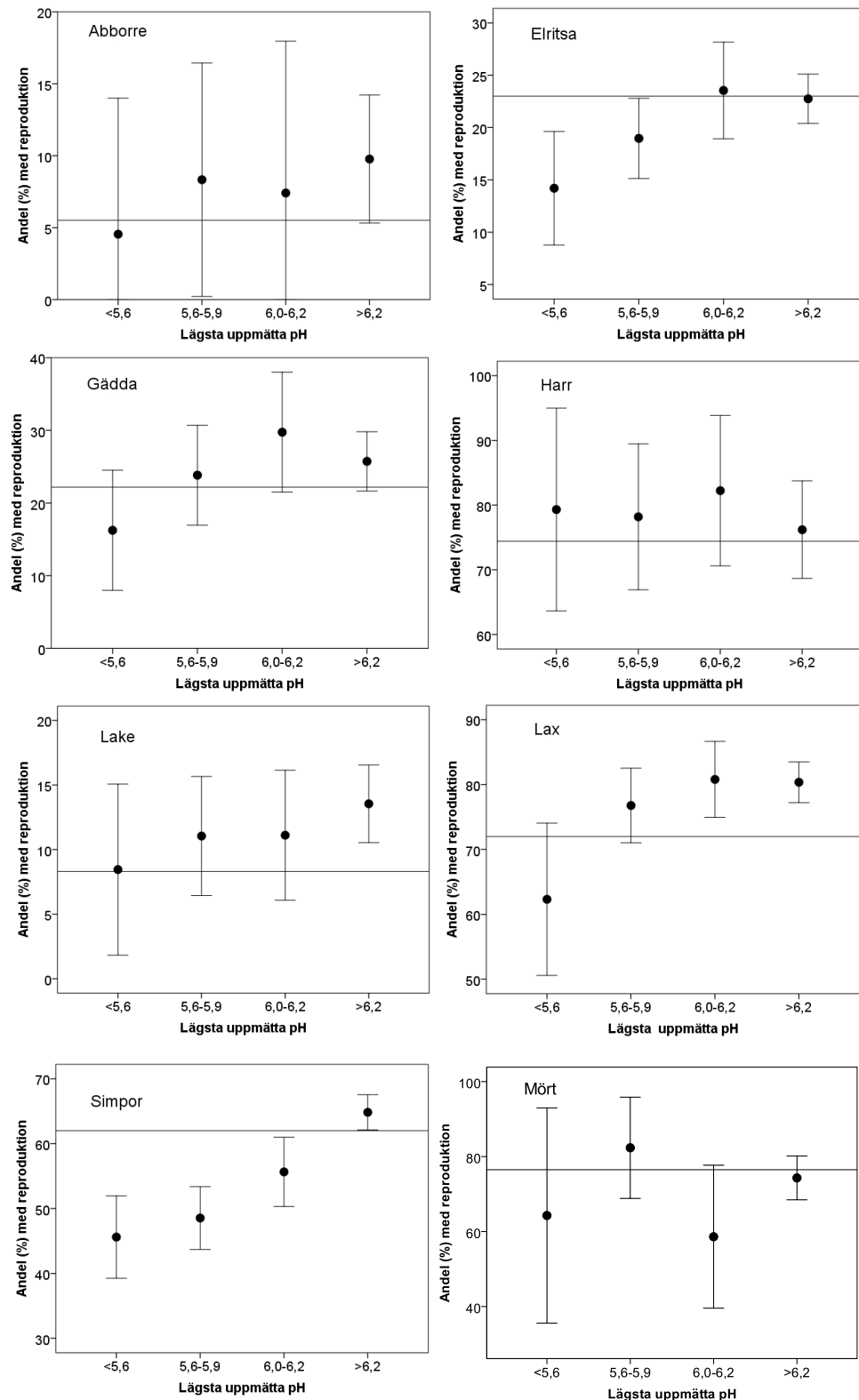
Som kommer att framgå senare i rapporten tar det lång tid innan kalkning ger full effekt på fiskfaunan. Därför kan en analys som i figur 10 störas om kalkningsprojekt i tidig fas blandas med sådana i mogen fas. I projekt i mogen fas (här definierat som minst 9 år efter kalkstart) bör det finnas fler öringar närvarande och möjligheten till framgångsrik reproduktion ökar. Detta liknar den situation vi har idag och bedöms därmed spegla ett mer direkt förhållande mellan pH och reproduktion. Andelen tillfällen med öringreproduktion ökade med uppmätta lägsta pH, och medelvärdet för neutrala referenser låg inom konfidensintervallet (95 %) för vatten med lägsta pH på 5,6-5,9 respektive 6,0-6,2 under året (Figur 11). Ett pH på 5,6-5,9 låg i underkant för en reproduktion som i neutrala referenser, medan ett pH på 6,0-6,2 låg i överkant, båda var dock inte signifikant skilda från neutrala referenser.



Figur 11. Andel elfisketillfällen med öringförekomst som uppvisade reproduktion av öring (samt 95 % konfidensintervall) i relation till lägsta uppmätta pH under året på lokalen. Enbart provfisker minst 9 år efter kalkstart och med minst fyra vattenprov per år. I figuren är medelvärdet för neutrala referenser angivet med streckad linje.

Reproduktion av andra arter i relation till lägsta pH

Analogt med figur 11 ovan användes endast tillfällen då minst 4 vattenprov samlats in under året och enbart lokaler minst 9 år efter kalkstart för att få ett säkrare underlag. Underlaget för flera arter var därmed för litet för meningsfull analys. I princip var analys bara möjlig för de arter som fångats vid minst 500 tillfällen (jämför Tabell 5) och där årsungar gick att identifiera (således inte nejonögon). För flera arter förelåg en tydlig ökning av andel elfisketillfällen då reproduktion konstaterades med ökat lägsta uppmätta pH, t ex elritsa, lax, simpor (berg- och stensimpa sammantaget) (Figur 12). För elritsa krävdes ett lägsta pH på 6,0-6,2 för att nå reproduktion som i neutrala referenser, för simpor krävdes högre än 6,2. För några arter konstaterades inga skillnader utefter gradienten i lägsta pH, t ex abborre, harr och mört. Med envägs variansanalys (Anova) testades om andelen tillfällen med reproduktion skilde signifikant mellan de fyra pH-klasserna. Signifikanta skillnader förelåg för elritsa ($F=2,88$, $p=0,035$), lax ($F=4,34$, $p=0,005$), simpor ($F=18,4$, $p<0,001$) och öring ($F=39,5$, $p<0,001$). Vid en jämförelse mellan två pH-klasser (<6,0 resp. $\geq 6,0$) kvarstod resultatet för de tre senare arterna (Tabell 9).



Figur 12. Andel (%) elfisketillfällen som uppvisade reproduktion (samt 95 % konfidensintervall) i relation till lägsta uppmätta pH under året på lokalen. Enbart provfisken där arten förekom och minst 9 år efter kalkstart samt med minst fyra vattenprov per år ingår. I figuren är medelvärdet för neutrala referenser angivet med en linje.

Tabell 9. Andel (%) elfisketillfällen med förekomst av reproduktion i relation till lägsta uppmätta pH under året på lokalen. Enbart provfisken där arten förekom och minst 9 år efter kalkstart samt med minst fyra vattenprov per år ingår. Skillnaderna mellan de två pH-klasserna har analyserats med variansanalys (Anova). Statistiskt signifikanta skillnader ($p < 0,05$) är markerade med fetstil.

Art	Medelvärde (%)		Anova	
	pH <6,0	pH ≥6,0	F	p
Abborre	8,1	11,2	0,46	0,49
Elritsa	19,4	22,8	2,36	0,125
Gädda	20,9	28,1	3,63	0,057
Harr	80,0	79,5	0,008	0,93
Lake	12,5	13,6	0,14	0,707
Lax	73,4	80,8	6,56	0,011
Mört	80,0	66,8	2,98	0,086
Simpor	48,4	62,3	28,5	<0,001
Öring	78,8	86,6	41,9	<0,001

Tätheter av frekventa arter i relation till lägsta uppmätta pH

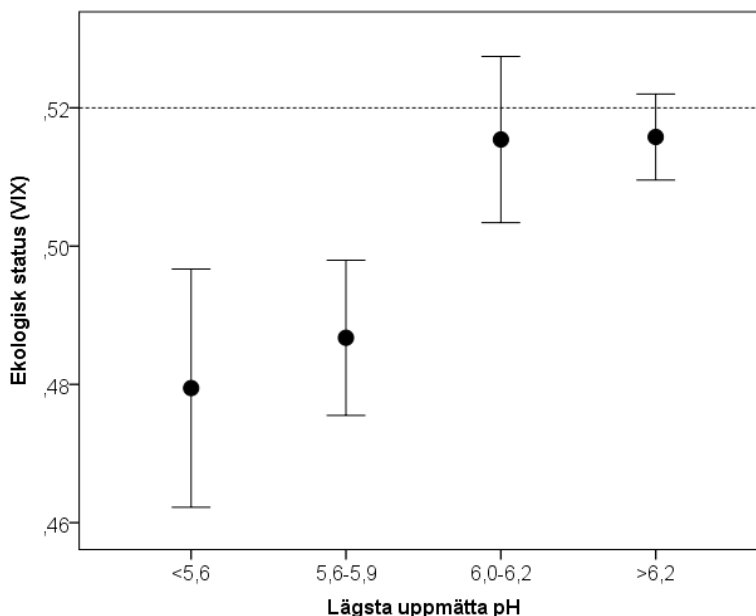
Som framgått ovan var det tydliga effekter av uppmätt lägsta pH på reproduktionen för många arter. I denna rapport fokuserar vi inte på tätheter av arter relativt lägsta uppmätta pH, men väljer ändå att redovisa resultatet för de mest frekventa arter/grupperna: öring, elritsa, simpor, lake och lax. Endast logaritmerade tätheter från de tillfällen då en art fångats användes vid analysen, dvs. nollvärden ingår inte. Generellt var det relativt ringa skillnader i täthet mellan grupperna (Tabell 10), men gruppen med ett lägsta uppmätt pH över 6,2 hade signifikant högre täthet av öring (alla åldersstadier). För årsungar av öring (0+) var det signifikanta skillnader mellan gruppen pH <5,6 och högre klasser respektive gruppen 5,6-6,2 och >6,2. För lax förelåg en signifikant effekt på tätheten där gruppen pH <5,6 hade lägre tätheter än grupperna med högre pH. De relativt små skillnaderna i tabell 10 förklaras av att data är logaritmerade och stora skillnader i täthet kan upplevas som små. Dessutom ingår resultat från en mängd olika lokaler med olika förutsättningar för olika arter.

Tabell 10. Medelvärde av täthet (10-log av antal per 100 m²) för arter och åldersgrupper på lokaler där de förekom avsatt mot lägsta uppmätta pH på lokalen under året. Endast lokaler med minst fyra vattenprov under året är medtagna. Skillnaderna mellan grupperna analyserades med Anova och post-hoc användes SNK för att identifiera grupper som skilde sig signifikant ($p < 0,05$). Sådana grupper har markerats med grön färg.

	Medeltäthet (log 10)				Anova		n
	<5,6	5,6-5,9	6,0-6,2	>6,2	F	p	
Elritsa	0,74	0,70	0,81	0,79	3,6	0,014	2117
Lake	0,008	0,085	0,074	0,072	0,48	0,476	907
Lax	1,07	1,29	1,33	1,26	2,4	0,067	1073
Simpor	0,99	1,04	1,00	1,10	3,5	0,014	2134
Öring 0+	0,87	0,91	0,87	1,02	16,9	<0,001	5396
Öring >0+	0,83	0,86	0,87	0,93	9,1	<0,001	5179
Öring totalt	1,05	1,13	1,13	1,27	32,2	<0,001	4538

Ekologisk status i relation till lägsta uppmätta pH

Den ekologiska statusen är ett integrerat mått som omfattar hela fisksamhället. Analogt med analysen i figur 11 ovan avsattes uppmätt ekologisk status (som antar värden från 0 till 1, där högre värden innebär bättre status) mot uppmätt lägsta pH. Liksom vid den tidigare analysen medtogs endast elfisken där minst fyra vattenprov tagits under året på lokalen och enbart lokaler som kalkats minst nio år. Medelvärdet för ekologisk status på neutrala referenser var 0,52. På kalkade lokaler som hade lägsta uppmätta pH under året på mindre än 5,6 respektive i intervallet 5,6-5,9 var den ekologiska statusen signifikant lägre än i neutrala referenser. På kalkade lokaler som hade ett uppmätt lägsta pH på 6,0-6,2 respektive större än 6,2 var den ekologiska statusen högre och skilde sig inte från neutrala referenser (Figur 13).



Figur 13. Medelvärde (och 95%-konfidensintervall) av ekologisk status vid elfisketillfällen i kalkade vatten minst 9 år efter kalkstart och där minst fyra vattenprov tagits under året. Streckad linje anger medelvärdet för ekologisk status i neutrala referenser. Antal ingående värden är 401, 882, 733 resp. 2770. Anova mellan de fyra klasserna $F=10,97$, $p<0,001$.



Öringunge fångad vid elfiske. Efter mätning och vägning kan den återutsättas oskadad. Foto: Erik Degerman.

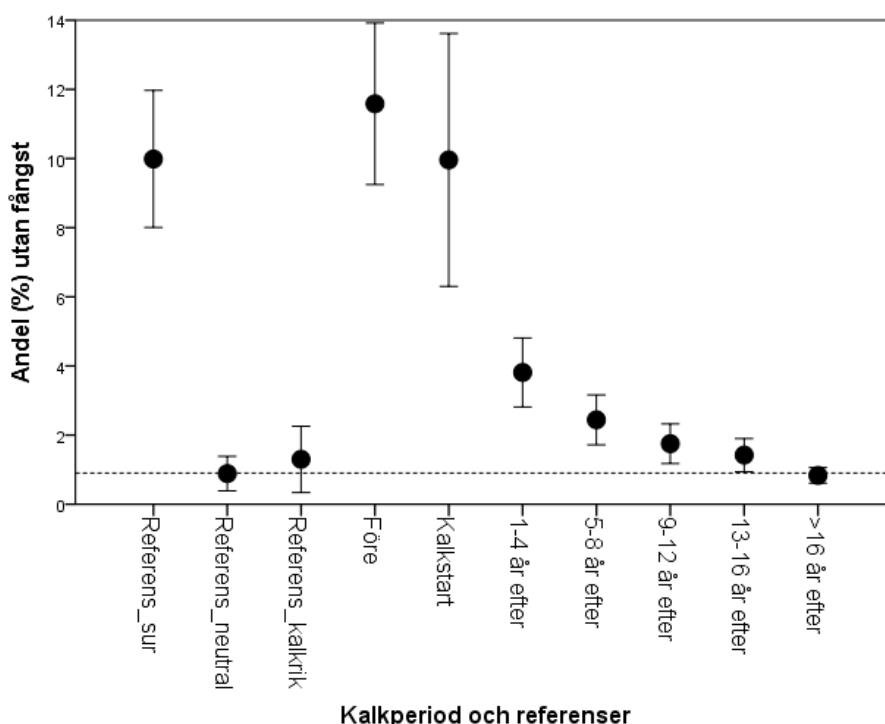
Effekter av kalkning på fisk

Artrikedom och arters förekomstfrekvens

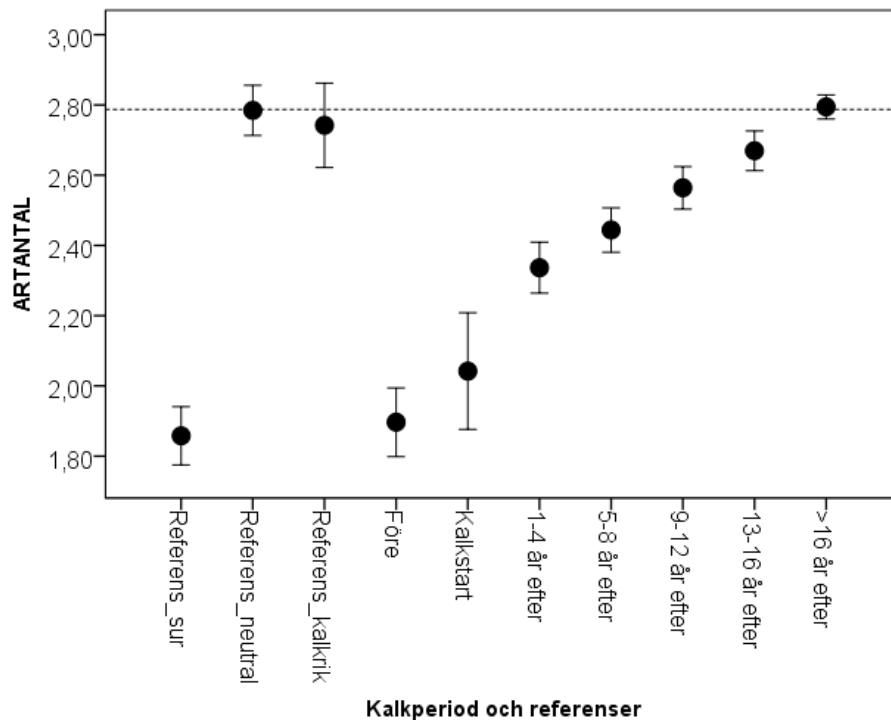
Totalt fångades 40 olika fiskarter (inklusive hybrider) (Tabell 5). För samtliga 17 492 elfisketillfällen var medelantalet fångade arter $2,57 \pm 1,54$ (S.D.), med minimum noll arter och maximum tio arter.

Antalet elfisketillfällen då ingen fisk fångades minskade över tid i kalkade vatten (Figur 14). Före kalkning och kalkstartåret var frekvensen elfisken utan fångst lika stor som i sura referenser, men avtog sedan raskt. Efter mer än 16 års kalkning var frekvensen elfisketillfällen utan fångst inte signifikant skild från motsvarande i neutrala referenser. En jämförelse av frekvensen elfisketillfällen utan fångst mellan gruppen före kalkstart inklusive kalkstartåret (sammantaget 11,2 %) och övriga perioder efter kalkstart (sammantaget 0,9 %) visade en signifikant skillnad (1,6 %) ($\chi^2=388$, $df=1$, $p<0,001$).

Antalet fångade arter per elfisketillfälle ökade efter kalkning. Av figur 15 framgår att det tog 13-16 år innan artantalet i kalkade vatten inte längre var signifikant lägre än i neutrala referenser.



Figur 14. Andel elfisketillfällen (medelvärde och 95 % konfidensintervall) då ingen art fångades i relation till kalkperiod och olika typer av referenser. Medelvärden vars 95% konfidensintervall (de lodräta strecken) inte överlappar var signifikant skilda. Den streckade linjen visar medelvärdet för neutrala referenser. Antalet elfisketillfällen i respektive grupp var i ordning; 881 (sura), 1355 (neutrala), 539 (kalkrika), 725 (före), 261 (kalkstart), 1417 (1-4 år), 1762 (5-8 år), 1998 (9-12 år), 2323 (13-16 år), 6231 (>16 år).



Figur 15. Medelvärde och 95 % konfidensintervall för antalet fångade arter per elfisketillfälle (fisk och kräftor) för referenslokaler och kalkade lokaler. De senare indelade i relation till första kalkningsår (kalkstart). Medelvärden vars 95 % konfidensintervall (de lodräta strecken) inte överlappar var signifikant skilda. Streckad horisontell linje markerar medelvärdet för neutrala referenser. Antalet ingående värden i respektive grupp var i ordning; 881 (sura), 1355 (neutrala), 539 (kalkrika), 725 (före), 261 (kalkstart), 1417, 1762, 1998, 2323, 6231.

I de kalkade vattnen hade 13 av de 14 vanligaste arterna ökat i förekomst efter kalkningen påbörjats, jämfört med tiden före kalkning (Tabell 11). Vi har då bara jämfört lokaler där data funnits både från tiden före och efter kalkning och korrigerat för årtal, geografisk position och avfiskad yta. För åtta arter var ökningen statistiskt signifikant. Öring, som var den i särklass vanligaste arten, fångades vid 83,2 % av elfisketillfällena före kalkning och vid 90,7 % efter påbörjad kalkning.

Vi har även jämfört perioden före inklusive kalkstartår med 1-8 år efter kalkstart, 9-16 år efter kalkstart samt mer än 16 år efter kalkstart för sex frekvent förekommande arter. Det innebär att resultat från 391 lokaler i 241 vattendrag är medtagna (Tabell 12). Observera att dessa data inte är korrigerade för årtal, geografisk position och areal som i tabell 11. Därför skiljer det något i förekomstfrekvens perioden före kalkning mellan tabell 11 och 12.

Jämförelsen i tabell 12 visar att samtliga presenterade arter ökade signifikant i förekomstfrekvens över tid i de kalkade vattnen. För flera arter var det en ökning från perioden före kalkning till 1-8 år efter kalkstart och sedan fortsatt 9-16 år efter kalkstart. Den art som ökade mest var lax som gick från en förekomstfrekvens av 6 % till 21,9 %, dvs. en ökning med en faktor 3,6 gånger.

Tabell 11. Frekvens förekomst (%) samt standardavvikelse för de 14 vanligaste arterna i kalkade vatten. Endast lokaler med data både före (inklusive kalkstartår) och efter kalkstart ingår. Värdena för förekomst är korrigerad för x-koordinat, y-koordinat, avfiskad yta och år. Statistiskt signifikanta skillnader ($p < 0,05$, Kruskal- Wallis) är markerade med fetstil.

Art	Förekomstfrekvens (%) av arter		Kruskal-Wallis	
	Före kalkning	Efter kalkning	Z	P
Öring	83,2±1,35	90,7±0,256	6,61	<0,001
Elritsa	29,4±4,12	35,0±1,02	1,25	0,21
Gädda	8,58±1,02	15,1±0,361	4,8	<0,001
Lake	9,43±0,983	14,1±0,316	3,88	<0,001
Lax	5,88±0,814	14,0±0,331	6,41	<0,001
Stensimpa	5,48±5,33	12,8±3,84	0,91	0,365
Braxen	7,73±0,865	10,5±0,266	2,69	0,0072
Abborre	2,62±0,612	5,6±0,205	2,96	0,0031
Mört	3,18±0,674	4,88±0,201	1,99	0,047
Bergsimpa	2,57±0,715	2,66±0,190	1,98	0,048
Nejonögon	2,64±0,523	3,29±0,166	1,09	0,276
Sik	1,79±0,579	1,49±0,0913	0,56	0,576
Harr	1,44±0,196	4,49±0,312	0,97	0,332
Ål	0,039±0,0998	0,048±0,105	0,14	0,886

Tabell 12. Frekvens förekomst av sex vanliga arter vid en jämförelse av perioden före inklusive kalkstartår med tre perioder efter att kalkning påbörjats. Endast lokaler med data både före och efter kalkstart ingår (241 vattendrag, 391 lokaler). Skillnader i förekomstfrekvens har analyserats med Kruskal- Wallis test. I de fyra tidsperioderna ingick 986, 2007, 1846 respektive 1938 elfisketillfällen.

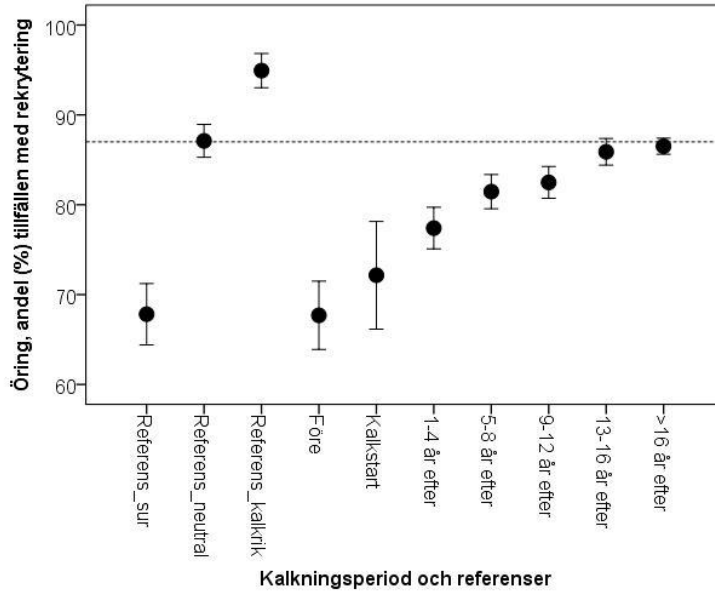
Art	Förekomstfrekvens (%) av arter				Kruskal-Wallis	
	Före & kalkstartår	1-8 år efter	9-16 år efter	>16 år efter	Z	p
Elritsa	24,4	20,5	33,3	37,2	54,5	<0,001
Lake	10,8	13,8	14,1	14,6	9,00	0,029
Lax	6,0	10,9	15,0	21,9	165	<0,001
Mört	2,6	2,7	3,0	6,6	51,5	<0,001
Ål	8,2	9,9	12,6	16,6	58,6	<0,001
Öring	81,5	89,7	91,5	90,6	86,4	<0,001

Reproduktion

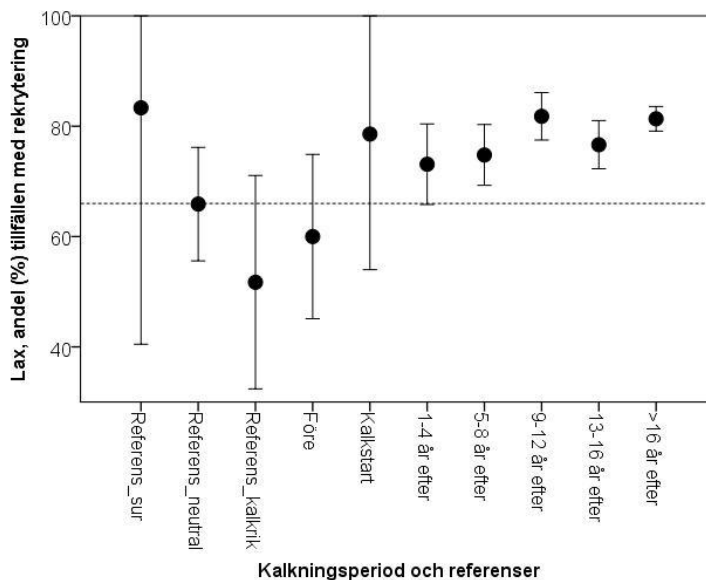
Reproduktion definieras som förekomst av årsungar, d v s sådana individer som föddes på våren samma år som elfisket utfördes. Vi redovisar här resultat för de arter som förekom vid minst 10 % av samtliga elfisketillfällen (Tabell 5) samt för harr och mört. Analysen omfattar endast de tillfällen då en art fångats. Om en art förekom eller inte har belysts i föregående avsnitt.

Reproduktionen av öring på kalkade lokaler ökade och nådde efter mer än tolv års kalkning de värden som förelåg i neutrala referenser (Figur 16). Tydligt var också att sura referenser hade låg frekvens av elfisken med reproduktion av öring, medan kalkrika referenser hade signifikant högre värden än både kalkade lokaler och neutrala referenser.

Även reproduktionen av lax visade en signifikant ökning efter att kalkning påbörjats (Figur 17). I figuren hade sura referenser en oväntat hög andel tillfällen med laxreproduktion, men det ska påpekas att endast sex elfisketillfällen ingår varför resultatet är mycket osäkert. Även för kalkrika referenser var det få data och resultaten skall tolkas försiktigt.

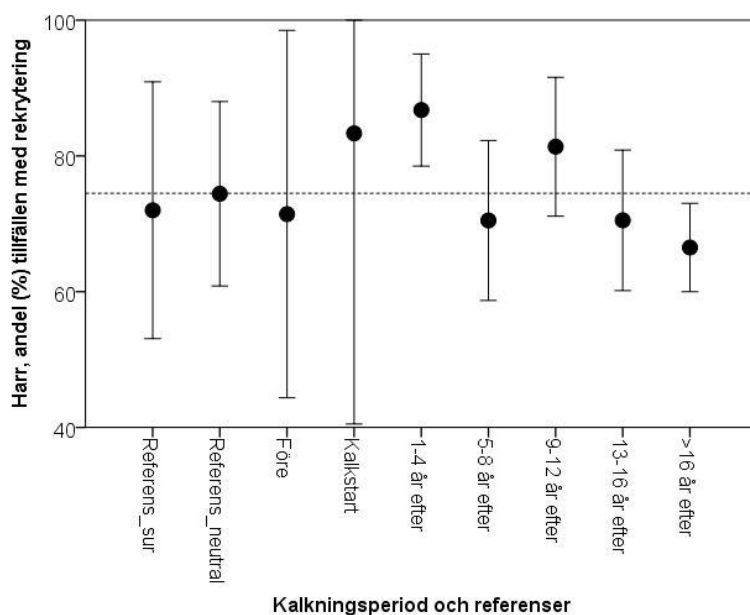


Figur 16. Andel elfisketillfällen (medelvärde och 95 % konfidensintervall) med öringförekomst som uppvisade reproduktion av **öring** (fångst av årsungar) inom referenser samt olika tidsperioder före och efter kalkning. Streckad linje anger medelvärdet för neutrala referenser. Antalet elfisketillfällen i respektive grupp var i ordning: 724 (sura), 1288 (neutrala), 513 (kalkrika), 585 (före), 219 (kalkstart), 1248, 1602, 1775, 2119, 5642.



Figur 17. Andel elfisketillfällen (medelvärde och 95 % konfidensintervall) med laxförekomst som uppvisade reproduktion av **lax** (fångst av årsungar) inom referenser samt olika tidsperioder före och efter kalkning. Streckad linje anger medelvärdet för neutrala referenser. Antalet ingående värden i respektive grupp var i ordning: 6 (sura), 85 (neutrala), 29 (kalkrika), 45 (före), 14 (kalkstart), 145, 242, 313, 364, 1184.

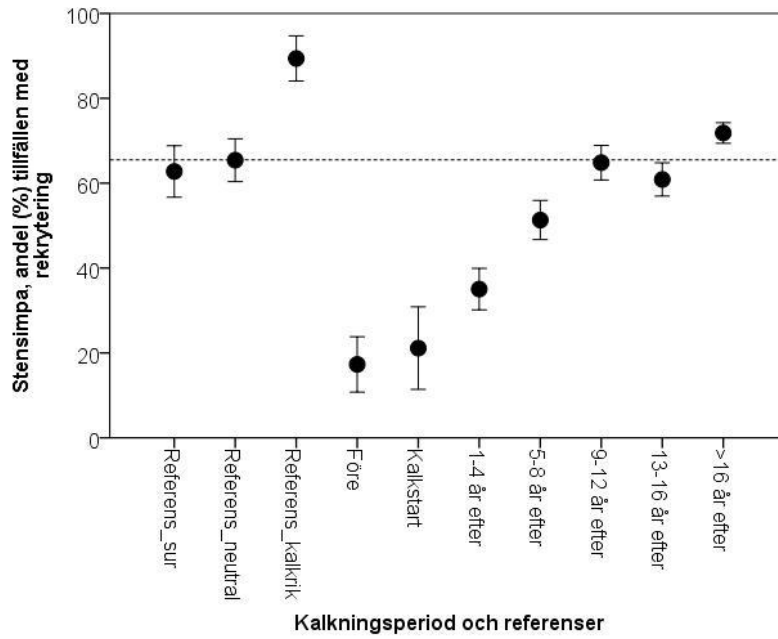
Harr uppvisade ingen ökning av andelen tillfällen med reproduktion efter kalkning (Figur 18). Det var återigen få ingående tillfällen per grupp och det är endast harrreproduktion i neutrala referenser (75,0 %) och kalkade lokaler efter kalkstart (72,5 %) som är relevant att jämföra (se antal ingående värden i figurtexten). En sådan jämförelse visar inte på någon signifikant skillnad mellan neutrala referenser och kalkade lokaler (Anova, $F_{1,490}=0,062$, $p=0,80$).



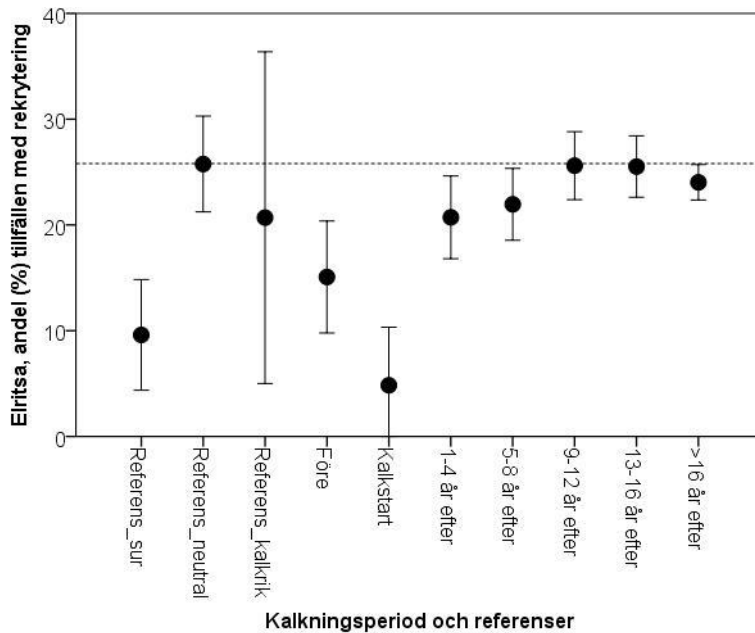
Figur 18. Andel elfisketillfällen (medelvärde och 95 % konfidensintervall) med harrförekomst som uppvisade reproduktion av **harr** (fångst av årsungar). Streckad linje anger medelvärdet för neutrala referenser. Antalet ingående värden i respektive grupp var i ordning: 25 (sura), 43 (neutrala), 0 (kalkrika), 14 (före), 6 (kalkstart), 68, 61, 59, 78, 206.

Stensimpa uppvisade en tydlig och signifikant ökning av reproduktion efter påbörjad kalkning (Figur 19). Noterbart var att andelen elfisketillfällen med reproduktion i sura referenser inte avvek signifikant från den i neutrala referenser. Här är ett exempel som indikerar att referenserna inte direkt speglar de kalkade vattendragen. Sura referenser hade mer tillfällen med reproduktion av stensimpa än kalkade vatten före kalkning. Återigen kan detta vara en effekt av datamaterialets storlek och något som påverkar utfallet för arter med begränsad utbredning. Stensimpa är ovanlig på västkusten (Tabell 6, Bilaga 3) av utbredningshistoriska skäl. När det blir för få ingående observationer (typiskt <300) kan resultaten bli osäkra.

För elritsa förelåg en tydlig effekt av kalkning och andelen elfisketillfällen med reproduktion efter 9-12 års kalkning var inte skild från medelvärdet för neutrala referenser (Figur 20). Arten var sparsamt förekommande i kalkrika referenser varför det resultatet är osäkert.

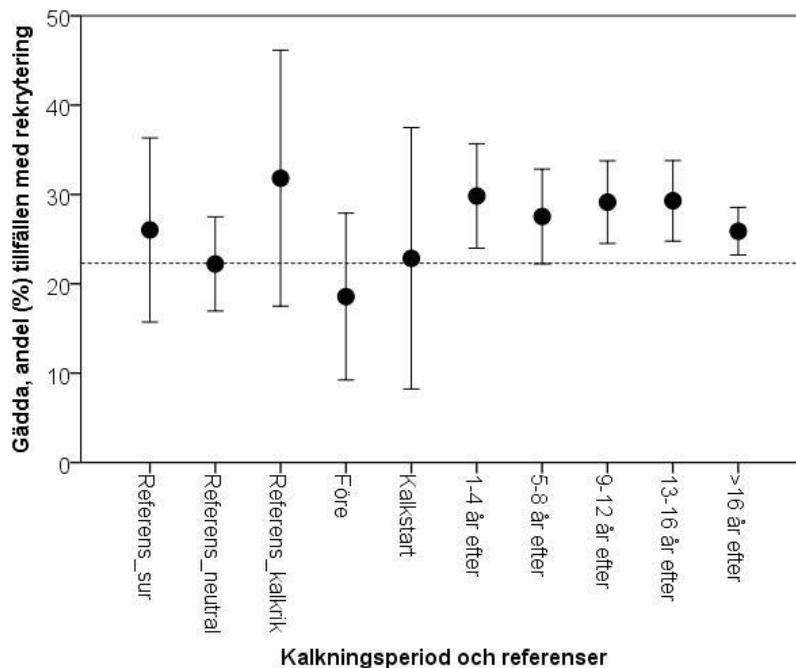


Figur 19. Andel elfisketillfällen (medelvärde och 95 % konfidensintervall) med förekomst av stensimpa som uppvisade reproduktion av **stensimpa** (fångst av årsungar). Streckad linje anger medelvärdet för neutrala referenser. Antalet ingående värden i respektive grupp var i ordning: 247 (sura), 347 (neutrala), 132 (kalkrika), 133 (före), 71 (kalkstart), 371, 456, 526, 598, 1338.



Figur 20. Andel elfisketillfällen (medelvärde och 95 % konfidensintervall) med förekomst av elritsa som uppvisade reproduktion av **elritsa** (fångst av årsungar). Streckad linje anger medelvärdet för neutrala referenser. Antalet ingående värden i respektive grupp var i ordning: 125 (sura), 361 (neutrala), 29 (kalkrika), 179 (före), 62 (kalkstart), 415, 574, 711, 866, 2501.

Gädda, som troligen främst har sin reproduktion förlagd till sjöar och sel, uppvisade små skillnader i reproduktion mellan referenser och kalkade vatten (Figur 21). Jämför man perioden före kalkning och kalkstart med den kalkade perioden efter kalkstart var andelen tillfällen med konstaterad reproduktion 20,0% (S.D. 40,2) respektive 27,6% (S.D. 44,7). Ökningen var inte statistiskt signifikant (Anova, $F_{1,2426}=2,922$, $p=0,08$). Gädda är inte speciellt känslig för låga pH (Figur 12). Dessutom uppträder arten sporadiskt i lugnvattenpartier på elfiskelokalerna, och förekomsten kan öka under perioder med låga flöden, vilket försvårar bedömningen av en eventuell effekt av kalkning.

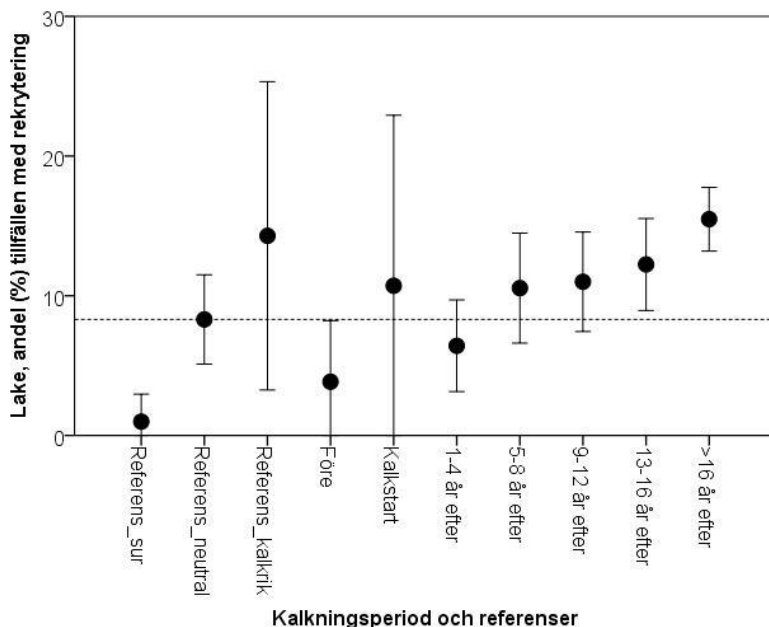


Figur 21. Andel elfisketillfällen (medelvärde och 95 % konfidensintervall) med förekomst av gädda som uppvisade reproduktion av **gädda** (fångst av årsungar). Streckad linje anger medelvärdet för neutrala referenser. Antalet ingående värden i resp. grupp var i ordning: 73 (sura), 243 (neutrala), 44 (kalkrika), 70 (före), 35 (kalkstart), 238, 276, 374, 396, 1039.

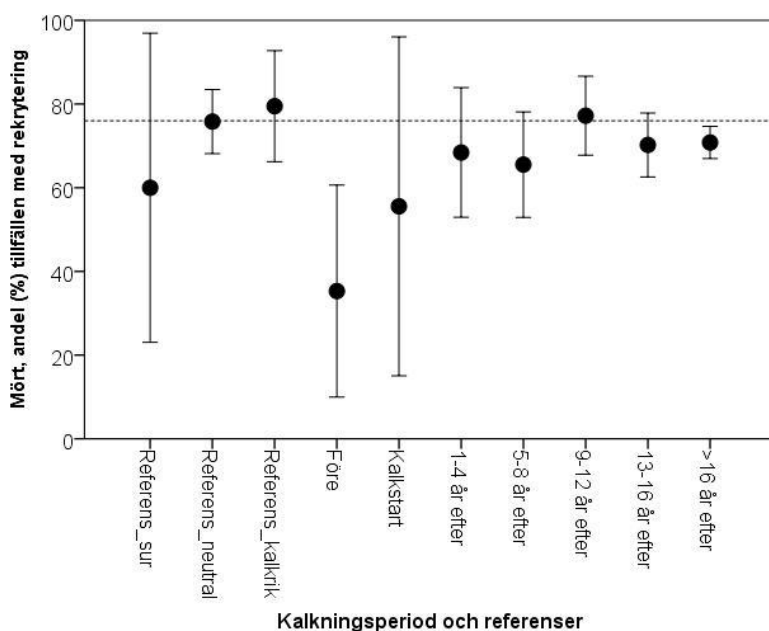
Lake uppvisade ett likartat mönster i andel elfisketillfällen med konstaterad reproduktion som de flesta andra arter. Antalet elfisketillfällen med fångst av lake var emellertid få varför konfidensintervallen kring medelvärderna blev stora (Figur 22). Jämför man andelen elfisketillfällen med reproduktion före kalkning och kalkstartåret med åren efter påbörjad kalkning förelåg en statistiskt signifikant ökning. Andelen för den förstnämnda perioden var 5,7 % (S.D. 23,2) och för den kalkade perioden 12,8 % (S.D. 33,3) (Anova, $F_{1,2212}=4,68$, $p=0,031$).

Mört anses vara en av de mest försurningskänsliga arterna, men uppvisade ingen tydlig respons i form av ökad reproduktion efter att kalkning påbörjats (Figur 23). Som framgått av Tabell 11 och 12 ökade arten signifikant i förekomst efter kalkning, men förekomsten var låg. Detta återspeglas även i Figur 23 där det var få elfisken med förekomst av mört före kalkstart och kalkstartåret.

Jämför man perioden ”före” inklusive ”kalkstart” med samtliga kalkningsperioderna var andelen elfisketillfällen med reproduktion 42,3 % (S.D. 50,3) den första perioden och 70,8 % (S.D. 45,5) efter kalkstart (Anova, $F_{1,878}=2,055$, $p=0,002$). Andelen tillfällen med reproduktion ökade således signifikant.



Figur 22. Andel elfisketillfällen (medelvärde och 95 % konfidensintervall) med förekomst av lake som uppvisade reproduktion av lake (fångst av årsungar). Streckad linje anger medelvärdet för neutrala referenser. Antalet ingående värden i resp. grupp var i ordning: 101 (sura), 289 (neutrala), 42 (kalkrika), 78 (före), 28 (kalkstart), 218, 237, 300, 384, 969.

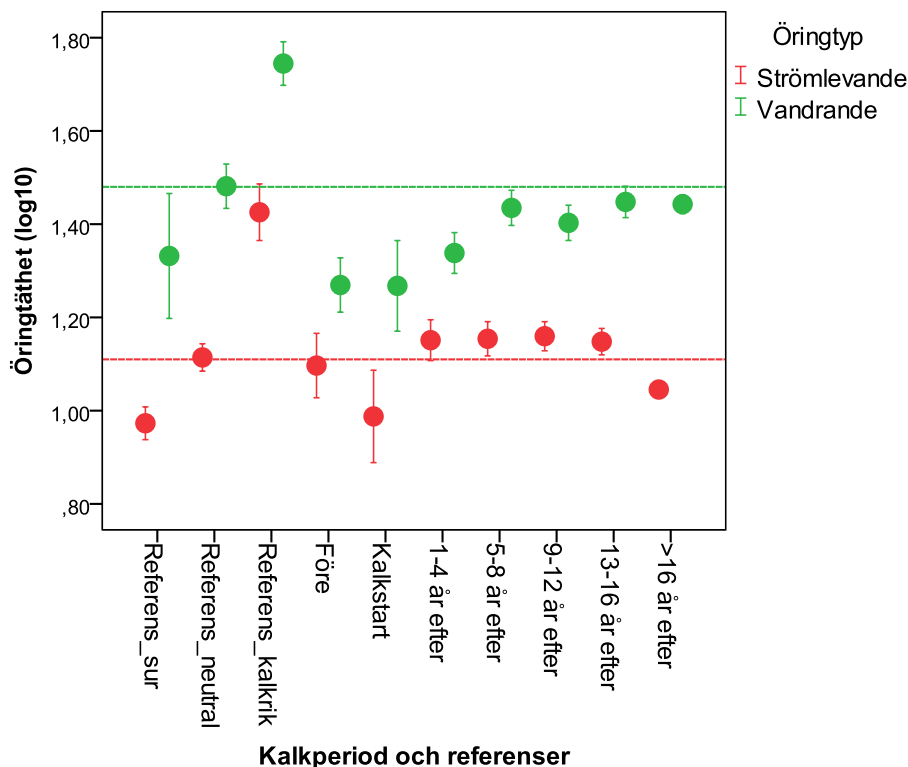


Figur 23. Andel elfisketillfällen (medelvärde och 95 % konfidensintervall) med förekomst av mört som uppvisade reproduktion av mört (fångst av årsungar). Streckad linje anger medelvärdet för neutrala referenser. Antalet ingående värden i respektive grupp var i ordning: 10 (sura), 124 (neutrala), 39 (kalkrika), 17 (före), 9 (kalkstart), 38, 58, 79, 141, 538.

Individtäthet

Vi har valt att göra analyserna på logaritmerade tätheter (se Material och metoder) för att minska variansen och skevheten i materialet. Det totala antalet individer ökade med en faktor 1,7 när man jämförde perioden före kalkning samt kalkstartåret med perioden mer än 16 år efter påbörjad kalkning för de lokaler där data fanns både före och efter kalkstart (241 vattendrag, 391 lokaler). Initialt förekom 40,1 individer per 100 m² för att öka till ett medeltal av 60,9 efter 1,8 år, 67,7 efter 9-16 år och vara 67,1 efter mer än 16 år (Anova, $F=34,5$, $df=3$, $p<0,001$).

På de lokaler där öring påträffades ökade tätheten signifikant efter kalkning, både för vandrande bestånd och strömlevande (Figur 24). Vandrande bestånd uppvisade emellertid en tydligare respons av kalkning. Strömlevande bestånd har generellt lägre tätheter eftersom både ungar och föräldrar lever i samma habitat och således konkurrerar.



Figur 24. Medeltäthet (10-logaritmerade värden och 95 % konfidensintervall) av öring på lokaler där arten förekom inom referenser samt olika tidsperioder före och efter kalkning. Streckade linjer anger medelvärdet för strömlevande (röd linje) respektive vandrande (grön linje) öring i neutrala referenser.

I tabell 13 redovisas individtätheterna för de elva vanligaste arterna uppdelat på fyra tidperioder. Beräkningarna baseras endast på elfisketillfällen där arten förekom. Vidare har vi valt att enbart använda lokaler där det fanns data från perioden före kalkning inklusive kalkstartåret. Även öring inbegreps eftersom upplägget för denna analys var annorlunda än för analysen ovan (Figur 24). Istället för att logaritmera tätheter som ovan har vi valt att redovisa median-

värden, dvs. det mittersta värdet i varje talserie. Det ger en bättre uppfattning om vad som är centrala värden i skeva datamaterial än medelvärdet.

I och med begränsningarna i underlaget, med krav på att lokalerna skulle ingå både före och efter kalkning och samtidigt en fördelning av perioderna på fyra (före, 1-8 år efter, 9-16 år efter samt >16 år efter kalkstart), blev antalet ingående värden litet för arter som abborre, harr, nejonögon och mört. Ett antal arter visade emellertid signifikanta skillnader mellan perioderna och en successivt ökad abundans: elritsa, lax, simpbor och öring (Tabell 13). Även gädda, lake, nejonögon och ål uppvisade signifikanta skillnader mellan perioderna. För dessa arter var dock tätheterna något lägre efter kalkstart.

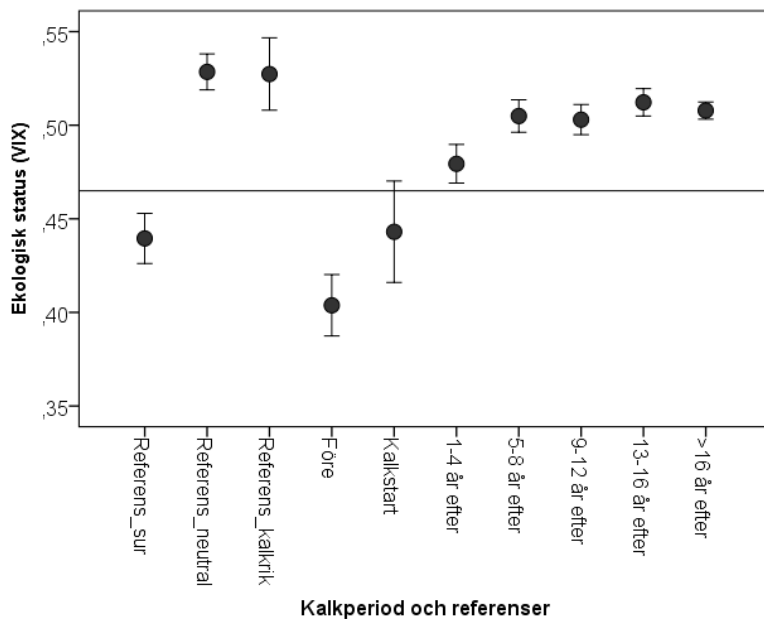
Tabell 13. Mediantäthet (antal per 100 m²) av de elva vanligaste arterna för perioden före inklusive kalkstartåret och tre perioder efter att kalkning påbörjats. Endast lokaler med data både före och efter kalkstart ingår (241 vattendrag, 391 lokaler). Tätheterna baseras endast på elfisketillfällen då arten fångats. Skillnaderna mellan de fyra perioderna har analyserats med Kruskal-Wallis. Kolumn n anger antalet ingående värden för olika tidsperioder.

Art	Median abundans per 100 m ²				Kruskal-Wallis		
	Före & kalkstartår	1-8 år efter	9-16 år efter	>16 år efter	Chi-2	p	n
Abborre	1,1	1,3	1,7	1,1	5,3	0,15	20, 66, 77, 110
Elritsa	5,9	6,6	7,9	7,4	11,3	0,01	241, 591, 615, 721
Gädda	1,0	1,0	0,8	0,7	40,7	<0,001	105, 293, 247, 273
Harr	1,1	0,7	0,7	0,7	1,3	0,72	20, 59, 49, 33
Lake	1,6	1,0	1,4	1,2	9,7	0,022	106, 278, 262, 283
Lax	14	40	48	39	14,5	0,002	59, 219, 276, 424
Mört	1,6	1,0	1,6	1,4	1,6	0,658	26, 55, 56, 127
Nejonögon	2,9	1,0	1,3	1,7	8,0	0,046	31, 83, 63, 88
Simpbor	7,7	13	12	13	46,2	<0,001	235, 594, 598, 585
Ål	3,1	1,9	1,8	1,4	22,3	<0,001	81, 199, 232, 321
Öring	16	20	23	21	32,0	<0,001	804, 1800, 1689, 1780

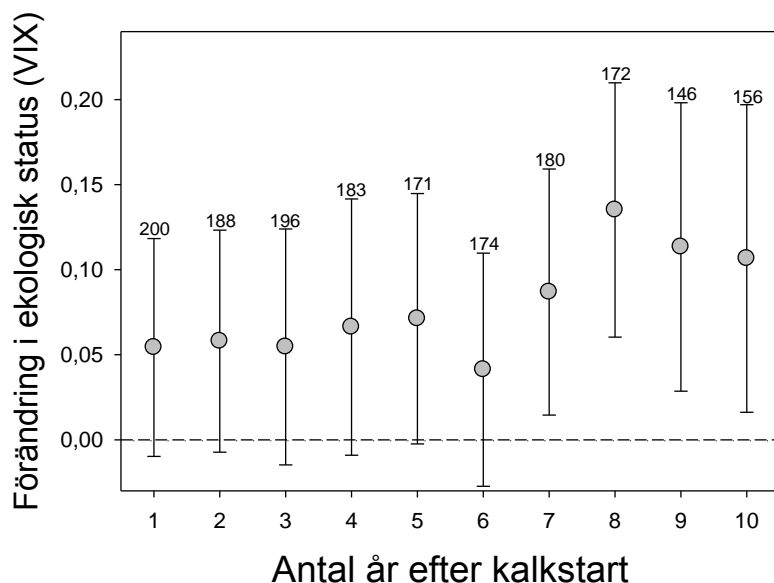
Ekologisk status (VIX)

Materialet kan bearbetas på en rad olika sätt för att studera om den ekologiska statusen förändrats i kalkade vattnen över tid och om utvecklingen skiljer från referenserna. I sin enklaste form kan data presenteras med en gruppvis analys med medelvärden för referenser och kalkade lokaler där de senare delats upp i tidsperioder före och efter kalkstart. Resultaten från en sådan analys indikerar att redan efter 1-4 år hade den ekologiska statusen förbättrats signifikant så att den i genomsnitt var god (Figur 25). Denna gruppvisa jämförelse beaktar emellertid inte att olika lokaler kan ingå i de olika tidsperioderna.

Vid en lokalbaserad analys är det resultaten från samma lokaler som jämförs före och efter påbörjad kalkning. Medelvärdet för exempelvis nio år efter kalkstart jämförs med medelvärdet från samma lokaler före påbörjad kalkning. I figur 26 redovisas förändringen av ekologisk status med en sådan lokalbaserad analys. Resultaten visar att en signifikant förändring inföll sju år efter det att kalkningen påbörjats. Skillnaden i utfall mellan de två analyserna var liten och beror mest på om man slår samman år 1 till 4 som en grupp (Figur 25) eller använder de enskilda åren (Figur 26). Detta styrker vårt antagande om att man kan använda gruppvis analys i detta stora material.



Figur 25. Medelvärden och 95 % konfidensintervall för ekologisk status avseende fisk i vattendrag (VIX) för elfisketillfällen från referenslokaler (sura, neutrala, kalkrika) och kalkade lokaler. De senare indelade i relation till första kalkningsår (kalkstart). Helledragen horisontell linje markerar gränsen mellan måttlig och god ekologisk status. Medelvärden vars 95 % konfidensintervall inte överlappar var signifikant skilda.

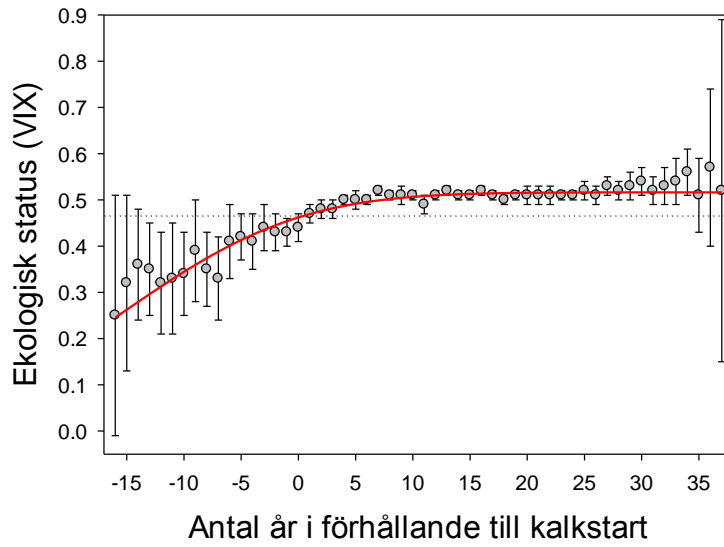


Figur 26. Förändring av VIX-värdet relativt åren innan kalkningen påbörjades. Grå punkter anger medelvärdet med 95 % konfidensintervall. Siffrorna ovanför varje symbol anger antalet elfisketillfällen som ingår i jämförelsen.

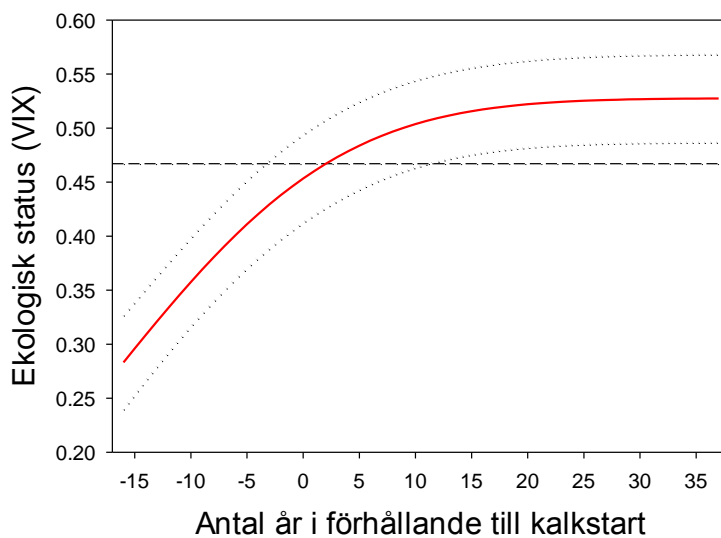
Ytterligare ett sätt att studera förändringarna är att beräkna årsvisa medelvärden för elfiskena i förhållande till när kalkningarna påbörjades. I figur 27 visas den ekologiska statusen med utgångspunkt från kalkstartåret. Som man kan se hade medelvärdena långt innan och långt efter kalkstart stora konfidensintervall, vilket beror på att antalet elfisketillfällen var få. I Figur 28

visas de predicerade värdena från ekvationen i Figur 27. Enligt analysen tar det 12 år innan man i medeltal uppnådde god ekologisk status vid kalkade lokaler.

Således var det först sju år efter påbörjad kalkning som det går att påvisa en signifikant förändring i ekologisk status och det tar tolv år innan man i medeltal uppnått god ekologisk status. Det innebär inte att alla lokaler hade uppnått god status, däremot medelvärdet för den ekologiska statusen gjort det.



Figur 27. Medelvärden för ekologisk status avseende fisk (VIX) för elfisketillfällen uppdelade i förhållande till antal år från kalkstart på kalkade lokaler. Punkterna anger medelvärden med 95 % konfidensintervall. Streckad linje visar gräns mellan måttlig och god ekologisk status. Den röda kurvan är en anpassning till medelvärdena (viktade för antal observationer). Typ av ekvation: Gauss kumulativ $r^2=0,92$; $F_{2,51}=353,45$; $p<0,001$.



Figur 28. Samma ekvation (kurva) som i Figur 27, men här visas endast passningen och 95 % konfidensintervall. Observera att skalan på vertikala axeln skiljer sig från den i Figur 27. Streckad linje visar gräns mellan måttlig och god ekologisk status.

Diskussion

Datamaterial och analyser

Uppföljningen av kalkningens effekter på fisk i rinnande vatten är mycket omfattande. Inom den regionala kalkeffektuppföljningen genomförs årligen närmare tusen elfisken. Därmed är det den mest ambitiösa övervakningen av biologi som bedrivs i svenska inlandsvatten. Det är ovanligt med uppföljning av åtgärder inom svensk naturvård så kalkningsverksamheten framstår som unik.

Till denna utvärdering har nära 15 000 elfisketillfällen från en tidsperiod på över 30 år funnits tillgängliga. Detta utgör ett närmast unikt dataset med kvalitetssäkrade biologiska data från svenska vattendrag. Speciellt som det finns referenser att tillgå från den allmänna miljöövervakningen. För er som läst så här långt är det självklart hur viktigt det är att ha en omfattande och långsiktig miljöövervakning som referens till åtgärdsarbetet. Den stora naturliga variation som förekommer i naturen, och speciellt i små vattendrag, medför att det krävs många observationer för att dra säkra slutsatser. Fältundersökningar är inte elegant upplagda laboratorieexperiment där man kan kontrollera för annan påverkan än den som skall studeras.

Den säkraste beskrivningen av kalkningens effekter på fiskfaunan erhålls om utvecklingen efter kalkstart kan jämföras med situationen innan kalkning för samma lokal. Tyvärr har detta bara varit möjligt för en mindre del av datamaterialet, vilket beror på att elfisken saknas för många lokaler från perioden före kalkning. Den viktigaste orsaken till detta är att kalkningen initialt, i stora delar av landet, fokuserade på sjöar. När kalkning av vattendrag aktualiserades var dessa redan påverkade via sjökalkning, vilket innebar att inga biologiska förstudier kunde genomföras. Vi har därför valt att analysera materialet efter två strategier, dels gruppvis och dels lokalbaserat. Den förstnämnda strategin innebär att materialets hela potential kan utnyttjas genom att samtliga fisketillfällen grupperas i förhållande till året då kalkningen startade. Nackdelen är att grupperna delvis innehåller olika lokaler, men detta kompenseras via det stora datamaterialet. Den lokalbaserade strategin innebär att enbart samma lokaler ingår i underlaget såväl före som efter kalkning. I de fall vi kunnat jämföra har gruppvis och lokalbaserad analys gett likartade resultat.

En viktig frågeställning för utvärderingen är om kalkningen lyckats återställa fiskfaunan till ett tillstånd opåverkat av försurning. Även i detta sammanhang hade den säkraste utsagan erhållits om utvecklingen efter kalkstart kunnat jämföras med situationen före försurningen för samma lokal. Eftersom det, i princip, saknas elfiskedata från perioden innan försurning är detta inte möjligt. Som alternativ används en jämförelse med neutrala referenser. Ur en vattenkemisk synvinkel har även dessa påverkats av försurning, men genom att vara mera välbuffrade har inte pH och oorganiskt aluminium nått nivåer där fiskfaunan påtagligt påverkats. Naturligtvis är det inte rimligt att anta att fiskfaunan i de kalkade vattendragen en gång i tiden var identisk med den i de

neutrala referenserna. Däremot fanns inga påtagliga skillnader i vattendragens eller lokalernas karaktär (Tabell 4) som antyder att skillnaden i fiskbestånd skulle ha varit betydande. Även i detta sammanhang är det stora datamaterialet en förutsättning för denna typ av jämförelse. Framst gäller det för vanligt förekommande arter. För arter med låg förekomstfrekvens föreligger osäkerheter trots det omfattande underlaget.

Effekter av kalkning på vattenkvalitet

Målet med kalkningsverksamheten är att motverka försurningens negativa inverkan på det naturliga djur- och växtlivet i väntan på att vattenkvaliteten återhämtar sig (Naturvårdsverket 2010a). De vattenkemiska målen innebär att pH och oorganiskt aluminium inte någon gång under året ska medföra en negativ påverkan på det naturliga djur- och växtlivet. Resultaten i denna rapport visar att kalkningen successivt har åstadkommit en allt stabilare vattenkvalitet med färre episoder med lågt pH. Orsakerna till den successiva förbättringen är komplex och beror rimligen på en med tiden allt mer anpassad och effektiv kalkning (se Alenäs m fl 1995), ett successivt minskat försurat nedfall samt en alltmer sofistikerad övervakning och styrning av kalkdoserare.

Både låga pH-värden och höga halter av oorganiskt aluminium påverkar fiskens jonreglering och syreupptag i gälarna (Gensemer & Playle 1999). Lax och öring är särskilt känsliga och halterna av oorganiskt aluminium bör inte överstiga 20-30 µg/l för att undvika toxiska effekter i form av sämre tillväxt och sämre överlevnad (Kroglund och Staurnes 1999, Andrén & Bergquist 2000, Kroglund m fl 2007, Andrén 2012, Andrén & Rydin 2013). Eftersom det föreligger ett samband mellan pH och halten av oorganiskt aluminium innebär en förbättrad kalkeffekt även en minskning av oorganiskt aluminium. Data från Örebro län 2014-15 visade att nivåer av oorganiskt aluminium över 30 µg/l bara förekom i ett fall av tio i kalkade vatten där pH vid provtagning var 6,0 eller högre (Pelle Grahn muntligen). I pH-intervallet 5,6-5,9 var däremot sådana nivåer frekventare. Andrén & Rydin (2009) visade att oorganiskt aluminium ofta kan ligga på toxiska nivåer vid pH 5,6. Detta understryker vikten av att analysera oorganiskt aluminium och att välja pH-mål 6,0 i vatten där halterna är höga, eller ännu hellre att välja det högre pH-målet för att vara säker på att nå framgång med en ofta kostsam och viktig insats.

Noterbart var att kalkning med doserare gav en högre frekvens med låga pH-värden (under 5,6) än andra kalkningsmetoder. Efter mer än elva års kalkning förbättrades situationen, men mönstret kvarstod likväl. I kombination med våtmarkskalkning uppvisade emellertid doserarkalkning bra vattenkemisk effekt (Figur 8a, b).

Lägsta uppmätta pH och fisk

pH-målen inom kalkningsverksamheten baseras på förekomst eller tidigare förekomst av känsliga arter (Naturvårdsverket 2010a). Gällande pH-mål är 6,2 för vattendrag med flodpärlmussla, 6,0 för vattendrag med lax och flodkräfta samt 5,6 för övriga vatten. pH-målen får inte underskridas någon gång under året. Om halter av oorganiskt aluminium över 50 µg/l har uppmätts bör ett högre pH-mål än 5,6 övervägas. Kalkningens biologiska mål är inte lika tydligt definierade som de vattenkemiska. I kalkningshandboken anges att målen lämpligen kan formuleras som fungerande rekrytering eller livskraftiga populationer. Här saknas såväl en helhetssyn som en strävan efter god ekologisk status, god biologisk mångfald, intakta fisksamhällen eller att nå en status som motsvarar den i neutrala referenser.

pH-målet 5,6 är satt för att många lågbufferade skogsvattendrag helt naturligt kan antas ha haft låga pH-värden i samband med högflöden. Vår analys visar också att pH 5,2 är tillräckligt för att uppnå över 50 % sannolikhet för öringreproduktion, dvs. för att sannolikt kunna påträffa minst en årsunge av öring. Detta visar att öring kan föröka sig i sura vattendrag, men samtidigt är det rimligt att anta att reproduktionsframgången är påtagligt försämrad i förhållande till mindre sura vatten. Vid pH-värden ner mot 5,0 dör alla laxembryon (Norrgrén & Degerman 1993) och stora skador åstadkoms på flera andra fiskarter och på känsliga bottendjur (Herrmann m fl 1993, Degerman & Lingdell 1994, Degerman m fl 1994).

Resultaten från kalkade lokaler visar att förekomsten av öringreproduktion och tätheterna av öringungar (årsungar) ökade med högre lägsta pH. Om nivån på öringreproduktionen ska motsvara den i neutrala referenser krävs ett lägsta pH i intervallet 5,6-6,2. Förekomsten av reproduktion ökade inom intervallet, och vid 6,0-6,2 var den inte lägre än i neutrala referenser. Ett lägsta pH på 6,0 säkerställer därmed en normal reproduktionen av öring i kalkade vattendrag.

Även för elritsa och simpor uppvisade reproduktionen ett tydligt samband med lägsta uppmätta pH. För elritsa krävdes ett lägsta pH på minst 6,0 för att uppnå en reproduktionsframgång som i neutrala referenser och för simpor ett lägsta pH som översteg 6,2 (Figur 12).

Sambandet mellan ekologisk status och uppmätt lägsta pH var tydligt på de kalkade lokalerna. Om målet med kalkning definieras som en normaliserad fiskfauna bör pH inte understiga 6,0, vilket motsvarar lägsta pH för att den ekologiska statusen ska vara likvärdig med den i neutrala referenser (Figur 13). Den ekologiska statusen beaktar bland annat reproduktion och tätheter av laxfisk och jämför utfallet med den förväntade normala fiskfaunan på platsen.

Oavsett de osäkerheter som föreligger och relevansen med att jämföra med neutrala referenser kan det konstateras att pH-målet 5,6 inte säkerställer en normal reproduktion för känsliga fiskarter. Enligt EU:s vattendirektiv ska försurade vattendrag restaureras till minst god ekologisk status och vår slutsats är att ett pH-mål under 6,0 försämrar förutsättningarna att uppnå detta.

Effekter av kalkning på fisk

Försurningen har inneburit en omfattande förlust av fiskbestånd (Almer m fl 1978, Muniz 1984, Bergquist 1991). Våra analyser tyder på att kalkningen motverkat en ytterligare förlust i de drabbade områdena.

Reproduktionsframgången, förekomstfrekvensen och tätheten av flera arter ökade efter kalkning. Ökad andel fisketillfällen med reproduktion observerades för elritsa, lake, lax, mört, stensimpa och öring. Av 14 undersökta arter hade 8 ökat i förekomst. Ökade tätheter kunde konstateras för elritsa, lax, simpor och öring samt även oberoende av art (individtäthet av samtliga fiskarter).

I denna rapport har ett flertal statistiskt signifikanta förändringar av fiskfaunan kunnat beläggas som innebär att de kalkade vattendragen fjärrmat sig från sura referenser och kommit att likna neutrala referenser. Den ekologiska statusen ökade över tid i kalkade vattendrag, från att initialt ha varit lägre än i sura referenser. Det tog sju år efter kalkstart innan en signifikant förbättring uppnåddes och tolv år innan den genomsnittliga statusen var god.

Att det tar tid för fiskfaunan i kalkade vatten att förändras var tydligt i flera analyser. Artantalet ökade, från i genomsnitt knappt två arter före kalkning till nästan tre arter efter 20 års kalkning. Om en art har försvunnit kan det ta mycket lång tid för den att hitta tillbaka. Det kan finnas vandringshinder och andra svårframkomliga passager (via sjöar, genom saltvatten) som försvårar eller omöjliggör återkoloniseringen.

För öring ökade tätheterna efter kalkning. Vandrande bestånd visade en tydligare respons än strömlevande, något som kan vara kopplat till generellt högre abundans. En bidragande orsak till att återhämtningen tar tid är att fisk har en förhållandevis lång generationstid. Öring har exempelvis en generationstid på 4-6 år, vilket medför att effekten av förbättrade reproduktionsmöjligheter kan ta tid att manifesteras. Honor av strömlevande öring kan vara små och följaktligen ha några hundratals romkorn, medan en stor hona av havsöring kan ha tusentals.

Det kan också vara rimligt att tro att förmågan till återhämtning delvis kan vara kopplad till vandringsmöjligheterna. Vandrande öring har ju uppenbarligen goda möjligheter att sprida sig (annars skulle de inte definierats som vandrande), medan strömlevande öring kan vara instängd i små habitat. Diskussionen understryker vikten av att satsa på fysiska restaureringsåtgärder som utrivning av vandringshinder i vatten som är föremål för kalkning för att få en bra återhämtning av faunan.

Antalet målområden med lax i den svenska kalkningsverksamheten är bara en tiondel jämfört med öring. Därmed är dataunderlaget avsevärt mindre för att beskriva kalkningens effekter på lax. Likväl visade analyserna att såväl andelen fisketillfällen med reproduktion som tätheten av årsungar och äldre lax ökade signifikant efter kalkstart och med lägsta uppmätta pH, vilket överensstämmer väl med resultat från andra studier av kalkningseffekter i svenska laxvattendrag

(Alenäs m fl 1995, Schibli & Stibe 2015). Samma positiva utveckling har även konstaterats i Norge. I 22 norska laxälvar har laxtätheten ökat från 10 till 60 individer per 100 m² efter kalkning under perioden 1991 till 2002 (Anonymous 2009). Utvecklingen indikerade att det krävdes mer än 20 års kalkning för att återställa laxpopulationerna i de försurade laxälvarna (Hesthagen m fl 2011).

En ökad fisktäthet i kalkade vattendrag redovisar också Mant m fl (2013) i en internationell sammanställning av kalkningens effekter på fisk och bottendjur. Fisktätheten ökade i genomsnitt 1,7 gånger efter kalkning, vilket var exakt samma värde som framkom i denna rapport. Mant m fl (2013) fann att de positiva resultaten varierade kraftigt och i vissa vattendrag förekom till och med lägre tätheter efter kalkning. I vattendrag där både lax och öring förekom gynnades lax i allmänhet mer än öring. Endast i vattendrag där lax saknades kunde en signifikant ökning av öringtätheterna påvisas (op. cit.). De varierande resultaten efter kalkning i litteraturstudien beror till en del på att kalkningarnas omfattning i det undersökta materialet också varierade, men också på att fisksamhällena i kalkade vatten i regel är mer instabila än samhällena i opåverkade vatten (Clair & Hindar 2005).

Denna rapport visar på tydliga och önskade effekter av kalkningen på fiskfaunan, vilket var förväntat med tanke på att det finns liknande positiva resultat från tidigare utvärderingar. Den svåra frågan är om fiskfaunan normaliseras. I många fall har vi sett att den kommit att likna neutrala referenser och inte omvandlats till den fiskfauna som återfinns i kalkrika vatten. Således kan vi anta att den normaliserats, men vi skulle behöva veta mer om varje vattendrags historia för att vara säkra. Vilka arter borde finnas eller har funnits? En sådan analys bör vara möjlig att göra, men torde vara arbetskrävande.

Denna utvärdering har inte varit inriktad på att studera förändringar på referenslokalerna. Några signifikanta effekter av naturlig återhämtning i sura referenser har inte noterats, vilket sannolikt beror på att surstötter (pH <5,6) fortsatt att uppträda, om än i lägre frekvens (Figur 6).

Det är även intressant att diskutera de arter för vilka signifikanta positiva förändringar inte noterats. Harr var en sådan art. Dataunderlaget är så ringa att säkra slutsatser inte kan dras på nationell nivå. Det är dock möjligt att harr expanderade i några vattendrag när öringbestånden var glesa och missgynnades efter kalkning när öringen ökade i förekomst. Detta till följd av att arterna konkurrerar och delar nisch som unga (Degerman m fl 2000). Harren är möjligen inte lika utsatt för surstötter då den leker på våren efter vårflodens avklingande. Det torde innebära att vattenkvaliteten för rom och yngel är betydligt mer gynnsam än för lax och öring som leker på hösten. Exemplet med harr belyser att responsen hos fisksamhället inte bara behöver bero direkt av vattenkvaliteten utan även kan orsakas av biotiska interaktioner mellan fiskarter. I takt med att faunan normaliseras av en förbättrad vattenkvalitet bör de biotiska interaktionerna få allt större betydelse för faunasamhällena.

Erkännanden

Det ligger oerhört många personers arbete bakom den verksamhet vi går igenom ovan. En del personer skymtar fram i de skriftliga referenser vi använt, men många nämns inte alls, speciellt alla dem som planerat och genomfört kalkning och undersökningar. Till alla, myndigheter, frivilliga och inte minst företag, vill vi framföra ett stort tack! Vi har inte heller glömt pionjärinsatserna på våra centrala myndigheter av Bosse Bengtsson, Anders Bogelius, William Dickson, Lennart Henrikson, Kjell Johansson, Jan-Erling Larsson, Pelle Nyberg, Torbjörn Svenson, Eva Thörnelöf och många, många fler.

Själva rapporten hade inte kommit till utan det starka stöd och hjälp vi fick från ett antal personer vid Havs- och vattenmyndigheten och landets länsstyrelser: Ingemar Abrahamsson, Johan Ahlström, Tobias Haag och Fredrik Nilsson.

Referenser

- Ahlström, J., Degerman, E., Lindgren, G. & P.-E. Lingdell, 1995. Försurning i små vattendrag i Norrland. Naturvårdsverket Rapport 4343. 129 p.
- Ahlström, J., 2012. Förändring av vattenkemi, bottendjur och fisk i Västerbottens vattendrag från 1993 till 2010. Länsstyrelsen i Västerbotten, meddelande 13, 25 s.
- Alenäs, I., Degerman, E. & L. Henrikson, 1995. Liming strategies and effects: the river Högvadsån case study. Ur: Henrikson, L. & Y.W. Brodin, 1995. Liming of Acidified Surface Water – A Swedish Synthesis. Springer Verlag, Berlin Heidelberg, sid:363-374.
- Almer, B., Dickson, W., Ekström, C. & E. Hörnström, 1978. Sulfur Pollution and the aquatic Ecosystem. Sid. 273-311. Ur: Nriagu, J.O. (ed.) Sulfur in the environment. Part II. Ecological impacts. John Wiley & Sons, Inc.
- Andersson, B.I., Alenäs, I. & H. Hultberg, 1984. Liming of a small acidified river (River Anråseån) in southwestern Sweden. Rep. Inst. Freshw. Res. 61: 16-27.
- Andrén, C., 2012. Toxicity of inorganic aluminium in humic streams. Doktorsavhandling, Stockholms Universitet, 42 s.
- Andrén, C. M. & B. C. Bergquist, 2000. Aluminium and damage to fish populations in limed streams. p 321. Acid Rain 2000, 6th International Conference on Acidic Deposition 10-16 december 2000. Tsukuba, Japan. Kluwer Academic Publishers.
- Andrén, C. M. & E. Rydin, 2009. Which aluminium fractionation method will give true inorganic monomeric Al results in fresh waters (not including colloidal Al)? Journal of Environmental monitoring, 11:1639-1646.
- Andrén, C. M. & E. Rydin, 2013. Toxicity of inorganic aluminium at spring snowmelt – In stream bioassays with brown trout (*Salmo trutta* L.). Sciences of the Total Environment 437: 422-432.
- Anonymous, 2009. Protection, restoration and enhancement of salmon habitat. NASCO Focus Area Report 2009, Nr 11. http://www.nasco.int/pdf/far_habitat/HabitatFAR_Norway.pdf
- Appelberg, M. 1998. Restructuring of fish assemblages in Swedish lakes following amelioration of acid stress through liming. Restoration Ecology 6: 343-352.
- Appelberg, M., Degerman, E., Johlander, A. & L. Karlsson, 1989. Liming increases the catches of Atlantic salmon on the west coast of Sweden. Nordic. J. Freshw. Res. 65:44-53.

- Appelberg, M. & E. Degerman, 1991. Development and stability of fish assemblages after lime treatment. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 48: 546-554.
- Appelberg, M., Degerman, E. & L. Norrgren, 1992. Effects of acidification and liming on fish in Sweden - a review. *Finnish fisheries research* 13: 77-91.
- Appelberg, M., Ekström, C. & E. Hörnström, 1990. Stora Härsjön – ett exempel på integrerad uppföljning av kalkningens effekter. *Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, Nr 1, 20 s.*
- Appelberg, M., Lingdell, P-E. & C. Andrén, 1995. Integrated studies of the effects of liming acidified waters (ISELAW-programme). *Water, Air and Soil Pollution* 85: 883-888.
- Appelberg, M. & T. Svensson, 2001. Long –term ecological effects of liming – the ISELAW programme. *Water, Air, and Soil Pollution* 130: 1745-1750.
- Beier, U., Degerman, E., Sers, B., Bergquist, B. & M. Dahlberg, 2007. Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten – utveckling och tillämpning av VIX. *Fiskeriverket FinFo 2007 (5)*. 59 s.
- Bernes, C., 1991. Försurning och kalkning i svenska vatten. *Monitor* 12. Naturvårdsverket Informerar. 144 s.
- Bergquist, B. C., 1991. Extinction and natural recolonization of fish in acidified and limed lakes. *Nordic J. Freshw. Res.* 66: 50-62.
- Bergquist, B. (ed), 2000. Kalkade vattendrag – miljö kvalitet och biologisk mångfald. Utvärdering av IKEU-programmets första sex år. *Naturvårdsverket Rapport 5076*. 167 s.
- Bergquist, B. & M. Dahlberg, 2009. Fisksamhällen i kalkade IKEU-vattendrag och okalkade referensvattendrag. s. 474-499. In: J. Munthe & A. Jöborn (eds.) *Utvärdering av IKEU 1990 - 2006. Syntes och förslag. Naturvårdsverket Rapport 6302*. 558 s.
- Bergquist, B., Degerman, E., Petersson, E., Sers, B., Stridsman, S. S. Winberg, 2014. Standardiserat elfiske i vattendrag – En manual med praktiska råd. *Aqua Reports 2014: 15*. 166 s.
- Bohlin, T., 1984. Kvantitativt elfiske efter lax och öring – synpunkter och rekommendationer. *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, Nr 4*, 33 s.
- Bohlin, T., Hamrin, S., Heggberget, T.G., Rasmussen, G. & S.J. Saltveit, 1989. Electrofishing – theory and practice with special emphasis on salmonids. *Hydrobiologia* 173: 9-43.
- Borg, H. & C. Andrén, 2009. Inverkan av kalkning på metaller i vattendrag. s 428-451. In: J. Munthe & A. Jöborn (eds.) *Utvärdering av IKEU 1990 - 2006. Syntes och förslag. Naturvårdsverket Rapport 6302*. 558 s.

- Borg, H. & A. Wilander, 2005. Water chemistry of Swedish lakes – influence of lime treatment and acidification. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 29: 738-741.
- Bradley, D. C. & S. J. Ormerod, 2002. Long term effects of catchment liming on invertebrates in upland streams. *Freshwater Biology* 47: 161-171.
- Carlsson, U. & T. Johansson, 1988. Effekter av aluminium och kalcium på överlevnad och reproduktion av öring (*Salmo trutta* L.) i två försurade vattendrag. *Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, Nr 11*, 21 s.
- Clair, T. A. & A. Hindar, 2005. Liming for the mitigation of acid rain effects in freshwaters: A review of recent results. *Environ. Rev.* 13: 91-128.
- Clayton, J. L., Dannaway, E. S., Menendez, R., Rauch, H. W., Renton, J. J., Sherlock, S. M. & P. E. Zurbuch, 1998. Application of limestone to restore fish communities in acidified streams. *North Amer. J. Fish. Manage.* 18: 347-360.
- Degerman, E., Fogelgren, J.-E., Tengelin, B. & E. Thörnelöf, 1986. Occurrence of salmonid parr and eel in relation to water quality in small streams on the west coast of Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution* 30:665-671.
- Degerman, E. & M. Appelberg, 1992. The response of stream-dwelling fish to liming. *Environmental Pollution* 78: 149-155.
- Degerman, E., Appelberg, M. & P. Nyberg, 1992. Effects of liming on the occurrence and abundance of fish populations in acidified Swedish lakes. *Hydrobiologia* 230: 201-212.
- Degerman, E., Fernholm, B. & P.-E. Lingdell, 1994. Bottenfauna och fisk i sjöar och vattendrag. Utbredning i Sverige. *Naturvårdsverket Rapport 4345*, 201 s.
- Degerman, E. & P.-E. Lingdell, 1993. pHSces - fisk som indikator på lågt pH. *Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet*, 3: 37-54.
- Degerman, E. & P. Nyberg, 1987. Fiskfaunans sammansättning och täthet i försurade och kalkade sjöar – en arbetsrapport. *Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm Nr 7*, 71 s.
- Degerman, E. & P. Nyberg, 1989. Effekter av sjökalkning på fiskbestånd. *Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, Nr 5*: 1-35.
- Degerman, E., Henrikson, L., Herrmann, J. & P. Nyberg, 1995. The effects of liming on aquatic fauna. In: L. Henrikson & Y.W. Brodin (eds). *Liming of acidified waters. A Swedish synthesis:221-282*. Springer Verlag.

- Degerman, E. & H. Schibli, 1998. Restaurering av västkustens laxälvar genom kalkning och biologisk återställning. Atlantlaxsymposium II, 15 maj 1998. Svenska kommittén för Atlantlaxens bevarande, 23 s.
- Degerman, E., Näslund, I. & B. Sers, 2000. Stream habitat use and diet of juvenile (0+) brown trout and grayling in sympatry. *Ecology of freshwater fish* 9:191-201.
- Degerman, E., Sjölander, E., Johlander, A., Sjöstrand, P., Höglind, K., Thorsson, L. & H. Carlstrand, 1990. Kalkning för att motverka försurnings-påverkan på fisk i rinnande vatten. *Inf. fr. Sötvattens-laboratoriet, Drottningholm*, Nr 4: 27-214.
- Degerman, E. & B. Sers, 1999. Elfiske. Standardiserat elfiske och praktiska tips med betoning på säkerhet såväl för fisk som fiskare. *Fiskeriverket Information* 1999:3, 69 s.
- Eriksson, F., Hörnström, E., Mossberg, P. & P. Nyberg, 1982. Ekologiska effekter av kalkning i sjöar och vattendrag. *Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm*, Nr 6, 96 s.
- Fiskeristyrelsen och Statens Naturvårdsverk, 1981. Kalkning av sjöar och vattendrag 1977-1981. *Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm*, Nr 4, 201 s.
- Fölster, J., Valinia, S., Sandin, L. & M.N. Futter, 2014. För var dag blir det bättre men bra lär det aldrig bli. Försurning av sjöar och vattendrag 2014. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2014:20, 43 s.
- Gensemer, R. W. & R. C. Playle, 1999. The bioavailability and toxicity of aluminium in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 29: 315-450.
- Henriksen, A., Lien, L., Rosseland, B. O., Traaen, T.S. & I. S. Sevaldrud, 1989. Lake acidification in Norway: Present and predicted Fish status. *Ambio* 18: 314-321.
- Henrikson, L. & Y.W. Brodin, 1995. *Liming of Acidified Surface Water – A Swedish Synthesis*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg. 458 p.
- Herrmann, J., Degerman, E., Gerhardt, A., Johansson, C., Lingdell, P.-E. & I.P. Muniz, 1993. Acid stress effects on stream biology. *Ambio* 22 (5): 298-307.
- Hesthagen, T. & B. M. Larsen, 2003. Recovery and re-establishment of Atlantic salmon, *Salmo salar*, in limed Norwegian rivers. *Fisheries Management and Ecology* 10: 87-95.
- Hesthagen, T., Larsen, B. M. & P. Fiske, 2011. Liming restores Atlantic salmon (*Salmo salar*) populations in acidified Norwegian rivers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 68: 224-231.

- Hesthagen, T., Sevaldrud, I. H. & H. M. Berger, 1999. Assessment of damage to fish populations in Norwegian lakes due to acidification. *Ambio* 28 (2): 112-117.
- Higgins, P.J., 1985. An interactive computer program for population estimation using the Zippin-method. *Aquaculture and Fisheries Management* 1: 287-297.
- Holmgren, K., 2009. Trender i IKEU-sjöarnas fiskfauna och jämförelser med okalkade referenssjöar. s 216-238. In: J. Munthe & A. Jöborn (eds.) Utvärdering av IKEU 1990 - 2006. Syntes och förslag. Naturvårdsverket Rapport 6302. 558 s.
- Kroglund, F., Finstad, B., Stefansson, S. O., Nilsen, T. O., Kristensen, T., Rosseland, B. O., Teien, H. C. & B. Salbu, 2007. Exposure to moderate acid water and aluminium reduces Atlantic salmon post-smolt survival. *Aquaculture* 273: 360-373.
- Kroglund, F. & M. Staurnes, 1999. Water quality requirements of smolting Atlantic salmon (*Salmo salar*) in limed acid rivers. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 56: 2078-2086.
- Lessmark, O., Degerman, E., Johlander, A. & E. Sjölander, 1986. Effekter av kalkning på fisk omedelbart nedströms kalkdoserare. *Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet*, Nr 5, 31 s.
- Lindström, T., Dickson, W. & G. Andersson, 1984. Reclaiming acid high mountain lakes by liming: a progress report. *Rep. Inst. Freshw. Res.* 61:128-137.
- Lundh, I., 1981. Kalkningseffekter på öringbestånd i Tjöstelsrödsån. *Inf. fr. Sötvattenslaboratoriet*, Nr 7, 24 s.
- Mant, R. C., Jones, D. L., Reynolds, B., Ormerod, S. J. & A. S. Pullin, 2013. A systematic review of the effectiveness of liming to mitigate impacts of river acidification on fish and macro-invertebrates. *Environmental Pollution* 179: 285-293.
- McClurg, S. E., Petty, J. T., Mazik, P. M. & J. L. Clayton, 2007. Stream ecosystem response to limestone treatment in acid impacted watersheds of the Allegheny plateau. *Ecological Applications* 17: 1087-1104.
- Muniz, I. P., 1984. The effects of acidification on Scandinavian fish fauna. *Phil. Trans. Royal Soc. London. Ser. B. Biol. Sci.* 305: 517-528.
- Naturvårdsverket, 2010a. Handbok för kalkning av sjöar och vattendrag. Handbok 2010:2 70 s.
- Naturvårdsverket, 2010b. Undersökningstyp: Elfiske i rinnande vatten. Havs- och vattenmyndighetens handledning för miljöövervakning. 15 s.

- Norrgren, L. & E. Degerman, 1993. Effects of different water qualities on the early development of Atlantic salmon and brown trout exposed in situ. *Ambio* 22 (4), Juni 1993.
- Nyberg, P., Appelberg, M. & E. Degerman, 1986a. Effects of liming on crayfish and fish in Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution* 31: 669-687.
- Nyberg, P., Degerman, E., Ekström, C. & E. Hörnström, 1986b. Försurningskänsliga rödingsjöar i Syd- och Mellansverige. *Inf. fr. Sötvattens-laboratoriet*, Nr 6, 240 s.
- Odén, S., 1968. Nederbördens och luftens försurning, dess orsaker, förlopp och verkan i olika miljöer. Statens Naturvetenskapliga Forskningsråd, Ekologi-kommittén, Bull. (1968).
- Olem, H., 1991. Liming acidic surface waters. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan.
- Ormerod, S. J. & I. Durance, 2009. Restoration and recovery from acidification in upland Welsh streams over 25 years. *J. Appl. Ecol.* 46: 164-174.
- Persson, G., 2008. Zooplankton response to long-term liming: Comparison of 15 limed and 15 reference lakes in Sweden. *Limnologica* 38: 1-13.
- Persson, G., 2009. Zooplanktons individtäthet och dess förändringar med tiden i kalkade, neutral och sura IKEU-sjöar. S.260-281. In: J. Munthe & A. Jöborn (eds.) *Utvärdering av IKEU 1990 - 2006*. Syntes och förslag. Naturvårdsverket Rapport 6302. 558 s.
- Sandøy, S. & R. M. Langåker, 2001. Atlantic salmon and acidification in southern Norway: A disaster in the 20th century, but a hope for the future? *Water, Air, and Soil Pollution* 130: 1343-1348.
- Schibli, H. & J. Ottosson, 1995. Elfisken i kalkade vatten inom Hallands län. Redovisning av elfisken 1951-1994. *Meddelande* 1995:2.
- Schibli, H. & L. Stibe, 2015. Elfiskeundersökningar inom kalkningsuppföljningen i Hallands län 1989-2014. Länsstyrelsen i Hallands län, Enheten för naturvård och miljöövervakning, *meddelande* 2015:3, 131 s.
- SS_EN 14011:2006, 2006 Vattenundersökningar – Provtagning av fisk med elektricitet. Svensk och Europeisk standard, Fastställd 2003-10-03. SIS Swedish Standards Institute. 17 p.
- Stendera, S., 2009. Status and trend analyses of benthic macroinvertebrates communities in three habitats of limed, acid, and neutral reference lakes. p.384-328. In: J. Munthe & A. Jöborn (eds.) *Utvärdering av IKEU 1990 - 2006*. Syntes och förslag. Naturvårdsverket Rapport 6302. 558 s.
- Söderbäck, B., (ed.), 1997. Biologisk mångfald i kalkade sjöar. Utvärdering av IKEU-programmets sex första år. Naturvårdsverket Rapport 4816. 66 s.

- Tammi, J., Appelberg, M., Beier, U., Hesthagen, T., Lappalainen, A. & M. Rask, 2003. Fish status survey of Nordic lakes: effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. *Ambio* 32: 98-105.
- Zippin, C., 1956. An evaluation of the removal method of estimating animal populations. *Biometrics* 12: 163-189.
- Zippin, C., 1958. The removal method of population estimation. *J. Wildl. Mgmt.* 22: 82-90.
- 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.

Bilaga 1. Ingående lokaler

Län	Vattendrag	Lokal	Kalkningsdata	Referenstyp
1	Bergshamraån	Bergshamra	Okalkad	Neutral
1	Bergshamraån	Kvarngården nedan he	Okalkad	Neutral
1	Bergshamraån	Riala nedan bron	Okalkad	Neutral
1	Bergshamraån	Utansbro	Okalkad	Neutral
1	Fitunaån	Fituna gård	Okalkad	Kalkrik
1	Fitunaån	Hin håles trädgård	Okalkad	Kalkrik
1	Fitunaån	Nedstr Källsta	Okalkad	Kalkrik
1	Kagghamraån	Huvudfäran Brinks öv	Okalkad	Kalkrik
1	Kagghamraån	Kvarnruinen	Okalkad	Kalkrik
1	Kagghamraån	Uringe överfart Bröt	Okalkad	Kalkrik
1	Loån	Nedan Vira bruk (3)	Okalkad	Kalkrik
1	Moraån	Ene gamla kvarn	Okalkad	Kalkrik
1	Moraån	Eneskolan	Okalkad	Neutral
1	Moraån	Folkpool	Okalkad	Neutral
1	Moraån	Saltå kvarn, cafeet	Okalkad	Kalkrik
5	Bulsjöån	Sunds bruk	Okalkad	Neutral
5	Bulsjöån	Sunds bruk dammen	Okalkad	Neutral
5	Bulsjöån	Visskvarn	Okalkad	Neutral
5	Börumsån	Ravinen	Okalkad	Neutral
5	Börumsån	Ravinen nedre	Okalkad	Kalkrik
5	Getåbäcken	Hultet	Sjö	
5	Kvarsebobäcken	Längst ner	Sjö	
5	Passdalsån	Hagänden	Okalkad	Neutral
5	Pinnarpsbäcken	Crossbanan	Okalkad	Neutral
5	Pinnarpsbäcken	Uppstr bron vindskyd	Okalkad	Neutral
5	Silverån	Forsorum	Okalkad	Neutral
5	Silverån	Ned bro Svinhultsväg	Okalkad	Neutral
5	Silverån	Ov.bron Svinhultsväg	Okalkad	Neutral
5	Skrivaremoån	Uppstr väg	Okalkad	Neutral
5	Torshagsån	Åby centrum	Sjö/Doserare	
6	Betarpsbäcken	Betarp	Sjö/Våtmark	
6	Bordsjöbäcken	V Oron ned damm norr	Okalkad	Kalkrik
6	Bordsjöbäcken	V Oron ned damm södr	Okalkad	Kalkrik
6	Brusaån	Vid väg 33	Våtmark	
6	Bullerbäcken	Spafors	Våtmark	
6	Bullerbäcken	Vid skogsväg	Våtmark	
6	Bäck fr Hörtingen	Målen-Amundarp	Sjö/Våtmark	
6	Bäck fr Lillahemsgöl	Hygge ned mossen	Våtmark	
6	Bäck från Teresjön	Utloppet	Sjö	
6	Bäckåsbäcken	Ödesbacka	Sjö	
6	Duvedsbäcken	Södra Duveled	Sjö	
6	Ekhultaån	Nedan fallet	Sjö	
6	Flankabäcken	100 m nedstr bro	Sjö	
6	Flankabäcken	Brännhult	Sjö	
6	Flankabäcken	Nedan tillflöde sjön	Sjö	
6	Flankabäcken	Sprottebo ned damm	Sjö	
6	Gagnån	Uppstr Fagerhult	Våtmark	
6	Gagnån	Ö. Bjälkatorp	Våtmark	
6	Gnyltån	Fredriksdal	Okalkad	Kalkrik
6	Gnyltån	Klackenhult	Sjö	
6	Gnyltån	Lundakvarn	Okalkad	Kalkrik
6	Gnyltån	Lunden	Okalkad	Kalkrik
6	Gårdvedaån	Beskvarn	Sjö	
6	Gårdvedaån	Hällaverket	Sjö	
6	Gårdvedaån	Ned damm Tångabo Kv	Sjö	
6	Gårdvedaån	Nedan Grytesjön	Sjö	
6	Helgaboån	Ref-lokal 45 m ned v	Okalkad	Sur
6	Helgaboån	Vid vägen	Okalkad	Sur
6	Hjorsetån	Södragårdskvarnen	Sjö/Våtmark	
6	Hornån	Ned fallsträckan	Våtmark	
6	Hornån	Olofström	Våtmark	
6	Horsån	Furuberg	Våtmark/Sjö	
6	Hästgångsån	300 m ned vägbron	Våtmark	
6	Hästgångsån	800 m ovan bron	Våtmark	
6	Hästgångsån	Hästgången	Våtmark	
6	Hästgångsån	Ned bron hästhagen	Våtmark	
6	Hästgångsån	Ovan bron hästhagen	Våtmark	
6	Högaforsån	Kvarnaberg	Våtmark/Sjö	
6	Jonsbobäcken	Nedan Rödjorna	Våtmark	
6	Kattån	250 m ned Hägnasjön	Våtmark	
6	Kattån	Sågeviken nedre	Våtmark/Sjö	
6	Knipån	Lilla Simontorp	Sjö	
6	Knipån	Stn 2, Gäbo	Sjö	
6	Knipån	Träbron	Sjö	
6	Kvarnaboån	Kvarnabo	Våtmark	
6	Kvarnån	800 m upp Gunnahemsj	Sjö	
6	Källerydsån	Ned järnväg ned damm	Våtmark	
6	Källerydsån	Stenshult	Våtmark	
6	Lillån	Beteshagen	Okalkad	Neutral
6	Lillån	Gamla stenbron	Okalkad	Neutral
6	Lillån	Ned Sjöåkradammen	Okalkad	Kalkrik
6	Lillån	Ned väg	Sjö	
6	Lillån	Tjurhagen	Okalkad	Kalkrik

6	Lomsjöån	Nedan Lomsjön	Sjö/Våtmark	
6	Lövsjöbäcken	Vattenfallet	Sjö/Våtmark	
6	Marieholmskanalen	Skärvhult	Sjö/Våtmark	
6	Moa sågbäck	Ned gamla sägen	Våtmark/Sjö	
6	Moa sågbäck	Ovan RV 27	Våtmark/Sjö	
6	Modalaån	Väg vid Ådala	Våtmark	
6	Nissan	Gamla stenbron	Våtmark	
6	Nissan	Nedan raserad bro	Våtmark	
6	Nissan	Nedströms Jära	Våtmark	
6	Nyemålaån	Lindefall	Sjö	
6	Nykyrkebäcken	Henebacken/Nykyrke	Våtmark	
6	Nykyrkebäcken	Skinnaretorpet	Våtmark	
6	Närmrebäck	Stenbron	Okalkad	Sur
6	Nödjuhultaån	1 km ned Hässlåsdam	Våtmark	
6	Nödjuhultaån	Ovan Nödjuhultavägen	Våtmark	
6	Radan	Moarydet 1 km nedstr	Sjö/Våtmark	
6	Radan	Radaholm	Sjö/Våtmark	
6	Radan	Rasjöns utl	Sjö	
6	Radan	Sandsebokvarn	Sjö	
6	Radan	Stenbron	Sjö/Våtmark	
6	Radan	Uppstr Sandsebokvarn	Sjö	
6	Rammsjöbäcken	SV Ängatorpet	Våtmark	
6	Rödån	Brännemossen	Våtmark	
6	Rödån	Nära mynningen	Våtmark	
6	Silverån	800 m upp Hulta såg	Okalkad	Neutral
6	Skämmningsforsån	Skogshemmet nedre	Våtmark	
6	Skämmningsforsån	Stn 1, Stensfors	Våtmark	
6	Storkvarnsån	Storkvarnen	Våtmark/Sjö	
6	Stödstorpaån/Högafor	Stödstorp	Våtmark/Sjö	
6	Svanån	Haraldsbo kvarn	Våtmark	
6	Svanån	Ned Lunnarsbovägen	Våtmark	
6	Svanån	Stora tallen	Våtmark/Sjö	
6	Svanån	Vid vägen	Våtmark	
6	Svartån	Elverket ned utlopp	Okalkad	Neutral
6	Svartån	Tranås Åsvallehultda	Okalkad	Neutral
6	Svartån	Vriggebodamm s:a får	Okalkad	Neutral
6	Sågån	Ned väg mot Knäppet	Våtmark/Doserare	
6	Sågån	Nedan fallet	Sjö	
6	Sågån	Vägbron	Sjö	
6	Tabergsån	G:a masugnen	Våtmark	
6	Trollsjöån	250 m ned Mellansjön	Sjö/Våtmark	
6	Valån	Bro vid Valebo	Sjö/Våtmark	
6	Valån	Gamla kvarnen	Sjö/Våtmark	
6	Valån	Nedan S. Vallsjön	Sjö/Våtmark	
6	Valån	Nedan vägen	Sjö/Våtmark	
6	Valån	Vid landsvägsbron	Sjö/Våtmark	
6	Vämmesån	SO Ångeberget	Sjö/Våtmark	
6	Västerån	2 km N Kinnared O ön	Sjö	
6	Västerån	2 km N Kinnared V ön	Sjö	
6	Västerån	Hultakvarnen	Våtmark/Sjö	
6	Västerån	Långarekull	Sjö	
6	Västerån	Nedan Ålarydssjön	Våtmark/Sjö	
6	Västerån	Skogsfors, torrfåran	Sjö	
6	Västerån	Uppåkra	Sjö	
6	Yxabäcken	Stenstorp	Sjö	
6	Årån	Bron söder S Sölaryd	Våtmark/Sjö	
6	Årån	Edskvarn	Våtmark/Sjö	
6	Åsabäcken	Olivefors	Våtmark	
6	Ålgabäcken	Kyllås	Våtmark/Sjö	
6	Ålgabäcken	Vägbro	Våtmark	
6	Ålgån	Granen	Våtmark	
6	Ålgån	Klerebo	Våtmark	
6	Ålgån	Ålgaryd	Okalkad	Neutral
6	Österån	Bongebo kvarn nedre	Våtmark/Sjö	
6	Österån	Bössingshult	Sjö/Våtmark	
6	Österån	Stensö	Våtmark/Sjö	
6	Österån	Ulvhultsån ned Ryasj	Våtmark/Sjö	
7	Alsterån	1.7 km nedstr Skahus	Sjö	
7	Alsterån	Nedstr. Åbron	Sjö	
7	Badebodaån	Kvarn vid Mada	Sjö/Doserare	
7	Bastaremålabäcken	Ovan vägen	Sjö/Våtmark	
7	Björkönaå	Vid Yafors	Sjö	
7	Bräkneån	Vid Nytorp	Doserare/Sjö	
7	Bäck fr L. Skårsjön	Nedströms vägbro	Sjö	
7	Bäck till Öjaren	Byasjöns utlopp	Sjö	
7	Drevån	1 km uppstr Mien	Sjö/Våtmark	
7	Fagerhultsån	Kraftledn rislycke	Doserare/Sjö	
7	Forsaån	Forsa nedstr landsvä	Sjö/Doserare	
7	Forsaån	Uppstr. Boabäck	Sjö/Doserare	
7	Helge å	Aspholmen 2	Sjö/Doserare	
7	Helge å	Fredriksfors	Sjö/Doserare	
7	Helge å	S Linnefalla	Doserare/Sjö	
7	Hökabäcken	200 m n landsväg	Sjö	
7	Krokån	Vid Tippet	Doserare	
7	Kåpsjöbäcken	SO Skinnersböle	Doserare	
7	Kårestadsån	Oxhagen/Rämningen	Doserare	
7	Lidhultsån	Ned bron ädelning	Sjö/Doserare	

7	Lilla Helge å	Tjurkö kvarn Helgaån	Sjö	
7	Lillån	100 m ned Ålgasjön	Sjö/Doserare	
7	Lillån	Hallaryd	Doserare	
7	Lillån	Johannesberg	Sjö/Doserare	
7	Lugnån	Upp doseraren Asa	Doserare/Sjö	
7	Lunkbäcken	Nedre Mien-bron	Sjö	
7	Lunkbäcken	Upp till sjön	Sjö	
7	Lunkbäcken	Uppströms väg	Sjö	
7	Norrhultsbäcken	Oxberget ned väg	Okalkad	Neutral
7	Norrhultsbäcken	Upp väg 31/6b	Okalkad	Neutral
7	Sandsjöån	Norr Sägtorpet	Sjö	
7	Siggabodaån	Uppstr. gångbro	Sjö/Doserare	
7	Svanåsbäcken	Svanås kvarn	Sjö	
7	Svanåsbäcken	Vid sommarstugan	Sjö	
7	Sågebäcken	300 m uppstr vägen	Sjö	
7	Vänneån	Fagerdala landsv.brö	Doserare	
7	Vänneån	V Hallarna	Doserare/Våtmark	
7	Ålkistebäcken	Vid Brudunge	Sjö	
8	Alsterån	Brotorp	Sjö/Doserare	
8	Alsterån	Norra kvillen (kvarn	Sjö/Doserare	
8	Alsterån	Strömsrums ekhage	Sjö/Doserare	
8	Alsterån	Torsrums kvarn	Sjö/Doserare	
8	Alsterån	Ålem ned bron n:a	Sjö/Doserare	
8	Bjärkenån	NV Bjärkhult	Sjö	
8	Morån	700 m ovan Mörtsjön	Okalkad	Neutral
8	Morån	Ned Mörkesjöbäcken	Okalkad	Neutral
8	Morån	Vid stenspången	Okalkad	Neutral
8	Virån	Stensjöby huvudfåran	Okalkad	Neutral
9	Gartarveån	Gartarve	Okalkad	Neutral
9	Gothemsån	Kvarnränna Malmunde	Okalkad	Neutral
9	Hugraifsån		Okalkad	Neutral
9	Hultungsån	3-5 l småspigg	Okalkad	Neutral
9	Ireån	Martebokanalen	Okalkad	Neutral
9	Själsoån	Mellan	Okalkad	Neutral
9	Själsoån	Nedre	Okalkad	Neutral
9	Själsoån	Övre	Okalkad	Neutral
9	Snoderån	Borum	Okalkad	Neutral
9	Vikeån	Västers kanal	Okalkad	Neutral
10	Alltidhultsån	Alltidhult	Doserare/Sjö	
10	Bräkneån	Gummagölsmåla	Doserare	
10	Gallån	Ned Kråketorp	Sjö	
10	Grytån	Länsgränsen	Sjö/Doserare	
10	Hejasjöbäcken	Upp vägen höger fåra	Doserare/Våtmark	
10	Holjeån	Uppstr Arv (avl.ren.	Sjö/Doserare	
10	Husörenbäcken	Uppstr vägen	Våtmark/Sjö	
10	Kärnsjöbäcken	50 m från mynningen	Sjö/Våtmark	
10	Lillån	Vid åstugan	Sjö	
10	Listerbyån	Byvägen ovan fisktra	Sjö/Våtmark	
10	Listerbyån	Djurtorp	Sjö/Våtmark	
10	Listerbyån	Ned fisktrappa Liste	Sjö/Våtmark	
10	Lyckebyån	Biskopsberg åstugan	Sjö/Doserare	
10	Lyckebyån	Johansfors	Sjö/Doserare	
10	Lyckebyån	Mariefors	Sjö/Doserare	
10	Lyckebyån	Stubbelycke/Viökvarn	Doserare/Sjö	
10	Mieån	Grimsmåla	Sjö	
10	Mieån	Länsgränsen sidofåra	Sjö	
10	Mieån	Ned gamla bron	Sjö	
10	Nättrabyån	Måstad	Sjö/Våtmark	
10	Nättrabyån	Ned damm Alnaryd	Sjö/Våtmark	
10	Nättrabyån	Notarna	Sjö	
10	Nättrabyån	Upp damm Alnaryd	Sjö/Våtmark	
10	Ronnebyån	Djupafors finpappers	Sjö/Doserare	
10	Siggarsån	Modala kvarn	Sjö	
10	Silletorpsån	Bubbetorp järnvägen	Sjö	
10	Snövlébodaån	Olofström	Sjö/Doserare	
10	Snövlébodaån	Snöfors	Sjö/Doserare	
10	Vilshultsån	Flyborgstorpet	Sjö/Doserare	
10	Östra Orlundsån	Nedre Skärpinge	Sjö	
10	Östra Orlundsån	Pukavik E22	Sjö	
12	Drivån	Ca 1 km SV Drivebro	Doserare	
12	Drivån	L Stockhult ned bron	Doserare	
12	Emmaljungabäcken	Ned Gårdsjön/Hyngarp	Sjö	
12	Faxerödsbäcken	Ned doserare upp väg	Doserare/Våtmark	
12	Holjeån	Länsgränsen k/1-län	Sjö/Doserare	
12	Hörlingeån	1 km S Aggarps skola	Okalkad	Neutral
12	Hörlingeån	Aggarp	Okalkad	Neutral
12	Hörlingeån	Möllarp	Okalkad	Neutral
12	Krusån	Sågmölletorpet	Doserare	
12	Lillån	Kvarnen	Okalkad	Neutral
12	Lillån	Visseltofta	Doserare	
12	Rinn	Ned doserare upp väg	Doserare	
12	Rinn	Upp doserare 20 m up	Okalkad	Sur
12	Röke å	Ned Humlesjön	Sjö	
12	Simontorpsån	Bro N Kylan	Doserare	
12	Simontorpsån	Upp Skeingesjön	Doserare	
12	Skärån	Kopparhatten 2 bron	Okalkad	Kalkrik
12	Skärån	O Kopparhatten	Okalkad	Kalkrik

12	Skärån	Skärålid ovan dammen	Okalkad	Kalkrik
12	Tommabodaån	Traneboda ned dosera	Doserare	
12	Tostarpsbäcken	Ottarp	Okalkad	Kalkrik
12	Tosthultsån	G:a kvamen	Doserare	
12	Tosthultsån	N Ubbasjön	Doserare	
12	Tosthultsån	S Hunshult	Doserare	
12	Trollbäcken	Lekp 200 m upp stn 1	Okalkad	Sur
12	Trollbäcken	Mynningsnära	Okalkad	Sur
12	Trollbäcken	Nedstr bron	Okalkad	Sur
12	Verkaån	Järnvägsbron	Okalkad	Kalkrik
12	Verkaån	Nedstr Hallamölla	Okalkad	Kalkrik
12	Verkaån	Trulsbo	Okalkad	Kalkrik
12	Verkaån	Uppstr Öradekaren	Okalkad	Kalkrik
12	Verkaån	Ådala	Okalkad	Kalkrik
12	Vilshultsån	Nedstr Rönnesjön	Doserare/Sjö	
12	Värsjön	Osbäcken Boalt vägen	Sjö	
12	Århultsbäcken	Ned doserare upp väg	Doserare	
13	Albäcken	Albäck ned landsv.br	Sjö	
13	Alslövsån	Isakullsv.upp sam.fl	Sjö	
13	Alslövsån	Mölla ned bro/Brukett	Sjö/Doserare	
13	Alslövsån	Nybyggabygg/Ned Börj	Doserare/Sjö	
13	Alslövsån	Sjögård	Doserare/Sjö	
13	Arlösabäcken	Arlösagård upp Senna	Våtmark	
13	Björnbäcken	Hult V om	Våtmark	
13	Blankan	Mejeribacken	Doserare	
13	Blankan	Nybygget	Doserare	
13	Blankan	Ryerna	Doserare	
13	Boarpsbäcken	B.ned Ringabäck.utlo	Våtmark	
13	Boarpsbäcken	Jvgsbron utloppet	Våtmark	
13	Boarpsbäcken	Nedstr laxtrappan	Våtmark	
13	Broabäcken	Ned väg till Gräsås	Våtmark	
13	Brostorpsån	Bro NV Veinge kyrka	Våtmark/Doserare	
13	Brostorpsån	Bron Göstorps kvarn	Våtmark/Doserare	
13	Brostorpsån	Ned Allareds mölla	Doserare/Våtmark	
13	Brostorpsån	Ned gångbro/cementfa	Våtmark/Doserare	
13	Brostorpsån	Ned vägbro/Vanningen	Doserare/Våtmark	
13	Brostorpsån	Upp Allareds mölla	Doserare/Våtmark	
13	Brostorpsån	Upp Öradebäckens utl	Doserare/Våtmark	
13	Brostorpsån	Öringe mölla	Våtmark/Doserare	
13	Brunnsbäcken	Körsveka	Våtmark	
13	Bölarpsån	Bölarp bron uppstr	Våtmark	
13	Börjeån	Börjebro upp/ned dos	Doserare	
13	Döblaån	N bron mot Nybygget	Sjö/Doserare	
13	Fageredsån	Fare kvarndamm	Våtmark	
13	Fageredsån	Fridhemsberg	Våtmark	
13	Fylleån	Björkelund	Doserare	
13	Fylleån	Bårared	Sjö	
13	Fylleån	Linneberg ned dammen	Doserare	
13	Fylleån	Marbäck	Doserare	
13	Fylleån	Marbäck-giftgraven	Doserare	
13	Fylleån	Marbäcks kraftverk	Doserare	
13	Fylleån	Snöstorp	Doserare	
13	Fylleån	Tolarp	Doserare	
13	Fylleån	Åmarp	Doserare	
13	Fälån	Träindustri	Sjö/Våtmark	
13	Fönhultaån	Upp Oklängen landsvä	Sjö/Doserare	
13	Galtabäcken	Ovan vägbro upp utlo	Våtmark	
13	Getabäcken		Våtmark	
13	Himleån	Skärte nedstr krv	Sjö	
13	Hjärtaredsån	Nedan Iglasjöbäcken	Sjö	
13	Hovgårdsån	Munkhättan	Doserare	
13	Hultån	Hult ned kvarn	Våtmark	
13	Hultån	Kåphult ned landsväg	Våtmark	
13	Högvadsån	Horsared	Sjö/Doserare	
13	Högvadsån	Lia	Sjö/Doserare	
13	Högvadsån	Nydala	Sjö	
13	Högvadsån	Ryen	Sjö	
13	Högvadsån	Sumpa	Sjö	
13	Högvadsån	Ullared	Sjö/Våtmark/Doserare	
13	Klippebäcken	Jonstorp uppstr bron	Våtmark	
13	Knebildstorpäcken	Ned industriomr.	Okalkad	Kalkrik
13	Knebildstorpäcken	Uppstr Simmarv.	Okalkad	Kalkrik
13	Krokabäcken	Krokagård	Okalkad	Sur
13	Kungsbackaån	Alafors kvarn	Sjö	
13	Kungsbackaån	Alafors Thörns villa	Sjö	
13	Kvarnbäcken	Mälltorp vid bro	Sjö	
13	Lillån	Bräcke gård	Sjö	
13	Lillån	G:a järnvägsbron	Våtmark	
13	Lillån	Järnbo	Sjö	
13	Lillån	Nedre gamla lokalen	Våtmark/Sjö	
13	Lillån	Ovan Bolet	Våtmark	
13	Lillån	Svarträ	Sjö	
13	Lillån	Vessigebro	Sjö	
13	Lillån/Bosgårdsån	Ned Bosgårdsfallet	Okalkad	Sur
13	Lillån/Bosgårdsån	Ovan Nissastigen	Okalkad	Sur
13	Lillån/Bosgårdsån	Syd Torup	Okalkad	Sur
13	Lusabäcken	Hallandsleden	Våtmark/Sjö	

13	Lyngabäcken	Ned bro L. Ättarp	Våtmark	
13	Musån	B. Nilssons hölja	Sjö	
13	Mäsån	Stackenäs ov. landsv	Sjö	
13	Norrebäcken	N Husaltesjön	Våtmark	
13	Nyrebäcken	Nedstr kvarn möllegå	Okalkad	Kalkrik
13	Nyrebäcken	P. Bertils stuga	Okalkad	Kalkrik
13	Rammabäcken	Ned Domarpsdammen	Sjö	
13	Rolfsån	Gåsevadhalm bro höge	Sjö/Våtmark	
13	Rolfsån	Hjälms	Sjö/Våtmark	
13	Sennan	Järnv.bro-landsv.bro	Doserare/Våtmark	
13	Sennan	Simlångsbron/Virseha	Doserare/Våtmark	
13	Sennan	Ställverket/Vfallsbr	Doserare	
13	Sennan	Ångskullahagen	Sjö	
13	Skällesjöbäcken		Sjö/Våtmark	
13	Skärshultaån	Hannedal	Doserare/Sjö	
13	Slien	Utloppet	Våtmark	
13	Slissån	Lindhults kvarn	Våtmark/Doserare	
13	Slissån	Nedstr fiskodlingen	Våtmark/Doserare	
13	Smedjeån	Bron ned Oxhultasjön	Doserare	
13	Smedjeån	Bron väg 24/Tormarp	Doserare	
13	Smedjeån	Horsabäcks kvarn	Doserare	
13	Smedjeån	Ränneslövs kvarn	Doserare	
13	Smedjeån	Skråmered	Doserare	
13	Stensån	Krokhus s:a grenen	Våtmark	
13	Stensån	Kungsbygget	Doserare	
13	Stensån	Källstorp nedre	Doserare	
13	Stensån	Kärramölla ned bron	Doserare/Våtmark	
13	Stenån	Nedst Hovgårds kvarn	Sjö	
13	Stockaån/Sandabäcken	Nedstr kvarnen	Sjö/Våtmark	
13	Stockån	Okome nedstr kvarn	Doserare/Sjö	
13	Stockån	Okome uppstr kvarn	Doserare/Sjö	
13	Sundstorpsån	Kvarnås nedstr damm	Sjö/Våtmark	
13	Suseån	Brynestorps bro	Våtmark/Doserare	
13	Suseån/Mostorpsån	Bostället	Doserare	
13	Suseån/Mostorpsån	Edmans stn/Mostorp	Doserare	
13	Suseån/Mostorpsån	Väg 150 Ballalyckan	Doserare	
13	Sutarebäcken	Nedre	Våtmark	
13	Svartavadsbäcken	Svartavad/ned bron	Våtmark	
13	Svartavadsbäcken	Svinabäck/ned Svinge	Våtmark	
13	Teglabäcken	Blomäng	Sjö	
13	Teglabäcken	Kvarnehall travsling	Sjö	
13	Trönningeån	Kyrkan	Okalkad	Kalkrik
13	Trönningeån	Nedstr Eliasson	Okalkad	Kalkrik
13	Ulvatorpsbäcken	St Råred/Ulvatorp	Våtmark	
13	Ulvsnäsabäcken	Bro upp riksväg 25	Doserare/Våtmark	
13	Ulvsnäsabäcken	Nortorp ned doserare	Doserare/Våtmark	
13	Vekabäcken	Veka	Våtmark	
13	Öradebäcken	Ovan utlopp 200 m	Våtmark	
13	Ösjoåbäcken	Lureföret	Våtmark	
13	Österån	Landeryd ovan bro sa	Sjö/Våtmark	
14	Abborrtjärnsbäcken	Nedre	Våtmark	
14	Alebäcken	Gångbron	Sjö	
14	Anräsälven	Hud	Okalkad	Neutral
14	Anräsälven	Kalleby	Okalkad	Neutral
14	Anräsälven	Stora Anräs g:a kvar	Okalkad	Neutral
14	Blötevattsbäcken	Blötevattsbäcken	Sjö/Våtmark	
14	Braserödsbäcken	Braseröd	Sjö/Våtmark	
14	Brattorpsån	Gångbron över ån	Sjö	
14	Brattorpsån	Torpet ången	Sjö	
14	Brattorpsån	Törresröd	Sjö	
14	Brattorpsån	Uppstr "ången"	Sjö	
14	Brodalsbäcken	Dämmet	Våtmark	
14	Brodalsbäcken	G:a dämmet	Våtmark	
14	Brämstjärnsbäcken		Sjö	
14	Bälån	Stampen	Sjö	
14	Bäck fr. St.Råvattne	Mungårderud	Sjö	
14	Bäck från Pickerudtj	Ovan fallet	Sjö	
14	Bäck från Skriktjärn	Spargott ovan vägen	Våtmark	
14	Djäknabäcken	Ned kulvert Djäknasu	Sjö	
14	Ejgdebäcken	Ejgdebäcken	Sjö	
14	Ejgstån	Spoltorp ned böjarna	Okalkad	Neutral
14	Ejgstån	Övre Ejgst	Okalkad	Neutral
14	Ejgstån	Övre Spoltorp	Okalkad	Neutral
14	Ekelidbäcken	Sågemyrarna	Våtmark/Sjö	
14	Ekån	Frugården	Våtmark	
14	Ekån	Furuliden	Våtmark	
14	Enån	Grevareds kvarn	Våtmark	
14	Finnebäcken	Bergfoten	Sjö/Våtmark	
14	Forsån	Ishockeyrinken	Sjö	
14	Getbroälven	Nedstr Rövattnet	Våtmark/Doserare	
14	Gisslebäcken	Gissle	Sjö	
14	Gisslebäcken	Ned bro och kulvert	Sjö	
14	Granviksån	Granviks vårdshus	Sjö	
14	Grubberödsälven	Grubberöd	Sjö	
14	Grössbyån	E6	Våtmark/Sjö	
14	Grössbyån	Sågen	Våtmark/Sjö	
14	Gärsebäcken	Mynningen	Våtmark	

14	Gärån	Nedan fallen	Sjö	
14	Gärån	Skogen G2	Sjö	
14	Hagabäcken	Stenbron	Våtmark	
14	Hallerudsälven	Vid Elvestad	Sjö	
14	Hassungaredsbäcken	Hassungared	Sjö/Våtmark	
14	Hedån	Väggkorset Edared	Våtmark/Sjö	
14	Hensbackabäcken	Hensbackabäcken	Sjö	
14	Herrgusserödsån	E6	Sjö/Våtmark	
14	Hjulån	Ödenäs kvarn	Sjö	
14	Hjällöbäcken	Gate kvarn sammanflö	Våtmark	
14	Hjällöbäcken	Hjällö herrgård	Våtmark	
14	Hjällöbäcken	Häggen	Våtmark	
14	Hjällöbäcken	Norra grenen nordhag	Våtmark	
14	Hornån	Vasse	Sjö	
14	Hultabäcken	Kvarnrännan	Sjö/Våtmark	
14	Hultabäcken		Sjö/Våtmark	
14	Hällsdammsbäcken	Kyrkan	Våtmark	
14	Hästerydsbäcken	Hästeryd	Sjö	
14	Iglabäcken	Hjorttorp	Sjö	
14	Issjöbäcken	Sågen	Sjö	
14	Jörlandaån	Nedre/Haga v:a	Våtmark/Sjö	
14	Jörlandaån	Ranebo/övre	Våtmark/Sjö	
14	Jörlandaån	Smedseröd/väggkanten	Våtmark	
14	Kallebäcken	Korsbäcken	Våtmark	
14	Kasebäcken	Ned bron	Sjö	
14	Kasenbergsån	Gamla sågen	Sjö	
14	Kasenbergsån	Syd Läbytorp	Sjö	
14	Kesnacksälven	Grustäkt nedre	Sjö	
14	Kesnacksälven	Kesnacke kvarn	Sjö	
14	Kesnacksälven	Snaggenässjöns utl	Sjö	
14	Kilandaån	Säteriet 100 m uppst	Sjö	
14	Kroksjöbäcken	Kroksjö	Sjö	
14	Krokstrandsbäcken	Liden ned bron	Sjö	
14	Kroksån	Gamla stenbron	Doserare/Sjö	
14	Kroksån	Grevakila	Doserare/Sjö	
14	Kroksån	Lönshultet	Doserare/Sjö	
14	Kullabäcken	Kulla	Våtmark	
14	Kullaån	Upp motorvägen E20	Sjö	
14	Kvarnabäcken	Nedstr sågen	Sjö	
14	Kvarnsjöbäcken	Kvarnsjöbäcken	Sjö	
14	Källerbäcken	Gården Källen	Våtmark	
14	Kärraån	Nedre station	Sjö/Våtmark	
14	Kärraån	Ny	Sjö/Våtmark	
14	Kärraån	Övre station	Sjö/Våtmark	
14	Laxån	200 m ned väg Hindås	Sjö/Doserare	
14	Laxån	Stn 4	Sjö/Doserare	
14	Lillån	Grustäkt (vägbro)	Våtmark	
14	Lillån (Enån)	Stråtehed	Våtmark	
14	Lindomeån	Stenen	Sjö	
14	Lindomeån	Ålgårdsbacka nedre	Sjö	
14	Lindåsabäcken	Kärrholm nedre	Okalkad	Neutral
14	Liverödsälven	Vägbron Liveröd	Våtmark/Sjö	
14	Ljungaån	Fritslavägen upp kul	Våtmark/Sjö	
14	Ljungaån	Stn 6 nedstr kulvert	Våtmark/Sjö	
14	Ljungaån	Sågverket	Våtmark	
14	Lundaboån	Ovan landsvägsbron	Sjö/Våtmark	
14	Lygnöån	Lygnared	Våtmark/Doserare	
14	Lygnöån	Ned väg 180	Våtmark/Doserare	
14	Lärjeån bf.	Huvudfäran bf Hälleb	Våtmark/Sjö	
14	Madbäcken	Uddalen	Våtmark	
14	Maryd å	Tvärhult	Sjö	
14	Maryd å	Uppstr väg 180	Sjö	
14	Måbäcken	Vägbron	Våtmark/Sjö	
14	Mölnebäcken		Sjö	
14	Mörtsjöbäcken	Staråsen	Våtmark	
14	Nolbyälven	Ångsvägen bron	Sjö	
14	Nolån	Bollebygd ovan Shell	Våtmark/Sjö	
14	Nolån	Hedared beteshage	Våtmark/Sjö	
14	Nolån	Hedared nedan kvarn	Våtmark/Sjö	
14	Nolån	Mårtensbacka ned	Våtmark	
14	Nolån	Mårtensbacka upp	Våtmark/Sjö	
14	Nolån	Ovan sågen	Våtmark	
14	Nolån	Ovan Töllsjön idr.pl	Våtmark	
14	Nordån	Klev	Sjö	
14	Nordån	Torstad	Sjö/Våtmark/Doserare	
14	Pliktån	Träbron SV Getås	Sjö	
14	Porsån	Porsån	Sjö/Våtmark	
14	Remnebäcken	Nedre sträckan	Sjö/Våtmark	
14	Restebäcken	200 m ovan gamla E6	Sjö/Våtmark	
14	Rosabäcken	Valsjöryd	Våtmark	
14	Rullån	Hyndarp	Våtmark	
14	Ryabäcken	Kvarnslätt	Våtmark	
14	Ryabäcken	Rishamra	Våtmark	
14	Ryrsjöbäcken	Ned Ryrsjön	Sjö	
14	Ryssbybäcken		Våtmark/Sjö	
14	Rättån	Uppstr landsvägskulv	Sjö/Våtmark	
14	Rämne å	Gamla kvarndammen	Våtmark	

14	Rämne å	Ovan bro	Våtmark	
14	Rördalsån	Stn 4	Sjö	
14	Sandaredsån	Backabo ned doserare	Doserare	
14	Sandsjöbäcken	Ingsered	Sjö/Våtmark	
14	Sannersbybäcken	Stn 2	Våtmark/Sjö	
14	Sannersbybäcken	Vid sågen	Våtmark/Sjö	
14	Skredsviksån	Biflödet	Okalkad	Kalkrik
14	Skredsviksån		Okalkad	Kalkrik
14	Skredsviksån		Okalkad	Kalkrik
14	Skuggälven	Mörkebacka g:a lok 1	Sjö	
14	Skuggälven	Nordvammssjöns utl 3	Sjö	
14	Skuggälven	Salen (4406)	Sjö	
14	Skuggälven	Ångarna	Sjö	
14	Skvättebäcken	TGB-industri	Våtmark	
14	Skällsjöbäcken	Ned Björrod	Våtmark/Sjö	
14	Skörsbobäcken	Upp vägtrum.Kungälvs	Våtmark	
14	Slereboån	Slerebo/Drängedalen	Sjö/Våtmark	
14	Solbergsån	Kvarnen	Sjö	
14	Solbergsån	Mariedal	Sjö	
14	Sollumsån	300 m ned krv sollum	Sjö	
14	Sollumsån	Fridhem	Sjö	
14	Sollumsån	Ned ånghagen	Sjö	
14	Stinnerödsån	Stinnerödsån	Sjö	
14	Stockaälven	Skogsvägen	Sjö	
14	Stommebäcken	Stommen ned vägen	Okalkad	Sur
14	Storån	150 m ned g:a stenbr	Sjö/Våtmark	
14	Storån	Nedan Bosgårdens krv	Våtmark/Sjö	
14	Strömsbäcken	Ned fall vid Uxås	Sjö	
14	Störtaredsån	Uppstr Lygnö	Doserare/Våtmark	
14	Suledälven	Bron	Sjö	
14	Suledälven	Skakerud	Sjö	
14	Surtan	Friared	Våtmark/Sjö	
14	Surtan	Gamla stenbron (ref)	Våtmark	
14	Surtan	Hajom - bron	Våtmark/Sjö	
14	Surtan	Hyssna g:a kyrkan	Våtmark/Sjö	
14	Surtan	Hägnabergen	Våtmark/Sjö	
14	Surtan	Klateberg	Våtmark/Sjö	
14	Surtan	Melltorps kvarn	Våtmark/Sjö	
14	Surtan	Mölnebacka kvarn	Våtmark/Sjö	
14	Surtan	Ned kalkdoseren	Våtmark/Sjö	
14	Surtan	Skoghem	Våtmark/Sjö	
14	Surtan	Storegården	Våtmark/Sjö	
14	Svansjöbäcken	Svanshult	Sjö	
14	Svartåbäcken	Kohagen	Våtmark	
14	Svartåbäcken	Nedan fallet	Våtmark	
14	Svartåbäcken	Vid broarna	Våtmark	
14	Svingån	Ned vägtrumma cement	Sjö	
14	Sågarebäcken	Kvarnortorp	Sjö	
14	Sågån	Skolan	Sjö	
14	Söabäcken	N Boda	Sjö/Våtmark	
14	Sögårdsbäcken	Nedom fallet	Sjö/Våtmark	
14	Sörån	Blinneberg	Sjö/Våtmark	
14	Sörån	Horsvadsbron	Sjö/Våtmark/Doserare	
14	Sörån	Nedan HP	Sjö/Våtmark/Doserare	
14	Sörån	Nedan sågen	Sjö/Våtmark/Doserare	
14	Taske å	Bråten	Sjö/Våtmark	
14	Taske å	Elkabel kohagen	Våtmark/Sjö	
14	Taske å	Koloniområdet	Sjö/Våtmark	
14	Tingsjöbäcken	Hyttehamn	Sjö	
14	Tjöstelserödsbäcken	Ankdammen	Sjö/Våtmark	
14	Tjöstelserödsbäcken	Esset	Sjö/Våtmark	
14	Tjöstelserödsbäcken	Gården	Sjö/Våtmark	
14	Tjöstelserödsbäcken	Mynningen	Sjö/Våtmark	
14	Tjöstelserödsbäcken	Skolan	Sjö/Våtmark	
14	Tjöstelserödsbäcken	Spången	Sjö/Våtmark	
14	Tjöstelserödsbäcken	Trumman	Sjö/Våtmark	
14	Tomtabäcken	Nedan väg och fall	Våtmark	
14	Torestorpsån	Brokvarn	Sjö	
14	Torestorpsån	Strömma nedstr bro	Sjö	
14	Torestorpsån	Svanefors sågrännan	Sjö	
14	Torpbacken	Norra grenen	Sjö/Våtmark	
14	Torpbacken	Ovan bron Västerröd	Sjö	
14	Tubbarebäcken	Ned traktorväg/övre	Våtmark	
14	Tubbarebäcken	Uppstr kulvert	Våtmark	
14	Tvärån	Härsjödamm	Sjö	
14	Töftedalsån	Bondemon	Våtmark	
14	Töftedalsån	Heden	Våtmark	
14	Töftedalsån	Lägren övre	Våtmark	
14	Ularåsbäcken	Hulta ovan vägen	Våtmark	
14	Ularåsbäcken	Nedan fallen	Våtmark	
14	Valbakebäcken	Buar	Våtmark	
14	Valboån	Genevi fotbollsplan	Våtmark/Sjö	
14	Valboån	Skarven - nedre	Våtmark	
14	Vallerån	Nedom fallet	Sjö/Våtmark	
14	Valån	Bro skogsväg	Sjö	
14	Vrängsbäcken	Mullkallsäter	Våtmark	
14	Vängaån	Vagnshed	Sjö	

14	Västerlandaån	100 m ned station 1	Sjö
14	Västerlandaån	Ned kvarnen	Sjö
14	Västerån	Kvarntorp	Våtmark
14	Västerån	Lid	Våtmark
14	Västerån	Nedan bron	Våtmark
14	Västerån	Träbro Lämmared	Våtmark
14	Åsebolsbäcken	250 m nedstr kvarnda	Doserare
14	Ålgsjöbäcken	Nedre	Sjö
14	Ålgsjöbäcken	Övre	Sjö
14	Östadbäcken	Östad säteri	Sjö
17	Ackan	V Kroksättern	Våtmark
17	Acksjöälven	Säljeheden	Sjö
17	Alkebäcken	Tvättstugan	Sjö
17	Avundsåsån	Bron N Bograngstjärn	Sjö
17	Barlindshultsälven	Lenungshammar	Sjö
17	Barlindshultsälven	O Hävden	Sjö
17	Björka älv	Uppstr bron	Sjö
17	Borrälven	Bergen N	Sjö
17	Bratta älv	V Sägabacken	Sjö
17	Bruksälven	Fredros	Sjö
17	Bubäcken	N boda	Sjö
17	Buvattsälven	Ångåsen	Sjö
17	Byckelsälven	Uppstr '63:an'	Sjö
17	Bärhusälven	Granmon	Sjö
17	Edsälven	Sanded	Sjö
17	Ekälven	Bortan	Sjö
17	Enån	Ned sägen	Sjö
17	Enån	NV N:a Ånberg	Sjö
17	Enån	V Ena	Sjö
17	Fäbroälven	Kvarnen	Våtmark/Sjö
17	Fämtan	N Nolnäs	Sjö/Våtmark/Doserare
17	Fämtan	Stenledaren	Sjö/Våtmark/Doserare
17	Fämtan	Vindskyddet	Sjö/Våtmark/Doserare
17	Gravälven	Belsingtorp	Sjö
17	Gravälven	Rinterud NO om	Sjö/Doserare
17	Greånaälven	Greåna	Sjö
17	Grundan	Hoforsen	Våtmark/Sjö
17	Grundan	SV om Tönnesättern	Våtmark
17	Gärdsjöälven	Ålkärnsrud NV	Sjö
17	Halgån	NV Halgå	Våtmark/Sjö
17	Halgån	SO Ennarbolssättern	Sjö/Våtmark
17	Hasslan	SV Gammelhagen	Sjö
17	Havån	Kvambäcken utlopp	Sjö/Våtmark
17	Honkamacksbäcken		Våtmark
17	Hovdanebäcken	Växvik	Sjö
17	Humsjöbäcken	Mången	Sjö
17	Hättälven	Badplatsen	Sjö
17	Hättälven	Hättälvstorp ö.om	Sjö
17	Höghultsbäcken	Tvängsmon	Sjö/Våtmark
17	Höljan	Höljenäs	Doserare
17	Höljan	Mogruvan	Doserare
17	Höljan	Mogruvan	Doserare
17	Höljan	Tennåsfallet	Doserare/Våtmark
17	Igelälven	Kvarnen 200 m SV om	Sjö
17	Ivarsbyälven	N Ivarsby	Sjö
17	Karlsforsälven	Fotbollsplanen	Sjö
17	Klätbäcken	Skinnerud N	Sjö/Våtmark
17	Kroksälven	50 m N bron	Sjö
17	Kyrkerudsbäcken	Ned furuskogstjärn	Våtmark
17	Kölan		Våtmark
17	Lahällälven	Sjöänden 300 m NO om	Sjö
17	Laskerudsbäcken	Bäcken	Sjö
17	Likan	Ned bro N. Tranåsen	Våtmark/Doserare
17	Likan	Ned Getlunda	Våtmark/Doserare
17	Lillekälven	Axland bogen	Sjö
17	Lillån	N torkbäcken	Sjö/Våtmark
17	Lillälven	Norane	Sjö
17	Ljusnan	Järnvägsbron	Våtmark
17	Ljusnan	NNO Digerberget	Våtmark/Doserare
17	Ljusnan	SO Marrhålldammen	Våtmark/Doserare
17	Lovisebergsälven	S Loviseberg	Sjö
17	Långebäck	Gate	Sjö
17	Lång-Likan	Ovan Svartbäcken	Våtmark
17	Magdebäcken	Kraftledning	Våtmark
17	Mangslidälven	3 km S Bjurberget	Doserare/Sjö
17	Mangslidälven	Ned Bjurbergsvägen	Doserare/Sjö
17	Medskogsån	Hejkila	Våtmark/Sjö
17	Mossbäcken	Vägbron	Våtmark/Sjö
17	Mossjöälven	Limansmyren	Sjö
17	Musån	Vägbron	Sjö
17	Mörtebäcken	Ovan väg	Sjö
17	Mörtälven	Kyrkskogen	Sjö
17	Mörtälven	Utlopp vägen	Sjö
17	N. Bakälven	Mangskog	Sjö
17	Nordmarksälven	Bergmossen	Sjö
17	Näckån	Hedgårdet	Sjö
17	Orviksandsbäcken	Orviksand ned vägen	Sjö/Våtmark

17	Prostgårdsälven	Ovan järnväg	Våtmark/Sjö	
17	Rattån	Sågbacken väst	Sjö	
17	Rämänaälven	Sölje	Sjö	
17	Rökbäcken	Rök	Våtmark	
17	Sandaälven	Forssträckan	Sjö	
17	Sandaälven	Grammerhult/S kraftl	Sjö	
17	Sandaälven	Längst ned E18 bron	Sjö	
17	Sandaälven	Sannaneknatten N	Sjö	
17	Sandsjöälven	Nordmark södra bron	Sjö	
17	Sandsjöälven	Sandsjöhyttan	Sjö	
17	Sikvillen	1 km o björkbysättern	Våtmark	
17	Sikvillen	Björnflomyren	Våtmark	
17	Sikvillen		Våtmark	
17	Silbodalsälven	Ned längelanda	Doserare	
17	Slobyälven	Tomten	Sjö/Våtmark	
17	Slorudsälven	Fängnäs ovan ön str2	Sjö	
17	Slorudsälven	V Gulleby	Sjö	
17	Smörån	Ovan bron storvägen	Våtmark	
17	Stömneån	Stömne	Sjö	
17	Stöpälven	Stöpafors kvarn	Våtmark/Sjö	
17	Svartån	400 m nord om Knölen	Sjö	
17	Svartån		Sjö	
17	Svartånaälven	Västom	Sjö/Våtmark	
17	Sågebäcken	Mellan skottjärnarna	Sjö	
17	Sörbohedsälven	Nedan fallet	Sjö	
17	Sörbohedsälven	Uppstr väg 172	Sjö	
17	Tarmsälven	St 1	Sjö	
17	Tobyälven	S Knaggen	Sjö	
17	Torgilsrudsbacken	Sågåsen	Sjö	
17	Torgilsrudsbacken	V.Gryltved	Sjö	
17	Torpedalsälven	Styckebron	Sjö	
17	Tvärliken	4 km N Likenäs	Doserare/Våtmark	
17	Tvärån	Kvarnåsen	Doserare/Sjö	
17	Tvärån	Lill-Rännberg	Sjö	
17	Tåsan	300 m fr utloppet	Sjö	
17	Varnan	Niklasdamm	Sjö	
17	Varnan	Ålvbron	Sjö	
17	Viggen	Norr Bråten	Våtmark/Sjö	
17	Vingån	Vingäng	Okalkad	Sur
17	Vängan	S Mjögmyren	Våtmark	
17	Väjån	Väjån	Våtmark/Sjö	
17	Värån	Torsby	Sjö	
17	Värån	Värnäs	Sjö/Våtmark	
17	Värån		Sjö	
17	Årtjärnsbäcken		Sjö	
17	Åsebyälven	Fornminnet	Sjö	
17	Åshagsbäcken	Campingplatsen	Våtmark	
17	Åsjöälven		Sjö	
17	Ålgån	Björkaholm	Sjö	
17	Ålgån	V Skyberg	Sjö	
17	Ålgånabäcken	Ålgåna	Sjö	
17	Öjenäsbäcken	Hultängen	Okalkad	Neutral
17	Örbäcken	Örbacka	Sjö	
17	Östergårdsbäcken	Ovan bron	Sjö	
18	Bondabrobäcken	Skjutfältet Kilsberg	Sjö	
18	Brunnshyttebäcken	Uppströms vägen	Sjö	
18	Brunnshyttebäcken	Vasselsjöns utlopp	Sjö	
18	Djupedalsbäcken	400 m uppstr vägskäl	Våtmark	
18	Gränsjöälven	Vid skogsbilväg	Sjö	
18	Hammarskogsån	Konsttorpet	Sjö	
18	Igelbäcken	Masugnen	Sjö	
18	Kölsjöån	300 m upp åttjärnen	Sjö	
18	Sågkvarnsbäcken	Sågaretorp	Doserare/Sjö	
18	Velunshyttebäcken	Väg Sixtorp Gammelhy	Sjö/Våtmark	
19	Bjurforsbäcken	Länsgrens ned hyttru	Okalkad	Neutral
19	Forsån	Hedhammar upp väg	Sjö	
19	Håltjärnsbäcken	Nedstr L Håltjärn	Sjö	
19	Laxbäcken	Laxbäcken nedre	Okalkad	Sur
19	Laxbäcken	Laxbäcken övre	Okalkad	Sur
20	Bjorvasseln	Ned doserare	Doserare	
20	Bjorvasseln	Nedan Lilltjärnsväg	Doserare	
20	Björktjärnsbäcken	Björktjärnsbäcken öv	Sjö	
20	Blästån		Sjö	
20	Bubäcken	Uppstr väg	Våtmark	
20	Ekorran	Rosberg	Doserare	
20	Enån	Hembydsgården	Okalkad	Neutral
20	Granan		Sjö	
20	Granån	1.6 km uppstr bron	Doserare	
20	Granån	Nedstr fällan	Doserare	
20	Granån	Slut på Granåsvägen	Doserare	
20	Granån	Uppstr doserare	Doserare	
20	Grytån	Åven kallad nr 283	Våtmark	
20	Havallen	Uppstr väg	Våtmark	
20	Hyttingsån	15 m uppstr vägen	Okalkad	Sur
20	Hällvasseln	Ovan doseraren	Okalkad	Sur
20	Koddåbäcken		Våtmark	
20	Kvarnbäcken	100 m från mynningen	Okalkad	Neutral

20	Kvarnbäcken	Rysjöbäcken kvarn	Sjö	
20	Kölaräsälven	Fd bro	Sjö/Våtmark	
20	Kölsjöbäcken	Ovan f.d. dos	Doserare	
20	Kölsjöbäcken	Rosenberg	Doserare	
20	Körlån	Emådalsvägen	Doserare	
20	Körlån	Gnostra	Doserare	
20	Lidbäcken	Ulfsleden	Våtmark	
20	Längsån	Tällbergskroken	Sjö/Doserare	
20	Långtjärnsbäcken	Övre	Våtmark	
20	Lånån	Mellan	Doserare/Våtmark	
20	Lånån	Nedre/uppstr fd bro	Doserare/Våtmark	
20	Lånån	Övre/vid kalkdoserar	Doserare/Våtmark	
20	Låsån	Ryberget	Sjö	
20	Lödran	Sågplats/Gråastugan	Doserare/Sjö	
20	Mörkån	Uppstr bron	Doserare	
20	Mörtån	Uppstr. dos	Okalkad	Sur
20	Mörtån	Vid Mörtåsågen	Doserare	
20	Oradbäcken	Acktjärnsb/Rignäsväg	Okalkad	Sur
20	Pajsoån	Uppströms bron	Sjö/Doserare	
20	Ringsån	Jershåvägen	Doserare	
20	Rosån	Rosån	Doserare	
20	Rosån	Rosån	Doserare	
20	Rymman	Flottningsdammen	Doserare	
20	Rymman	Nedstr Dyvrån	Doserare/Våtmark	
20	Rymman	Ovan doserare	Doserare	
20	Rymman	Sibirienvägen	Doserare/Våtmark	
20	Rällan	Nedre/Rälldalens fäb	Doserare	
20	Rällan	Övre/ovan kalkdosera	Okalkad	Neutral
20	Rämyrån	Övre	Doserare	
20	Röälven	Nedre	Sjö/Doserare	
20	Spjärsbäcken	Även nr 194 och 405	Doserare/Sjö	
20	Stora Göljån	100 m ov gamla vägtr	Okalkad	Sur
20	Stora Göljån	Ned vägbron	Okalkad	Sur
20	Storbäcken	Syd Mossidammen	Okalkad	Neutral
20	Stråfulan	Ned bäverdamm	Okalkad	Neutral
20	Stråfulan	Stråfulunäset nedre	Okalkad	Neutral
20	Stråfulan	Stråfulunäset övre	Okalkad	Neutral
20	Svartälven		Doserare/Sjö	
20	Säglömman	Kojgubbsdammen	Doserare/Våtmark	
20	Sångan	Sångan nedre	Sjö/Våtmark/Doserare	
20	Sörjabäcken	Jaktkojan	Okalkad	Neutral
20	Sörjabäcken	Nedstr förgrening	Okalkad	Neutral
20	Tandövalen	Vägen vid slakthus	Doserare/Våtmark	
20	Tangån	Hålet	Okalkad	Sur
20	Tansån	Tansens utl	Sjö	
20	Tenningån	A-överst 400 m ned b	Doserare	
20	Tenningån	B-uppstr bron	Doserare	
20	Tryssån	Tryssån	Doserare/Våtmark	
20	Tvärån	Nedstr damm	Sjö/Våtmark/Doserare	
20	Tävallbäcken	Ned bro Sälenvägen	Våtmark	
20	Unnan	Nedre äv.kall.nr 47	Doserare	
20	Unnan		Doserare	
20	Unnan		Doserare	
20	Unnan		Doserare	
20	Unnan		Doserare	
20	Unnan		Doserare	
20	Unnan		Doserare	
20	Uppdjusån		Sjö	
20	Uvån	Slakthus	Sjö	
20	Villbäcken	Nedre	Doserare	
20	Årtvallen	Bu-Larskojan	Våtmark	
20	Örabäcken	Örabäcken	Våtmark	
20	Örebäcken	Komutdalen	Våtmark	
20	Örsjöbäcken	Lötvägen	Sjö	
21	Björnbackån	Nedstr tjärfabr (1)	Okalkad	Sur
21	Enångersån	Holmen	Våtmark/Sjö	
21	Enångersån	Västra Lövås 1	Doserare/Våtmark	
21	Havssvalgsbäcken	4071	Okalkad	Sur
21	Hängelån	50 m upp Krankmyrbäc	Okalkad	Neutral
21	Hängelån	Vallmyran	Okalkad	Neutral
21	Härån	300 m nedstr vägen	Okalkad	Sur
21	Härån	Nedstr kraftledning	Okalkad	Sur
21	Härån	V. Stybberget	Okalkad	Sur
21	Häsboån	Brattskuru	Våtmark	
21	Källsjöån	Blacksås (pa 4090)	Våtmark	
21	Källsjöån	Hyclelberget 3	Våtmark	
21	Källsjöån	Källsjöklack 2	Våtmark	
21	Prästvallsbäcken		Våtmark	
21	Prästvallsbäcken		Våtmark	
21	Sundsjoån	600 m NO Hakomägg	Doserare/Sjö	
21	Sörjabäcken	Jockara fäbod	Okalkad	Neutral
21	Sörjabäcken	Mombyvägen	Okalkad	Neutral
21	Sörjabäcken	Sörja	Okalkad	Neutral
22	Bergsjöån	Nedre	Doserare	
22	Bergsjöån	Övre	Doserare	
22	Bjässjöån	Mellan (gamla)	Sjö	
22	Bjässjöån	Nedre	Sjö	
22	Bjässjöån	Övre	Sjö	

22	Björnåsbäcken	Övre	Våtmark	
22	Börkelån	Mellan	Sjö	
22	Börkelån	Övre	Sjö	
22	Dockstaån/Utanskogså	Östmarken	Sjö	
22	Flisbäcken	Nederst	Våtmark	
22	Flisbäcken	Näst nederst	Våtmark	
22	Flisbäcken	Näst nederst	Våtmark	
22	Flisbäcken	Näst överst	Våtmark	
22	Flisbäcken	Övre	Våtmark	
22	Forsån	A-näst överst	Sjö	
22	Forsån	B-näst nederst	Sjö	
22	Forsån	C-nederst	Sjö	
22	Forsån	D-överst	Sjö	
22	Fuskingeån	Nedre	Våtmark/Doserare	
22	Fuskingeån	Nedre(nya) d	Våtmark/Doserare	
22	Hamp tjärnbäcken	Nedre/a-nedstr hygge	Våtmark	
22	Hamp tjärnbäcken	Övre/b-mitt på hygge	Våtmark	
22	Hamrebäcken	Övre uppstr dos	Sjö	
22	Hornsjöbäcken	Mellan	Okalkad	Neutral
22	Hornsjöbäcken	Nedre	Okalkad	Neutral
22	Hornsjöbäcken	Övre	Okalkad	Neutral
22	Inviksån	Nedre	Sjö	
22	Inviksån	Övre	Sjö	
22	Kvarnån	Nedre (Mellan)	Okalkad	Neutral
22	Linån	A-nedre	Okalkad	Neutral
22	Linån	B-övre	Okalkad	Sur
22	Malmån	Nedre	Okalkad	Sur
22	Malmån	Övre	Okalkad	Sur
22	Navarån	Nedre	Okalkad	Neutral
22	Navarån	Övre	Okalkad	Neutral
22	Saluån	Näst nederst - blå	Doserare	
22	Saluån	Näst överst	Doserare/Sjö	
22	Saluån	Vid gamla E4-nederst	Doserare	
22	Saluån	Överst	Doserare/Sjö	
22	Storselsån	Kajsa-Stinamyren	Sjö	
22	Storselsån	Stormyren	Sjö	
22	Storselsån	Storsele	Sjö	
22	Strinneån	Mellersta	Sjö	
22	Strinneån	Åslätten höger södra	Sjö	
22	Strinneån	Åslätten vänst norra	Sjö	
22	Strinneån	Övre	Sjö	
22	Sulån	Mellan (gamla övre)	Sjö	
22	Sulån	Övre (nya)	Sjö	
22	Sörån	Överst (1)	Sjö	
22	Tvärån	A-övre Nästvattenån	Sjö	
22	Tvärån	B-mellersta Nästvatt	Sjö	
22	Tvärån	C-nederst Nästvatten	Sjö	
22	Utterån	Mellan	Sjö	
22	Uvån	A-övre	Våtmark	
22	Uvån	B-mellersta	Våtmark	
22	Vedån	A-nederst	Våtmark	
22	Vedån	B-strax nedom E4	Våtmark	
22	Vedån	C-näst överst	Våtmark	
22	Vedån	D-överst/Brattbacken	Våtmark	
22	Viskansbäcken	Nederst	Okalkad	Neutral
22	Viskansbäcken	Näst nederst Längsve	Okalkad	Neutral
22	Viskansbäcken	Näst överst	Okalkad	Neutral
22	Viskansbäcken	Överst	Okalkad	Neutral
22	Ådalsån	C-strax upp bron 39	Våtmark	
22	Ådalsån	Gamla bron (B) 37	Våtmark	
22	Ådalsån	Lokal E 41	Våtmark	
22	Ådalsån	Lyckemyran (D) 40	Våtmark	
22	Ådalsån	Nedre lokalen (A) 38	Våtmark	
23	Aloppan	Lokal A	Doserare/Våtmark	
23	Bastuån	300 m uppstr vägen	Okalkad	Sur
23	Bastuån	Nedre	Okalkad	Neutral
23	Bastuån	Ovan Duvedsröse 30 m	Okalkad	Neutral
23	Brovallbrynnet	100 m ned bron/stige	Våtmark	
23	Djursvasslan	Huvudfäran	Våtmark	
23	Djursvasslan	Ovan doseraren	Våtmark	
23	Enskälån	- Nr 2	Våtmark/Doserare	
23	Erlandsån	Nedstr dos	Våtmark	
23	Getröstbäcken	På vägens båda sidor	Våtmark	
23	Hoan	Slakteriet Klaxåsen	Våtmark	
23	Häggingbäcken	Nedstr bäcksammanflö	Våtmark	
23	Häggingån	Nedan bron	Okalkad	Sur
23	Häggingån	Uppstr biflöde	Okalkad	Sur
23	Kvarnån	Mell.bron o.sammanfl	Våtmark	
23	Kölån	Vid I. holm	Våtmark/Doserare	
23	Lill-Härjeån	Ovan bron	Våtmark	
23	Lill-Härjeån	Upp sammanfl.(nedre)	Våtmark	
23	Ljåbodfuan	Gammelfittjebodarna	Våtmark	
23	Lörån	Uppstr trummor	Våtmark	
23	Mammerån	Uppstr bron	Våtmark/Sjö	
23	Mossoån	Nedom bron kraftledn	Våtmark	
23	Norr-Jämnen	Ornäset	Våtmark	
23	Norr-Veman	Ovan bron	Våtmark/Doserare	

23	Olingan	Bf-lokalen	Doserare/Våtmark	
23	Röjan	Ripfjället upp skid	Våtmark	
23	Röjan	Vid Risvallen	Våtmark	
23	Rönnebergsån	Nedom bron	Våtmark	
23	Stor-Blekan	Storblekan	Okalkad	Neutral
23	Stor-Härjeån	Upp sammanfl.(nedre)	Våtmark	
23	Stor-Härjeån	Vindsk.vid källarhål	Våtmark	
23	Stor-Mölingen	Ovan bron	Våtmark	
23	Svinkan	1.9 km fr bro Røjval	Våtmark	
23	Svinkan	Upp bro Johankölen	Våtmark	
23	Sör-Jämnen	Ovan Bäckvallen/övre	Våtmark	
23	Tollsbäcken	Omedelb.nedstr vägen	Doserare/Våtmark	
23	Tvärån	200 m uppstr vägen	Våtmark	
23	Tvärälven	Norrälven - Nr 1	Våtmark	
23	Tvärälven	Upp dos	Doserare	
23	Åsvasslan	Uppstr ny trumma	Våtmark	
23	Allan	Ovan bron	Våtmark/Doserare	
24	Armsjöbäcken	Gammkvarnforsen	Våtmark/Sjö	
24	Armsjöbäcken	Mellansjö övre bron	Sjö	
24	Armsjöbäcken	Mellansjöbäcken nedr	Sjö	
24	Armsjöbäcken	Mynningen	Våtmark/Sjö	
24	Armsjöbäcken	Väg 92	Sjö	
24	Aspan	Kvarnberget	Doserare	
24	Aspan	Linberget	Doserare	
24	Aspan	Snottermyran	Okalkad	Neutral
24	Bjurbäcken	Bjurbäck	Okalkad	Sur
24	Bjurbäcken	Bjurbäck	Okalkad	Sur
24	Bjurbäcken	Ned kraftledning	Okalkad	Sur
24	Bjurbäcken	Rismyrliden	Okalkad	Sur
24	Blåbergssjöbäcken	Mynningen	Sjö	
24	Blåbergssjöbäcken	Ned grusvägen övre	Sjö	
24	Blåtjärnsbäcken	Grusvägen	Våtmark	
24	Brännbäcken	Brännbäcksbäcken	Våtmark	
24	Brännbäcken	Långmyrkälen	Våtmark	
24	Brännbäcken	Mynningen Sävarån	Sjö	
24	Byskebäcken	E4:an	Okalkad	Sur
24	Byskebäcken	Samhället	Okalkad	Sur
24	Byskebäcken	Övre Stensjön	Okalkad	Sur
24	Degerbäcken	Hallingsbränet	Doserare	
24	Degerbäcken	Hästkomyran	Doserare	
24	Degerbäcken	Mynningen	Våtmark/Doserare	
24	Degerbäcken	Tjäderberget	Doserare	
24	Degerbäcken	Vitbrånsmyran	Doserare	
24	Fjällbäcken	Ned Vargträskvägen	Våtmark	
24	Fjällån	Axel-Edvins	Våtmark/Doserare	
24	Fjällån	Brattmyran	Våtmark/Doserare	
24	Fjällån	Brattmyran 2	Våtmark/Doserare	
24	Fjällån	Dikmyran	Våtmark/Doserare	
24	Fjällån	Fjällåmyran	Doserare/Våtmark	
24	Fjällån	Måntorp	Doserare/Våtmark	
24	Forstjärnbäcken	Ned vägen	Våtmark	
24	Fusbäcken	Nedan väg	Okalkad	Sur
24	Fusbäcken	Skjutbanan	Okalkad	Sur
24	Fäbodbäcken	Mynningen	Våtmark	
24	Fäbodbäcken	Vägorset	Våtmark	
24	Fällforsån	Flurkmark 2.7 km fr.	Doserare	
24	Fällforsån	Fällforsån	Doserare	
24	Fällforsån	Ovan Fällforsån	Doserare	
24	Godgräsbäcken	Strömbäck	Våtmark	
24	Gravabäcken	Flakakammen	Våtmark	
24	Gravabäcken	Väg 353	Våtmark	
24	Gravabäcken	Övre	Våtmark	
24	Gravån	Bjurforsen	Våtmark	
24	Gravån	Henriksforsen	Våtmark	
24	Gravån	Mynningen	Sjö/Våtmark	
24	Gravån	Olivinlokalen	Våtmark	
24	Grubbsjöbäcken	Lillgrubbsjön	Våtmark/Sjö	
24	Grubbsjöbäcken	Ned Snaratjärnen	Sjö/Våtmark	
24	Grubbsjöbäcken	Ovan Svartsjövägen	Våtmark	
24	Grubbsjöbäcken	Utl Stora Grubbsjön	Sjö	
24	Gärssjöbäcken	Krokbäck	Våtmark	
24	Gärssjöbäcken	Olofsfors	Våtmark	
24	Gärssjöbäcken	Tallmyran	Våtmark	
24	Holtjärnbäcken	Jan-Pettersmyran	Våtmark	
24	Holtjärnbäcken	Mynningen	Våtmark	
24	Holmbäcken	Hästbomyran	Våtmark	
24	Holmbäcken	Väg fr Holmliden	Våtmark	
24	Holmsjöbäcken	Mynningen	Sjö/Våtmark	
24	Holmsjöbäcken	Vid Djupbäckens utl	Sjö/Våtmark	
24	Hundsjöbäcken	Rönnliden	Våtmark	
24	Hålvattsbäcken	Hålvattsmyrorna	Våtmark/Sjö	
24	Höjdabäcken	Stenbitsberget	Okalkad	Sur
24	Hörnån	Brännland	Doserare/Våtmark	
24	Hörnån	Gräsmyr	Sjö/Våtmark/Doserare	
24	Hörnån	Holmbackarna	Sjö/Våtmark/Doserare	
24	Hörnån	Hägnäs nedre	Våtmark/Doserare	
24	Hörnån	Hägnäs övre	Våtmark/Doserare	

24	Hörnån	Hörnefors lekplats	Vätmark/Doserare	
24	Hörnån	Ovan Spångersbäcken	Vätmark/Doserare	
24	Hörnån	Stor-Gvalnäset	Vätmark/Doserare	
24	Hörnån	Sågforsen	Sjö/Vätmark/Doserare	
24	Hörnån	Sågforsen ned damm H	Sjö/Vätmark/Doserare	
24	Hörnån	Vibo	Sjö/Vätmark/Doserare	
24	Hörnån	Ysseldalarna	Vätmark/Doserare	
24	Idebäcken	Mynningen	Vätmark	
24	Ilbäcken	Karlsleden	Vätmark	
24	Ilbäcken	Vibo	Vätmark	
24	Jonbacksbäcken	Kommungränsen	Vätmark	
24	Karlsbäcken	Nedan Karlstjärn	Vätmark	
24	Karlsbäcken	Nedan vägen	Vätmark	
24	Karlsbäcken	Rågågsberget	Vätmark	
24	Klappmarksbäcken	Gottland	Vätmark	
24	Klappmarksbäcken	Hemmesmark	Vätmark	
24	Klappmyrbäcken	Gottland	Vätmark	
24	Klubbsjöbäcken	Brattbacka	Vätmark	
24	Klubbsjöbäcken	Mellanmyran	Vätmark	
24	Klubbsjöbäcken	Nedan Klubbsjön	Vätmark	
24	Korvbäcken	Grundfors	Sjö	
24	Korvbäcken	Välvsjöleden	Sjö	
24	Krakabäcken	Bjänsjöbrånet	Sjö	
24	Krakabäcken	Mynningen	Sjö	
24	Kullmyrbäcken	Ovan vägen	Vätmark	
24	Kvarnbäcken	Högliden	Okalkad	Neutral
24	Kvarnbäcken	Ikkorängesknösen	Okalkad	Sur
24	Kvarnbäcken	Mynningen	Okalkad	Neutral
24	Kvarnbäcken	Rönnberget	Okalkad	Neutral
24	Kvarnbäcken	Rönnberget	Okalkad	Neutral
24	Kvarnbäcken	Väg Mjösjöby	Vätmark	
24	Kvarnån	Risliden	Sjö	
24	Kyrkbäcken	Nedströms 1	Vätmark	
24	Kyrkbäcken	Nedströms 2	Vätmark	
24	Källkvattsbäcken	Mynningen	Vätmark	
24	Källkvattsbäcken	Vätkorsning	Vätmark	
24	Lagbäcken	Göransbodarna	Okalkad	Neutral
24	Lagbäcken	Övre	Okalkad	Neutral
24	Levarbäcken	Dagecenter	Vätmark	
24	Levarbäcken	E4:an	Vätmark	
24	Levarbäcken	Gvaltbacken	Vätmark	
24	Levarbäcken	Verkstan	Vätmark	
24	Lill-Bjurvattsbäcken	Nedre Nyland	Vätmark/Sjö	
24	Lillån	E4:an	Okalkad	Sur
24	Lillån	Kvarnåsen	Okalkad	Sur
24	Lillån	Sörbyn	Okalkad	Sur
24	Loftbäcken	Nedan Lilltjärnen	Vätmark	
24	Loftbäcken	Nedan Lofttjärnen	Vätmark	
24	Lossmenån	Upp Trehörningssjön	Sjö	
24	Malbäcken	Bullmarksvägen	Vätmark	
24	Malbäcken	Fallbrånet	Vätmark	
24	Malbäcken	Hedfors	Vätmark	
24	Malbäcken	Jakobsfors	Vätmark	
24	Malbäcken	Malbäcksmýran	Vätmark	
24	Malbäcken	Selsfors	Vätmark	
24	Mattjokkbäcken	Mynning (124)	Okalkad	Neutral
24	Mettjärnsbäcken	Ovan BF-lokal	Vätmark	
24	Mettjärnsbäcken	Trolltjärnen	Vätmark	
24	Mjötjärnbäcken	Mynningen	Vätmark	
24	Mossavattsbäcken	Nedan väg	Vätmark	
24	Mossavattsbäcken	Ovan vägen	Vätmark	
24	Mälskarbäcken	Järnvägen	Okalkad	Neutral
24	Mälskarbäcken	Lövberg	Okalkad	Neutral
24	Mälskarbäcken	Väg 1088	Okalkad	Neutral
24	Norsån	Högåker	Sjö	
24	Norsån	Ytterträsk	Sjö	
24	Oxbäcken	Marsåleden	Vätmark	
24	Oxbäcken	Mitten	Vätmark	
24	Oxbäcken	Nedan Kälsjön	Vätmark/Sjö	
24	Oxbäcken	Nedre (nedstr 2)	Doserare	
24	Oxbäcken	Övre (Drängsmark ned	Doserare	
24	Oxögbäcken	Nedan vägen	Vätmark	
24	Prästbäcken	Kyrkogården	Vätmark	
24	Prästbäcken	Kyrkogården, övre	Vätmark	
24	Prästbäcken	Storheden	Vätmark	
24	Prästbäcken	Ställverket	Vätmark	
24	Pålböleån	Sävar	Doserare	
24	Rensjöbäcken	Mynningen	Vätmark	
24	Risbäcken	Strömåker	Vätmark	
24	Risgravan	Krokån	Vätmark	
24	Risängesbäcken	Lillvägen	Vätmark	
24	Risängesbäcken	Nylundatorpet	Vätmark	
24	Risängesbäcken	Skidbacken	Vätmark	
24	Rotbäcken	Storliden	Vätmark	
24	Rundbäcken	Högmark	Vätmark	
24	Rundbäcken	Mynningen	Vätmark	
24	Rundbäcken	Stormyrberget	Vätmark	

24	Råtjärnbäcken	Nedan vägen	Våtmark	
24	Röjdtjärnbäcken	Stora Röjdtjärnen	Våtmark/Sjö	
24	Röjdtjärnbäcken	Väg Grönåker	Våtmark	
24	Röjvattsbäcken	Djupmyran	Okalkad	Sur
24	Röjvattsbäcken	Väg 92	Okalkad	Sur
24	Röttjärnsbäcken	Råtjärnberget	Våtmark	
24	Röttjärnsbäcken	Väg 92	Våtmark	
24	Sjöbäcken	Kassjö	Våtmark/Sjö	
24	Skravelbäcken	Gärmyran	Våtmark	
24	Smörbäcken	Mariagården	Doserare/Sjö	
24	Smörbäcken	Mynningen	Doserare/Sjö	
24	Smörbäcken	Stationen	Doserare/Sjö	
24	Stamsjöån	Uppstr bron väg 931	Doserare	
24	Stamsjöån	Väg 45	Doserare	
24	Stenhuvudtjärnbäcken	Nedan Stenhuvudtjärn	Våtmark	
24	Stensvattsbäcken	Degernäs	Våtmark	
24	Stockbäcken	Borstmyrberget	Våtmark	
24	Stockbäcken	Mynningen	Våtmark	
24	Stockbäcken	Storfall nedre	Våtmark	
24	Stockbäcken	Storfall övre	Våtmark	
24	Stor-Bjurvattsbäcken	Ovan Lill-Bjurvattsb	Våtmark	
24	Stordalslidbäcken	Baksjöleden	Våtmark	
24	Stridbäcken	2:a lokal uppstr E4	Doserare	
24	Stridbäcken	Gula stugan ned E4	Doserare	
24	Stridbäcken	Ovan doserare	Doserare	
24	Stridbäcken	Ovan E4	Doserare	
24	Strömbäcken	Strömåker	Våtmark/Sjö	
24	Strömbäcken	Söderå	Våtmark	
24	Studsarbäcken	Lilla jaktkojan	Våtmark	
24	Surmyrdalsbäcken	Mynningen	Okalkad	Sur
24	Surmyrdalsbäcken	NO Stormossaberget	Okalkad	Sur
24	Surmyrdalsbäcken	Ovan gångbron	Okalkad	Sur
24	Surmyrdalsbäcken	Rågängen	Okalkad	Sur
24	Svartsjöbäcken	Nedan Svartsjön	Våtmark	
24	Svartsjöbäcken	Ovan Svartsjön	Våtmark	
24	Svartån	Lövholm	Våtmark/Sjö	
24	Svartån	Storberget	Våtmark/Sjö	
24	Svartån	Svartå	Våtmark/Sjö	
24	Sågbäcken	Mynningen	Våtmark	
24	Sågbäcken	Ottjärn	Sjö/Doserare	
24	Sågbäcken	Stavarberget	Sjö	
24	Sågbäcken	Sågbäckliden	Sjö/Doserare	
24	Sågbäcken	Uppstr doserare	Sjö	
24	Sävarån	Finnforsen	Sjö	
24	Sävarån	Flyttblocken	Sjö	
24	Sävarån	Holmforsen	Sjö/Våtmark	
24	Sävarån	Hässängesforsen	Våtmark/Sjö	
24	Sävarån	Krokbacksfallet(27B)	Sjö	
24	Sävarån	Kvarnforsen	Våtmark/Sjö	
24	Sävarån	Laxgårdsforsen	Våtmark/Sjö	
24	Sävarån	Laxgårdsforsen	Våtmark/Sjö	
24	Sävarån	Lillån sidogren	Våtmark/Sjö	
24	Sävarån	Långforsen nedre	Sjö	
24	Sävarån	Långforsen sidofäran	Sjö	
24	Sävarån	Stenforsen	Sjö	
24	Sävarån	Storholmforsen (27A)	Sjö/Våtmark	
24	Sävarån	Svartiduforsen	Sjö	
24	Tallån	Blisterliden	Sjö/Våtmark	
24	Tallån	Forsliden	Sjö	
24	Tallån	Nybo	Sjö/Våtmark	
24	Tavelån	Haddingen	Okalkad	Neutral
24	Tavelån	Vadforsen	Doserare	
24	Torrjöbäcken	Nedan väg	Sjö	
24	Torsbäcken	Grustaget	Våtmark/Sjö	
24	Torsbäcken	Olofsfors	Våtmark/Sjö	
24	Torsbäcken	Ormyran lokal 2	Våtmark/Sjö	
24	Tryssjöbäcken	Fräkenbäcken	Våtmark/Sjö	
24	Tryssjöbäcken	Mynningen	Våtmark/Sjö	
24	Tvärbäcken	Mynningen	Våtmark	
24	Tvärbäcken	Abborrfors	Våtmark	
24	Tvärbäcken	Sågverket	Våtmark	
24	Tvärån	Mynn ny lokal 1998	Sjö/Våtmark/Doserare	
24	Tvärån	Mynningen	Doserare	
24	Tvärån	Nyfors	Okalkad	Sur
24	Tvärån	Selsbo	Sjö/Våtmark/Doserare	
24	Tvärån	Tväråfors uppstr bro	Doserare	
24	Tvärån	Åfors	Sjö/Våtmark/Doserare	
24	Vadbäcken	Stormark	Doserare	
24	Vinan	Skjutbanan	Doserare	
24	Västanbäcken	Lill-Häggsjön	Våtmark	
24	Västanbäcken	Västanbäck	Våtmark	
24	Västerån	Gravå	Okalkad	Sur
24	Västerån	Pellboda	Okalkad	Sur
24	Västerån	Österland	Okalkad	Sur
24	Örabäcken	Långrumpaskogen	Våtmark	
24	Örabäcken	Nedan Öratjärnen	Våtmark	
24	Örabäcken	Örsbäck	Våtmark	

25	Akkarjäkkå	Nedan vägen	Okalkad	Neutral
25	Alep Uttjäjäkkå	100 m uppstr väg	Okalkad	Neutral
25	Alep Uttjäjäkkå	650 m uppstr vägen	Okalkad	Neutral
25	Alep Uttjäjäkkå	Udden Simmajegge	Okalkad	Neutral
25	Kitkiöjoki	Kerändöjärvibron	Okalkad	Neutral
25	Muddusälven	Fallet stn 3	Okalkad	Neutral
25	Muddusälven	Hängbron stn 1	Okalkad	Neutral
25	Muddusälven	Parkgränsen stn 2	Okalkad	Neutral
25	Ylinen Kihlankijoki	2 km ovan Runes stug	Okalkad	Neutral
25	Ylinen Kihlankijoki	Väg 400	Okalkad	Neutral

Bilaga 2. Använda parametrar från SERS

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

Bilaga 3. Antal lokaler och medelvärden för enskilda län

Tabell A. Antal ingående lokaler fördelat på kalkade respektive okalkade referenser per län.

Länsnr	Länsnamn	Kalkad	Okalkad
1	Stockholms	0	15
3	Uppsala	0	0
4	Södermanland	0	0
5	Östergötland	3	12
6	Jönköping	103	17
7	Kronoberg	36	2
8	Kalmar	6	4
9	Gotland	0	10
10	Blekinge	31	0
12	Skåne	18	17
13	Halland	110	10
14	Västra Götaland	210	11
17	Värmland	129	2
18	Örebro	10	0
19	Västmanland	2	3
20	Dalarna	65	16
21	Gävleborg	9	10
22	Västernorrland	54	14
23	Jämtland	35	6
24	Västerbotten	208	36
25	Norrbotten	0	10
	Totalt	1029	195

Tabell B. Medelvärden för kalkade lokaler >16 år efter kalkstart. Artantal avser antalet fångade fiskarter per elfisketillfälle. VIX är ekologisk status bedömd med fisk.

Länsnr	Artantal	Ekol. Status VIX	Förekomstfrekvens (%). Andel elfisken där arten fångades.								Öring	Antal elfisken
			Elritsa	Gädda	Harr	Lake	Lax	Mört	Ål			
5	1,65	0,72	0,0	0,0	0,0	11,8	0,0	5,9	0,0	100,0	17	
6	2,34	0,47	38,6	25,6	0,0	26,5	0,0	14,3	1,3	82,1	616	
7	2,65	0,35	39,5	32,7	0,0	36,5	0,0	19,8	4,6	59,3	263	
8	3,82	0,48	5,5	25,5	0,0	49,1	14,5	25,5	20,0	92,7	55	
10	2,75	0,48	26,4	35,6	0,0	47,6	0,0	26,0	13,9	89,4	208	
12	2,41	0,41	16,4	35,5	0,0	19,1	0,0	23,6	9,1	76,4	110	
13	3,41	0,47	72,3	17,2	0,0	6,8	68,4	8,7	52,8	83,8	871	
14	2,52	0,53	37,9	14,8	0,0	8,3	21,9	8,8	31,5	97,4	1431	
17	2,12	0,56	49,5	14,4	1,6	10,9	5,2	3,5	1,7	93,5	634	
18	2,09	0,59	13,3	22,2	0,0	20,0	0,0	2,2	0,0	97,8	45	
20	2,36	0,53	46,2	15,9	6,9	6,9	0,0	2,7	0,0	96,7	364	
21	2,74	0,66	5,9	0,0	5,9	2,9	0,0	2,9	0,0	100,0	34	
22	2,53	0,56	12,6	8,9	1,9	14,5	3,3	4,5	0,0	98,5	269	
23	2,25	0,57	25,6	4,3	9,4	22,2	0,0	0,0	0,0	100,0	117	
24	2,84	0,51	29,7	9,9	12,8	17,9	18,8	4,6	0,0	93,0	1197	

Tabell C. Medeltätheter av öring för kalkade lokaler >16 år efter kalkstart. Avser endast lokaler där öring förekom. S.D. är standardavvikelse för tätheten av öring-totalt (dvs. 0+ och >0+ sammantaget)

Lännr	Medeltäthet (antal per 100 m ²)			S.D.	Antal elfisken
	Öring 0+	Öring >0+	Öring-totalt		
5	95,6	24,7	120,3	74,3	17
6	15,6	11,2	26,8	54,3	506
7	8,1	5,9	14,1	18,7	156
8	17,7	2,0	19,7	27,6	51
10	35,3	10,8	46,1	158,7	186
12	4,9	8,1	13,1	12,7	84
13	20,5	9,9	30,4	44,9	730
14	42,7	21,9	64,6	70,8	1394
17	15,2	11,0	26,2	32,7	593
18	33,3	30,4	63,7	61,4	44
20	10,4	10,2	20,5	23,6	352
21	8,8	11,5	20,3	8,8	34
22	14,3	10,6	24,8	21,4	265
23	4,8	8,1	12,9	13,7	117
24	18,5	15,8	34,3	46,6	1113