

Effekter av kalkning på fisk i sjöar



Resultat av 48 års nätprovfisken



Rapport 2021:1

**Havs
och Vatten
myndigheten**

Effekter av kalkning på fisk i sjöar

Resultat av 48 års nätprovfisken

KERSTIN HOLMGREN OCH ERIK PETERSSON
SLU, INSTITUTIONEN FÖR AKVATISKA RESURSER

Rapporten har tagits fram på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten. Rapportförfattarna ansvarar för innehållet och slutsatserna i rapporten. Rapportens innehåll innebär inte något ställningstagande från Havs- och vattenmyndighetens sida.

© HAVS- OCH VATTENMYNDIGHETEN | Datum: 2020-01-26

ISBN 978-91-89329-00-3 | Omslagsfoto: Kerstin Holmgren

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

Förord

Kalkning av försurade sjöar och vattendrag är en av de största miljövårdande insatserna som vidtagits i Sverige. Sedan slutet på 1970-talet har mer än sex miljarder kronor i statliga och kommunala medel beviljats för spridning av närmare 6 miljoner ton kalk. Kalkningen är fortfarande omfattande och årligen sprids ungefär 100 000 ton kalk till en kostnad av 130 mnkr.

Uppföljningen av kalkningens effekter är ambitiös och omfattar årligen ungefär 15 000 vattenprover och mer än tusen biologiska undersökningar. Nätprovfiske utförs varje år i 40-60 sjöar. Rapporten baseras på samtliga tillgängliga nätprovfisken som genomförts inom nationell och regional kalkeffektuppföljning och miljöövervakning.

Syftet med rapporten är att redovisa kalkningens effekter på fiskbestånden i sjöar. Hur har antalet arter, antalet fångade fiskar och den totala biomassan av fisk utvecklats efter 30-40 år av kalkning? Hur fungerar föryngringen av mört och abborre i kalkade sjöar? I vilken grad påverkas föryngringen av pH-värdet och är det skillnad mellan kalkade sjöar och sådana som aldrig kalkats? Resultaten utgör viktigt underlag för kommande uppdatering av handboken för kalkning av sjöar och vattendrag samt för nästa nationella kalkningsplan. Resultaten utgör även ett viktigt underlag för att kunna värdera om nyttan med kalkning av sjöar motiverar en fortsatt statsbidragsfinansierad verksamhet.

Rapporten har tagits fram av Kerstin Holmgren och Erik Petersson vid institutionen för akvatiska resurser, SLU. Ett särskilt stort tack riktas till alla personer som genom åren genomfört de tusentals provfisken som ligger till grund för utvärderingen.

Johan Kling

Avdelningschef

Avdelningen för vattenförvaltning

Sammanfattning

Under 1970- och 1980-talen upptäcktes biologiska effekter av surt nedfall i sjöar och vattendrag i Sverige och i andra länder. Resultat från nätprovfisken under samma tid visade att försurningen gav upphov till effekter på fisk, till exempel rekryteringsproblem, minskat antal (minskad abundans) och förlust av fiskarter. Då inleddes också kalkning av många av de sjöar som fortfarande kalkas idag. I en del sjöar utfördes nätprovfisken både före och efter kalkning, och i flera fall rapporterades återupptagen rekrytering hos surhets känsliga fiskarter efter kalkning. Samtidigt ökade antalet kalkade vatten snabbare än biologisk uppföljning av utförda åtgärder. Flertalet sjöar kalkades utan att föregås av inventering av fiskfaunan, och många provfiskades först efter påbörjad kalkning.

Kalkningsuppgifter och vattenkemidata inhämtades från länsstyrelserna och kopplades till olika urval av provfiskade sjöar i den nationella databasen över sjöprovfisken. Totalt omfattar utvärderingen 4 292 provfisken från 1 343 kalkade sjöar och 2 190 provfisken från 698 okalkade sjöar. Med utgångspunkt från pH och alkalinitet klassades okalkade sjöar som sura, neutrala eller kalkrika. Det vanligaste biologiska motivet för kalkning var mört. De näst vanligaste motiven var öring och röding, men även abborre, gös, nors, sik och siklöja förekom som motiv för kalkning.

Efter kalkning ökade antalet arter, abundans (individantal/nät) och biomassa av fisk i sjöar som provfiskades både före och efter kalkning. Resultaten var förväntade och har även konstaterats vid tidigare studier. I sjöar med provfisken före och efter kalkning observerades arterna mört, röding och öring i flera fall bara efter kalkning.

Nuvarande standardnät fångar små och unga fiskar mer effektivt än de översiktsnät som användes på 1970- och 1980-talen, vilket försvårar tolkningen av fiskfaunans långsiktiga utveckling i såväl kalkade som okalkade sjöar. I provfisken med nuvarande standardnät var den ekologiska statusen (via två multimetriska fiskindex) högre i kalkade än i sura sjöar, men värdena för det surhetsspecifika indexet var lägre i kalkade än i neutrala sjöar.

Med data från nuvarande standardnät undersökte vi också fiskvariabler i relation till medel-pH under tre år före provfisket. I analyserna ingick abundans och biomassa, multimetriska fiskindex samt storleks- och åldersbaserade mått relaterade till rekrytering av mört och abborre. Fiskvariablerna visade väntad respons i relation till pH i okalkade sjöar, men i kalkade sjöar hade fiskvariablerna svagare eller inte signifikanta samband med pH. Det kan finnas flera orsaker till detta.

I denna rapport försöker vi också belysa flera fisk- och kalkningsrelaterade frågor som inte direkt kunde besvaras med befintliga data. Det var frågor om skillnader i biologisk respons mellan direktkalkade sjöar och sjöar med enbart uppströms kalkning, skillnader mellan överkalkning och normalkalkning, samt effekten av ytliga surstötter.

Summary

Biological effects of acid rain appeared in the 1970s and 1980s in lakes and streams in Sweden and other countries. Fish monitoring in the 1970s and 1980s revealed the effects of acidification on fish in Swedish lakes, such as recruitment failure, reduced abundance, and loss of fish species. During the same period, liming experiments started in many of the lakes. Recruitment of acid-sensitive fish species resumed after liming in some lakes sampled with gillnets both before and after liming. Liming started in many lakes without previous inventory of the fish fauna, but many of them were later monitored at least once. Some lakes were later included in the national programme for integrated studies of effects of liming (IKEU), where sampling and age determination of fish are performed more frequently than in other limed lakes.

We asked the county administrative boards to provide liming and water chemistry data, linked to samples of fish in the national database of gillnet surveys. For 1,343 lakes the year of first liming was known (median year 1986). We also found 698 non-limed lakes and, by pH and alkalinity, 432 were classified as either acidic (69 lakes), neutral (256 lakes) or calcareous (107 lakes). Roach (*Rutilus rutilus*) was the most common biological target for liming. The next most common fish targets were brown trout (*Salmo trutta*) and Arctic char (*Salvelinus alpinus*); perch (*Perca fluviatilis*), pikeperch (*Sander lucioperca*), smelt (*Osmerus osmerus*), whitefish (*Coregonus lavaretus*) and vendace (*Coregonus albula*) sometimes appeared among listed targets for liming.

We found support for earlier reports on increased species richness, abundance, and biomass of fish after liming. In lakes sampled before and after liming, the targeted roach, Arctic char and brown trout were in several cases only caught after liming had occurred. The current gillnet standard captures small and young fish more efficiently than gillnet types used before and for a few years after the first liming, confounding interpretation of the long-term development of the fish fauna. In fish samples captured with the current standard gillnet the ecological status (assessed by two multi-metric fish indices) was higher in limed than in acidic lakes, but the most acid-specific index was still lower in limed than in neutral lakes. We also examined fish metrics in relation to pH three years before fish sampling. Analyses included abundance and biomass, multi-metric fish indices, and metrics based on size and age related to recruitment of roach and perch. Fish metrics with known response to pH in non-limed lakes were generally insignificantly related to pH in the limed lakes.

We also highlight other fish and liming related questions that could not be answered with existing data. These questions relate to differences in biological response between directly limed lakes and lakes with only upstream liming, excess versus normal liming, to subsurface acid episodes, and to fish re-stocking or natural recovery.

Innehåll

Sammanfattning	5
Summary	6
Inledning	9
Material och metoder	11
Urval av provfiskade sjöar	11
Kalkningsuppgifter	11
Vattenkemi	11
Gruppering av sjöar och år	12
Fiskdata	13
Frågespecifika analyser	16
Resultat	19
Sjöar och dataunderlag	19
Fiskarters förekomst	29
Vattenkvalitetens tillstånd och trender	35
Fiskfångsters variation över tid med olika nät	37
Fiskfaunans förändring i provfisken med nya nät	40
Regional variation i fiskfaunans nutida tillstånd	44
Fiskens respons på pH och andra miljövariabler	48
Variation i mörtens tillväxt och rekrytering	57
Diskussion	61
Dataunderlag	61
Fysikalisk-kemiska förändringar över tid	62
Fiskfaunans förändring i kalkade sjöar	63
Fiskfaunan i kalkade sjöar jämfört med sura referenser	64
Fiskfaunan i kalkade sjöar jämfört med neutrala referenser	65
Regional variation i kalkningseffekter?	66
Fiskfaunans variation i relation till pH	67
Vilka pH-värden påverkar mörtreproduktion?	68
Övriga fisk- och kalkningsrelaterade frågor	69
Slutsatser	70
Erkännanden	71
Referenser	72
Appendix	77

Inledning

Kalkning av svenska sjöar och vattendrag inleddes på 1970-talet, med syfte att återställa försurade vattenområden och att hindra fortsatt försurning av vatten med särskild betydelse för fiske och naturvård (Fiskeristyrelsen & Statens Naturvårdsverk 1981). Från några hundra kalkningsprojekt under 1977–1981 ökade antalet kalkade sjöar snabbt under 1980-talet. Kalkningen kulminerade i slutet av 1990-talet, då kalkförbrukningen var cirka 200 000 ton per år. Därefter anpassades kalkgivor till minskad deposition av försurande ämnen, och i början av 2000-talet upphörde kalkningen i var fjärde sjö (Abrahamsson m.fl. 2013). Under 1990–2010 minskade också andelen försurade sjöar från 17 % till 10 % av cirka 96 000 svenska sjöar större än ett hektar (Fölster m.fl. 2014). År 2019 fanns enligt länsstyrelsernas rapportering fortfarande 2 592 målsjöar för kalkning och ytterligare lika många kalkningspåverkade sjöar. Därmed bedrivs kalkning i ungefär en tredjedel av landets försurade sjöar (Fölster & von Brömsen 2018).

Försurning var den i särklass vanligaste orsaken till försvunna eller minskande fiskbestånd i svenska sjöar (Appelberg m.fl. 2004) och minst en fiskart minskade i antal eller försvann från 4 000 sjöar till följd av försurning. Många fiskarter påverkas av låga pH-värden, främst genom reproduktionsstörningar. Lax, mört, sarv och elritsa hör till de surhetskänsligaste arterna, med minskad reproduktion vid pH <6 och/eller utebliven reproduktion vid pH <5,5 (Degerman & Lingdell 1993). Andra vanligt förekommande arter, exempelvis abborre, gers och öring, saknade reproduktion vid pH <5. Många år med låg eller obefintlig reproduktion ledde till åldrande och i värsta fall helt utslagna populationer (Almer 1972). Minskad rekrytering av unga fiskar av en eller flera arter ger minskad total individtätthet. På längre sikt kan det leda till minskat antal arter och i värsta fall till att all fisk försvinner från försurade sjöar.

Kalkning av försurade vatten förväntas vända de negativa trenderna, genom återetablering av fisk, ökat antal fiskarter, och ökad individtätthet av såväl enskilda fiskarter som totalt för hela fisksamhället. Förändringarna förväntas ske snabbare i kalkade sjöar än vid naturlig återhämtning av försurade vatten efter minskad deposition. Internationella utvärderingar visade ibland, men inte alltid, de förväntade effekterna av kalkning (Mant & Pullin 2012, Mant m.fl. 2013). I svenska vattendrag utförs många elfisken med syfte att följa upp effekter av kalkning. En storskalig utvärdering av elfiskedata visade generellt den ovan nämnda, förväntade utvecklingen beträffande fisk i kalkade vattendrag (Degerman m.fl. 2015, Holmgren m.fl. 2016), parallellt med mindre tydliga trender i okalkade vattendrag.

Kalkeffektuppföljningen omfattar provfisken med översiktsnät i sjöar. Resultaten rapporteras till databasen för sjöprovfisken (NORS). Där finns data från 1970-talet som indikerar utdöda eller utdöende bestånd av mört och andra fiskarter i sura sjöar (Almer 1972, Almer & Hansson 1980), liksom provfisken som indikerar återupptagen eller förbättrad rekrytering av olika fiskarter efter kalkning (t.ex. Eriksson m.fl. 1982). Länsstyrelsernas rapporter från regionala undersökningar beskriver

utveckling och tillstånd i både kalkade och okalkade sjöar (t.ex. Andersson & de Beer 2012, Lindermark 2015). Andra studier beskriver trender i det nationella programmet för Integrerad kalkningseffektuppföljning (IKEU, t.ex. Holmgren 2009). Fiskarters förekomst, artrikedom och nuvarande ekologiska status varierar mycket inom kalkningsverksamhetens målsjöar, beroende på sjöstorlek, vattendistrikt och när sjön kalkades första gången (Holmgren & Fölster 2010). Det

saknas dock en landsomfattande bild av hur och i vilken omfattning 35 år av kalkning har påverkat fiskfaunan i kalkade sjöar.

I en pilotstudie identifierades 750 kalkade och 101 okalkade sjöar med minst två provfisken, med minst fem år mellan första och senaste provfisket, och med minst ett provfiske på 1900-talet (Holmgren m.fl. 2016). Det fanns ingen genomgående trend i antal observerade fiskarter i de kalkade sjöarna, men antalet arter minskade över tid i okalkade sjöar med låg alkalinitet. Den totala tätheten av fisk minskade i både kalkade och okalkade sjöar, i motsats till förväntad ökning efter både kalkning och minskad försurning, och trots en övergång till nät som mer effektivt fångar små individer, vilka dominerar antalsmässigt vid regelbunden rekrytering. Den minskade fisktätheten relaterades till generellt minskande totalfosforhalter, något som har konstaterats i både kalkade och okalkade sjöar (Hu & Huser 2014). Det finns fortfarande flera frågor kvar att besvara, t.ex. om trender i artsammansättning och i täthet, tillväxt och rekrytering av vanligt förekommande fiskarter, inte minst försurningskänsliga arter, som t.ex. mört.

Denna studie inleddes med ytterligare datainsamling avseende utförda kalkningar och vattenkemisk effektuppföljning. Därmed förbättrades förutsättningarna för en fördjupad och landsomfattande utvärdering av fiskfaunans långsiktiga utveckling i kalkade sjöar och för jämförelser med sjöar som aldrig har kalkats. Uppdraget var att belysa följande frågeställningar:

1. Hur har fiskfaunan förändrats i kalkade sjöar och hur är tillståndet jämfört med före kalkningen och i sura sjöar?
2. Finns det skillnader mellan långtidskalkade sjöar och neutrala referenser, och vad kan i så fall vara orsaken?
3. Finns det regionala skillnader med avseende på effekter av kalkning?
4. Vid vilka pH-värden påverkas reproduktionen av mört negativt?
5. Finns det skillnader mellan direktkalkade och uppströmskalkade sjöar?
6. Finns det skillnader beroende på kalkningsintensitet, dvs. mellan överkalkade och normalkalkade sjöar?
7. Påverkas rekryteringen av fisk av ytliga surstötter i direktkalkade sjöar?
8. I vad mån har naturlig återhämtning eller fiskutsättningar betydelse för observerade effekter på fisk?

Flera av frågorna modifierades för att mer renodlat analysera förändringar över tid i olika sjögrupper, respektive skillnader mellan sjögrupper under olika tidsperioder i relation till första kalkning. Frågan om mörtens reproduktion breddades till att analysera både mörtrekrytering och andra fiskvariablers respons längs en pH-gradient, med fokus på frågeställningen om fisk i kalkade sjöar reagerar på samma sätt som i okalkade sjöar.

Material och metoder

Urval av provfiskade sjöar

För analyser av variation över tid valde vi ut sjöar med resultat från minst två provfisken i databasen NORS (<https://www.slu.se/sjoprovfiskedatabasen>), vilka hade minst fem år mellan första och senaste provfisket, och minst ett provfiske på 1900-talet (samma kriterier som i Holmgren m.fl. 2016). För att få ett bättre underlag till analyser av fiskens respons på pH och andra miljöfaktorer inkluderades också sjöar med enstaka, eller bara senare utförda, provfisken med nuvarande standardmetod (se avsnittet **Fiskdata**). I NORS finns uppgifter om sjöarnas höjd över havet, area, maximalt djup, medeldjup, belägenhet över respektive under högsta kustlinjen, årsmedelvärde och amplitud (differensen mellan juli- och januarimedelvärdena) för lufttemperatur. Dessa variabler behövs för att uppskatta sjöspecifika referensvärden för de fiskparametrar som används vid klassificering av ekologisk status med hjälp av fisk i sjöar (Havs- och vattenmyndigheten 2018). I NORS finns också uppgifter om latitud och longitud (sjöarnas utloppskoordinater i projektionen WGS84) och varje sjös koppling till län, vattendistrikt och limnisk vattentypsregion (enligt Havs- och vattenmyndigheten 2017).

Kalkningsuppgifter

Det första urvalet av provfiskade sjöar matchades 9 september 2016 mot sjöar i den nationella kalkdatabasen (<http://www.kalkdatabasen.se/>). Uppgifter hämtades om pågående, vilande eller avslutade åtgärdsområden för kalkning, och om sjöarna var målområden för kalkning (Naturvårdsverket 2010). För kalkning i direkt anslutning till sjön hämtades uppgifter om, bland annat, datum för första och senaste kalkning, totalt antal kalkningar, och genomsnittlig kalkdos per kalkningstillfälle.

Samma höst bidrog 18 länsstyrelser med korrigeringar av uppgifter från kalkdatabasen. De lämnade också kompletterande uppgifter om huruvida sjöarna hade påverkats av kalkningar uppströms och, när detta var möjligt, om start- och slutår för sådana kalkningar. I början av 2019 bidrog 20 länsstyrelser med kompletterande uppgifter för fler provfiskade sjöar. De bekräftade om sjön var kalkpåverkad, samt angav år för första kalkning och eventuellt år för kalkavslut. Alla kalkade sjöar matchades också mot uppgifter om t.ex. dominerande kalkningsmetod och biologiska motiv för kalkningen.

Vattenkemi

Via den nationella datavärden för kemisk-fysikaliska mätningar i sötvatten (<http://miljodata.slu.se/mvm/>) söktes mätdata från ytvattenprover tagna mitt i sjön i provfiskade sjöar. Sökningen begränsades till variabler som ofta mäts inom uppföljning av kemiska mål för kalkningen (Sundbom 2005, Naturvårdsverket 2010): pH, alkalinitet (mekv/l), vattenfärg (mätt som absorbans vid 420 nm i filtrerat prov, eller som färgtal [mg Pt/l]), och på senare år också koncentration av kalcium (Ca, mekv/l) och magnesium (Mg, mekv/l). Färgvärden angivna som absorbans multiplicerades med 500 för att motsvara färgtal (<https://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/laboratorier/vattenkemiska-laboratoriet/detaljerade-metodbeskrivningar/absorbans/>). Dessutom inkluderades mätvärden av totalfosfor (P-tot, µg/l). Data för samma variabler efterfrågades också från länsstyrelserna för alla provtagna år i det

ursprungliga sjöurvalet, och senare för provtagningar utförda under tre år före specifika provfisken. I båda fallen användes data för provplatser specificerade till sjömitt eller utlopp.

För det ursprungliga sjöurvalet beräknades medel- och minimivärden av pH och alkalinitet per sjö och provtagningsår, och medelvärden av absorptions, färgtal (härefter färg), Ca, Mg och P-tot. Beräkningarna gjordes separat för prover från sjömitt och utlopp. När det fanns pH-mätningar vid både sjömitt och utlopp samma år var både medelvärdet och minimivärdet signifikant lägre vid utlopp än vid sjömitt (parade t-test, medel-pH: $t = 2,81$, $P = 0,005$, min-pH: $t = 13,80$, $P < 0,001$, i båda fallen med $N = 3\ 174$). Därför behandlades mätningar från sjömitt och utlopp separat i analyser av fiskars respons på pH. Inför grupperingen av okalkade sjöar beräknades medel- och minimivärden över alla provtagna år per sjö, via de värden som tidigare hade beräknats per år. Senare beräknades om möjligt också medel- och minimivärden av mätningar gjorda under tre år före varje standardiserat provfiske med nordiska översiktsnät.

Gruppering av sjöar och år

Alla sjöar med kända kalkningar i eller uppströms sjön betraktades som "Kalkade". I det ursprungliga sjöurvalet grupperades de också som: 1) "Sjö" (direktkalkning), 2) "Sjö & US" (både direkt och uppströms kalkning), 3) "US" (bara uppströms kalkning) eller 4) "Okänd". Varje okalkad sjö klassades som "Sur" (medel-pH < 6 eller min-pH $< 5,4$), "Neutral" (medel-pH > 6 och medelalkalinitet $< 0,5$ mekv/l) eller "Kalkrik" (medel-pH > 6 och medelalkalinitet $> 0,5$ mekv/l), via medelvärden (eller minimivärden) av pH och alkalinitet för alla utförda mätningar i sjön eller undantagsvis i sjöns utlopp.

Mätdata kategoriserades enligt antal år efter kalkning (Å_{EK}), beräknat som årtalet för mätningen minus årtalet för den första kalkningen. Å_{EK} beräknades också för okalkade sjöar, men då som årtalet minus medianåret för första kalkning (1986) i de kalkade sjöarna. För en översikt av mätresultatens (fisk eller vattenkemi) variation över tid delades mätningarna in i följande grupper: "Före", "År 0", "År 1–4", "År 5–8", "År 9–12", "År 13–16" och "År > 16 ". Sammanslagningen av flera år motiverades av att de flesta sjöarna inte provfiskades varje år. För att illustrera variationen inom sjöar över tid kategoriserades mätvärdena i bredare tidsperioder. Efter indelning i perioderna "Före", "År 1–8", "År 9–16" och "År > 16 " begränsades urvalet till sjöar med minst en mätning i varje period. En tredje indelning utgjordes av mätningar "Före" respektive "Efter", för det urval av sjöar som hade mätningar både före och efter kalkning, alternativt medianåret för första kalkning.

Fiskdata

Vi använde data från nätprovfisken utförda med olika typer av bottensatta nät. Under 1968–1990 användes översiktsnät Lundgren typ S (12 maskstorlekar, maskstolpe 10–75 mm, total area 54 m²) och en reviderad Lundgren typ S (14 maskstorlekar, maskstolpe 6,25–75 mm, total area 63 m²) (Hammar & Filipsson 1985). I NORS benämns dessa nät Bdrot12 respektive Bdrot14. Från och med 1991 användes också nordiska nät (12 maskstorlekar, maskstolpe 5–55 mm, total area 45 m²), Bnord12 i NORS (Appelberg m.fl. 1995), enligt nu gällande europastandard (CEN 2015). I standardmetoden ingår att fisket utförs på sommaren (från mitten av juli t.o.m. augusti). Antalet bottensatta nät varierar (8–64) beroende på sjöns area och maximala djup, och näten fördelas över hela sjön, stratifierat inom djupzoner. Fångsten registreras som antal och biomassa av varje fiskart som fångas i varje enskilt nät. Mätning av totallängd av varje fisk är obligatorisk, medan stickprover för t.ex. åldersbestämning är frivilliga tillägg. I vårt dataurval fanns också provfisken med biologiska länkar (Blänk, flera nät med olika maskstorlek) och fisken med finmaskiga nät (Bfinmas, maskstolpe 8 mm, och ibland även 10 mm) med fokus på att fånga små mörtar.

Alla provfiskedata oavsett nättyp användes för översikt av fiskarters förekomst. För varje fiskart beräknades antal (och andel) sjöar med förekomst, både totalt och inom olika grupper av kalkade och okalkade sjöar. Resultat av pH-mätning året innan genomfört fiske fick illustrera variationen i min-pH vid olika fiskarters förekomst, och vid förekomst av minst en liten (<10 cm) fisk.



De nät som numera används vid nätprovfiske benämns nordiska nät. De är 30 x 1,5 meter och innefattar 12 maskstorlekar från 5 till 55 mm. Foto: Länsstyrelsen Västerbotten.

Antal observerade fiskarter beräknades för alla provfisken med översiktsnät, liksom antal individer (N_{pue}) och biomassa (g) per bottenanssträngning (B_{pue}), både totalt och för de arter som fångades i respektive sjö. Antal och biomassa transformerades till en standardarea på 45 m² ($N_{pue_{S45}}$ och $B_{pue_{S45}}$) för ökad jämförbarhet av data från provfisken med olika typer av översiktsnät.

För provfisken med nordiska nät beräknades fiskindexet EQR8 (Holmgren m.fl. 2007) och ett nytt norsk-svenskt surhetsindex (AindexW5) (Holmgren m.fl. 2018). Indexen används för bedömning av ekologisk status och de består av flera indikatorer (Tabell 1). Indikatorerna räknas först om till standardiserade avvikelser från sjöspecifika referensvärden (Z-värden) och i nästa steg till kumulativa sannolikheter (P-värden) i en normalfördelning. Indexen beräknas som medelvärden över de P-värden som kan beräknas för en given provfiskefångst. För AindexW5 görs ytterligare en omvandling till ekologisk kvalitetskvot (EK) där värdet 1 sätts för indexvärden som är lika med eller högre än medianen i referenssjöar.



Alla fångade fiskar mäts. Längden används som ett indirekt mått för att särskilja förekomst av yngre fisk. Foto: Länsstyrelsen Västerbotten.

Tre längdbaserade indikatorer beräknades för mört och abborre i fångster från provfisken med nordiska nät. Geometrisk medellängd (mm) beräknades genom återtransformering av medelvärdet av log₁₀-transformerade individlängder. Härefter används termen medellängd där geometrisk medellängd avses. Varje provfiske kategoriserades efter förekomst (1) eller avsaknad (0) av individer med <10 cm längd [$P(\text{mört} <10 \text{ cm})$ och $P(\text{abborre} <10 \text{ cm})$]. Andelen små fiskar angavs som antal individer <10 cm dividerat med totalt antal ($N \% \text{ mört} <10 \text{ cm}$ och $N \% \text{ abborre} <10 \text{ cm}$). För provfisken med åldersbestämda mörtar beräknades också fångstens andel av unga individer (% ung mört, där ung avser ålder 1+ till 3+ enligt Holmgren 2013). Sjöar med

åldersbestämda prover från minst tre år valdes ut för att illustrera mellanårsvariation i andelen ung mört, som ett mått på variation i rekrytering. Fiskresponsvariablerna anpassades vid behov till Poisson, normal eller binär fördelning (Tabell 2) innan de användes i regressionsmodeller.

Tabell 1: Översikt av indikatorerna i de multimetriska indexen EQR8 och AindexW5. För varje indikator anges vilken parametertyp som indikeras, samt riktningen på sura sjöars signifikanta avvikelse från referensvärden (- = lägre och + = högre värden i sura sjöar). Dessutom anges kod för de surhetsrelaterade indikatorerna.

Index	Indikator	Kod	Parametertyp	Avvikelse
EQR8	Antal inhemska fiskarter	Niart	Artsammansättning	-
	Artdiversitet: Simpson's D (antal)	SDn	Artsammansättning	-
	Artdiversitet: Simpson's D (biomassa)	SDw	Artsammansättning	-
	Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar (biomassa)	AndPis	Artsammansättning	+
	Kvot abborre/karpfiskar (biomassa)		Artsammansättning	
	Relativ biomassa av inhemska fiskarter	Wiar	Abundans	-
	Relativt antal individer av inhemska fiskarter	Niart	Abundans	-
	Medelvikt i totala fångsten		Åldersstruktur	
AindexW5	Antal fiskarter	Narter	Artsammansättning	-
	Andel karpfiskar (biomassa)	AndCyp	Artsammansättning	-
	Andel potentiellt fiskätande abborrfiskar (biomassa)	AndPis	Artsammansättning	+
	NPUE _{mört} : antal mört/nät	NpueM	Abundans	-
	Geometrisk medellängd av mört	Lmört	Åldersstruktur	+

Tabell 2: Fiskresponsvariabler, kortnamn och specificering av vilka anpassade fördelningar som användes för olika fiskresponsvariabler när de analyserades med regressionsmodeller

Responsvariabel	Kortnamn	Anpassad fördelning
Antal fiskarter	Antal arter	Normal, efter log10-transf.
Totalt antal individer per nät	Npue total	Normal, efter log10-transf.
Total biomassa per nät	Bpue total	Normal
Multimetriskt fiskindex EQR8	EQR8	Normal
Multimetriskt surhetsindex AindexW5	AindexW5	Normal
Geometrisk medellängd mört	Medellängd mört	Normal
Geometrisk medellängd abborre	Medellängd abborre	Normal
Förekomst/icke förekomst av små mörtar	P(mört <10 cm)	Binär
Förekomst/icke förekomst av små abborrar	P(abborre <10 cm)	Binär
Individandel små individer (< 10 cm) av mört	N% mört <10 cm	Normal
Individandel små individer (<10 cm) av abborre	N% abborre <10 cm	Normal

Frågespecifika analyser

Vilka analyser kan göras med befintliga data?

Vi utgick från att analyser av förändringar över tid kunde begränsas av:

1. skev fördelning av sjögrupper (geografiskt och morfometriskt),
2. enstaka mätningar av både vattenkvalitet och fiskfauna,
3. att provfiskemetoderna förändrades över tid.

Först inventerades antal sjöar i olika sjögrupper, både totalt och separat för olika län, vattendistrikt och vattentypsregioner. För kontinuerliga geografiska och morfometriska sjövariabler testades skillnader i fördelningar mellan kalkade och okalkade sjöar med Mann-Whitney's U-test. Sedan inventerades antal mätningar variabelvis inom kombinationer av sjögrupp och tidsperiod, samt antal provfisken mejih d olika nättyper per tidsperiod och sjögrupp.

Hur varierade vattenkvaliteten inom och mellan sjögrupper?

Frågan är relevant för tolkning av fiskfaunans tillstånd och trender, även om den inte var formulerad i uppdraget. Medelvärdenas konfidensintervall jämfördes mellan kombinationer av sjögrupp och tidsperiod (exklusive "År 0"), när fysikalisk-kemiska variabler hade mätts i minst 30 % (undantagsvis 20 %) av gruppens provfiskade sjöar. Om minst fem sjöar hade mätningar före och efter kalkning (eller före och efter 1986 i okalkade sjögrupper) användes 95 % konfidensintervall för att bedöma om medeldifferensen (Efter – Före) avvek från noll.

Hur varierade fiskfaunan över tid i kalkade och okalkade sjöar?

Frågan handlar om jämförelser av fiskfaunan inom sjögrupper över tid, men också mellan kalkade sjöar och speciellt de sura och neutrala referenserna.

För alla provfisken med översiktsnät jämfördes variationen i antal arter, total abundans och biomassa (oavsett art) via medelvärden och konfidensintervall inom sjögrupp och tidsperiod (exklusive "År 0"), och för differenser (Efter – Före) inom sjögrupper. På samma sätt testades om andelen provfisken med fångst av mört (och andra fiskrelaterade motiv för kalkning) ändrades efter kalkning. Medelvärden inom längre perioder ("Före", "År 1–8", "År 9–16" och "År >16") användes för en mer deskriptiv illustration av variation inom sjöar med provfisken från alla perioder.

För provfisken med nordiska översiktsnät testades förändringar över tid i kalkade, sura och neutrala sjöar med autoregression (PROC AUTOREG i SAS). Regressionen tar hänsyn till värden åren innan provet togs: om ett prov visar högt värde ett år är sannolikheten stor att värdet året efter också är högt, d.v.s. de olika åren är inte oberoende observationer. Först analyserades vilken tidsrymd som hade den högsta korrelationen inom en dataserie. I samtliga fall var korrelationen bäst med året innan och detta användes sedan i analyserna. Analyserna gjordes för total abundans (Npue, antal fiskar/nät), total biomassa (Bpue, g/nät), EQR8, AindexW5, medellängd av mört och abborre, samt numerisk andel av små individer (<10 cm) av mört och abborre. Alla åtta responsvariablerna korrigerades för variation mellan sjöar beroende på andra kontinuerliga variabler än kalkning och surhet (Tabell 3).

Tabell 3: Kontinuerliga sjöbeskrivande och fysikalisk-kemiska variabler som användes för korrigerande av fiskresponsvariabler för variation orsakad av annat än kalkning och surhet. I tabellen anges om och hur variablerna transformerades innan analys, och om använda värden var sjöspecifika eller 3-årsvärden kopplade till specifika provfisketillfällen.

Variabel	Transformation	Kommentar
Latitud	log ₁₀	sjöspecifikt
Longitud	log ₁₀	sjöspecifikt
Höjd över havet	log ₁₀	sjöspecifikt
Sjöarea	log ₁₀	sjöspecifikt
Maximalt djup	log ₁₀	sjöspecifikt
Årsmedeltemperatur	Kubik (upphöjt till 3) efter konvertering till	sjöspecifikt
Temperaturamplitud	log ₁₀	sjöspecifikt
Färg	Ingen	3-årsmedel
Totalfosfor	log ₁₀	3-årsmedel

Hur varierade fiskfaunans nutida status mellan regioner?

Den ursprungliga frågan var om det finns regionala skillnader med avseende på effekter av kalkning. Vi valde ut tre län med många sjöar med nutida standardiserade provfisken med nordiska översiktsnät. Inom länen jämfördes ekologisk status mellan kalkade, sura och neutrala sjöar via fiskindexen EQR8 och AindexW5. Som nutida betraktades provfisken på 2000-talet i okalkade sjöar, och från kalkade sjöar valdes provfisken utförda >16 år efter första kalkning. För sjöar med mer än ett nutida provfiske beräknades först ett sjöspecifikt medelvärde av varje fiskindex, och därefter jämfördes indexens medelvärden och 95 % konfidensintervall mellan sjögrupper.

Hur varierade fiskfaunan i relation till pH?

Frågan handlade ursprungligen om vilka pH-värden som negativt påverkar mörtens reproduktion. Vi modifierade frågan och testade samtliga fiskvariablers respons längs pH-gradienten, med fokus på om fisk i kalkade sjöar reagerade på samma sätt som i okalkade sjöar. I testerna användes endast provfisken utförda med nordiska översiktsnät, och endast när det fanns minst en pH-mätning under de tre åren före provfisket. Analyser av mörtens och abborrens rekrytering begränsades också till provfisken med minst en fångad individ av den aktuella fiskarten. Som indikatorer på rekrytering användes sannolikhet för att fånga minst en liten individ (<10 cm), andel små individer och medellängd.

Vi förväntade att antal fiskarter, total abundans och total biomassa skulle öka med pH, liksom fiskindexen EQR8 och AindexW5, enligt tidigare erfarenheter i okalkade sjöar (Holmgren m.fl. 2007; Holmgren m.fl. 2018). Negativa effekter av lågt pH på rekrytering indikeras av positiva samband med pH för sannolikheten att fånga små individer och för andel små individer. Minskande medellängd vid ökande pH kan indikera mer oregelbunden eller obefintlig rekrytering vid lågt pH.

Varje fiskvariabels respons längs en pH-gradient predikterades via regressionsmodeller som inkluderade korrigerande för variation orsakad av sjömorfometriska och biogeografiska faktorer, inklusive 3-årsmedelvärden av färg och totalfosfor. För att okalkade referenssjöar skulle likna de sjöar som kalkas utelöts gruppen kalkrika sjöar, liksom sjöar med totalfosfor >30 µg/l. Regressionsmodellerna kördes med kalkade och okalkade sjöar i samma beräkning. Kalkad/okalkad (vid provfisketillfället) togs med som en icke-kontinuerlig klassvariabel. För att utröna om kalkade och okalkade sjöar har samma respons för en fiskvariabel (t.ex. medellängd) beräknades interaktion mellan pH och kalkad/okalkad. Om interaktionen är signifikant har responsvariablerna olika lutning i förhållande till pH. Modelleringen gjordes med "general linear method" (GLM) där responsvariabler och oberoende faktorer transformerades enligt Tabell 2 och 3.

Hur varierade mörtens tillväxt och rekrytering?

Frågan motiverades av stor variation i mörtens tillväxt (Holmgren 2013), vilket gör att mörtar mindre än 10 cm inte representerar en specifik ålder. Med åldersbestämda mörtar i Sötvattenslaboratoriets åldersdatabas illustrerades mörtens storlek vid åldrarna 0+, 1+, 2+ och 3+, och hur storleken vid en mer välrepresenterad ålder (3+) varierar inom och mellan sjöar. För sjöar med åldersbestämda mörtar från minst tre provfisker gjordes grafiska illustrationer av mellanårsvariationen i andel ung mört. Speciellt uppmärksammades förekomsten av värden nära noll (obefintlig eller obetydlig rekrytering under två till tre på varandra följande år) i kalkade sjöar, jämfört med olika grupper av okalkade sjöar.



Mörten är försurningskänslig och motiverar ett pH-mål på 6,0 i kalkade sjöar. Foto: Länsstyrelsen Västerbotten.

Resultat

Sjöar och dataunderlag

Totalt ingick provfisken från 2 041 sjöar (1 343 kalkade och 698 okalkade) enligt kriterierna för sökningar av kompletterande data under hösten 2016 respektive vintern 2018/2019.

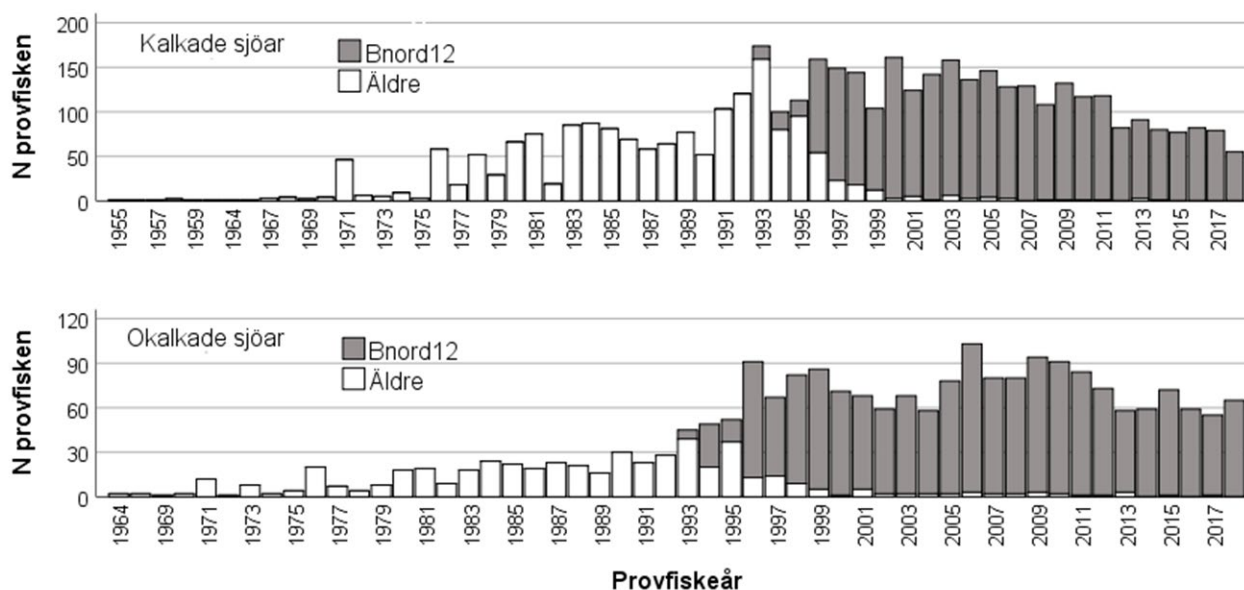
Dataunderlaget medgav klassning av kalkningstyp för 785 av de kalkade sjöarna (Tabell 4). Vanligast var kalkning både direkt i sjön och uppströms, medan 68 sjöar bara hade kalkats uppströms. För 721 sjöar fanns årtal angivet för senaste kalkning vid eller i sjön, och senaste kalkningsår (inklusive eventuell uppströms kalkning) fanns för 536 sjöar. Det fanns också provfisken från 698 okalkade sjöar, varav 432 kunde klassas som antingen sura (69 sjöar), neutrala (256 sjöar) eller kalkrika (107 sjöar). Data för 266 okalkade sjöar utan surhetsklassning användes bara för illustration av fiskarters förekomst.

Tabell 4: Antal kalkade och okalkade sjöar, totalt respektive i grupper beroende på kalkningstyp (sjökalkning, sjö och uppströms kalkning eller bara uppströms kalkning) respektive referensgrupp (sur, neutral eller kalkrik). För varje grupp anges totalt antal provfisken, antal provfisken per sjö, och antal provfisketillfällen fördelat på grupper av år i relation till året för första kalkning (alternativt år 1986 i okalkade sjöar).

	Kalkade sjöar				Okalkade sjöar				Totalt
	Totalt*	Sjö	Sjö & US	US	Totalt*	Sur	Neutral	Kalkrik	
Sjöar	1 343	282	435	68	698	69	256	107	2 041
Provfisken	4 292	1 191	1 925	302	2 190	461	1 023	461	6 482
Provfisken per sjö	3,2	4,2	4,4	4,4	3,1	6,7	4,0	4,3	3,2
Före	561	162	311	73	183	40	105	33	744
År 0	128	54	60	12	19	2	13	3	147
År 1–4	316	118	168	11	90	21	44	20	406
År 5–8	467	159	239	32	145	29	72	24	612
År 9–12	503	158	237	32	284	72	145	35	787
År 13–16	533	153	224	38	284	64	123	38	817
År > 16	1 784	387	686	104	1 177	233	521	209	2 961

* Inklusive sjöar som bara kategoriserades som antingen kalkade eller okalkade.

Totalt fanns 4 292 provfisken från kalkade sjöar och 2 190 provfisken från sjöar som aldrig har kalkats (Tabell 4). Nästan alla inkluderade provfisken utfördes under en period av 48 år (1971–2018, Figur 1). I dataurvalet fanns enstaka provfisken före 1971, men 1971 provfiskades 58 sjöar, varav 46 sjöar som senare kalkades. Fram till mitten av 1990-talet ökade antalet provfiskade sjöar per år, vilket speglade en alltmer omfattande kalkningsverksamhet. Under 1991–2011 provfiskades mer än 100 kalkade sjöar per år, och samma period provfiskades 23–103 okalkade sjöar per år. Därefter minskade antalet provfisken, med tydligare minskning i kalkade än i okalkade sjöar



Figur 1. Antal provfisker per år i det undersökta urvalet av kalkade och okalkade sjöar, och fördelning av provfisker utförda med nuvarande standardnät (Bnord12) eller med någon äldre typ av nät (se mer om nättyperna i Tabell 5).

I genomsnitt fanns 3,2 provfisker per sjö och som mest 37 provfisker från samma sjö. Totalt 296 sjöar hade fiskats både före och efter första kalkning och i 31 sjöar utfördes minst ett provfiske efter avslutad kalkning. Det fanns 88 okalkade sjöar med första provfisket före 1986 (medianåret för första kalkning), varav 73 med provfiske även efter 1986.

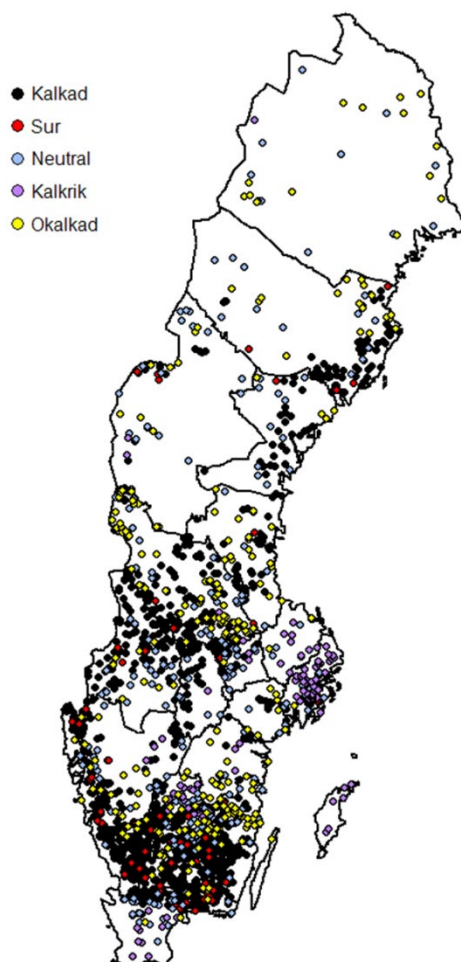
Majoriteten av provfiskerna (66 %) utfördes med nordiska översiktsnät av nuvarande standard (Bnord12, Tabell 5, Figur 1), med något lägre andel i kalkade (61 %) än i okalkade sjöar (76 %). Fördelningen av nättyper varierade över tid. Före kalkning (och före 1986 i okalkade sjöar) dominerade Bdrot12, där den mest finmaskiga panelen har 10 mm maskstolpe. Mer än 12 år efter första kalkning utfördes nästan alla provfisker med nordiska nät. Dessa nät inkluderar maskor med 8, 6,25 och 5 mm maskstolpe. De fångar därför årsyngel, eller åtminstone 1- till 2-åringar, av de dominerande fiskarterna mer effektivt än de nät som oftast användes före, och åren närmast efter, första kalkning.

Tabell 5: Antal provfisker med olika typer av bottensatta nät, inom grupper av år i relation till första kalkning (alternativt år 1986 i okalkade sjöar), inom kalkade respektive okalkade sjöar, separat inom sura, neutrala och kalkrika sjöar, och totalt. Fisker med beskrivna översiktsnät (Bdrot12, Bdrot14 och Bnord12) visas i fetstil. Andra typer är biologiska länkar (Blänk), bara finmaskiga nät (Bfinmas), eller en blandning av olika nät, där Bdromix inkluderar äldre översiktsnät (Bdrot12 och/eller Bdrot14) och Bnromix inkluderar nuvarande nätstandard (Bnord12).

År _{EK} /Grupp	Blänk	Bdrot12	Bdromix	Bdrot14	Bnromix	Bnord12	Bfinmas
Före	86	473	34	126	2	21	0
År 0	4	74	5	60	1	3	0
År 1–4	11	124	10	229	1	31	0
År 5–8	12	89	2	345	29	135	0
År 9–12	7	31	3	246	11	497	0
År 13–16	1	3	0	84	12	716	1
År > 16	0	3	0	46	10	2 888	14
Kalkad	84	663	12	864	40	2 614	15
Okalkad	37	134	42	272	26	1 677	0
Sur	1	34	1	69	6	350	0
Neutral	34	67	16	140	13	752	0
Kalkrik	0	33	18	50	6	254	0
Totalt	121	797	54	1 136	66	4 291	15

De flesta kalkade sjöarna låg i den södra delen av landet och en mindre del i kustnära delar av Norrland (Figur 2). Majoriteten av sura och neutrala referenssjöar låg i samma områden som kalkade sjöar, medan kalkrika sjöar oftast var låglänt placerade i Götaland och Svealand. Okalkade sjöar med okänd surhetsstatus var mer jämnt fördelade över landet.

Mer än 200 provfiskade sjöar fanns i Jönköpings, Kronobergs, Dalarnas och Västra Götalands län, där kalkade sjöar utgjorde 60–87 % av totalantalet (Tabell 6). Fem län bidrog med mindre än 30 sjöar var, inklusive tre län utan kalkade sjöar (Uppsala, Gotlands och Norrbottens län). Utifrån vattenförvaltningens perspektiv låg majoriteten av de kalkade sjöarna i Västerhavets (42 %) och Södra Östersjöns vattendistrikt (32 %). De okalkade sjöarna var jämnare fördelade, med undantag för en lägre andel i Bottenvikens vattendistrikt.



Figur 2. Geografisk fördelning av utvalda sjöar (1 343 kalkade i svart, 69 sura i rött, 256 neutrala i blått, 107 kalkrika i lila och 266 okalkade sjöar med oklassad surhetsstatus i gult).

Direktkalkade sjöar dominerade inom både län (60–100 %), vattendistrikt (88–97 %) och vattentypsregion (91–100 %, Tabell 6). Inom de flesta geografiska områdena var kombinationen av direkt sjökalkning och uppströms kalkning vanligare än att bara kalka direkt i sjön, precis som för landet som helhet (Tabell 4). Detta förhållande, liksom att sjöar med bara uppströms kalkning var relativt ovanliga, motiverade behandling av alla kalkade sjöar som en gemensam grupp.

Bland okalkade sjöar med mätningar av pH och alkalinitet var neutrala sjöar vanligare än sura eller kalkrika sjöar i femton län och i fyra av fem vattendistrikt. De mest anmärkningsvärda undantagen var Stockholms, Uppsala och Gotlands län, och Norra Östersjöns vattendistrikt, där drygt hälften av de okalkade sjöarna var kalkrika. Andelen sura sjöar var högre i Västerhavet (33 % av okalkade sjöar) än i de övriga distrikten (2–18 %), och sura sjöar utgjorde minst hälften av de surhetsklassade sjöarna i Kronobergs, Blekinge och Hallands län.

Tabell 6: Geografisk fördelning av antal kalkade och okalkade sjöar, totalt respektive i grupper beroende på kalkningstyp (sjökalkning, sjö och uppströms kalkning eller bara uppströms kalkning) respektive referensgrupp (sur, neutral eller kalkrik). Fördelningen redovisas för 21 län (varav 18 med kalkningsverksamhet), för fem vattendistrikt och för fyra vattentypsregioner inom svensk vattenförvaltning.

Region	Kalkade sjöar				Okalkade sjöar				Totalt
	Totalt *	Sjö	Sjö&US	US	Totalt *	Sur	Neutral	Kalkrik	
Län									
1. Stockholms	7	1	4	0	60	1	17	41	67
3. Uppsala	0	0	0	0	17	0	3	10	17
4. Södermanlands	16	0	4	0	9	0	3	0	25
5. Östergötlands	3	0	0	0	25	0	5	4	28
6. Jönköpings	197	47	92	10	97	5	40	21	294
7. Kronobergs	251	39	55	12	37	12	10	1	288
8. Kalmar	84	11	39	9	41	3	10	0	125
9. Gotlands	0	0	0	0	6	0	0	6	6
10. Blekinge	50	17	19	0	12	7	3	0	62
12. Skåne	43	8	13	11	33	3	19	10	76
13. Hallands	121	71	35	13	8	7	1	0	129
14. Västra Götalands **	153	22	57	4	55	11	16	3	208
17. Värmlands	76	12	34	2	31	4	19	0	107
18. Örebro	29	6	19	0	7	0	6	1	36
19. Västmanlands	23	3	2	1	22	1	16	2	45
20. Dalarnas	148	26	20	1	100	4	28	5	248
21. Gävleborgs	26	3	3	0	23	1	4	0	49
22. Västernorrlands	30	11	17	0	17	1	12	0	47
23. Jämtlands	12	0	6	4	36	5	19	2	48
24. Västerbottens	74	5	16	1	36	4	14	0	110
25. Norrbottens	0	0	0	0	26	0	11	1	26
Vattendistrikt									
1. Bottenviken	46	5	15	1	56	2	23	1	102
2. Bottenhavet	201	38	43	5	167	11	59	6	368
3. Norra Östersj	85	8	22	1	122	2	47	55	207
4. Södra Östersjön	436	91	134	32	213	24	71	39	649
5. Västerhavet	575	140	221	29	140	30	56	6	715
Vattentypsregion									
1. S. Sverige	1 017	234	349	60	453	54	164	99	1 470
2. N. Sverige ≤200 m	115	8	37	2	99	4	35	5	214
3. N. Sverige 200–800 m	198	38	41	6	128	9	51	1	326
4. N. Sverige ≥800 m	13	2	7	0	18	2	6	2	31

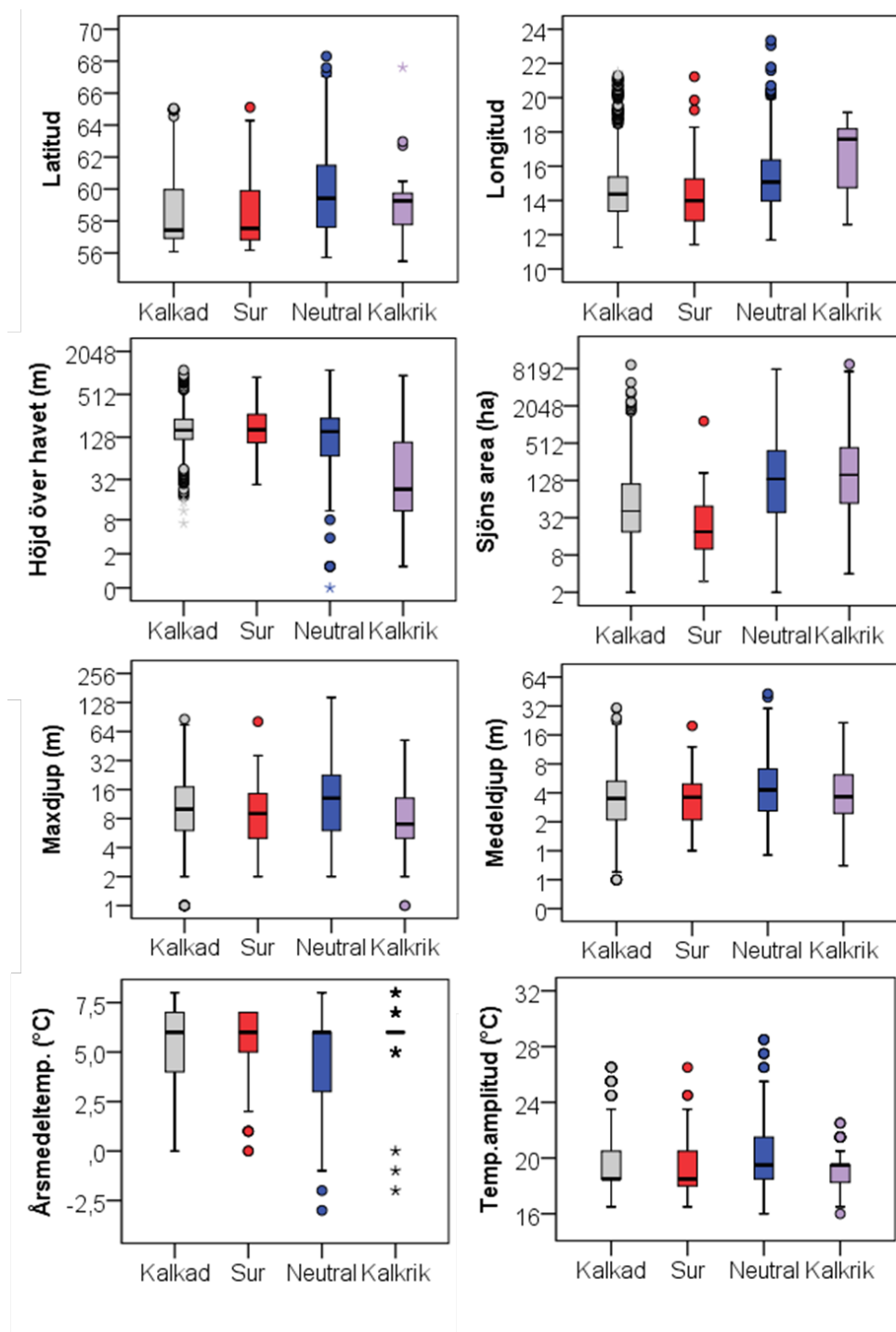
* Inklusive sjöar som bara kategoriserades som antingen kalkade eller okalkade

** En av de kalkade sjöarna (bara sjön) i Enningdalsälvens avrinningsområde har utloppet i Norge

Sjöarna varierade mycket i höjd över havet (0–1 120 m), area (2–9 641 ha), maximalt djup (1–144 m), medeldjup (0,4–43 m), årsmedelvärde i lufttemperatur (-3 – +8 °C) och temperaturamplitud (16–29,5 °C). Tillsammans med belägenhet över eller under högsta kustlinjen bidrar dessa variabler till variation i förväntad fiskfauna, mätt som t.ex. sjöspecifika referensvärden i de indikatorer som ingår i fiskindexen EQR8 och AindexW5 (Tabell 1). Den totala variationen i dessa sjöbeskrivande variabler var ungefär lika stor i kalkade som i okalkade sjöar, även om små skillnader i fördelningar oftast var signifikanta (Tabell 7). De kalkade sjöarnas geografiska och morfometriska karaktär var dock generellt mer lik de sura sjöarnas än de neutrala och kalkrika sjöarnas (Figur 3).

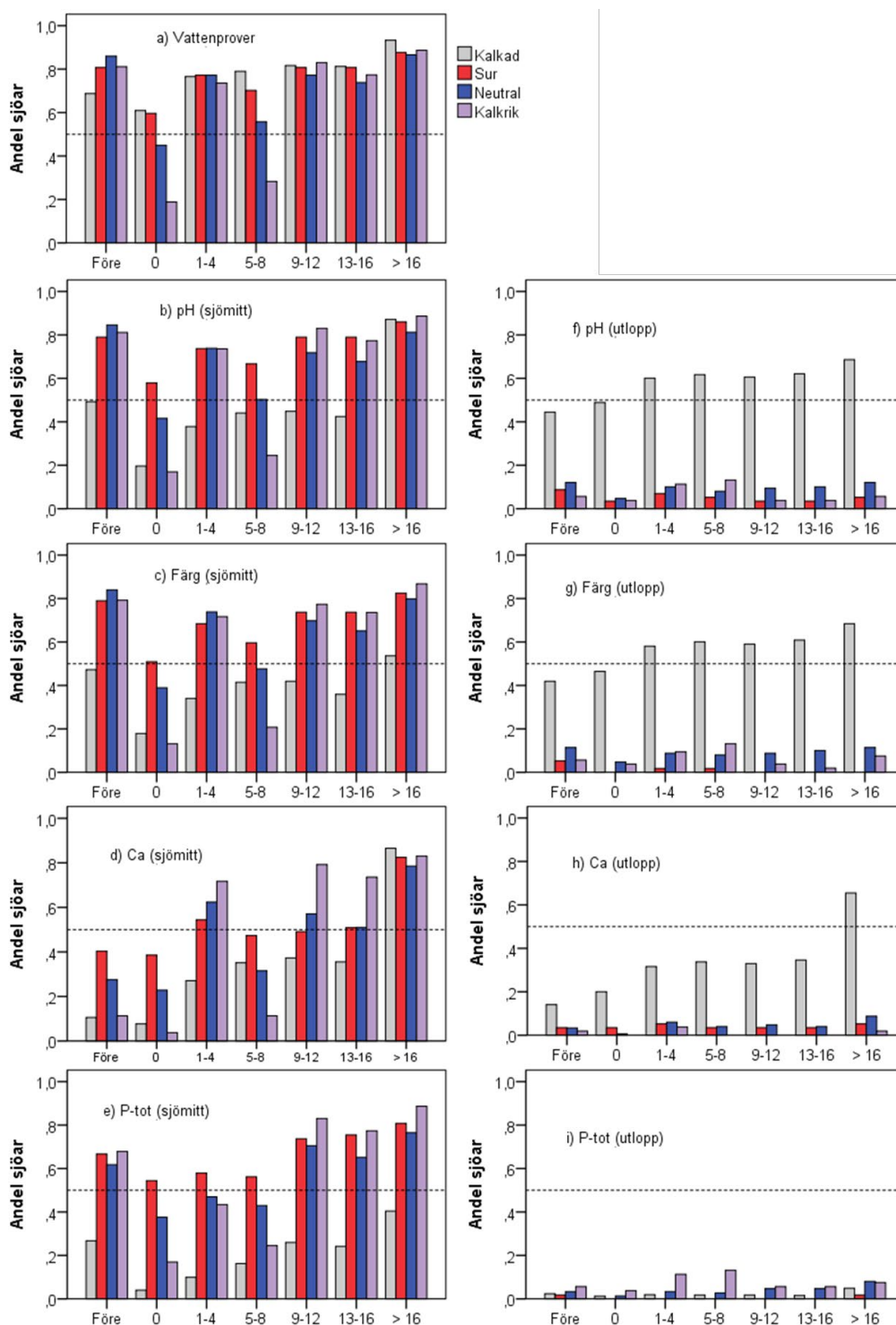
Tabell 7: Deskriptiv statistik för sjöbeskrivande variabler i kalkade respektive okalkade sjöar: antal sjöar med data (N), medelvärde (Medel), standardavvikelse (SD), medelvärdets standardfel (SE), minimum (Min), median och maximum (Max). Dessutom visas differenser mellan kalkade och okalkade sjöars medelvärden (Medeldiff.) och medianer (Mediandiff.) samt P-värden för test av skillnader i fördelningar med Mann-Whitney's U-test.

Sjövariabel	Kalkad	N	Medel	SD	SE	Min	Median	Max	Medel-diff.	Median-diff.	P-värde
Latitud	Ja	1 343	58,5	2,2	0,1	56,1	57,4	65,0	-1,2	-1,9	0,000
	Nej	698	59,7	2,7	0,1	55,5	59,3	68,3			
Longitud	Ja	1 343	14,5	1,8	0,1	11,3	14,4	21,5	-0,9	-0,9	0,000
	Nej	698	15,5	2,2	0,1	11,4	15,3	23,5			
Höjd över havet (m)	Ja	1 343	194	136	4	7	161	1 120	-3,5	17	0,000
	Nej	698	197	206	8	0	144	1 116			
Sjöns area (ha)	Ja	1 343	130	387	11	2	41	9 418	-196	-33	0,000
	Nej	698	326	829	31	2	74	9 641			
Maximalt djup (m)	Ja	1 341	12,5	10,0	0,3	1	10,0	86	-1,6	0,0	0,221
	Nej	697	14,1	13,9	0,5	1	10,0	144			
Medeldjup (m)	Ja	1 092	4,2	3,2	0,1	0,5	3,5	30,7	-0,7	-0,4	0,002
	Nej	512	4,9	4,3	0,2	0,4	3,9	43,1			
Över HK (0/1)	Ja	1 343	0,79	0,41	0,01	0	1	1	0,24	0	0,000
	Nej	698	0,55	0,50	0,02	0	1	1			
Årsmedel lufttemp. (°C)	Ja	1 343	5,5	1,7	0,0	0	6	8	0,7	0,0	0,000
	Nej	698	4,9	2,3	0,1	-3	6	8			
Temperaturamplitud (°C)	Ja	1 341	19,5	2,2	0,1	16,5	18,5	26,5	-0,8	-1,0	0,000
	Nej	697	20,2	2,6	0,1	16	19,5	29,5			



Figur 3. Variation i sjöarnas latitud, longitud, höjd över havet, area, maximalt djup, medeldjup, årsmedelvärde i lufttemperatur och temperaturamplitud, inom kalkade, sura, neutrala, och kalkrika sjöar. Den totala variationen visas med vertikala streck och/eller symboler för utliggare, och centrala boxar spänner från 25:e till 75:e percentilen med ett streck vid medianen.

Redovisningen av antal vattenprover och mätningar över tid (Figur 4) avser det första urvalet av provfiskade sjöar (se s. 12), eftersom senare kompletterade kemidata bara omfattade provtagningar tre år före specifika provfisken.



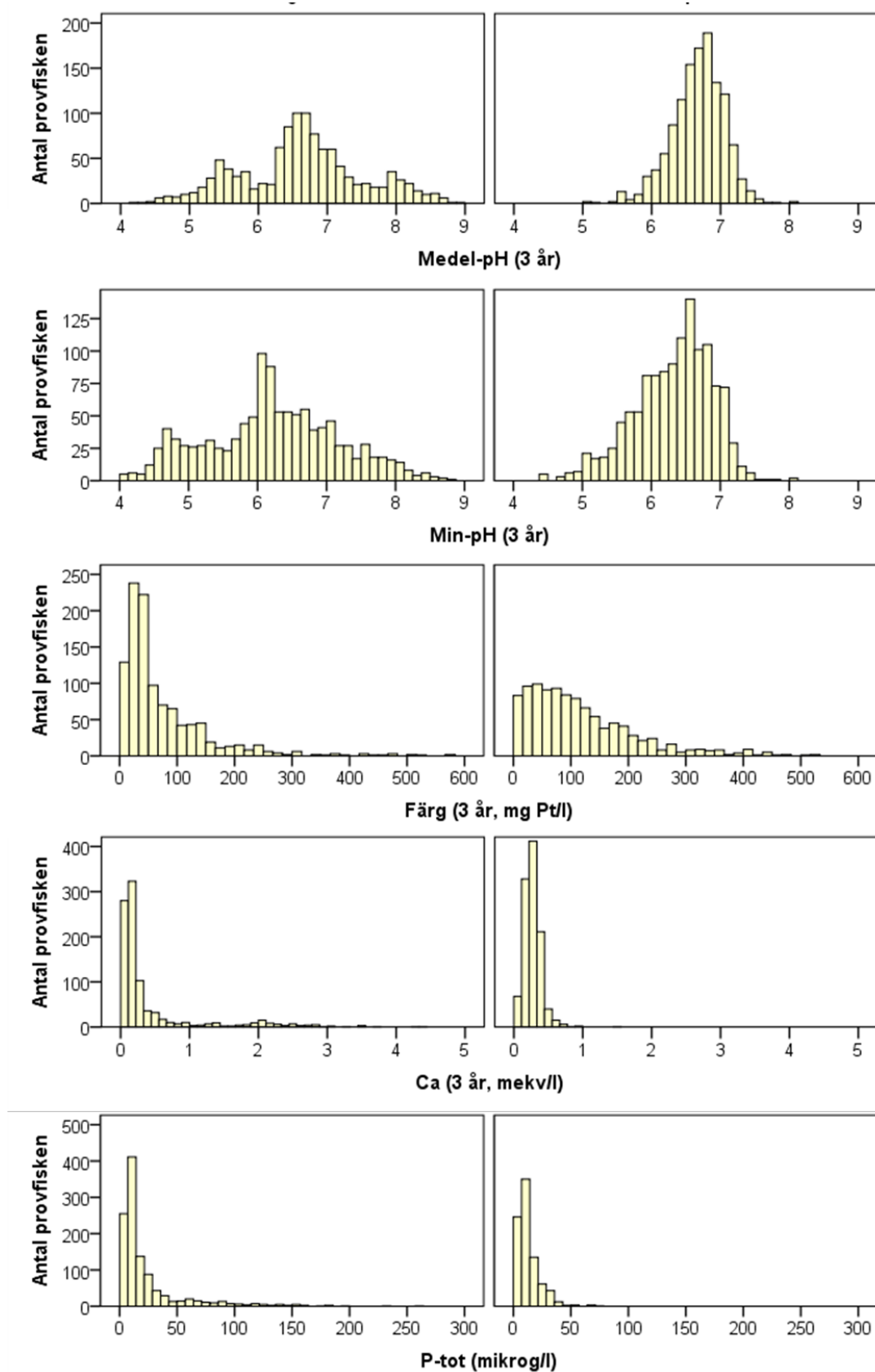
Figur 4. Andel ursprungligen utvalda sjöar med minst ett vattenprov (a), med mätvärden av pH, färg, kalcium (Ca) och totalfosfor (P-tot) vid sjömitt (b-e) och utlopp (f-i) inom tidsperioder relativt första kalkning. Andelar relaterar till antal provfiskade sjöar inom kalkade (N=794), sura (N=57), neutrala (N=149) respektive kalkrika sjöar (N=53).

Från före kalkning (eller före 1986 i okalkade sjöar) fanns minst ett vattenprov i 69–86 % av de provfiskade sjöarna i olika sjögrupper (Figur 3). Den senaste perioden (År >16) var andelen 87–93 %, och med undantag för första kalkningsåret (År 0) och 5–8 år efter kalkning fanns minst 70 % av sjöarna representerade. I kalkade sjöar mättes pH och färg något oftare vid utlopp än vid sjömitt, men Ca mättes nästan lika ofta vid sjömitt. P-tot mättes oftast vid sjömitt, liksom de flesta andra mätningarna i okalkade sjöar. Under År >16 mättes pH, färg och Ca vid sjömitt i över hälften av sjöarna, och samma period fanns P-tot-mätningar i minst 40 % av sjöarna i varje grupp. Endast pH och färg hade mätts vid sjömitt i alla sjögrupper i minst 40 % av sjöarna både före kalkning och i flera av de kortare perioderna efter kalkning.

Efter kompletterande datasökning kopplades 3 180 provfisken med nordiska översiktsnät till minst en mätning av pH vid antingen sjömitt eller utlopp (Tabell 8), varav 2 363 provfisken hade minst en mätning vid sjömitt. Något, eller betydligt, färre provfisken kunde kopplas till mätning av andra efterfrågade parametrar. Spridningen i 3-årsvärden var generellt större för provfisken i okalkade än i kalkade sjöar (Figur 5) och detta gäller framför allt pH-värdena. Provfisken kopplade till extremt låga färgvärden var vanligare i okalkade än i kalkade sjöar.

Tabell 8: Deskriptiv statistik för fysikalisk-kemiska 3-årsvärden relaterade till enskilda provfisken med nordiska översiktsnät, i kalkade respektive okalkade sjöar: antal provfisken med minst ett mätvärde (N), minimum (Min), median och maximum (Max), medelvärde (Medel) och standardavvikelse (SD).

Parameter	Kalkad	N	Min	Median	Max	Medel	SD
Medel-pH (3 år, sjömitt)	Ja	1 241	5,01	6,70	8,09	6,67	0,38
	Nej	1 122	4,24	6,64	8,89	6,63	0,88
Min-pH (3 år, sjömitt)	Ja	1 241	4,44	6,40	8,09	6,32	0,56
	Nej	1 122	4,06	6,19	8,86	6,22	0,96
Min-pH (3 år, sjömitt/utlopp)	Ja	2 015	4,44	6,35	7,80	6,28	0,52
	Nej	1 165	4,06	6,20	8,86	6,22	0,94
Alkalinitet (3 år, mekv/l, sjömitt)	Ja	1 241	-0,02	0,14	0,92	0,16	0,10
	Nej	1 096	-0,10	0,11	3,47	0,35	0,62
Ca (3 år, mekv/l, sjömitt)	Ja	1 084	0,01	0,26	1,46	0,27	0,12
	Nej	924	0,01	0,17	4,42	0,42	0,67
Färg (3 år, mg Pt/l, sjömitt)	Ja	1 030	1	94	531	117	94
	Nej	1 070	1	46	578	74	79
Färg (3 år, mg Pt/l, sjömitt/utlopp)	Ja	1 895	1	97	531	116	86
	Nej	1 106	1	46	578	75	78
P-tot (µg/l, sjömitt)	Ja	856	2,0	10,0	76,5	12,9	9,3
	Nej	1 109	2,1	11,6	262,6	23,2	30,6



Figur 5. Fördelningar av fysikalisk-kemiska 3-årsvärden kopplade till enskilda nutida provfisken med nordiska översiktsnät, för okalkade (till vänster) respektive kalkade (till höger) sjöar.

Fiskarters förekomst

Totalt fångades 40 fiskarter vid 6 482 provfiskeri i 2 041 sjöar (Appendix 1). Av dessa förekom 17 fiskarter i minst 5 % av sjöarna (Tabell 9). Abborre, gädda och mört fanns i mer än 80 % av både kalkade, neutrala och kalkrika sjöar. I sura sjöar var abborre och gädda nästan lika vanliga som i andra sjögrupper, men mört förekom bara i 45 %. Abborrfiskarna gers och gös och flera karpfiskarter (braxen, sutare, sarv, benlöja, björkna och ruda) fanns i mer än 40 % av de kalkrika sjöarna, men fångades sparsamt i övriga sjögrupper. Alla nämnda arter är mer eller mindre varmvattensanpassade. Mer kallvattensanpassade fiskarter (lake, siklöja, sik, öring, nors och röding) fanns i mindre än 20 % av provfiskade sjöar. Alla kallvattensarterna förekom relativt sett i fler av de neutrala sjöarna än i de andra grupperna. Vid 43 provfiskeri i 21 sjöar fångades ingen fisk, även om fisk fångades vid andra tillfällen i en del av sjöarna. Näten var tomma vid minst ett provfiske i drygt 13 % av de sura sjöarna, i 1,5 % av de kalkade sjöarna och i 0,8 % av de neutrala sjöarna.

Tabell 9: Relativ förekomst av 17 fiskarter som observerades i minst 5 % av 2 041 sjöar, och relativ andel sjöar med minst ett provfiske utan fisk. Värdena är procentuell andel förekomst, totalt, i kalkade respektive okalkade sjöar, samt i tre undergrupper av okalkade sjöar. Inom parentes anges antalet provfiskade sjöar i respektive grupp. Arterna är sorterade från högsta till lägsta förekomst i det totala datasetet. Dessutom anges om arten klassas som varmvattens- eller kallvattensanpassad.

Fiskart	Anpassning	Totalt (2 041)	Kalkad (1 343)	Okalkad (698)	Sur (69)	Neutral (256)	Kalkrik (107)
Abborre	Varm	93,2	95,8	88,1	84,1	88,3	97,2
Gädda	Varm	81,0	82,4	78,4	72,5	81,3	86,0
Mört	Varm	80,2	81,0	78,5	44,9	83,2	97,2
Braxen	Varm	38,0	33,8	46,1	18,8	46,9	78,5
Gers	Varm	33,4	26,1	47,4	10,1	52,3	75,7
Sutare	Varm	25,5	21,7	32,8	14,5	28,1	73,8
Sarv	Varm	23,5	16,8	36,4	14,5	32,4	76,6
Benlöja	Varm	20,8	13,3	35,2	7,2	35,2	60,7
Lake	Kall	15,6	14,1	18,6	2,9	28,9	10,3
Siklöja	Kall	15,0	13,8	17,3	1,4	22,7	13,1
Sik	Kall	11,7	12,4	10,3	0,0	18,0	3,7
Gös	Varm	11,5	7,0	20,2	1,4	24,2	42,1
Björkna	Varm	9,7	4,2	20,2	2,9	18,4	51,4
Nors	Kall	9,5	6,3	15,6	0,0	22,7	16,8
Öring	Kall	9,5	9,0	10,3	5,8	14,1	5,6
Röding	Kall	6,2	5,1	8,5	4,3	13,7	1,9
Ruda	Varm	5,3	1,4	12,9	0,0	9,0	43,9
Ingen fisk		2,0	1,5	3,0	13,0	0,8	0,0

Vid upprepade provfiskeri i samma sjö fångades abborre i 99 %, och mört i 92 %, av provfiskerna i sjöar där de någon gång observerades. Där de förekom dominerade de oftast provfiskefångsterna i både antal och biomassa. Gädda förekom oftast tillsammans med abborre och mört, men vanligtvis fångades bara enstaka gäddor per

provfiske. I sjöar med minst två provfisken observerades gädda i 78 % av tillfällena i sjöar där arten förekom. Röding och öring utgjorde en stor andel av fångsten i många sjöar där de förekom, men de förekom också mer sporadiskt tillsammans med en eller flera av de vanligaste varmvattensarterna. Vid upprepade provfisken fångades röding i 86 %, och öring i 67 %, av provfiskena i sjöar där respektive art observerades.

1 074 av 1 343 kalkade sjöar är, eller var tidigare, utpekade som målområden för kalkning, och biologiska motiv för kalkning fanns tillgängliga för 984 av dem. Mört var det i särklass vanligaste motivet för kalkning (Tabell 10) och med ett undantag kopplat till pH-mål 6. De näst vanligaste fiskarterna var öring och röding. Även dessa motivarter var oftare kopplade till pH-mål 6 än till 5,6. Mört och röding observerades i högre grad än öring vid provfisken i de sjöar där respektive art var motiv för kalkning. Andra fiskarter (abborre, gös, nors, sik och siklöja) förekom som motiv i enstaka sjöar. Bland de biologiska motiven fanns också fiskätande fågel (storlom eller fiskgjuse) eller ryggradslösa djur som flodkräfta eller glacialrelikta märkräftor.



Abborre, gädda och mört är de i särklass vanligast förekommande fiskarterna i både kalkade och okalkade sjöar. Foto: Länsstyrelsen Västerbotten.

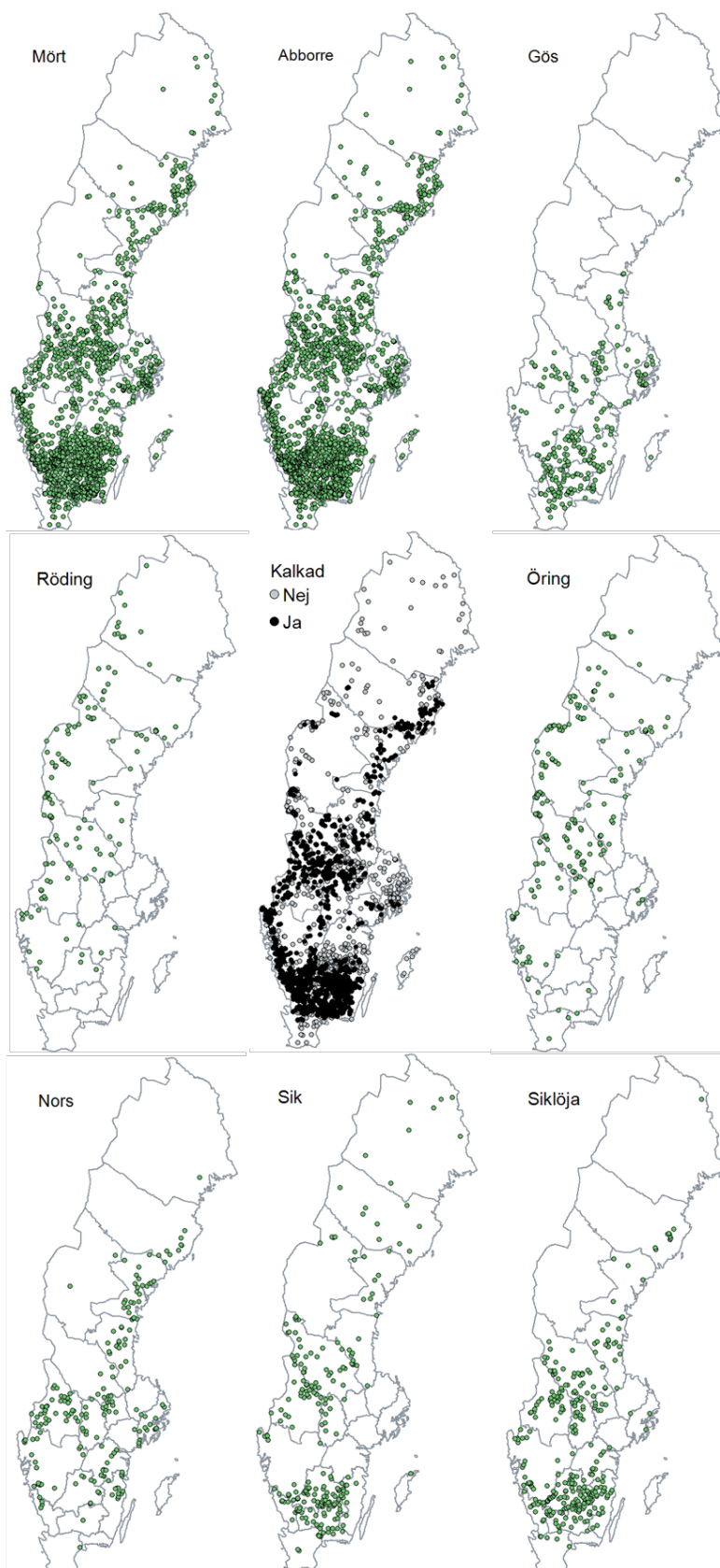
Tabell 10: De vanligaste fiskarterna bland motiv för kalkning. Tabellen visar antal provfiskade sjöar med respektive motiv, och deras andel (%) av totalt 984 provfiskade sjöar med angivna biologiska motiv, samt antal och andel (%) av sjöar där motivarten observerades vid minst ett provfiske. Dessutom visas antal sjöar med uppgift om ett av två olika pH-mål.

Fiskart	Motivart	Obs. i provfiske	pH-mål 5,6	pH-mål 6
Mört	868 (88 %)	821 (95 %)	1	427
Öring	48 (5 %)	28 (58 %)	4	12
Röding	27 (3 %)	24 (89 %)	5	14

Att mört är det vanligaste biologiska motivet för kalkning är rimligt, eftersom de flesta kalkade sjöarna ligger inom mörtens utbredningsområde. Den varmvattensanpassade mörtens förekomst, liksom abborren, i huvuddelen av både kalkade och okalkade sjöar i södra Sverige och i södra Norrlands kustnära områden (Figur 6). Förekomsten av den tredje utpekade varmvattensarten, gös, var mer begränsad till södra Sverige, till sjöar som också har förekomst av både abborre och mört. De kallvattensanpassade arterna öring och/eller röding är rimliga biologiska motiv för kalkning i sjöar utanför mörtens och/eller abborrens utbredningsområden, men sådana sjöar var förhållandevis få i det undersökta urvalet av provfiskade sjöar. De sporadiskt nämnda motivarterna nors, sik och siklöja räknas också till kallvattensarterna, men de förekommer också ofta i sjöar med abborre och mört.

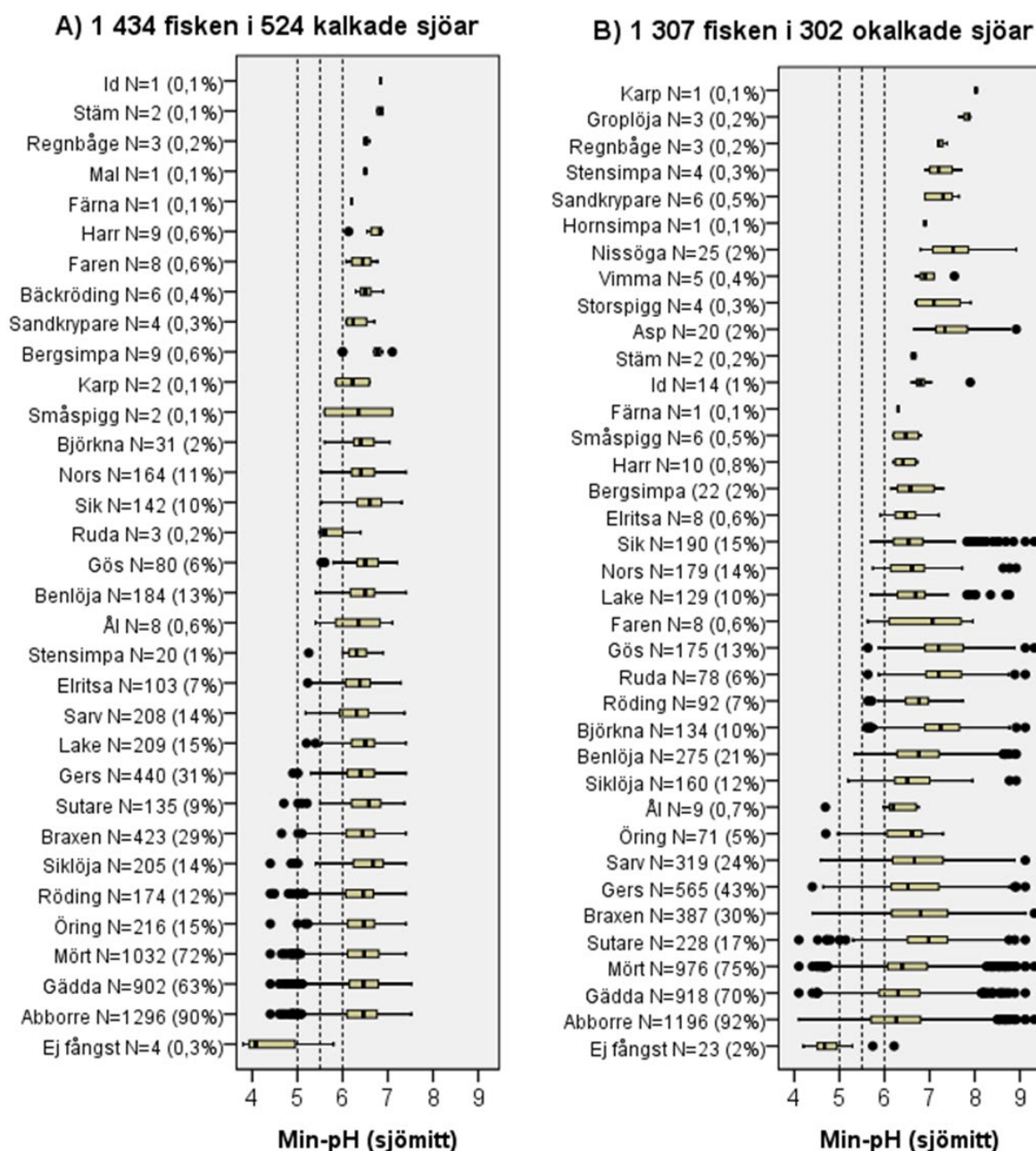


Nätprovfiske är arbetskrävande, inte minst urplockningen av fångad fisk. Naturligtvis går det lättare när vädret är fint. Foto: Länsstyrelsen Västerbotten.



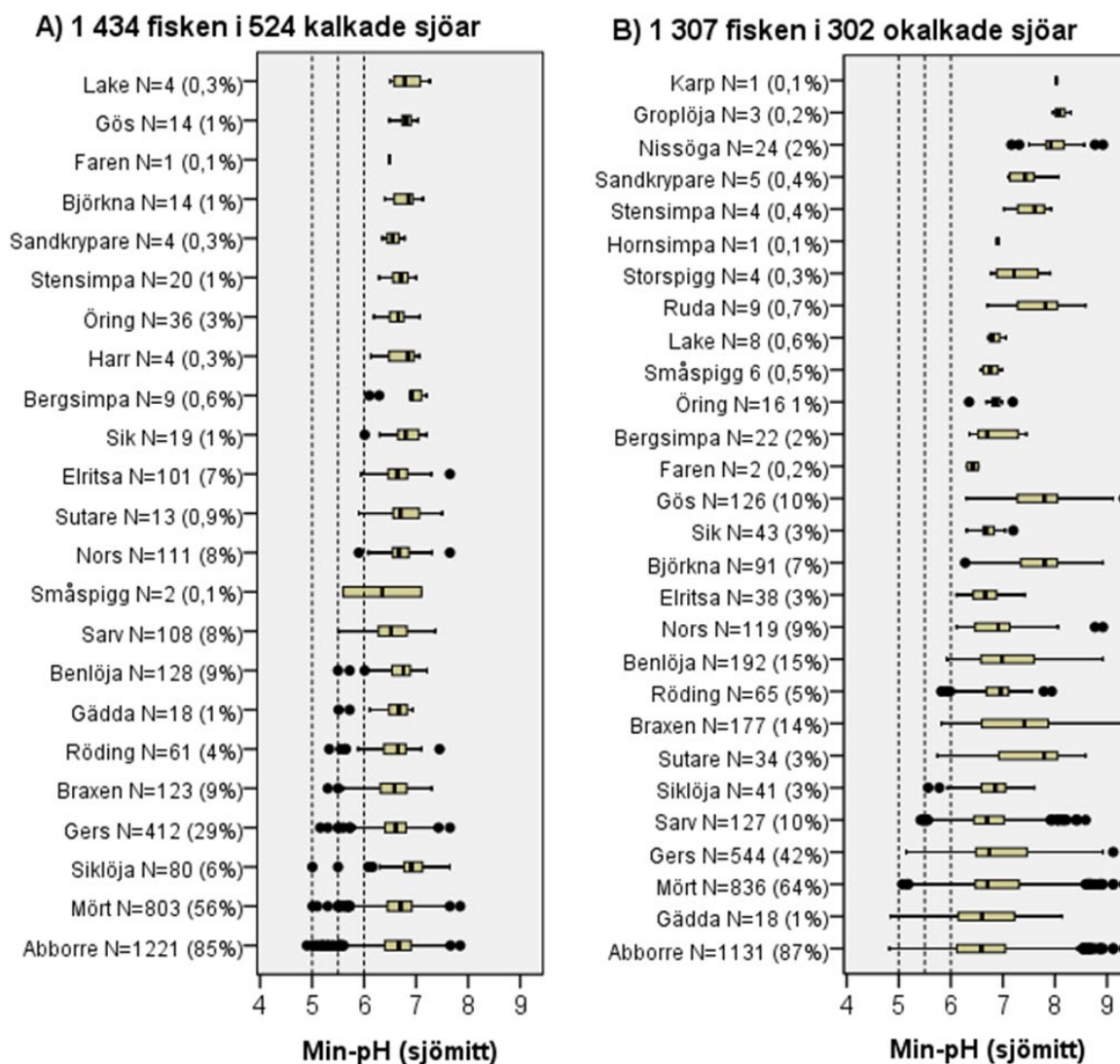
Figur 8. Mittenkartan visar 2 041 provfiskade sjöar, 1 343 kalkade och 698 okalkade. De andra kartorna visar förekomst av utpekade motiv för kalkning. Mört, abborre och gös klassas som varmvattens- och röding, öring, nors, sik och siklöja som kallvattensanpassade.

Det fanns pH-mätningar året innan 27 provfisken där ingen fisk fångades. Med ett undantag var min-pH <6, och oftast <5 (Figur 7). Elva fiskarter påträffades året efter lägsta pH <5, varav sju i både kalkade och okalkade sjöar. Bland dem fanns de vanligast förekommande fiskarterna och även den surhets känsliga mört. De sällsyntaste arterna observerades sällan eller aldrig om lägsta pH var under 6.



Figur 7. Variation i lägsta uppmätta pH-värde mitt i sjön året innan provfisken då ingen fisk eller olika fiskarter fångades, separat för kalkade (A) och okalkade sjöar (B). Boxarna spänner från 25:e till 75:e percentilen med vertikalt streck vid medianen. Vertikala referenslinjer är satta vid pH-värdena 5,0; 5,5 och 6,0. För varje art anges antal provfisken med minst en fångad fisk. Inom parentes anges artens förekomst i % av totalt antal provfisken med pH-mätning året innan. Fiskarterna är sorterade från lägsta till högsta min-pH.

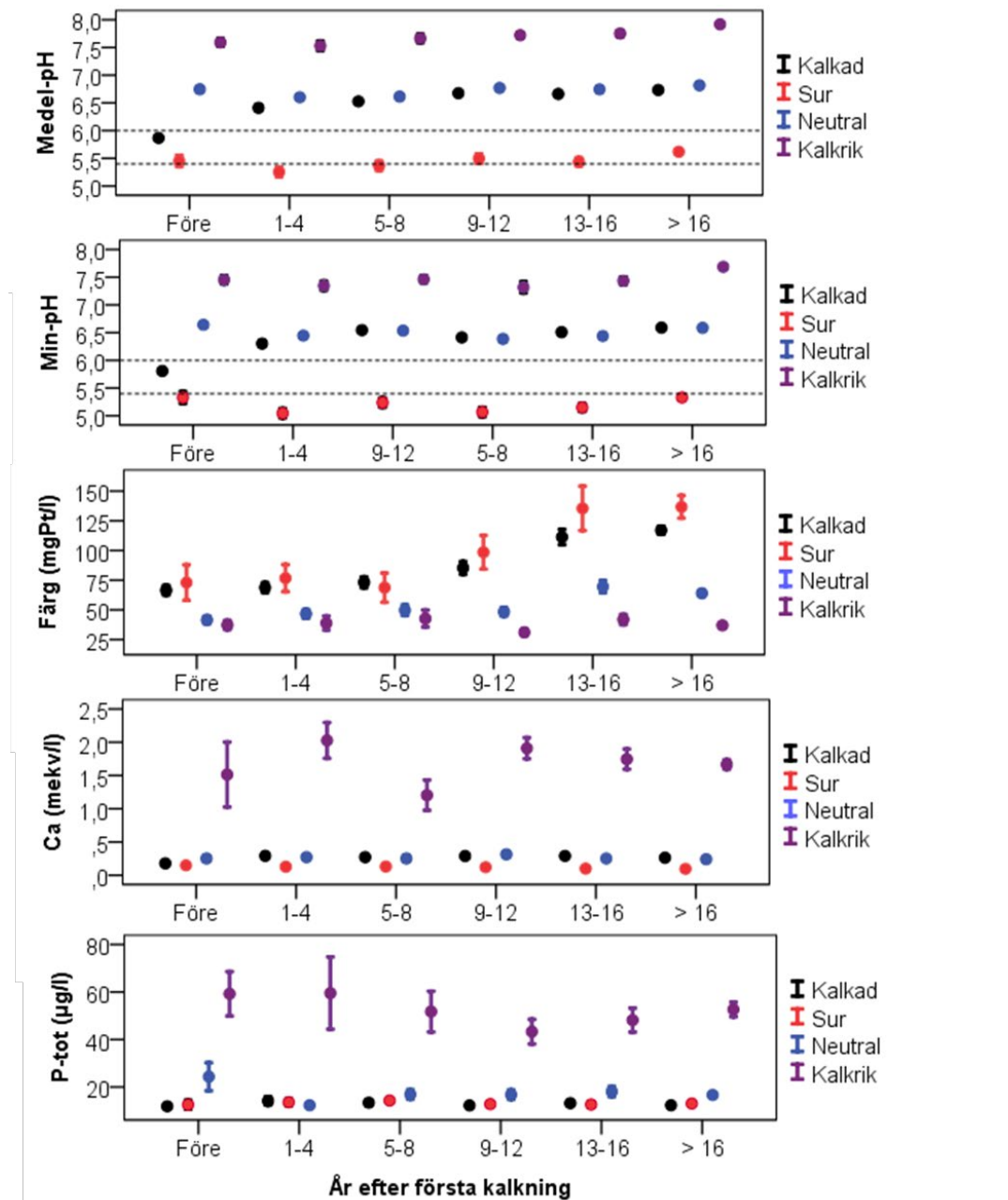
Flest provfisken med förekomst av små (<10 cm) och sannolikt ganska unga fiskar noterades inte oväntat för de vanliga arterna abborre och mört (Figur 8). Minst en liten abborre eller mört förekom i enstaka provfisken efter år med lägsta uppmätta pH <5, i både kalkade och okalkade sjöar. Efter lika lågt min-pH påträffades i enstaka fall även små siklöjor och gäddor. Efter min-pH <6 förekom ibland också små individer av benlöja, braxen, gers, nors, sarv, småspigg och sutare, medan små individer av andra fiskarter bara fångades vid lägsta pH >6.



Figur 8. Variation i lägsta uppmätta pH-värde mitt i sjön året innan provfisken med minst en liten fisk (< 10 cm) av olika arter, separat för kalkade (A) och okalkade sjöar (B). Boxarna spänner från 25:e till 75:e percentilen med vertikalt streck vid medianen. Vertikala referenslinjer är satta vid pH-värdena 5,0; 5,5 och 6,0. För varje art anges antal provfisken med minst en liten fisk. Inom parentes anges förekomst av minst en liten fisk i % av totalt antal provfisken med pH-mätning året innan. Fiskarterna är sorterade från lägsta till högsta min-pH.

Vattenkvalitetens tillstånd och trender

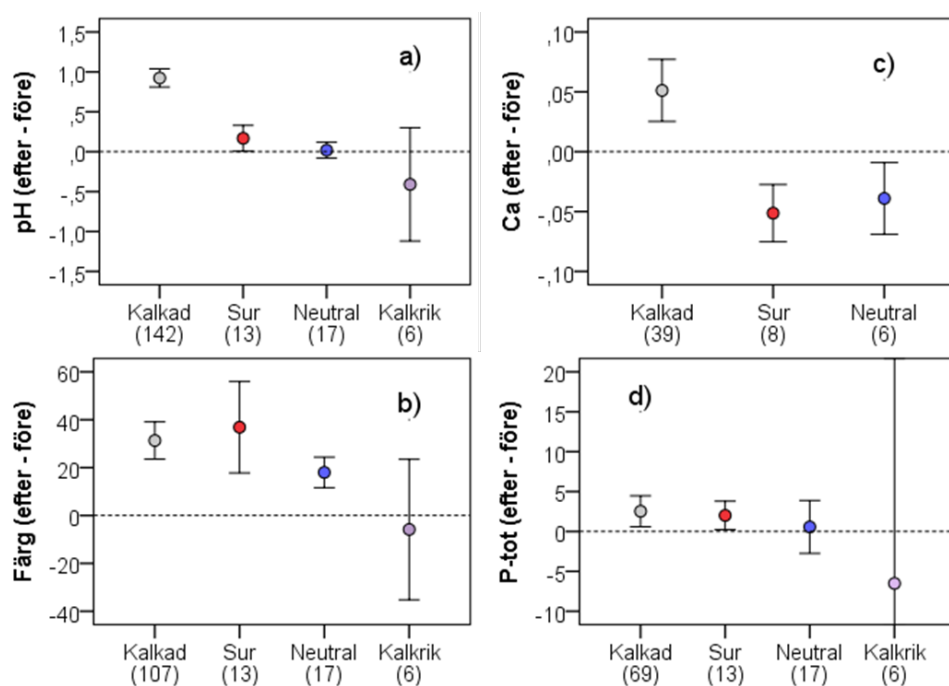
Medel- och minimivärden av pH var som väntat högre efter än före kalkning (Figur 9), och efter kalkning låg pH på samma nivå som i neutrala referenssjöar. De sura sjöarna hade medel-pH <6 och min-pH <5,4 alla perioder, och pH var omkring 7 eller högre i de kalkrika sjöarna.



Figur 9. Medelvärden (\pm 95 % k.i.) av årsvärden för pH (medel- och minimi-värden), färg (mg Pt/l), Ca (mekv/l), och P-tot (μ g/l), mätt vid sjömitt, inom sjögrupper och tidsperioder efter första kalkning (eller efter 1986 för okalkade sjöar). Referenslinjerna vid pH 6 och 5,4 är desamma som användes för att kategorisera okalkade sjöar som sura, neutrala eller kalkrika.

Vattenfärgen var högre under de två eller tre senaste tidsperioderna (Figur 9) utom i kalkrika sjöar. Skillnaden mellan tidsperioder var tydligare, och färgen generellt högre, i sura och kalkade sjöar än i neutrala sjöar. Skillnader i Ca, och P-tot var större mellan sjögrupper än mellan tidsperioder. Både Ca och P-tot var mycket högre i kalkrika sjöar än i andra grupper. Ca var i genomsnitt lägre i sura sjöar än i kalkade och neutrala sjöar. P-tot var istället något högre i neutrala än i kalkade och sura sjöar, åtminstone under senare tidsperioder.

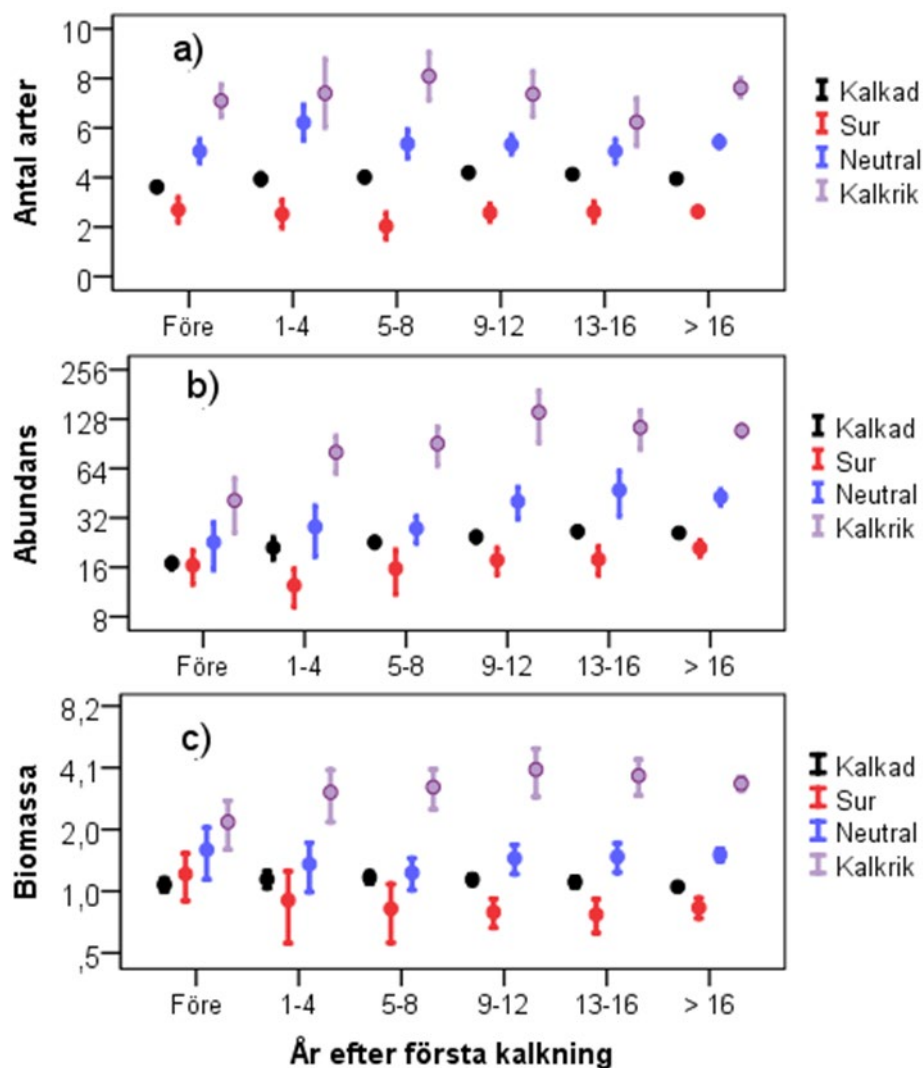
Vid jämförelser i samma sjö var medelvärdena signifikant högre efter än före kalkning, för både pH, färg, Ca och P-tot (Figur 10). Både pH, färg och P-tot var också högre efter än före 1986 i sura sjöar, och färgen ökade även i neutrala sjöar. Däremot minskade Ca-halten i sura och neutrala sjöar.



Figur 10. Medelvärden (\pm 95 % k.i.) av sjöspecifika differenser mellan medelvärden efter och före kalkning, för a) pH, b) färg (mg Pt/l), c) Ca (mekv/l) och d) P-tot (μ g/l), inom kalkade, sura, neutrala och kalkrika sjöar. Inom parentes anges antal sjöar med mätning vid sjömitt efter och före kalkning (efter och före 1986 i okalkade sjöar).

Fiskfångsters variation över tid med olika nät

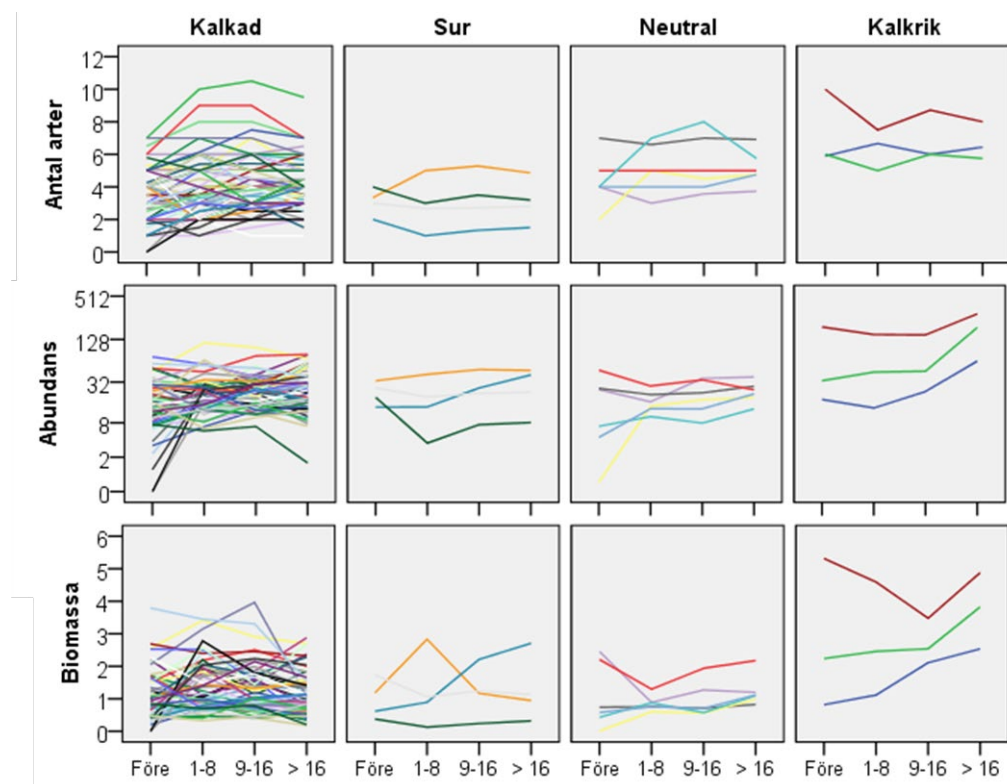
Vid 5 815 provfisken med olika typer av översiktnät fångades 0–15 fiskarter i kalkade sjöar och 0–16 arter i okalkade sjöar. Antalet arter varierade mer mellan sjögrupper än mellan tidsperioder inom samma sjögrupp (Figur 11a). Före kalkning var artantalet marginellt högre i kalkade än i sura sjöar med provfisken före 1986, men efter kalkning var antalet fiskarter signifikant högre än i sura sjöar för alla tidsperioder. De neutrala sjöarna hade i genomsnitt fler arter än de kalkade, och kalkrika hade generellt fler observerade fiskarter än övriga sjögrupper.



Figur 11. Medelvärden (± 95 % k.i.) av a) antal arter, b) abundans ($N_{pue_{S45}}$, antal individer/ 45 m² nät) och c) biomassa ($B_{pue_{S45}}$, kg / 45 m² nät), inom sjögrupper och tidsperiod i förhållande till första kalkning (alternativt 1986 i okalkade sjöar). N= 300–1704 provfisken i kalkade, 21–209 i sura, 42–478 i neutrala och 20–199 i kalkrika sjöar.

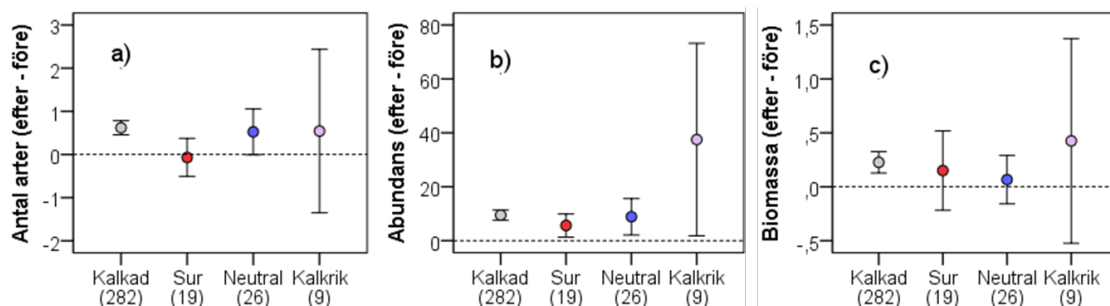
Vid enskilda provfisketillfällen fångades 0–770 fiskar/45 m² nät, med total biomassa på 0–16,3 kg/45 m² nät. Abundans och biomassa var oftast betydligt högre i kalkrika sjöar än i andra sjögrupper (Figur 11b och 11c). Sura sjöar hade ofta lägst medelvärden, men inte alltid signifikant lägre än neutrala eller kalkade sjöar. Abundansen var högre i provfisken efter än före första kalkning, och signifikant högre från och med 5–8 år efter första kalkning. Neutrala och kalkrika sjöar tenderade att ha högre abundans i provfisken från senare tidsperioder, och signifikant högre värden >16 år efter 1986 än vid de provfisken som utfördes före 1986. Biomassan varierade mindre än abundansen mellan tidsperioder, men för de tre senaste tidsperioderna var det signifikanta skillnader mellan alla sjögrupperna. Då hade kalkade sjöar i genomsnitt något högre biomassa än sura sjöar, men betydligt lägre biomassa än neutrala och kalkrika sjöar.

Totalt hade 70 sjöar provfiskats minst en gång i var och en av de fyra lite längre tidsperioderna (Figur 12). Inom sjöarna varierade både antal arter, abundans och biomassa utan enhetliga trender över tid, med högst variation i de kalkade sjöarna.



Figur 12. Sjöspecifika medelvärden av antal arter, abundans ($N_{pue_{S45}}$, antal individer / 45 m² nät) och biomassa ($B_{pue_{S45}}$, kg / 45 m² nät), före och inom tre tidsperioder efter första kalkning, eller efter 1986 i okalkade sjöar. En linje per sjö med minst ett provfiske per period, för 57 kalkade, 4 sura, 6 neutrala och 3 kalkrika sjöar.

Det fanns 282 sjöar med minst ett provfiske från före och efter kalkning. Som jämförelse fanns 19 sura, 26 neutrala och 9 kalkrika referenser med minst ett provfiske före och efter 1986. Antal arter, abundans och biomassa var signifikant högre efter än före första kalkning (Figur 13). De tre okalkade sjögrupperna hade också högre abundans efter än före 1986. Däremot fanns inga signifikanta förändringar av antal arter eller biomassa i okalkade sjöar.

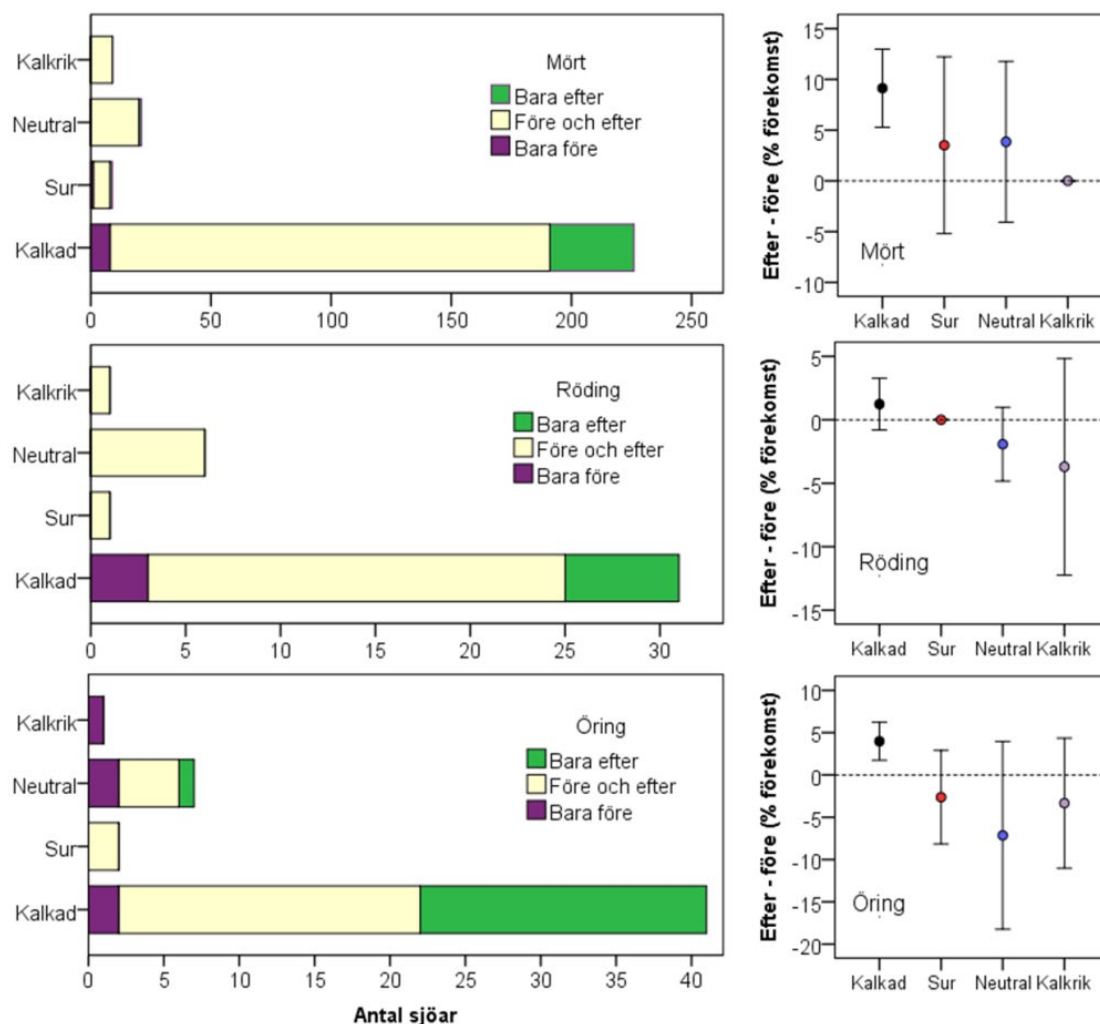


Figur 12. Medelvärden (\pm 95 % k.i.) av differenser mellan sjöspecifika medelvärden efter respektive före kalkning (eller efter respektive före 1986) av a) antal arter, b) abundans ($N_{pue_{S45}}$, antal individer/45 m² nät) och c) biomassa ($B_{pue_{S45}}$, kg/45 m² nät), inom kalkade, sura, neutrala och kalkrika sjöar.



Nätupptag tidigt en sommarmorgon. Foto: Länsstyrelsen Jönköping.

Mört förekom i 226 sjöar med provfisken både före och efter kalkning, och i 39 okalkade sjöar med provfisken både före och efter 1986 (Figur 14). I de flesta sjöarna fångades mört både före och efter respektive brytpunkt. Mörtfångst endast efter kalkning var vanligare än fångst bara före. Andelen provfisken med mörtförekomst var signifikant högre efter än före kalkning i samma sjö, men inte efter, jämfört med före, 1986 i de okalkade sjögrupperna.



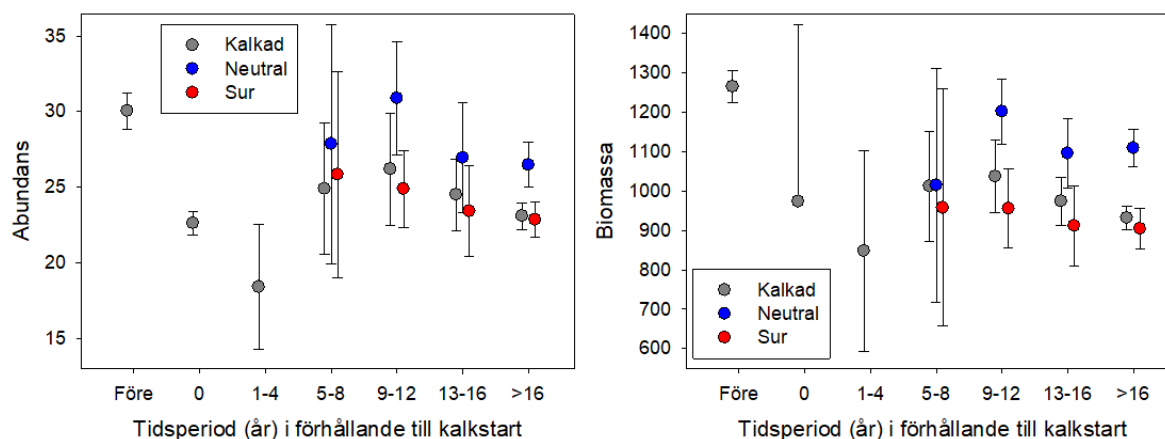
Figur 14. Till vänster visas antalet sjöar med förekomst av mört, röding och öring, i provfisken före och/eller efter kalkning (eller före och/eller efter 1986), och till höger medelvärden (\pm 95 % k.i.) av sjöspecifika differenser (efter minus före) i andel (%) provfisken med förekomst, i båda fall separat för kalkade, sura, neutrala och kalkrika sjöar.

Röding förekom i 31 sjöar och öring i 41 sjöar med provfisken både före och efter kalkning (Figur 14) men bara i några få okalkade sjöar med provfisken både före och efter 1986. För båda arterna fanns fler sjöar med fångst bara efter kalkning än fångst bara före. För röding var det ingen signifikant skillnad i förekomst efter jämfört med före kalkning, eller före 1986 i okalkade sjöar. Förekomsten av öring var, liksom för mört, signifikant högre efter än före kalkning, men det var ingen signifikant förändring i de okalkade sjöarna.

Fiskfaunans förändring i provfisken med nya nät

En fördjupad analys av fiskfaunans förändring gjordes med provfisken utförda med nordiska översiktsnät, vilket är nuvarande standard. Sådana data finns inte före 1993, vilket innebär att alla provfisken i okalkade sjöar utfördes minst sju år efter medianåret (1986) för första kalkning. Till dessa analyser fanns 2 032 provfisken i 947 kalkade sjöar. Endast 34 sjöar hade kalkstart 1993 eller senare. Sex av de kalkade sjöarna hade minst ett provfiske före första kalkning, tre sjöar provfiskades samma år som första kalkning och 21 sjöar provfiskades 1–4 år efter första kalkning. Det fanns också 614 provfisken med nordiska nät i 186 neutrala sjöar och 314 provfisken i 54 sura sjöar.

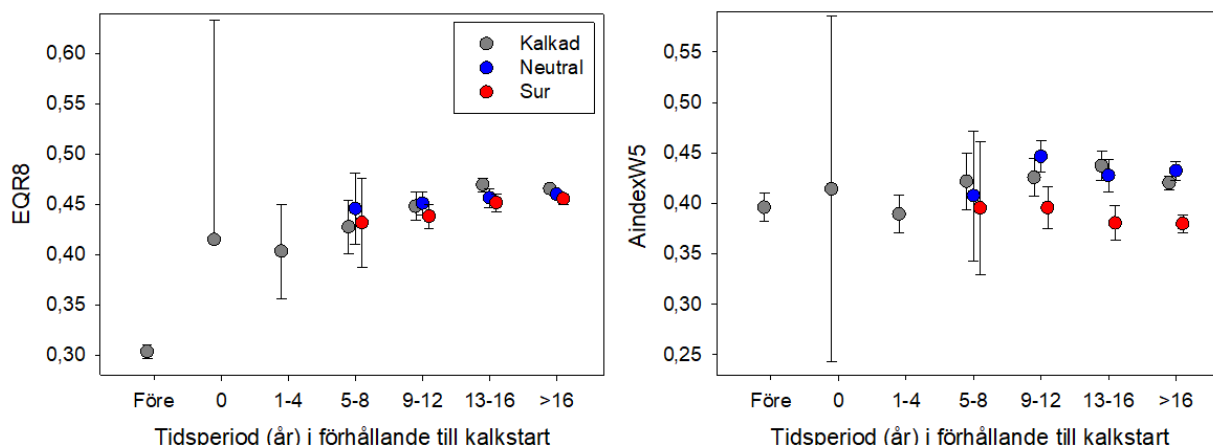
Totalt sett minskade abundansen av fisk (Npue, antal/nät) över tid ($t=2,95$; $P=0,003$), men minskningarna var inte signifikanta i enskilda sjögrupper (kalkade: $t=1,87$; $P=0,062$; neutrala: $t=1,95$; $P=0,051$; sura: $t=1,43$; $P=0,155$). Kalkade sjöar hade lägst abundans i det fåtal provfisken som utfördes samma år som och upp till fyra år efter första kalkning (Figur 15). Abundansen var generellt högre i neutrala än i kalkade sjöar ($t=5,14$; $P<0,001$), men det var ingen skillnad mellan sura och kalkade sjöar ($t=0,62$; $P=0,535$). Från och med 9–12 år efter kalkning låg abundansen i kalkade sjöar i genomsnitt mellan värdena i neutrala och sura sjöar.



Figur 15. Medelvärden ($\pm 95\%$ k.i.) av abundans (Npue, antal individer/nät, till vänster) och biomassa (Bpue, kg/nät, till höger), inom sjögrupper och tidsperioder efter första kalkning (efter 1986 i okalkade sjöar). Antalet provfisken per tidsperiod var 3–1 370 i kalkade, 13–406 i neutrala och 6–203 i sura sjöar, och antalet var genomgående högst efter >16 år.

Även biomassan av fisk (Bpue, g/nät) minskade totalt sett över tid ($t=2,37$; $P=0,018$). Minskningen var signifikant i kalkade sjöar ($t=2,38$; $P=0,018$) men inte i sura ($t=1,00$; $P=0,318$) eller neutrala sjöar ($t=0,41$; $P=0,685$). Generellt var biomassan högre i neutrala än i kalkade sjöar ($t=7,18$; $P<0,001$), men det var ingen signifikant skillnad mellan sura och kalkade sjöar ($t=1,55$; $P=0,120$). Det var stor spridning kring medelvärdena för de relativt få provfisken som utfördes i början av kalknings-perioden (Figur 15). Liksom för abundansen var biomassan i kalkade sjöar intermediär mellan neutrala och sura sjöar från och med 9–12 år efter kalkstart.

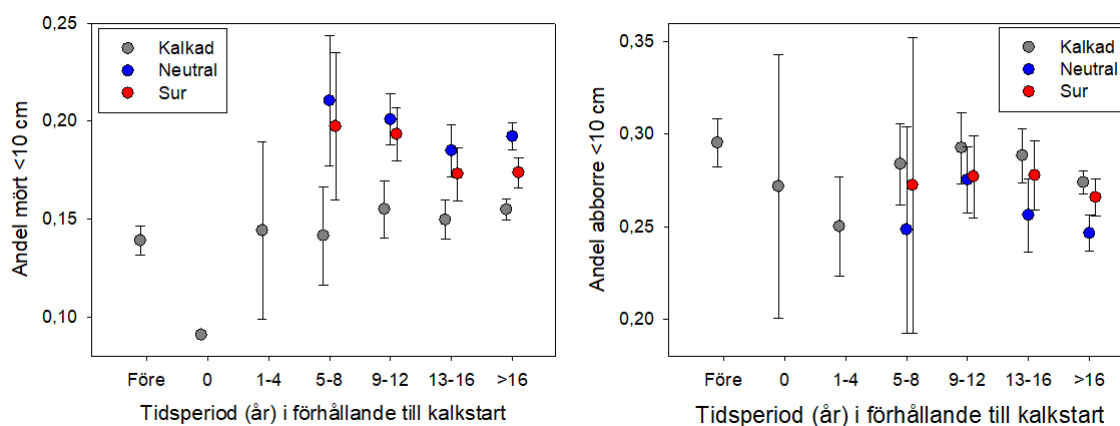
Indexet EQR8 ökade totalt sett över tid ($t=5,03$; $P<0,001$; Figur 16). Ökningen var signifikant i kalkade ($t=3,95$; $P<0,001$) och sura sjöar ($t=2,25$; $P=0,025$) men inte i de neutrala ($t=1,87$; $P=0,062$). De första tre tidsperioderna hade få provfisken med låga EQR8-värden i kalkade sjöar. Därefter var det totalt sett ingen signifikant skillnad mellan neutrala och kalkade sjöar ($t=0,74$; $P=0,457$) men EQR8 var högre i kalkade än i sura sjöar ($t=2,12$; $P=0,034$).



Figur 16. Medelvärden (\pm 95 % k.i.) av indexen EQR8 (till vänster) och AindexW5 (till höger), inom sjögrupper och tidsperioder efter första kalkning (efter 1986 i okalkade sjöar). Antalet provfisken per tidsperiod var 3–1 370 i kalkade, 13–406 i neutrala och 6–203 i sura sjöar, och antalet var genomgående högst efter > 16 år.

AindexW5 ökade totalt sett över tid (Figur 16: $t=1,99$; $P=0,048$), men inom sjögrupper fanns inga signifikanta trender, varken i kalkade ($t=1,82$; $P=0,069$), neutrala ($t=0,31$; $P=0,755$) eller sura sjöar ($t=1,10$; $P=0,274$). AindexW5 var generellt lägre i kalkade än i neutrala sjöar ($t=1,98$; $P=0,046$) men högre i kalkade än i sura sjöar ($t=6,96$; $P<0,001$).

Andelen små mörtar i fångsten var generellt lägst i de kalkade och högst i de neutrala sjöarna (Figur 17), med signifikanta skillnader både mellan neutrala och kalkade sjöar ($t=11,63$; $P<0,001$) och mellan sura och kalkade sjöar ($t=4,93$; $P<0,001$). Med tiden ökade andelen små mörtar totalt sett ($t=1,99$; $P=0,047$), kopplat till ökningen i den stora gruppen av kalkade sjöar. Ökningen var inte avgörande beroende av att det fanns få värden innan och i början på kalkningsperioden. De kalkade sjöarna närmade sig de andra sjögrupperna, men efter mer än 16 år av kalkning var andelen små mörtar fortfarande signifikant lägre än i både sura och neutrala sjöar.

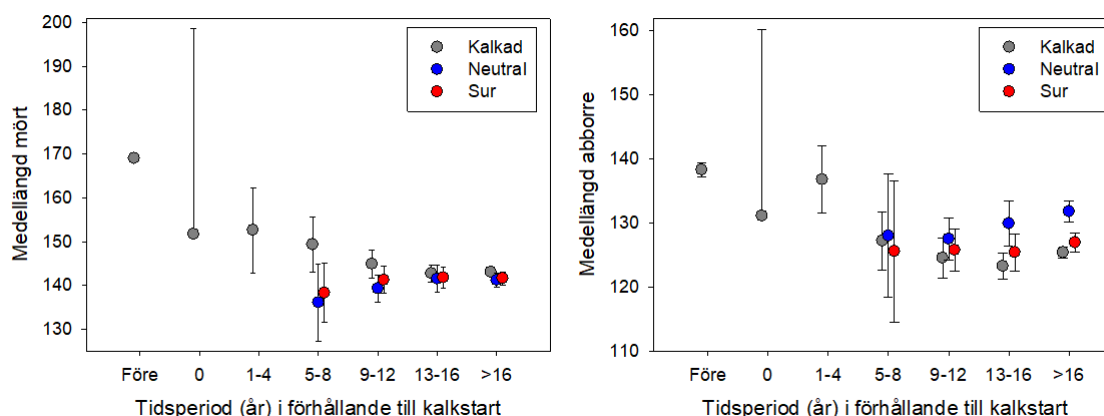


Figur 17. Medelvärden (\pm 95 % k.i.) av numerisk andel små individer av mört (till vänster) och abborre (till höger), inom sjögrupper och tidsperioder efter första kalkning (efter 1986 i okalkade sjöar). Antalet provfisken med mört per tidsperiod var 1–1 107 i kalkade, 12–344 i neutrala och 4–90 i sura sjöar, och motsvarande antal för abborre var 2–1 316 i kalkade, 12–365 i neutrala och 5–191 i sura sjöar. I båda fallen var antalet högst efter >16 år.

Till skillnad från mört var andelen små abborrar generellt högst i de kalkade sjöarna och lägst i de neutrala (Figur 17). Skillnaden mellan neutrala och kalkade sjöar var signifikant ($t=5,43$; $P<0,001$) men inte mellan sura och kalkade sjöar ($t=1,65$; $P=0,099$). Totalt sett minskade andelen små abborrar i fångsten över tid ($t=-3,68$; $P<0,001$). Minskningen var signifikant i kalkade ($t=2,71$; $P=0,007$) och i neutrala sjöar ($t=2,26$; $P=0,024$) men inte i sura sjöar ($t=1,27$; $P=0,205$). Mer än 16 år efter påbörjad kalkning var andelen små abborrar fortfarande signifikant högre i kalkade än i neutrala sjöar, men det var ingen skillnad mellan kalkade och sura sjöar.

Mörtens medellängd minskade totalt sett över tid (Figur 18: $t=2,02$; $P=0,044$). Minskningen var signifikant i kalkade ($t=3,18$; $P=0,002$) men inte i neutrala ($t=0,66$; $P=0,507$) eller sura ($t=0,73$; $P=0,465$) sjöar. Få värden gav stor spridning kring medelvärdena vid kalkstart och 1–4 år därefter. Mörtens medellängd var generellt högst i de kalkade sjöarna. Det var signifikanta skillnader både mellan neutrala och kalkade sjöar ($t=3,88$; $P<0,001$) och mellan sura och kalkade sjöar ($t=2,46$; $P=0,014$), men skillnaderna mellan sjögrupper minskade med tiden.

Abborrens medellängd ökade totalt över den undersökta tidsperioden ($t=2,19$; $P=0,029$). Ökningen var signifikant i neutrala sjöar ($t=2,48$; $P=0,013$) men varken i sura ($t=0,69$; $P=0,490$) eller i kalkade ($t=0,58$; $P=0,562$) sjöar. De första tre tidsperioderna hade få provfisken med hög medellängd från kalkade sjöar (Figur 18), men senare tenderade abborrens medellängd att vara lägst i de kalkade sjöarna. Skillnaden var signifikant mellan neutrala och kalkade sjöar ($t=6,66$; $P<0,001$) men inte mellan sura och kalkade sjöar ($t=1,31$; $P=0,191$).

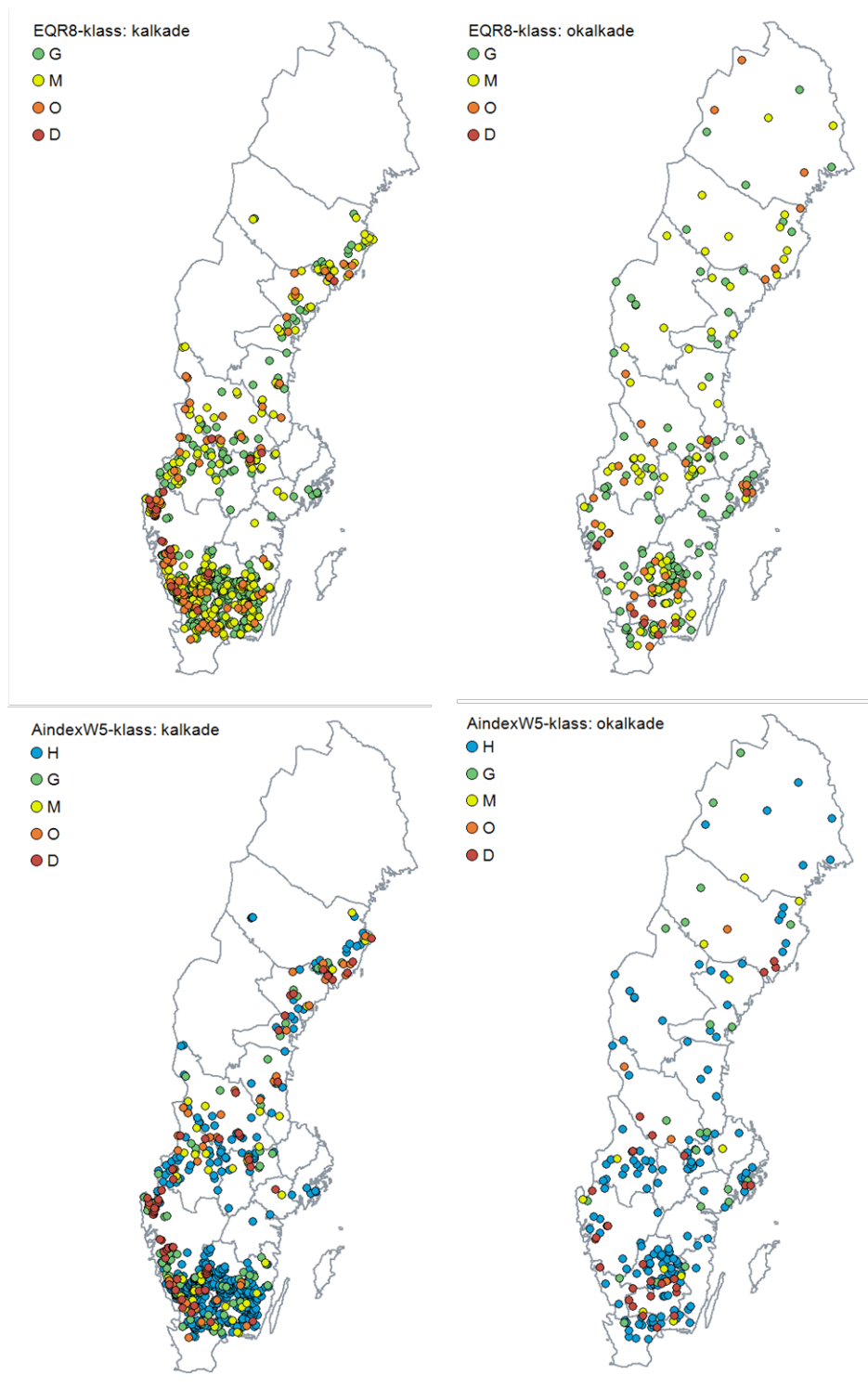


Figur 18. Medelvärden (\pm 95 % k.i.) av medellängden (mm) av mört (till vänster) och abborre (till höger), inom sjögrupper och tidsperioder efter första kalkning (efter 1986 i okalkade sjöar). Antalet provfisken med mört per tidsperiod var 1–1 107 i kalkade, 12–344 i neutrala och 4–90 i sura sjöar, och motsvarande antal för abborre var 2–1 316 i kalkade, 12–365 i neutrala och 5–191 i sura sjöar. I båda fallen var antalet högst efter >16 år.

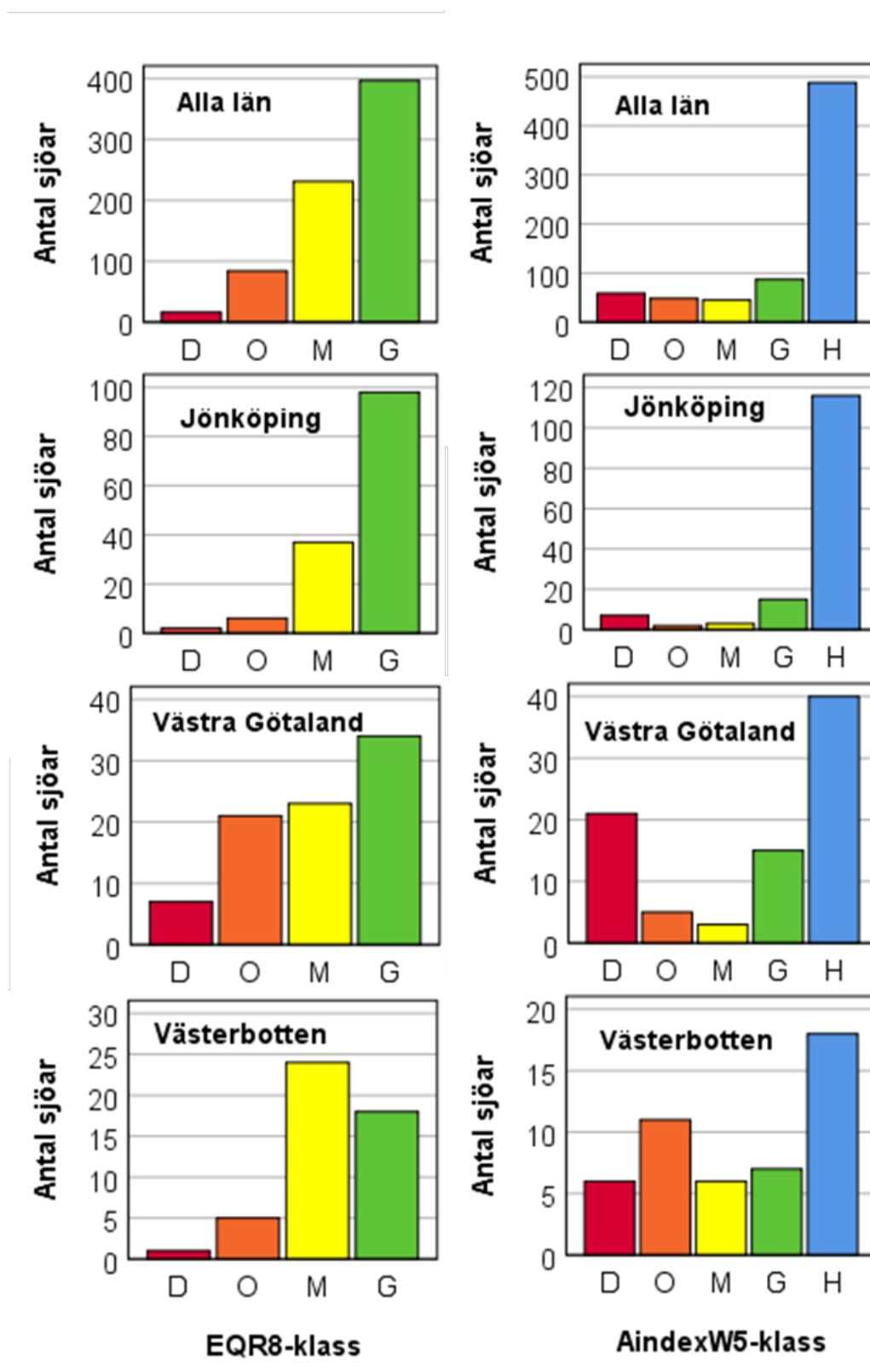
Regional variation i fiskfaunans nutida tillstånd

Standardiserade provfisken hade utförts minst 16 år efter första kalkning i 728 sjöar, liksom i 50 sura och 166 neutrala sjöar på 2000-talet. Fiskfaunans status klassades med det generella fiskindexet EQR8 och med surhetsindexet AindexW5 (Figur 19, Figur 20). Totalt för alla län bedömdes mer än hälften (54 %) av de kalkade sjöarna ha god ekologisk status med EQR8. En högre andel (79 %) fick hög eller god status med surhetsindexet AindexW5, vilket är positivt eftersom kalkningen syftar till att motverka negativa effekter av försurning. I Jönköpings län uppfylldes målet om minst god ekologisk status efter kalkning i högre grad än i alla län (EQR8: 68 %, AindexW5 92 %). Måluppfyllelsen var däremot lägre i både Västra Götalands (EQR8: 41 %, AindexW5: 65 %) och Västerbottens län (EQR8: 38 %, AindexW5: 52 %).

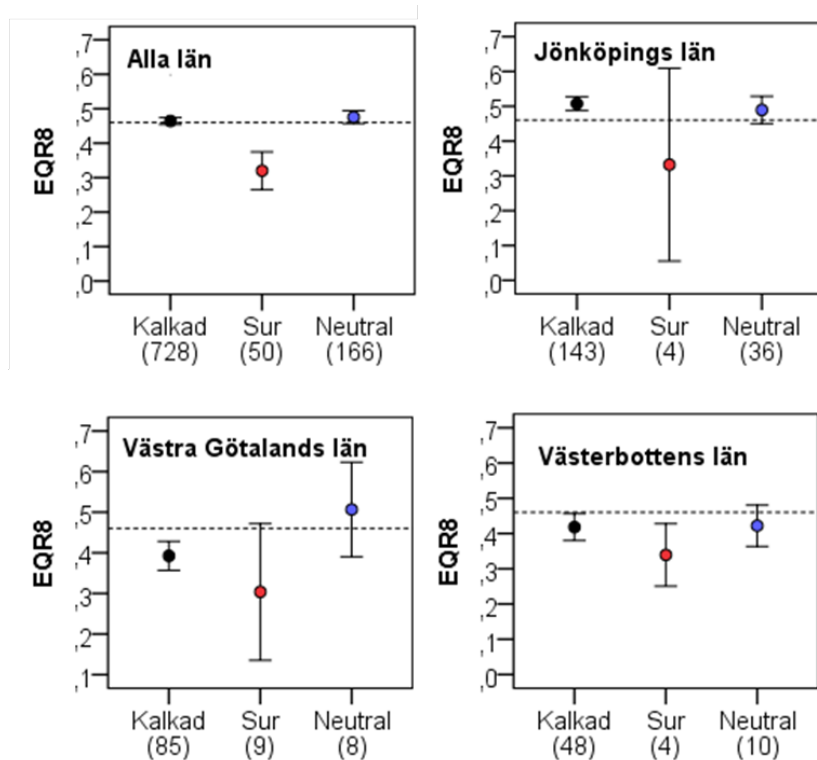
I genomsnitt låg EQR8 på gränsen mellan god och måttlig ekologisk status i kalkade sjöar (Figur 21). EQR8 i kalkade sjöar var inte signifikant lägre än i neutrala sjöar, men sura sjöar hade lägre värden än de andra sjögrupperna.



Figur 19. Geografisk fördelning av sjöar i olika statusklasser, bedömt via EQR8 (överst) och AindexW5 (nederst), separat för 728 kalkade (till vänster) och 216 okalkade sjöar (sura och neutrala, till höger). H = hög, G = god, M = måttlig, O = otillfredsställande och D = dålig ekologisk status, via indexmedelvärden om det fanns mer än ett nutida provfiske i sjön.



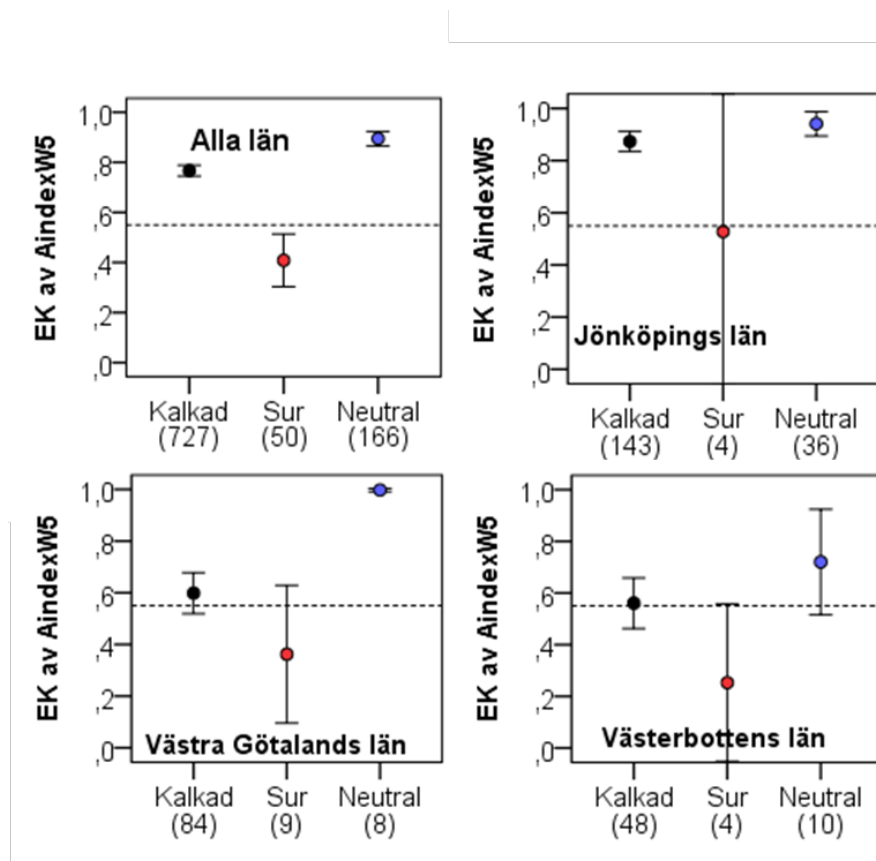
Figur 20. Fördelning av kalkade sjöar mellan klasser av ekologisk status, bedömt via EQR8 (till vänster) och AindexW5 (till höger), för sjöar från alla län (728 kalkade sjöar), Jönköpings län (143 sjöar), Västra Götalands län (85 sjöar) och Västerbottens län (48 sjöar). H = hög, G = god, M = måttlig, O = otillfredsställande och D = dålig ekologisk status, via indexmedelvärden om det fanns mer än ett nutida provfiske efter kalkning i sjön.



Figur 21. Medelvärden (\pm 95 % k.i.) av nutida sjöspecifika medelvärden av EQR8 i kalkade, sura och neutrala sjöar, för sjöar från alla län och från tre län med standardiserade provfisken från många kalkade sjöar, minst 4 sura sjöar och minst 10 neutrala sjöar. Antalet sjöar inom varje sjögrupp ges inom parentes. Den horisontella referenslinjen är satt vid EQR8 = 0,46, vilket motsvarar gränsen mellan god och måttlig ekologisk status.

För Jönköpings län fördelades sjögruppernas EQR8-värden på samma sätt som i hela landet (Figur 21), men hög variation inom gruppen med sura sjöar innebar att skillnaden inte var signifikant jämfört med övriga sjögrupper. För Västra Götalands och Västerbottens län var EQR8 i kalkade sjöar signifikant under gränsen för god ekologisk status, och i Västerbottens län tenderade EQR8 även i neutrala sjöar att ligga under gränsen för god status. Låga EQR8-värden kan indikera nutida eller tidigare påverkan av annat än surhet, men vi vet också att referensvärden för enskilda indikatorer är bristfälligt kalibrerade för många norrländska sjöar.

Surhetsindexet AindexW5 gav samma rangordning av sura, kalkade och neutrala sjöar som EQR8, men med tydligare skillnader mellan sjögrupperna (Figur 22). Eftersom AindexW5 svarar mer specifikt på surhet, jämfört med EQR8, indikerar det att fisken i många kalkade sjöar i Västra Götalands län ännu inte har återhämtat sig till minst god status. I Västerbottens län låg AindexW5-värdena inte signifikant över god/måttlig-gränsen för någon av sjögrupperna. Stor variation i AindexW5 för de neutrala sjöarna i detta län kunde till exempel spåras till ett lågt värde (dålig status) i en av tre neutrala sjöar som kanske naturligt saknade mört. I de resterande sju neutrala sjöarna fångades mört, och där gav AindexW5 som väntat högre status.



Figur 22. Medelvärden (\pm 95 % k.i.) av nutida sjöspecifika medelvärden av den ekologiska kvalitetskvoten (EK) av AindexW5 i kalkade, sura och neutrala sjöar, för sjöar från alla län och från tre län med standardiserade provfisken från många kalkade sjöar, minst 4 sura sjöar och minst 10 neutrala sjöar. Antalet sjöar inom varje sjögrupp ges inom parentes. Den horisontella referenslinjen är satt vid EK av AindexW5 = 0,55, vilket motsvarar gränsen mellan god och måttlig ekologisk status.

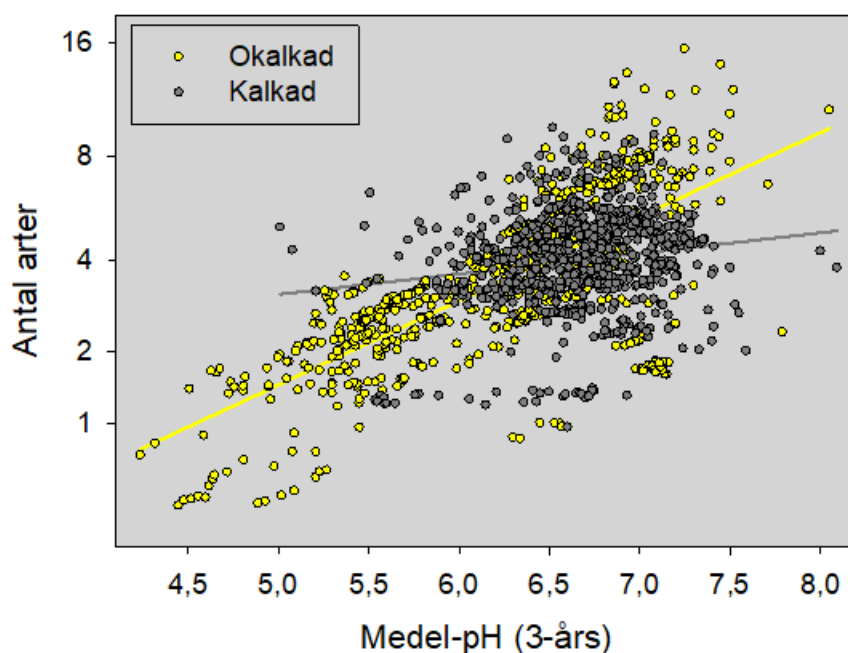
Fiskens respons på pH och andra miljövariabler

Data från 1 617 provfisken med nordiska översiktnät ingick i tester av fiskvariablers respons på pH, där regressionsanalyser också inkluderade andra miljövariabler än surhet och kalkning. En signifikant interaktion mellan pH och kalkning betyder att pH-responsen (regressionslinjens lutning) skiljer sig mellan kalkade och okalkade sjöar. pH utgjordes av medel-pH från vattenprover tagna under en treårsperiod före provfisket.

Totalt sett var antalet arter oberoende av pH, när responsen korrigerades för andra miljöfaktorer (Tabell 11). Interaktionen mellan pH och kalkning var signifikant och antalet arter ökade med pH i okalkade sjöar (Figur 23: $t=27,2$; $P<0,001$), men ökningen var inte signifikant i kalkade sjöar ($t=0,30$; $P=0,723$). Antalet arter var lägre i kalkade än i okalkade sjöar ($t=7,25$; $P<0,001$), speciellt vid medel-pH över 6. De flesta miljövariablerna bidrog signifikant till variationen i antal arter (Tabell 11). Till exempel var positiva effekter av sjöarea och temperaturamplitud minst lika starka som effekten av pH i okalkade sjöar.

Tabell 1. Effekter på antal fiskarter av pH, kalkning och andra miljövariabler. Fetstil markerar variabler som illustreras i Figur 23. N = 1 617 provfisken med data i alla variabler. Estimat ± SE anger lutningen på linjen, t-värdet anger en t-test av om lutningen skiljer sig från 0, dvs. att antal arter är oberoende av faktorn i fråga; sign.nivå anger signifikansvärdet för respektive t-test.

Variabel	Estimat ± SE	t-värde	Sign.nivå
Latitud	-9,08±0,711	-12,77	<0,001
Longitud	-0,157±0,070	-2,23	0,026
Höjd över havet	-0,112±0,021	-5,36	<0,001
Sjöarea	0,128±0,007	18,98	<0,001
Maximalt djup	0,091±0,017	5,51	<0,001
Under/över högsta kustlinjen (0/1)	0,073±0,010	7,55	<0,001
Årsmedel lufttemperatur	-0,146±0,029	-5,04	<0,001
Temperaturamplitud	1,80±0,0126	14,34	<0,001
Medel-pH (3-års)	0,008±0,012	0,72	0,473
Färg (3-årsmedel)	0,126±0,011	11,84	<0,001
Totalfosfor (sjömitt; 3-årsmedel)	0,051±0,024	2,12	0,034
Okalkad/kalkad (0/1)	-1,16±0,086	13,54	<0,001
Interaktion pH*kalkning	0,188±0,013	14,31	<0,001



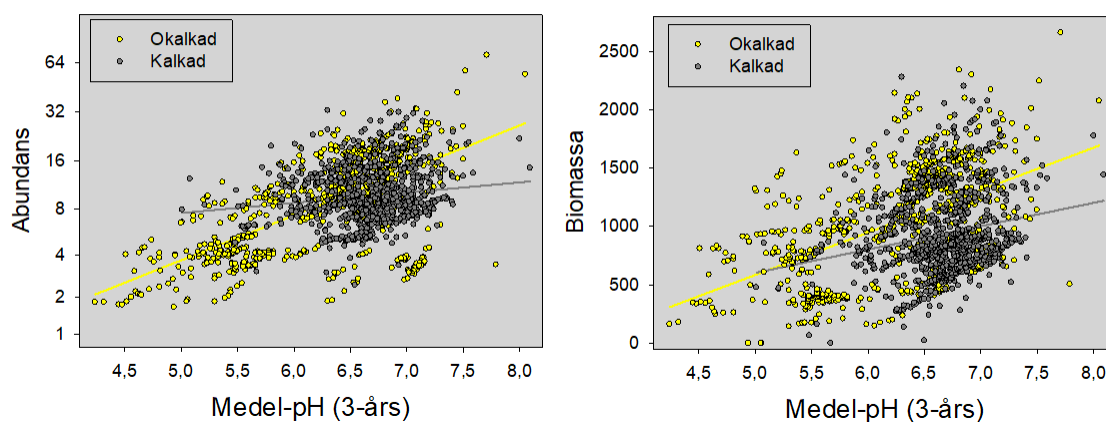
Figur 23. Antal fiskarter i okalkade och kalkade sjöar i förhållande till pH (3-års-medel från prover tagna vid sjömitt). Värdena är korrigerade för variabler i Tabell 11. N = 785 provfisken i kalkade och 832 i okalkade sjöar.

Antalet fångade fiskar (abundansen) ökade med pH (Tabell 12) och denna ökning var signifikant både i okalkade sjöar ($t=148,6$; $P<0,001$) och i kalkade sjöar ($t=7,92$; $P=0,005$). Den signifikanta interaktionen mellan pH och kalkning innebär ett starkare samband (brantare lutning) mellan abundans och pH i okalkade än i kalkade sjöar (Figur 24). Abundansen var högre i okalkade än i kalkade sjöar ($t=3,84$; $P<0,001$) och även här var skillnaden tydligast vid högre pH-värden. Många miljövariabler bidrog signifikant till variationen i abundansen (Tabell 12). Liksom för antal

arter var positiva effekter av sjöarea och temperaturamplitud minst lika starka som effekten av pH.

Tabell 12. Effekter på total abundans (Npue, antal individer/nät) av pH, kalkning och andra miljövariabler. Fetstil markerar variabler som illustreras i Figur 24. N = 1 617 provfisken med data i alla variabler. Mer information om kolumninnehåll finns i Tabell 11.

Variabel	Estimat ± SE	t-värde	Sign.nivå
Latitud	-7,61±1,16	-4,68	<0,001
Longitud	0,369±0,161	2,30	0,022
Höjd över havet	-0,127±0,048	-2,67	0,008
Sjöarea	0,127±0,016	8,23	<0,001
Maximalt djup	-0,632±0,038	-16,7	<0,001
Under/över högsta kustlinjen (0/1)	0,032±0,022	1,47	0,141
Årsmedel lufttemperatur	0,154±0,066	2,34	0,020
Temperaturamplitud	3,16±0,288	10,96	<0,001
Medel-pH (3-års)	0,112±0,027	4,19	<0,001
Färg (3-årsmedel)	-0,104±0,024	-4,26	<0,001
Totalfosfor (sjömitt; 3-årsmedel)	-0,176±0,055	-3,22	0,002
Okalkad/kalkad (0/1)	-1,11±0,197	-5,65	<0,001
Interaktion pH*kalkning	0,181±0,030	6,04	<0,001



Figur 24. Total abundans (Npue, antal individer/nät till vänster) och total biomassa (Bpue, g/nät, till höger) i okalkade och kalkade sjöar i förhållande till pH (3-årsmedel från prover tagna vid sjömitt). Värdena är korrigerade för variabler i Tabell 12 respektive 13. N = 785 provfisken i kalkade och 832 i okalkade sjöar.

Den totala biomassan av fisk ökade liksom abundansen med högre pH (Tabell 13), i både kalkade och okalkade sjöar (Figur 24). Det fanns ingen skillnad i ökning (lutning) mellan kalkade och okalkade sjöar ($t=0,90$; $P=0,367$). Biomassan var i genomsnitt högre i okalkade sjöar än i kalkade sjöar ($t=5,77$; $P<0,001$), speciellt vid högre pH-värden. Biomassan påverkades också starkare av både sjöarea (positivt), maximalt djup (negativt) och vattenfärg (negativt) än av pH (högre t-värden i Tabell 13).

Totalt sett fanns ingen effekt av pH på fiskindexet EQR8 (Tabell 14: $t=0,25$; $P=0,799$) men interaktionen mellan pH och kalkning var signifikant ($t=11,06$; $P<0,001$). I okalkade sjöar ökade EQR8 med ökande pH (Figur 25) men i kalkade sjöar fanns

inget signifikant samband. Sett över hela pH-skalan var EQR8 högre i okalkade än i kalkade sjöar ($0,499 \pm 0,006$ respektive $0,462 \pm 0,007$; $t=4,23$; $P<0,001$). Den positiva effekten av pH på EQR8 i okalkade sjöar var som väntat starkare än effekter av andra miljövariabler (Tabell 14), eftersom korrigering för en del biogeografiska faktorer ingår i beräkningen av EQR8.

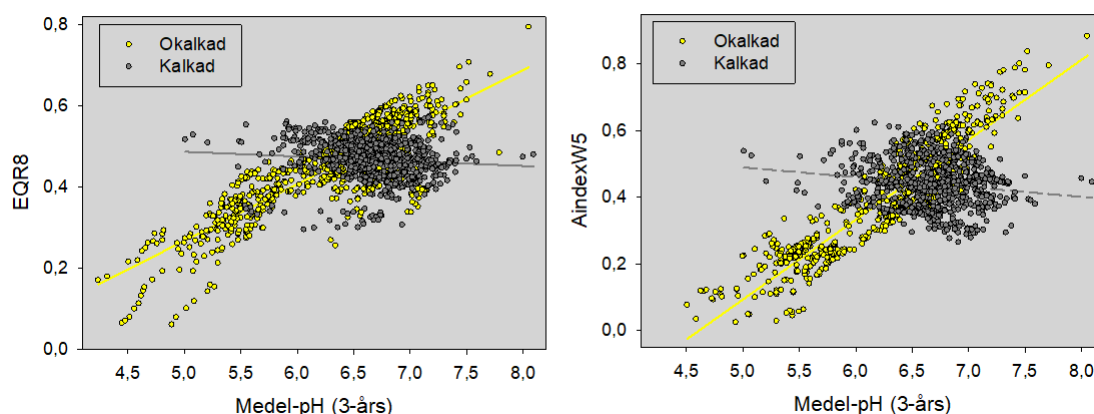
Tabell 13: Effekter på total biomassa (Bpue,g/nät) av pH, kalkning och andra miljövariabler. Fetstil markerar variabler som illustreras i Figur 24. N = 1 617 provfisken med data i alla variabler. Mer information om kolumninnehåll finns i Tabell 11.

Variabel	Estimat ± SE	t-värde	Sign.nivå
Latitud	7479,8±3258,5	2,30	0,022
Longitud	-333,3±321,7	-1,04	0,300
Höjd över havet	-118,2±95,4	-1,24	0,216
Sjöarea	371,2±31,0	11,99	<0,001
Maximalt djup	-1633,2±75,7	-21,56	<0,001
Under/över högsta kustlinjen (0/1)	-26,3±44,1	-0,60	0,551
Årsmedel lufttemperatur	605,4±132,3	4,58	<0,001
Temperaturamplitud	3362,5±576,7	5,83	<0,001
Medel-pH (3-års)	370,3±53,4	6,94	<0,001
Färg (3-årsmedel)	-361,2±48,9	-7,39	<0,001
Totalfosfor (sjömitt; 3-årsmedel)	168,3±109,2	1,54	0,123
Okalkad/kalkad (0/1)	539,5±393,9	1,37	0,171
Interaktion pH*kalkning	-54,2±60,1	-0,90	0,367

Tabell 14: Effekter på EQR8 av pH, kalkning och andra miljövariabler. Fetstil markerar variabler som illustreras i Figur 25. N = 1 617 provfisken med data i alla variabler. Mer information om kolumninnehåll finns i Tabell 11.

Variabel	Estimat ± SE	t-värde	Sign.nivå
Latitud	-3,05±0,861	-3,54	<0,001
Longitud	0,032±0,085	0,38	0,706
Höjd över havet	-0,059±0,025	-2,32	0,021
Sjöarea	-0,022±0,008	-2,69	0,007
Maximalt djup	0,004±0,020	0,20	0,840
Under/över högsta kustlinjen (0/1)	0,036±0,012	3,09	0,002
Årsmedel lufttemperatur	-0,040±0,035	-1,15	0,250
Temperaturamplitud	0,279±0,152	1,83	0,068
Medel-pH (3-års)	-0,004±0,014	-0,25	0,799
Färg (3-årsmedel)	0,086±0,013	6,63	<0,001
Totalfosfor (sjömitt; 3-årsmedel)	-0,117±0,029	-4,04	<0,001
Okalkad/kalkad (0/1)	-1,10±0,104	-10,58	<0,001
Interaktion pH*kalkning	0,176±0,016	11,06	<0,001

Liksom EQR8 var surhetsindexet AindexW5 totalt sett oberoende av pH (Tabell 15: $\chi^2=0,70$; $P=0,486$) och även här var interaktionen mellan pH och kalkning signifikant ($t=12,41$; $P<0,001$). Indexet ökade med pH i okalkade sjöar, men ett svagt negativt samband med pH i kalkade sjöar var inte signifikant (Figur 25). Generellt var AindexW5 högre i okalkade än i kalkade sjöar ($0,461 \pm 0,008$ respektive $0,419 \pm 0,009$; $t=3,52$; $P<0,001$). Liksom för EQR8 hade många miljövariabler som väntat inga eller betydligt svagare effekter på AindexW5, jämfört med effekterna av pH och kalkning (Tabell 15) av samma orsak som för EQR8



Figur 25. EQR8 och AindexW5 i okalkade och kalkade sjöar i förhållande till pH (3-årsmedel från prover tagna vid sjömitt). Värdena är korrigerade för variabler i Tabell 14 respektive 15. EQR8-värden fanns för 785 provfisken i kalkade och 832 i okalkade sjöar. AindexW5-värden från fångster dominerade av varmvattensarter fanns för 724 provfisken i kalkade och 746 i okalkade sjöar.

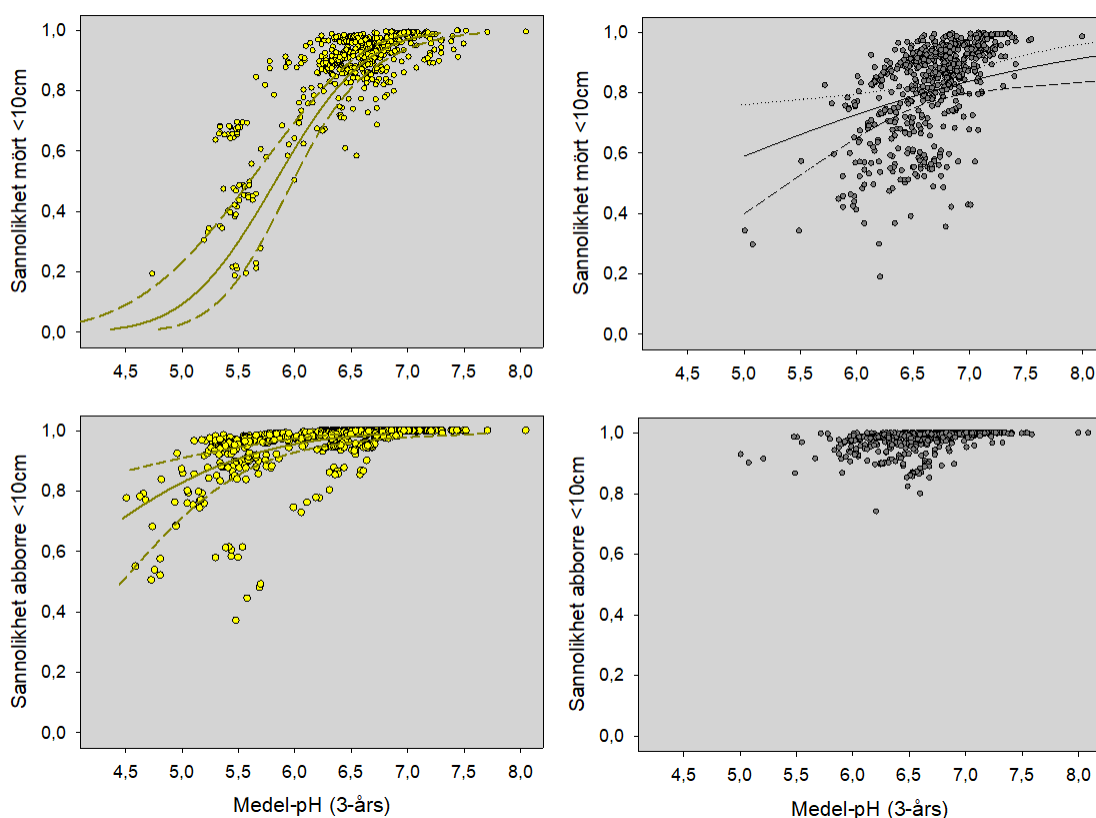
Tabell 15: Effekter på AindexW5 av pH, kalkning och andra miljövariabler. Fetstil markerar variabler som illustreras i Figur 25 N = 1 470 provfisken med fångster dominerade av varmvattensarter och med data i alla variabler. Mer information om kolumninnehåll finns i Tabell 11.

Variabel	Estimat ± SE	t-värde	Sign,nivå
Latitud	-1,04±1,25	-0,83	0,408
Longitud	-0,537±0,112	-4,78	<0,001
Höjd över havet	-0,123±0,032	-3,80	<0,001
Sjöarea	0,057±0,010	5,44	<0,001
Maximalt djup	-0,067±0,026	-2,58	0,010
Under/över högsta kustlinjen (0/1)	-0,039±0,015	-2,56	0,011
Årsmedel lufttemperatur	-0,010±0,049	-0,20	0,843
Temperaturamplitud	0,234±0,257	0,91	0,362
Medel-pH (3-års)	-0,013±0,019	-0,70	0,486
Färg (3-årsmedel)	0,044±0,021	2,12	0,034
Totalfosfor (sjömitt; 3-årsmedel)	0,101±0,039	2,58	0,010
Okalkad/kalkad (0/1)	-1,65±0,138	-11,96	<0,001
Interaktion pH*kalkning	0,261±0,021	12,41	<0,001

Sannolikheten att fånga små mörtar där mört förekom ökade med pH (Figur 26, Tabell 16: $\chi^2=25,18$; $P<0,001$). Det positiva sambandet var signifikant i okalkade men inte i kalkade sjöar. Generellt var sannolikheten att fånga små mörtar också högre i okalkade än i kalkade sjöar ($0,917\pm 0,014$ respektive $0,875\pm 0,018$; $z=1,99$; $P=0,046$). Flera andra miljövariabler påverkade sannolikheten att fånga små mörtar (Tabell 16) men med generellt svagare effekt än den positiva effekten av ökande pH.

Tabell 16: Effekter på sannolikhet för att fånga små mörtar (<10 cm) av pH, kalkning och andra miljövariabler. Fetstil markerar variabler som illustreras i Figur 26. N = 1 171 provfisken med minst en fångad mört och med data i alla variabler. Mer information om kolumninnehåll finns i Tabell 11, men i detta fall är Wald χ^2 testvariabel i den logistiska regressionsanalysen.

Variabel	Estimat \pm SE	Wald χ^2	Sign.nivå
Latitud	23,3 \pm 29,1	0,64	0,422
Longitud	-7,48 \pm 2,51	8,84	0,003
Höjd över havet	-2,03 \pm 0,710	8,17	0,004
Sjöarea	0,736 \pm 0,222	11,06	0,001
Maximalt djup	-0,731 \pm 0,528	1,92	0,166
Under/över högsta kustlinjen (0/1)	-0,141 \pm 0,351	0,16	0,687
Årsmedel lufttemperatur	2,01 \pm 1,08	3,48	0,062
Temperaturamplitud	18,3 \pm 5,67	10,44	0,001
Medel-pH (3-års)	1,31\pm0,260	25,18	<0,001
Färg (3-årsmedel)	-1,12 \pm 0,465	5,78	0,016
Totalfosfor (sjömitt; 3-årsmedel)	-1,71 \pm 0,805	4,49	0,034
Okalkad/kalkad (0/1)	0,459\pm0,230	3,98	0,046



Figur 26. Sannolikhet för att fånga små individer (<10 cm) av mört och abborre i förhållande till pH (3-års-medel från prover tagna i sjöarnas mitt), separat för okalkade (vänster, gula symboler) och kalkade sjöar (höger, gråa symboler). Helt ragna linjer visar regressionslinjer och streckade linjer anger övre och nedre 95 % konfidensnivåer. Värdena är korrigerade för variabler i Tabell 16 (mört) och 17 (abborre). Varje punkt är ett provfiske med förekomst av mört (578 i okalkade, 593 i kalkade sjöar) respektive abborre (750 i okalkade, 726 i kalkade sjöar).

Även sannolikheten att fånga små abborrar ökade med pH (Tabell 17: $\chi^2=11,20$; $P<0,001$). Ökningen var, liksom för mört, signifikant i okalkade sjöar (Figur 26) men inte i kalkade. Vid specifika pH-värden var sannolikheten att fånga små individer högre för abborre än för mört, och för abborre var det ingen skillnad mellan okalkade och kalkade sjöar ($0,996\pm 0,002$ respektive $0,995\pm 0,003$; $z=0,45$; $P=0,651$). Utöver pH och kalkning var det endast vattenfärg och totalfosfor som signifikant påverkade sannolikheten att fånga små abborrar (Tabell 17) och i båda fallen var effekterna positiva.

Tabell 17: Effekter på sannolikhet för att fånga små abborrar (<10 cm) av pH, kalkning och andra miljövariabler. Fetstil markerar variabler som illustreras i Figur 26. N = 1 476 antal provfisken med minst en fångad abborre och med data i alla variabler. Mer information om kolumninnehåll finns i Tabell 11 men i detta fall är Wald χ^2 testvariabel i den logistiska regressionsanalysen.

Variabel	Estimat \pm SE	Wald χ^2	Sign.nivå
Latitud	-79,9 \pm 48,4	2,72	0,099
Longitud	-5,66 \pm 4,75	1,42	0,234
Höjd över havet	0,440 \pm 1,90	0,05	0,817
Sjöarea	-0,117 \pm 0,913	0,02	0,898
Maximalt djup	-1,95 \pm 1,53	1,63	0,202
Under/över högsta kustlinjen (0/1)	1,13 \pm 0,751	2,28	0,131
Årsmedel lufttemperatur	1,63 \pm 1,58	1,07	0,301
Temperaturamplitud	-1,75 \pm 0,929	3,54	0,060
Medel-pH (3-års)	1,55\pm0,462	11,2	<0,001
Färg (3-årsmedel)	28,7 \pm 10,2	7,83	0,005
Totalfosfor (sjömitt; 3-årsmedel)	1,83 \pm 0,437	17,5	<0,001
Okalkad/kalkad (0/1)	0,239\pm0,529	0,20	0,651

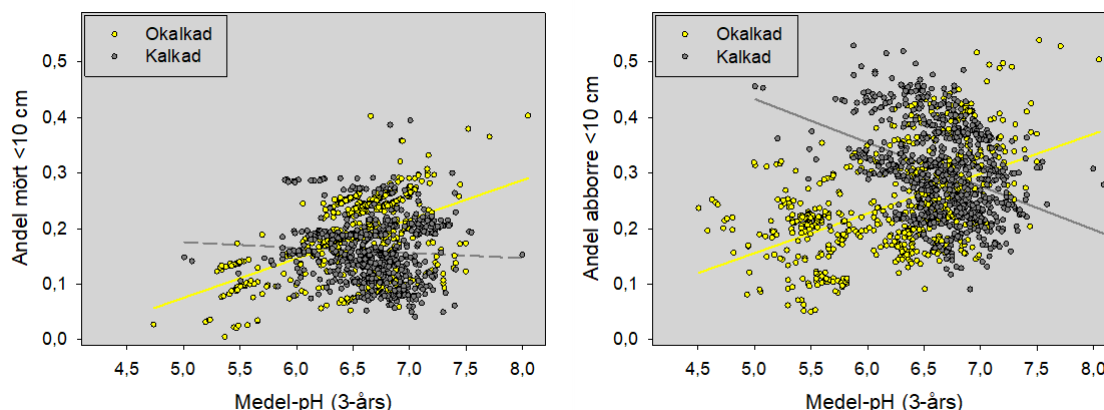
Totalt sett var andelen små mörtar oberoende av pH (Tabell 18: $t=0,10$; $P=0,919$) men lutningen skilde sig mellan okalkade och kalkade sjöar ($t=3,32$; $P<0,001$). Andelen små mörtar ökade med pH i okalkade vatten, men inte i kalkade sjöar (Figur 27). Andelen var generellt högre i okalkade än i kalkade sjöar ($0,214\pm 0,007$ respektive $0,170\pm 0,008$; $t=3,32$; $P<0,001$) och speciellt vid högre pH-värden. Ytterligare några miljövariabler påverkade signifikant andelen små mörtar (Tabell 18), till exempel negativ påverkan av både höjd över havet och sjöarea.

Andelen små abborrar minskade totalt sett med pH (Tabell 19: $t=2,32$; $P=0,021$) men med skillnad i lutning mellan okalkade och kalkade sjöar ($t=5,87$; $P<0,001$). Andelen minskade med pH i kalkade sjöar, men ökade med pH i okalkade sjöar (Figur 27). Totalt sett var andelen små abborrar något högre i okalkade än i kalkade sjöar ($0,292\pm 0,009$ respektive $0,262\pm 0,008$; $t=6,01$; $P<0,001$). Andelen små abborrar påverkades av flera andra miljövariabler (Tabell 19). Liksom för mört påverkades andelen små abborrar negativt av höjd över havet och även maximalt djup hade en negativ effekt.

Tabell 18. Effekter på numerär andel små mörtar (<10 cm) av pH, kalkning och andra miljövariabler. Fetstil markerar variabler som illustreras i Figur 27. N = 1 171 provfisken med minst en fångad mört och data i alla variabler. Mer information om kolumninnehåll finns i Tabell 11.

Variabel	Estimat ± SE	t-värde	Sign.nivå
Latitud	3,81±1,32	2,89	0,004
Longitud	-0,291±0,0113	-2,58	0,010
Höjd över havet	-0,192±0,031	-6,20	<0,001
Sjöarea	-0,043±0,011	-3,90	<0,001
Maximalt djup	-0,008±0,026	-0,29	0,770
Under/över högsta kustlinjen (0/1)	-0,025±0,015	-1,68	0,093
Årsmedel lufttemperatur	0,027±0,049	0,55	0,583
Temperaturamplitud	0,099±0,266	0,37	0,708
Medel-pH (3-års)	-0,002±0,019	-0,10	0,919
Färg (3-årsmedel)	-0,005±0,023	-0,24	0,811
Totalfosfor (sjömitt; 3-årsmedel)	-0,044±0,040	-1,12	0,263
Okalkad/kalkad (0/1)	-0,507±0,153	-3,32	<0,001
Interaktion pH*kalkning	0,077±0,023	3,32	<0,001

Figur 27. Numerär andel små (<10 cm) mörtar respektive abborrar, i okalkade och kalkade sjöar i förhållande till pH (3-årsmedel från prover tagna vid sjömitt). Värdena är korrigerade för variabler i Tabell 18 (mört) och 19 (abborre). En punkt är ett provfiske med mört (578 i okalkade, 593 i kalkade sjöar) respektive abborre (750 i okalkade, 726 i kalkade sjöar).



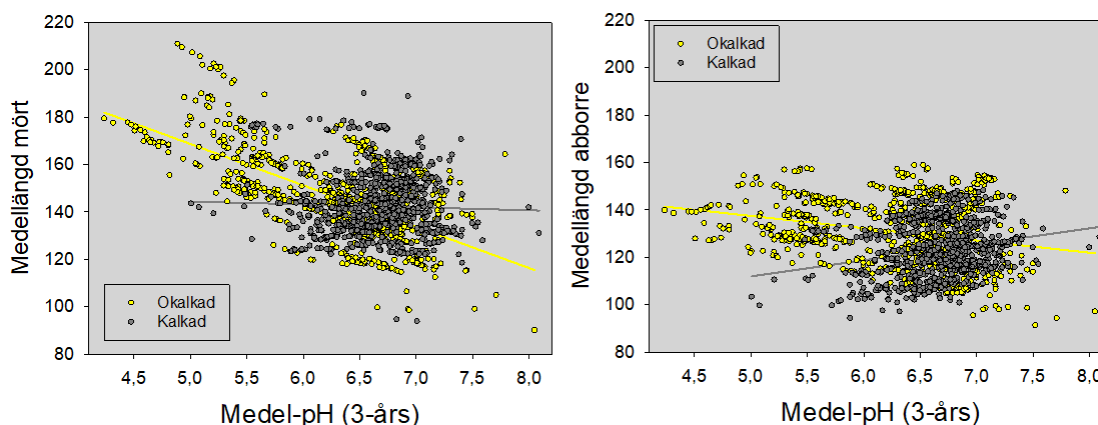
Tabell 19. Effekter på numerär andel små abborrar (<10 cm) av pH, kalkning och andra miljövariabler. Fetstil markerar variabler som illustreras i Figur 27. N = 1 476 provfisken med minst en fångad abborre och data i alla variabler. Mer information om kolumninnehåll finns i Tabell 11.

Variabel	Estimat ± SE	t-värde	Sign.nivå
Latitud	-2,19±1,31	-1,67	0,096
Longitud	-0,514±0,118	-4,37	<0,001
Höjd över havet	-0,206±0,034	-6,06	<0,001
Sjöarea	0,004±0,011	0,36	0,720
Maximalt djup	-0,127±0,027	-4,64	<0,001
Under/över högsta kustlinjen (0/1)	-0,059±0,016	-3,65	<0,001
Årsmedel lufttemperatur	-0,131±0,051	-2,58	0,010
Temperaturamplitud	0,086±0,263	0,33	0,742
Medel-pH (3-års)	-0,046±0,020	-2,32	0,021
Färg (3-årsmedel)	-0,021±0,022	-0,98	0,329
Totalfosfor (sjömitt; 3-årsmedel)	0,145±0,041	3,55	<0,001
Okalkad/kalkad (0/1)	-0,874±0,145	-6,01	<0,001
Interaktion pH*kalkning	0,130±0,022	5,87	<0,001

Totalt sett hade pH ingen signifikant effekt på mörtens medellängd (Tabell 20: $t=0,60$; $P=0,546$) men interaktionen mellan pH och kalkning var signifikant ($t=-4,66$; $P<0,001$). I okalkade sjöar minskade medellängden med ökande pH, men inte i kalkade sjöar (Figur 28). Över hela pH-skalan var det ingen skillnad i mörtens medellängd mellan okalkade och kalkade sjöar ($t=0,90$; $P=0,345$). Däremot påverkades mörtens medellängd av flera andra miljövariabler (Tabell 20), till exempel större medellängd på högre höjd över havet och i större sjöar.

Tabell 20: Effekter på mörtens medellängd av pH, kalkning och andra miljövariabler. Fetstil markerar variabler som illustreras i Figur 28. N = 1 176 provfisken med minst en fångad mört och data i alla variabler. Mer information om kolumninnehåll finns i Tabell 11.

Variabel	Estimat ± SE	t-värde	Sign.nivå
Latitud	-527,2±232,7	-2.26	0,024
Longitud	96,7±19,9	4.84	<0,001
Höjd över havet	36,2±5,47	6.61	<0,001
Sjöarea	9,26±1,93	4.80	<0,001
Maximalt djup	-2,80±4,63	-0.60	0,545
Under/över högsta kustlinjen (0/1)	4,82±2,62	1.84	0,066
Årsmedel lufttemperatur	-19,0±8,68	-2.19	0,028
Temperaturamplitud	-181,5±47,0	-3.86	<0,001
Medel-pH (3-års)	-2,04±3,38	-0.60	0,546
Färg (3-årsmedel)	-8,76±4,00	-2.19	0,029
Totalfosfor (sjömitt; 3-årsmedel)	4,81±6,99	0.69	0,492
Okalkad/kalkad (0/1)	124,2±27,0	4.60	<0,001
Interaktion pH*kalkning	-19,1±4,10	-4.66	<0,001



Figur 28. Medellängd (mm) av mörtar respektive abborrar, i okalkade och kalkade sjöar i förhållande till pH (3-årsmedel från prover tagna vid sjömitt). Värdena är korrigerade för variabler i Tabell 20 (mört) och 21 (abborre). En punkt är ett provfiske med mört (578 i okalkade, 593 i kalkade sjöar) respektive abborre (750 i okalkade, 726 i kalkade sjöar).

Till skillnad från mört påverkades abborrens medellängd totalt sett av pH (Tabell 21: $t=2,91$; $P=0,004$) och det var en tydlig skillnad i lutning mellan okalkade och kalkade sjöar ($t=-5,38$; $P<0,001$). Medellängden minskade med pH i okalkade sjöar (Figur 28: $t=8,88$; $P<0,001$) men en tendens till ökning med pH i kalkade sjöar var inte signifikant ($t=1,07$; $P=0,301$). Abborren hade totalt sett lite högre medellängd i okalkade än i kalkade sjöar ($126,7 \pm 1,06$ respektive $123,6 \pm 1,16$; $t=2,07$; $P=0,039$) och även andra miljövariabler bidrog till variationen (Tabell 21). Förutom pH och kalkning fanns det till exempel positiva effekter på abborrens medellängd av höjd över havet och maximalt djup.

Tabell 21. Effekter på abborrens medellängd av pH, kalkning och andra miljövariabler. Fetstil markerar variabler som illustreras i Figur 28. N = 1 476 provfisken med minst en fångad abborre och data i alla variabler. Mer information om kolumninnehåll finns i Tabell 11.

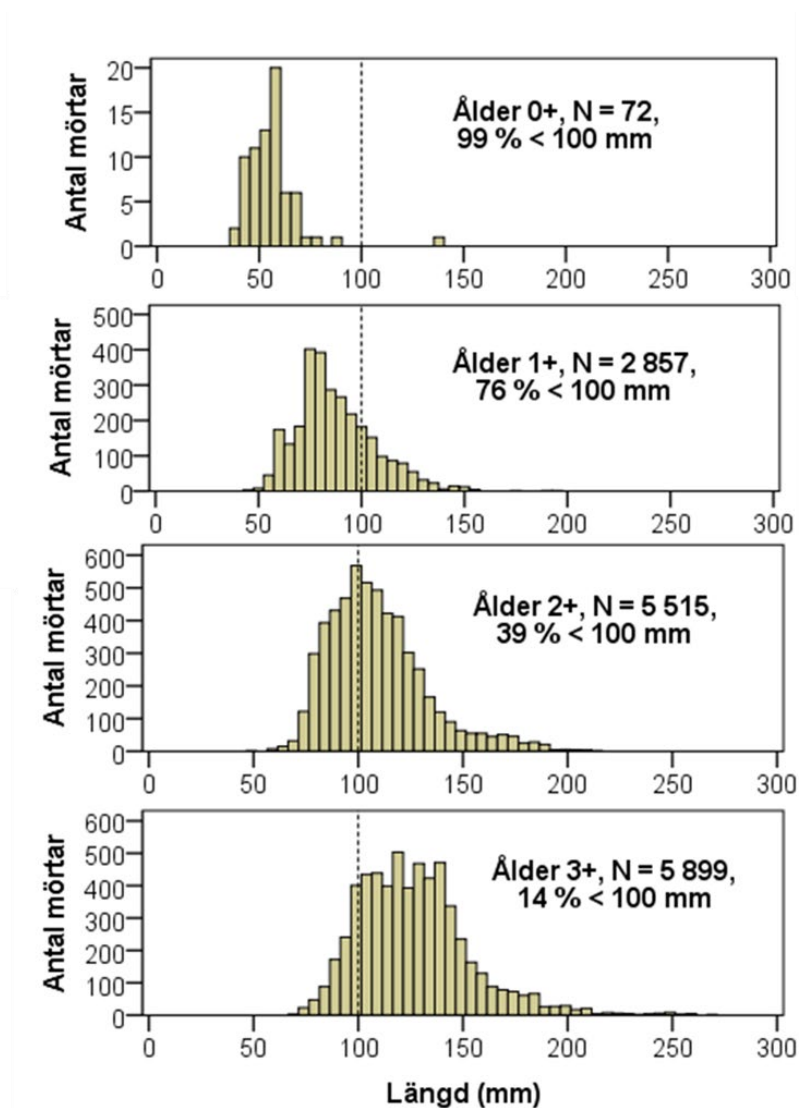
Variabel	Estimat±SE	t-värde	Sign.nivå
Latitud	416,8±169,5	2,46	0,014
Longitud	-7,28±15,2	-0,48	0,632
Höjd över havet	21,8±4,39	4,98	<0,001
Sjöarea	-2,78±1,41	-1,97	0,049
Maximalt djup	12,9±3,53	3,64	<0,001
Under/över högsta kustlinjen (0/1)	5,67±2,08	2,73	0,007
Årsmedel lufttemperatur	4,66±6,55	0,71	0,477
Temperaturamplitud	9,56±33,9	0,28	0,778
Medel-pH (3-års)	7,46±2,57	2,91	0,004
Färg (3-årsmedel)	5,42±2,81	1,93	0,054
Totalfosfor (sjömitt; 3-årsmedel)	-11,1±5,29	-2,09	0,037
Okalkad/kalkad (0/1)	103,2±18,83	5,49	<0,001
Interaktion pH*kalkning	-15,4±2,86	-5,38	<0,001

Variation i mörtens tillväxt och rekrytering

Små mörtar (<100 mm) representerar individer av varierande ålder. Från nationell miljöövervakning och kalkningseffektuppföljning finns exempel på mört som vid 6–9 års ålder inte hade uppnått 10 cm längd. De allra flesta små mörtarna var ändå unga, eftersom 96 % av dem fanns i åldersklasserna 0+ till 3+. Vid dessa åldrar minskade andelen små mörtar från 99 % för årsungar (0+) till 14 % vid ålder 3+ (Figur 29). Den stora variationen i längd vid given ålder visar alltså att ganska många unga mörtar växer mycket snabbare än de mer långsamväxande.

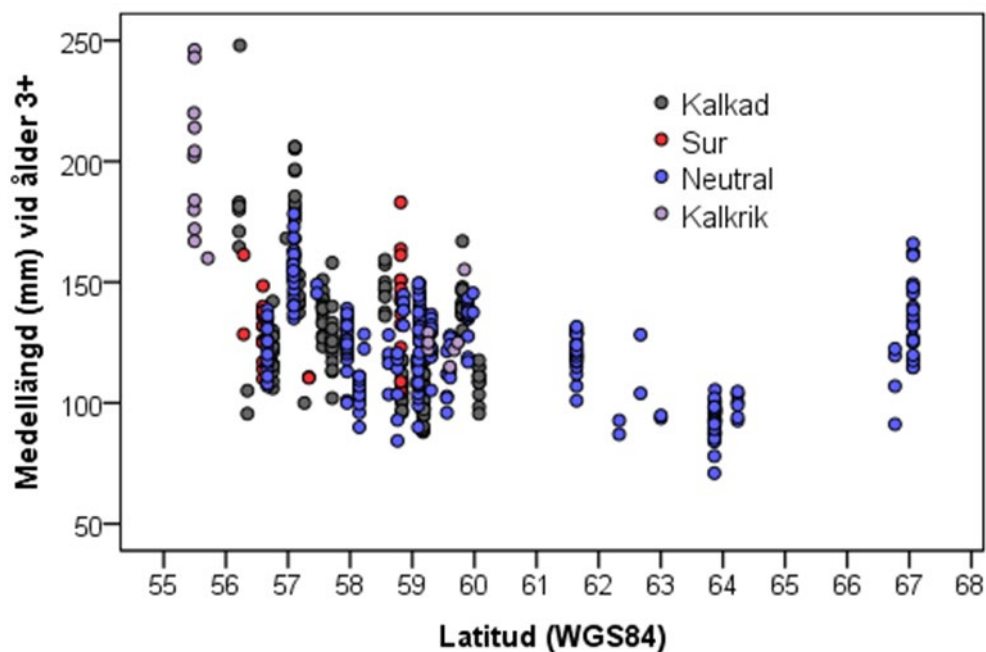


96 % av mörtarna som var mindre än 10 cm var 3 år eller yngre. Foto: Länsstyrelsen Jönköping.



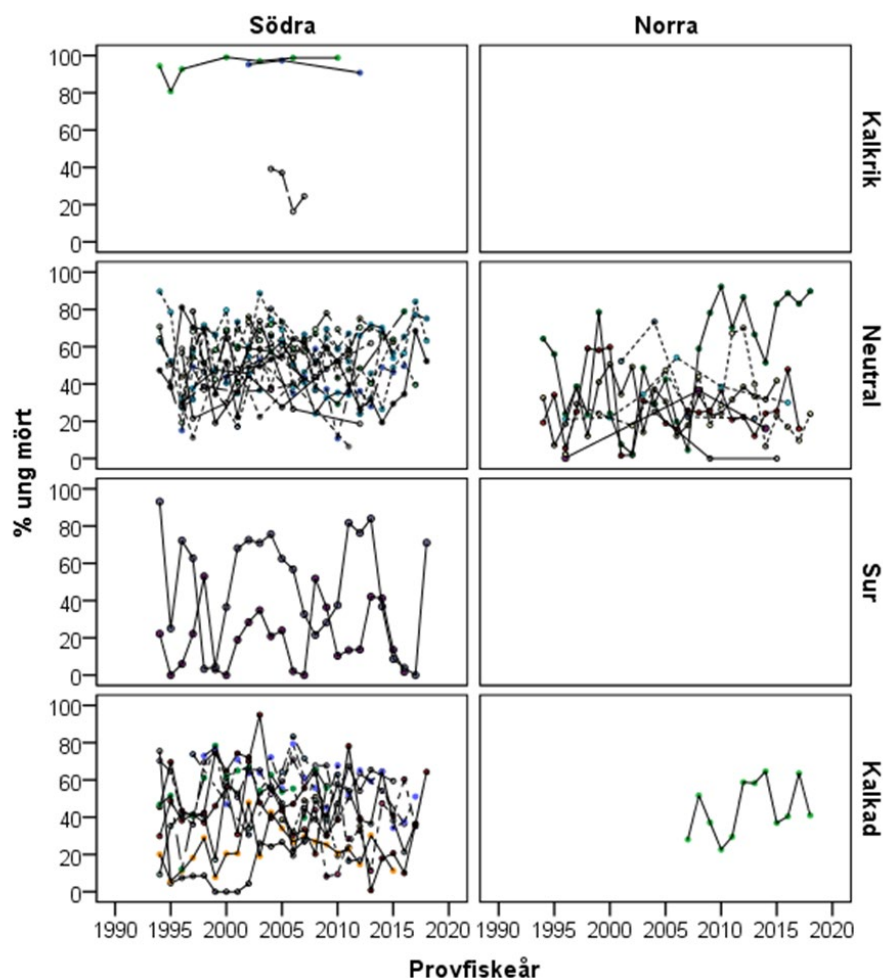
Figur 29. Längdfördelningar av mört i åldersklasserna 1+ till 3+. Data från åldersbestämda mörtar insamlade i miljöövervakningens trendsjöar och sjöar i programmet Integrerad kalkningseffektuppföljning (IKEU).

Mörtens tillväxt varierade mellan sjöar, men också mellan år i samma sjö. Mörtar av ålder 3+ är ofta väl representerade i provfiskefångsterna. Vid ålder 3+ var medellängden 71–248 mm vid olika provfisken (Figur 30). I de sydligast belägna sjöarna (tre kalkrika och en kalkad sjö) var medellängden vid 3+ alltid över 150 mm. Medellängder på mindre än 100 mm vid ålder 3+ förekom ibland i både kalkade och neutrala sjöar på de flesta breddgrader, men i sura sjöar med mört var medellängden alltid minst 105 mm.

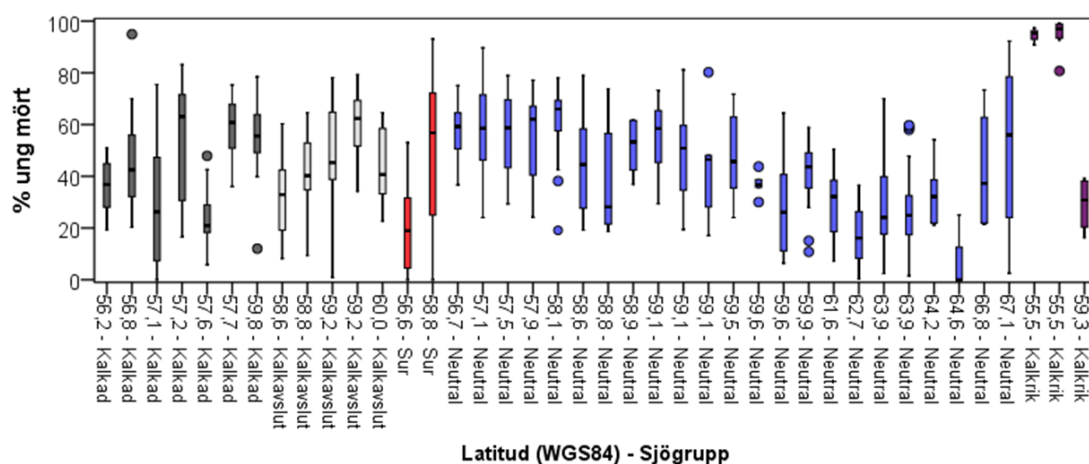


Figur 30 Medellängd (mm) av mört vid ålder 3+, i förhållande till provfiskade sjöars latitud. Varje medelvärde representerar ett provfiske där 1–53 mörtar åldersbestämdes till 3+. Totalt ingår data från 543 provfisken i 57 sjöar, med 1–26 provfisken per sjö.

För 40 sjöar fanns åldersbestämda mörtar från minst tre provfisken. Andelen ung mört (ålder 1+ till 3+) var i genomsnitt 44 % av mörtfångsten. I två grunda och kalkrika sjöar dominerades mörtfångsten alltid av unga, och därmed nyrekrytade, fiskar men i andra sjöar varierade andelen ung mört mer påtagligt mellan år (Figur 31, Figur 32). Mer än ett år med ingen (eller obetydlig) andel ung mört fanns i de två sura sjöarna, i en av tolv kalkade sjöar, och i två av åtta neutrala sjöar i norra Sverige.



Figur 31. Tidsserier av % ung mört (ålder 1+ till 3+) i enskilda sjöar med åldersbestämda mörtar från minst tre års provfisken sedan 1994. Tidsserierna visas i separata paneler beroende på om sjön har kalkats eller om okalkade sjöar var sura, neutrala eller kalkrika, samt utifrån belägenhet i södra Sverige eller i någon av de tre norra vattentypsregionerna.



Figur 32. Variation av % ung mört (ålder 1+ till 3+) i enskilda sjöar med åldersbestämda mörtar från minst tre års provfisken sedan 1994. Sjöarna är ordnade från söder till norr inom grupper av kalkade, tidigare kalkade, sura, neutrala och kalkrika sjöar.

Diskussion

Sedan 1970-talet har ungefär sex miljarder kronor avsatts till kalkning och uppföljning av kalkningens effekter i svenska sjöar och vattendrag. Direkta effekter på vattenkvaliteten är generellt lättare att mäta och utvärdera än indirekta effekter på surhets känsliga fiskarter och andra vattenlevande organismer. Det blev mycket påtagligt i denna studie, där provfiskedata från många sjöar var en förutsättning för att upptäcka generella skillnader mellan sjögrupper och olika tidsperioder. I en tidigare studie av fisk i vattendrag visade data från 17 492 elfisketillfällen att både förekomstfrekvens och täthet av flera fiskarter ökade med tiden efter kalkning, men ingen generell naturlig återhämtning noterades i sura och okalkade vattendrag (Degerman m.fl. 2015). Kalkningen av vattendrag hade överlag en önskad effekt, genom att förbättrad vattenkvalitet underlättade återetableringen och ökade reproduktionsframgången för öring och andra fiskarter. Med 8 674 provtagningar av bottenfauna påvisades anmärkningsvärda skillnader i sambandet mellan pH och bottenfaunaindex mellan kalkade och okalkade vattendrag (Ahlström 2018). Det antogs bero på skillnader i tillskottet av arter från källområdena i kalkade respektive okalkade vattensystem. I likhet med de två studierna av vattendrag kunde vår studie visa en del förväntade resultat, men också belysa komplexa frågor om fiskfaunans variation mellan sjöar och över tid i både kalkade och okalkade sjöar.

Dataunderlag

Utvärderingen omfattar en unikt stor datamängd avseende provfiskade sjöar med kopplade vattenkemiska parametrar från både kalkade och okalkade sjöar. Våra analyser av förändringar över tid begränsades trots det av två faktorer:

1. tillgången på provfisken innan kalkstart, och
2. att provfiskenäten förändrades över tid.

Nät med olika maskstorlekar fångar fiskar av olika storlek med varierande effektivitet (Hamley 1975). Sannolikheten att fånga små fiskar ökade med tillägg av mindre maskor i nyare nät (6,5 och 8 mm i Bdrot14, och dessutom 5 mm i Bnord12). Det gäller speciellt små arter som nors, men även gers, och mer sällsynt förekommande arter som bergsimpa, stensimpa, småspigg och storspigg. Storleksfördelningar av abborre och mört i äldre Bdrot14-nät kan delvis korrigeras till att motsvara fångster i Bnord12 (Appelberg 2000). Korrektionsfaktorer saknas för andra fiskarter, liksom för korrigerig i de Bdrot12-nät som oftast användes före kalkstart. Vid regelbunden rekrytering är små fiskar mycket mer talrika än större och äldre, vilket blir tydligt i direkta jämförelser mellan nätprovfisken och andra metoder som fångar små fiskar mer effektivt (t.ex. Finstad m.fl. 2000; Olin & Malinen 2003, Prchalova m.fl. 2009). Vi analyserade abundans och biomassa per 45 m² nätarea, medvetna om att även en oförändrad mängd fisk i sjön kan ge högre observerade värden i nyare nättyper. Däremot utfördes inga storleksbaserade analyser med data från provfisken med äldre nättyper.

Före kalkning och mer än 16 år efter första kalkning dominerade vattenprover från sjömitt, men under de mellanliggande fyraårsperioderna provtogs fler kalkade sjöar vid sjöutloppet. Vid mätning samma år var både medel- och min-pH systematiskt något högre vid sjömitt än vid utlopp. Nästan alla prover från okalkade sjöar togs vid sjömitt. Därför använde vi bara prover från sjömitt för tester av huruvida fiskvariablers samband med pH i kalkade sjöar följde samma

mönster som i okalkade sjöar. Det utesluter inte att de mer talrika proverna från kalkade sjöars utlopp kan användas för att besvara andra frågor.

Vi använde bara medelvärden av pH i de flesta analyserna, eftersom medel-, median- och minimivärden av pH ofta är starkt positivt korrelerade (t.ex. Holmgren & Buffam 2005, Holmgren 2011). Dessa förhållanden baseras på mätningar i okalkade sjöar där medel-pH också indikerar risken för ytliga surstötter, men eventuellt är det inte lika givet för kalkade sjöar. I kalkade sjöar kan ytliga surstötter uppträda, särskilt under islagda förhållanden, oavsett om pH är högt när prover tas efter att vattenvolymer har omblandats (Naturvårdsverket 2010).

Fysikalisk-kemiska förändringar över tid

Före kalkning var min-pH generellt lägre än 5,4 och medel-pH under 6,0. Redan 1–4 år efter första kalkning var min-pH i genomsnitt över 6 och medel-pH runt 6,5. Senare stabiliserades årliga min-pH till cirka 6,3, vilket var samma nivå som i kalkade vattendrag (Degerman m.fl. 2015). Därmed uppnåddes generellt de pH-mål (oftast 6, ibland 5,6) som fanns angivna för de kalkade sjöarna i denna studie. Enligt länsstyrelsernas årliga rapportering är också den vattenkemiska måluppfyllelsen mycket hög i kalkade sjöar, vanligen upp mot 95 % (Johan Ahlström, muntligt meddelande). Okalkade sura sjöar förblev oftast sura, även om pH ökade något i sura sjöar med pH-mätningar både före och efter medianåret för första kalkning. Det ligger i linje med den långsamma kemiska återhämtning som observerades i flera försurade sjöar (Futter m.fl. 2014).

Vattenfärgen ökade generellt över tid i både kalkade, sura och neutrala sjöar. Högre vattenfärg betyder brunare vatten, och ökande halter av både organiskt kol (TOC och DOC) och järn (Fe) bidrar till brunifieringen (Kritzberg & Ekström 2012, Weyhenmeyer m.fl. 2014). I en del sjöar noterades klarare vatten när försurningen först beskrevs i svenska sjöar (Almer 1972). Mer DOC vid minskad försurning kan vara en återgång till ett tidigare tillstånd (Valinia m.fl. 2012, Meyer-Jacob m.fl. 2019), men även klimatförändring och ändrad markanvändning bidrar till brunare vatten (Kritzberg m.fl. 2019). I skogslandskapet kan ökad DOC leda till lägre primärproduktion (Seekell m.fl. 2015) och i förlängningen minskad tillväxt och produktion av fisk (Karlsson m.fl. 2015). En ny studie fann också en negativ effekt av brunare vatten på tillväxt av abborre, men däremot inte för mört (Van Dorst m.fl. 2020). Det finns generellt ett positivt samband mellan DOC och totalhalten av aluminium (Köhler m.fl. 2014), men högre DOC-halt minskar den toxiska effekten av aluminium i både surt och neutralt vatten (Gensemer m.fl. 2018).

En annan påtaglig förändring är minskande fosforhalter i redan näringsfattiga svenska skogssjöar (Huser m.fl. 2018) och fosforhalterna har också minskat snabbare i kalkade än i okalkade sjöar (Hu & Huser 2014). Det kan kopplas till ökad fastläggning av fosfor i sedimenten som en direkt konsekvens av kalkning (Pilström 2006). I denna studie har 69 av 1 343 kalkade sjöar kända totalfosforvärden (P-tot) både före och efter kalkning, och 36 av 698 okalkade sjöar hade mätningar både före och efter 1986. I det begränsade urvalet var P-tot oväntat signifikant högre efter än före första kalkning. I 13 sura sjöar var P-tot också högre efter än före 1986, men inte i 17 neutrala eller i 6 kalkrika sjöar. P-tot mäts bara sporadiskt inom kalkeffekt-uppföljningen, och många av mätningarna i denna studie ingick också i ovan nämnda studier av P-tot i kalkade och okalkade sjöar.

Fiskfaunans förändring i kalkade sjöar

Efter kalkning ökade både antalet fiskarter och fiskarnas totala abundans och biomassa signifikant i sjöar som provfiskades både före och efter kalkning. Ökningarna var väntade, eftersom liknande resultat rapporterades från den tidiga försöksverksamheten i Sverige (Fiskeristyrelsen & Statens Naturvårdsverk 1981, Degerman m.fl. 1992) och i senare analys av många fler fallstudier (Mant & Pullin 2012). Att antalet fiskarter ökade efter kalkning kan delvis bero på att arter med små restbestånd i försurade sjöar inte fångades innan återupptagen reproduktion efter kalkning. En annan förklaring är återintroduktion av tidigare utslagna fiskarter (Bergquist 1995) som en del av flera åtgärder för biologisk återställning i kalkade vatten (Naturvårdsverket 1999). I provfisken tre år efter återintroduktion fångades små mörtar i fyra av nitton kalkade sjöar (Dahlberg & Bergquist 2000). Den låga etableringsframgången antogs bero på såväl otillfredsställande vattenkvalitet som hög predation och konkurrens av andra fiskarter. Om några introducerade mörtar överlever kan återetablering lyckas på längre sikt, och en senare studie fann lyckad rekrytering av återintroducerad mört i tolv av tjugofem undersökta sjöar (Alenius 2012). Den genetiska variationen i utsättningsmaterialet bidrar möjligen till hur väl återetablering av fisk ska lyckas på längre sikt. Återintroducerad mört i fyra kalkade sjöar hade lägre genetisk variation än ursprungliga bestånd av mört i fyra neutrala sjöar (Demandt & Björklund 2007).

Våra jämförelser mellan tidsperioder visade högre fiskabundans i provfisken som utfördes längre tid efter kalkning, i alla fall när vi inkluderade provfisken med alla typer av översiktnät. När analysen begränsades till provfisken utförda med nordiska översiktnät fanns ingen signifikant trend i abundans i kalkade sjöar, men en minskande trend i biomassa. I fallstudier från flera länder ökade fiskars abundans inte heller lika entydigt som artantalet efter kalkning (Mant & Pullin 2012), kanske för att surhetstoleranta arter utsätts för högre konkurrens om andelen surhets känsliga arter ökar. Skillnaderna i resultat mellan de två olika dataurvalen kan, utöver skillnader i nättyper, bero på att samma sjöar inte fanns med under alla tidsperioder. Den senare analysen korrigerade för variation mellan sjöar orsakad av olika biogeografiska faktorer, men utfallet blir ändå osäkrare än om samma sjöar jämförs för samtliga tidsperioder. Den totala fiskbiomassan är generellt högre i mer

näringsrika sjöar (Brucet m.fl. 2013). Med tanke på minskande totalfosforhalter i både kalkade och okalkade sjöar (Hu & Huser 2014) var minskande fiskbiomassa i de kalkade sjöarna inte oväntad. Ökad vattenfärg bidrar också till minskad produktion via minskad fotosyntes. Effekter av minskande näringsämnen och brunare vatten är både snabbare och tydligare för växtplankton än högre upp i näringsväven. Till exempel var minskande klorofyllhalt och ökande vattenfärg signifikant i fler sjöar än minskande fiskbiomassa, i en tidigare studie av kalkade IKEU-sjöar och okalkade referenssjöar (Holmgren 2009).

I denna studie ökade andelen små mörtar över tid i kalkade sjöar, medan andelen små abborrar minskade. Det kan indikera att konkurrensen om djurplankton ökade efter återupptagen eller ökad rekrytering av mört, eftersom små mörtar är mer effektiva planktonätare än små abborrar (Persson & Greenberg 1990). Eftersom försurningen indirekt ledde till minskad konkurrens inom och mellan fiskarter (Appelberg m.fl. 1993) är också ökad konkurrens en förväntad effekt av kalkning. Andelen små fiskar <10 cm ingick inte i någon tidigare analys av trender i svenska sjöar med årliga provfisken (Holmgren 2003, 2007, 2009, 2014). Indikatorn är tveksam för fångster i nätprovfisken, beroende på låg fångsteffektivitet av årsungar. Dessutom visade vi i denna rapport

att många ett- och tvååriga mörtar är större än 10 cm. Därför är andel unga fiskar (ålder 1+ till 3+) en bättre indikator på rekrytering, men åldersbestämningar är kostsamma och saknas för de flesta av de provfiskade sjöarna.

Signifikanta trender i andelen unga fiskar verkar vara ovanliga hos både mört och abborre i alla sjögrupper, men stor variation mellan år har noterats i sura sjöar och i en del nordligt belägna sjöar (Holmgren 2007). Värden nära noll för andel ung mört förekom nästan aldrig i kalkade sjöar i södra Sverige. Enda undantaget var IKEU-sjön Gyslättsjön i Kronobergs län, där mörtens återintroducerades några år efter kalkstart 1985. En lyckad reproduktion 1991 gav en stark årsklass, som sedan dominerade mörtpopulationen i många år (Appelberg 1995, Holmgren 2009). I den nu analyserade tidsserien var andelen ung mört i Gyslättsjön lägre än 10 % under åtta år i rad (1995–2002). Därefter var individtätheten låg, men med mer regelbunden rekrytering än tidigare. Vi har tyvärr inga jämförbara data på andelen ung mört före kalkning, varken i Gyslättsjön eller i andra kalkade sjöar. Däremot beskrevs störd reproduktion hos mört före kalkning i minst tre av IKEU-sjöarna (Reizenstein 2002) som låg total fångst av mört och bara stora individer. Det är därför ett positivt resultat att andelen ung mört sällan eller aldrig når riktigt låga värden i sjöar som kalkas idag, speciellt eftersom mörtens ofta utgör biologiskt motiv för kalkning.

I provfisken med nuvarande standardnät fann vi också en minskning av mörtens medellängd i kalkade sjöar, men ingen signifikant trend i abborrens medellängd. Den minskande medellängden indikerar, liksom ökad andel små fiskar, att rekryteringen av mört gradvis har ökat eller blivit mer regelbunden med tiden efter första kalkning. Mörtens medellängd ingår som en av delparametrarna i surhetsindexet AindexW5 (Holmgren m.fl. 2018). Abborrens medellängd ingår istället i eutrofiindexet EindexW3, där liten medellängd i relation till sjöspecifikt referensvärde indikerar näringsrikare förhållanden. I de kalkade sjöarna indikerade det generella fiskindexet EQR8 en svag, men signifikant förbättring över tid, men det fanns ingen signifikant trend i surhetsindexet AindexW5. Fiskindexen, liksom medellängder, beräknades bara för provfisken med nuvarande standard. Därför speglar resultaten främst utvecklingen flera år efter kalkstart, medan tiden innan kalkning och åren direkt efter kalkning präglas av få observationer med sinsemellan stora variationer.

Fiskfaunan i kalkade sjöar jämfört med sura referenser

Före kalkning låg antal arter, abundans och biomassa på samma nivå som i de sura okalkade sjöar som provfiskades före 1986. Efter kalkning hade kalkade sjöar oftast fler fiskarter jämfört med sura sjöar. Mer än 13 år efter första kalkning var också abundans och biomassa signifikant högre än i sura sjöar som provfiskades under samma period. Artantal, abundans och biomassa varierade mellan enskilda sjöar, med överlappande värden mellan de kalkade och sura sjögrupperna. Variationen inom sjögrupper var förväntad, då dessa fiskindikatorer varierar naturligt mellan sjöar av olika storlek, djup, höjd över havet och klimat (Holmgren m.fl. 2007). Vi kompenserade för biogeografisk variation, vid jämförelser av abundans och biomassa mellan tidsperioder och sjögrupper, för provfisken utförda med nuvarande nätstandard. I dessa analyser var varken abundans eller biomassa signifikant högre i kalkade än i sura sjöar. Det var i enlighet med tidigare observationer av lägre abundans och biomassa i kalkade sjöar jämfört med sjöspecifika referensvärden (Holmgren m.fl. 2007, Holmgren & Fölster 2010) på liknande sätt som i sura sjöar. I denna studie hade dock både det generella fiskindexet EQR8 och

surhetsindexet AindexW5 högre värden i kalkade än i sura sjöar. Det var ett önskat resultat, eftersom högre indexvärden indikerar högre ekologisk status i de kalkade sjöarna.

Andelen små mörtar var generellt lägre och medellängden högre i kalkade än i sura sjöar. Det behöver inte betyda att mörtens status försämrades efter kalkning. Mört saknades helt i mer än hälften av de okalkade sjöar som klassades som sura, även i ganska många av de som dominerades av varmvattensarten abborre. Det fåtal sura sjöar som idag har överlevande bestånd av mört är något av en paradox (Holmgren 2014) eftersom mörten försvann från många nordiska sjöar till följd av försurningen (Tammi m.fl. 2003). Många av våra observationer av mört i sura sjöar gjordes i två små och humösa sjöar med årliga provfisken sedan 1994 (Holmgren 2014). Där kan hög halt av löst organiskt kol till viss del ha motverkat toxiska effekter av oorganiskt aluminium (Gensemer & Playle 1999) och därigenom bidragit till den långsiktiga överlevnaden av mört.

Fiskfaunan i kalkade sjöar jämfört med neutrala referenser

Även om artantal, total abundans och biomassa av fisk i genomsnitt var högre efter än före kalkning i samma sjö, så var alla tre fiskvariablerna signifikant lägre efter mer än 16 års kalkning än i neutrala sjöar under samma tidsperiod. Skillnaden mellan kalkade och neutrala sjöar var också signifikant vid korrigering för andra miljövariabler som bidrar till variationen i abundans och biomassa. Andelen små mörtar var generellt lägre, och mörtens medellängd högre i kalkade än i neutrala sjöar. Istället var andelen små abborrar högre och abborrens medellängd lägre i kalkade än i neutrala sjöar. Det var ingen skillnad i det generella fiskindexet EQR8 mellan kalkade och neutrala sjöar. Däremot var surhetsindexet AindexW5 lägre i kalkade än i neutrala sjöar, men medelvärdena för båda sjögrupperna låg över gränsen mellan god och måttlig ekologisk status.

Våra sammantagna resultat visar att fiskfaunan i kalkade sjöar fortfarande avviker från de neutrala sjöar som aldrig blev allvarligt påverkade av försurningen. Resultaten skiljer sig därför från utvärderingen av effekter av kalkning på fisk i rinnande vatten (Degerman m.fl. 2015). Där förändrades flera fiskvariabler gradvis efter första kalkning, för att på senare år närma sig genomsnittet för neutrala vattendrag. Det gäller både artantal, andel tillfällen med rekrytering av öring och stensimpa, tätheten av vandrande öring, och ekologisk status bedömd med fiskindexet för vattendrag (VIX). Både sjö- och vattendragsstudierna baserades på fiskdata från många platser, men där få stationer övervakades både före den första kalkningen och regelbundet efter kalkning. Med sådana data är det uppenbarligen lättare att se en positiv utveckling efter kalkning i vattendrag än i sjöar. Öring och andra strömlevande arter (lax, elritsa och lake) är förhållandevis vandringsbenägna och har därmed bättre förutsättningar att återkolonisera från områden långt nedströms, jämfört med till exempel mört. Ibland rör sig mört mellan sjöar och anslutande vattendrag (t.ex. Brodersen m.fl. 2014), men de förflyttar sig sällan längre än ett par hundra meter per vecka i rinnande vatten (Geeraerts m.fl. 2007). Skillnader i utveckling mellan sjöar och vattendrag kan också bero på att biologin i vattendrag påverkades kraftigare av försurning än i sjöar, och på hur fiskfaunan övervakas. Elfiskelokaler i vattendrag placeras alltid på strömsträckor som utgör möjliga uppväxtmiljöer för öring, medan nätprovfisken som avser att spegla fiskfaunan i hela sjön inte har samma fokus på att fånga små och unga livsstadier.

Under flera av de studerade tidsperioderna låg fiskens artantal, abundans och biomassa i kalkade sjöar intermediärt mellan motsvarande värden i sura och neutrala sjöar. Det var förväntat eftersom liknande förhållanden tidigare observerades mellan sjögrupper i IKEU-programmet, för

både fisk och andra organismgrupper (Söderbäck 1997, Holmgren 2009). Det tolkades tidigare som att de biologiska samhällena bara delvis hade återställts efter kalkning. Utan historiska tidsserier i samma sjöar, och med jämförbara provtagningsmetoder, vet vi dock inte om eller hur väl organismsamhällena i de neutrala sjöarna egentligen representerade de kalkade sjöarnas biologi före försurning och kalkning (Holmgren 2009, Angeler m.fl. 2017).

Regional variation i kalkningseffekter?

Frågan om det finns regionala skillnader i kalkningseffekter på fisk i sjöar är relevant av flera skäl. Mängden försurande svavelnedfall och dess negativa effekt på markens buffringsförmåga varierar mycket mellan olika delar av landet (Pihl Karlsson 2015, Moldan m.fl. 2016), både nu och tidigare under kalkningsverksamhetens historia. Andelen försurade sjöar är högst i sydvästra Sverige (Fölster m.fl. 2014), och där minskar andelen försurade sjöar också långsammare än i övriga delar av landet. Flest kalkade sjöar finns också i de sydvästliga delarna av landet, åtminstone i vårt urval av provfiskade sjöar. Resterande kalkade sjöar finns i Dalarnas län och i kustnära områden upp till Västerbottens län. Därmed återfinns de allra flesta kalkade sjöarna också inom det naturliga utbredningsområdet för varmvattensarter som abborre, gädda och mört. Inom detta stora område varierar årsmedelvärdet av lufttemperatur från 0 till 8 °C, och lufttemperaturen är positivt korrelerad med ytvattnets temperatur i sjöar (Holmgren 2002). Det innebär till exempel en stor variation i tillväxtsångens längd för varmvattensanpassade fiskarter. Årsmedeltemperaturen bidrar därför till naturlig variation i sjöspecifika referensvärden för många av de fiskvariabler som ingår i det generella fiskindexet EQR8 och i surhetsindexet AindexW5, som båda används för bedömning av ekologisk status (Havs- och vattenmyndigheten 2018).

Vi jämförde även fiskvariabler mellan sjögrupper och tidsperioder inom olika regioner, för att upptäcka geografiska skillnader. Oavsett om sjöarna fördelades på län, vattendistrikt eller vattentypsregioner (Havs- och vattenmyndigheten 2017) var antalet sjöar och provfisken från olika tidsperioder tyvärr för litet för att upptäcka eventuella skillnader i fiskvariabler över tid och mellan kalkade, sura och neutrala sjöar. Därför undersöktes statusbedömningar, med två fiskindex för kalkade, sura och neutrala sjöar, enbart med fokus på tre län där många sjöar hade provfiskats minst en gång med nuvarande standard.

Av de utvalda länen var det enbart i Jönköpings län som både kalkade och neutrala sjöar generellt fick minst god ekologisk status. Där rapporterade också länsstyrelsen biologisk måluppfyllelse i form av förekomst av små mörtar (<10 cm) i de flesta av de undersökta sjöarna (Hedberg & Haag 2009). Enligt handboken för kalkning anses förekomst av små mörtar indikera lyckad reproduktion året innan provfisket (Naturvårdsverket 2010), men enligt vår studie är indikatorn mer osäker än vad handboken antyder. Förekomsten av små mörtar i majoriteten av kalkade sjöar i Jönköpings län sammanfaller också med att länets sjöar generellt domineras av varmvattensarterna abborre och mört, och att alla delparametrar i båda fiskindexen därmed går att beräkna. Det var också Jönköpings län som rapporterade framgångsrik återintroduktion av mört i kalkade sjöar (Alenius 2012).

I både Västra Götalands och Västerbottens län fick de kalkade sjöarna i genomsnitt signifikant lägre än god status, men detta förekom också i fler neutrala sjöar än i Jönköpings län. Dessa län ligger i delar av landet där sjöarna historiskt har haft lägre förekomst av mört och andra karpfiskar än i sydöstra Sverige. Vid inventeringar för mer än 100 år sedan förekom mört i 95 % av sjöarna i

sydöstra Sverige, men bara i 65 % respektive 62 % av undersökta sjöar i sydvästra och norra Sverige (Schreiber m.fl. 2003). Även antal observerade fiskarter varierade i samma rangordning mellan de tre regionerna. Fiskarternas utbredning beror till stor del på invandringshistorien efter den senaste istiden, även om det lokala klimatet och andra miljöfaktorer bidrog till vilka arter som etablerade sig i enskilda sjöar. Fiskindexen EQR8 och AindexW5 tar hänsyn till sjöarnas morfometri och klimat, men kan inte kompensera för geografiska skillnader i fiskarters historiska utbredning. Därför kan modellerade referensvärden överskatta antal fiskarter och andel karpfiskar i sjöar som historiskt saknar mört och andra karpfiskar, speciellt i sjöar på låg höjd över havet. I sådana sjöar blir statusklassningen felaktig om inte referensvärden för antal arter och andra delparametrar i indexen kan justeras via expertbedömning, baserad på historiska data (Havs- och vattenmyndigheten 2018).

Graden av försurning är också en viktig faktor för den nutida statusen i olika regioner. Utslagna mörtbestånd kan ha mycket svårt att återkolonisera på egen hand, inte minst i Västra Götalands län som har drabbats kraftigt av försurning. Enligt Fölster m.fl. (2011) skulle okalkat median-pH för Västra Götalands kalkade målsjöar legat runt 5,0 baserat på mätningar 2007–2008, vilket innebär att sjöarna var ännu surare innan kalkningen påbörjades. Vid så låga pH-värden är det stor risk att mörtbeståndet slås ut.

Huruvida kalkningens utförande har bidragit till dagens skillnader mellan regioner är omöjligt att bedöma. Enligt länsstyrelsernas rapporterade vattenkemiska måluppfyllelse finns ingen skillnad mellan Jönköpings, Västra Götalands och Västerbottens län (Johan Ahlström, muntligt meddelande) som skulle kunna antyda att fiskfaunans olika status är en effekt av varierande kvalitet i kalkningens utförande.

Fiskfaunans variation i relation till pH

Våra analyser av fiskfaunans variation i relation till pH gav väntade resultat i okalkade sjöar. Det gäller ökningen med pH av antal arter, total abundans och biomassa, fiskindexen EQR8 och AindexW5, sannolikheten att fånga små fiskar, och små fiskars numeriska andel, och den negativa relationen mellan pH och medellängd. Urvalet av dessa fiskvariabler baserades på publicerad erfarenhet av sjölevande fiskars respons på surhet, såsom tidiga översikter av fältundersökningar och experiment under 1900-talet (Almer 1972, Muniz 1991) samt 2000-talets utveckling och tillämpning av fiskbaserade bedömningar av ekologisk status i svenska och norska sjöar (Holmgren m.fl. 2007, 2018). Det finns även etablerad kunskap om vikten av att beakta sjöstorlek och andra faktorer för att kunna särskilja effekter av just surhet via data från många sjöar av skiftande karaktär (Matuszek & Beggs 1988).

Till skillnad från mer eller mindre kända samband mellan pH och fisk i okalkade sjöar hade vi ingen tydlig förväntan om sambandens karaktär i kalkade sjöar. I tidigare studier har både fiskindex och deras ingående indikatorer i kalkade sjöar avvikit från sjöspecifika referensvärden på samma sätt som i sura sjöar (Holmgren m.fl. 2007, 2009, Holmgren & Fölster 2010). I tidigare studier relaterades avvikelserna inte till uppmätt pH under den kalkade perioden men nu blev det uppenbart att sambanden mellan undersökta fiskvariabler och pH var svaga eller obefintliga i kalkade sjöar. Det kan delvis förklaras av att endast ett fåtal provfisketillfällen i kalkade sjöar matchade medel-pH lägre än 6 under de närmast föregående åren. Flera fiskvariabler i kalkade sjöar avvek också påtagligt från okalkade sjöar vid högre pH-värden.

Att antal fiskarter inte ökade med pH i kalkade sjöar är inte konstigt. Vattendrag och sjöar högt upp i vattensystemen drabbades hårdas av försurningen (t.ex. Johansson & Nyberg 1981), och i vårt dataset låg de kalkade sjöarna i genomsnitt på högre höjd över havet än de okalkade. Det innebär att naturlig återkolonisation av fisk bara kan ske via uppströmsvandring. Där en eller flera fiskarter försvann under tidigare försurning behöver de oftast aktiv hjälp för att återetablera bestånd efter kalkning (Bergquist 1995). Det är sedan osannolikt att alla vuxna individer av de mest surhetskänsliga arterna dör direkt, om de vattenkemiska målen för kalkningen inte uppnås varje år. Den slumpmässiga variationen i fångst av gädda och andra ovanliga eller svårångade arter gör dessutom antal fiskarter till en dålig indikator på plötslig förändring från år till år i den enskilda sjön, i såväl kalkade som okalkade sjöar.

Total abundans av fisk och andel små individer ger mer konkret information om fiskfaunans variation mellan år än antal arter, inte minst för att starka årsklasser kan dominera fångsten av både abborre, mört och andra fiskarter i flera år (Holmgren 2013). Våra analyser av fiskvariablernas relation till pH i kalkade sjöar indikerade att ingen av variablerna ger en snabb och tydlig varningssignal om att pH-målet underskrids. Detsamma gäller de båda fiskindexen EQR8 och AindexW5, där flera av de ingående indikatorerna behöver förändras parallellt för att ge genomslag i de multimetriska indexen.

Vilka pH-värden påverkar mörtreproduktion?

Det finns publicerade experiment där rom, nykläckta yngel eller äldre mörtar exponerades för vatten med olika surhet och aluminiumhalt. Vid experiment i sjöar kläcktes ingen mörtrom vid pH 4,7, bara 14 % vid pH 5,7 och 100 % vid pH 7,5 (Milbrink & Johansson 1975), men då analyserades varken aluminiumhalt eller andra skillnader i vattenkvalitet. Den pH-specifika dödligheten hos nykläckta mörtar var högre vid högre aluminiumhalt (Vuorinen m.fl. 1993), och vid detta försöks högsta pH (5,75) överlevde nästan alla yngel i 10 dagar vid den högsta aluminiumhalten (800 µg/l). Gäddyngel klarade exponering för aluminium i surt vatten bättre än mört, kopplat till lägre jonutbyte hos gäddynglen jämfört med mörtynghen (Keinänen m.fl. 2000). Nykläckta yngel av mört och gädda var känsligare för aluminium än embryon (Keinänen m.fl. 2004). Mört var den näst känsligaste fiskarten (efter lax) för olika kombinationer av pH och aluminium (Poleo m.fl. 1997). Där var ettårig mört känsligare än årsungar, men det kan bero på att ettåringarna testades i varmare vatten (8–10 °C) än årsungarna (4,5–5,0 °C). Experimenten gav därför inte entydiga svar på vilka pH-värden vid vilka tider på året som under naturliga förhållanden påverkar mörtreproduktionen så negativt att inga yngel överlever till högre åldrar.

Sjöprovfisken kombinerat med vattenprovtagning kan indirekt indikera vilka vattenkemiska förhållanden som kan ge reproduktionsstörningar. I vårt dataset fångades mört ibland efter år med lägsta pH <5, och i enstaka fall små mörtar (<10 cm) efter lägsta pH <5,5, dvs. vid pH-värden som borde vara för låga för lyckad reproduktion. I den fördjupade analysen var det 50 % sannolikhet att fånga små mörtar efter medel-pH 5,8, vilket stämmer bra överens med median-pH 5,7 i en tidigare studie (Holmgren 2011). Sannolikheten att fånga små mörtar minskade dock snabbt till cirka 30 % vid pH 5,5 och cirka 10 % vid pH 5,0.

Enstaka år lyckades rekryteringen av mört vid median-pH <5,5 i två sura och humösa sjöar med tidsserier av åldersbestämda mörtar (Holmgren 2013), men samtidigt misslyckades rekryteringen oftare i dessa sjöar än i både kalkade och okalkade sjöar med pH över 6. I en av sjöarna var lyckad rekrytering tydligare kopplad till år med lägst halt av oorganiskt aluminium än till år med

högst pH. Våra observationer av oregelbunden mörtrekrytering i sura sjöar ger inget stöd för att sänka pH-målet från 6 till 5,6 i sjöar där mört är biologiskt motiv för kalkning. Däremot indikerar de att sporadiska surstötter i kalkade sjöar inte allvarligt hotar den långsiktiga överlevnaden av den fisk som kalkningen avser att bevara.

Övriga fisk- och kalkningsrelaterade frågor

Uppdragsbeskrivningen innehöll fler frågor än vi kunde besvara med befintligt underlag. Det gäller framför allt följande frågor:

- Finns det skillnader mellan direktkalkade och uppströmskalkade sjöar?
- Finns det skillnader beroende på kalkningsintensitet, dvs. mellan överkalkade och normalkalkade sjöar?
- Påverkas rekryteringen av ytliga surstötter i direktkalkade sjöar?
- I vad mån har naturlig återhämtning eller fiskutsättningar betydelse för de observerade effekterna på fisk?

I vår första förfrågan 2016 om kompletterande kalkningsuppgifter försökte vi särskilja direktkalkade sjöar från de som bara har kalkats uppströms. De flesta sjöarna i det första datasetet hade kalkats både direkt i sjön och i uppströms liggande områden. Därför accepterade vi att sjöarna med bara uppströms kalkning var för få för att jämföra deras utveckling med endast direktkalkade sjöar. Fiskarternas relativa förekomster i de bara uppströms kalkade sjöarna var dessutom mer lika de kalkrika sjöarna än de sura och neutrala sjöarnas, som generellt är mer relevanta att jämföra kalkade sjöar med.

Skillnader i fiskfaunans utveckling mellan överkalkade och normalkalkade sjöar behandlades inte specifikt, och därför försökte vi inte heller definiera någon gräns för vad som är överkalkat. Tidigare analyserades biologin i de överkalkade åtgärdssjöarna i IKEU-programmet (Drakare m.fl. 2012). De hade högre pH och kalciumhalter än IKEU:s normalkalkade sjöar, som i sin tur hade högre värden än neutrala referenssjöar. De överkalkade sjöarna hade lika många växtplanktonarter som normalkalkade och neutrala referenssjöar, men artsammansättningen i överkalkade sjöar liknade mer naturligt kalkrika sjöar. Antalet fiskarter var tvärtom lågt i de överkalkade sjöarna. De varierade också mindre i artsammansättning än de grupper av kalkade, neutrala och sura sjöar som de jämfördes med. Det förklarades av att åtgärdssjöarna var små och låg högt upp i vattensystemen, snarare än som en negativ effekt av överkalkning.

Frågan om hur ofta rekryteringen av fisk, speciellt mört, påverkas negativt av ytliga surstötter i direktkalkade sjöar är intressant. Variation mellan år i ytliga surstöters styrka, varaktighet och tidsmässiga sammanträffande med fiskarnas lek, embryo- och yngelutveckling bidrar antagligen till att rekryteringen varierar mer mellan år i sura än i både kalkade och neutrala sjöar i södra Sverige. Varken vattenkemisk provtagning eller provfisken i sjöar har den tidsmässiga och rumsliga upplösning som behövs för att grundligt besvara frågan om surstöters effekt i direktkalkade sjöar (McCormick & Leino 1999). Vi noterade flera förekomster av små mörtar året efter uppmätt min-pH <5.6 i kalkade sjöar, och det kan finnas olika förklaringar. De små mörtarna kan ha varit äldre än ett år, och den uppmätta surstöten kan ha inträffat under isen, innan det fanns känsliga yngel av mört i sjön.

Vi särskilde inte naturlig återkolonisation från resultat av fiskutsättningar i enskilda sjöar. Det finns sporadiska uppgifter om historisk förekomst av olika fiskarter i ganska många svenska sjöar

(Schreiber m.fl. 2003, Appelberg m.fl. 2004), inklusive mer än 20 % av kalkningens målsjöar (Holmgren & Fölster 2010). I historiska dataset finns en del notiser om vilka arter som har försvunnit av olika orsaker och vilka som aktivt har introducerats. Det krävs ytterligare handpåläggning för att matcha sådan information till data som användes i denna rapport. Därför kan vi bara anta att återintroduktion av mört, röding och öring bidrog till att dessa arter fångades mer frekvent efter än före kalkning i samma sjö.

Slutsatser

Försurning och kalkning av svenska sjöar har en lång historia med många, men heterogena, data från nätprovfisken. Vi fann ökad artrikedom, abundans och biomassa av fisk efter kalkning, i enlighet med tidigare rapporter. I flera sjöar observerades motivarterna mört, röding och öring bara i provfisken efter kalkning, men i några fall var det resultat av återintroduktion av tidigare utslagna bestånd. Nuvarande standardnät fångar små och unga fiskar mer effektivt än de översiktsnät som användes när de flesta kalkningarna startade på 1970- och 1980-talen, vilket försvårar tolkningen av fiskfaunans långsiktiga utveckling. Med nyare och mer jämförbara data fann vi att fiskfaunan i kalkade sjöar fortfarande avviker på flera sätt från neutrala sjöar som aldrig har varit sura. Vi fann förväntade samband mellan pH och artrikedom, abundans och biomassa i okalkade sjöar, men svagare eller inte signifikanta samband i kalkade sjöar. Det gäller även för två multimetriska fiskindex, och för flera storleks- och åldersbaserade mått relaterade till rekrytering av mört och abborre. Fiskindikatorer från nätprovfisken i kalkade sjöar påverkas därför inte radikalt av måttliga pH-förändringar från år till år, och sporadiska surstötter vissa år i kalkade sjöar hotar nog inte den långsiktiga överlevnaden av den fisk som kalkningen avser att bevara.

Erkännanden

Denna studie finansierades via uppdrag från Havs- och vattenmyndigheten (HaVs diarienummer 1831-16, 916-17, 497-2019 och 876-2020). Arbetet planerades och stämades av i dialog med Havs- och vattenmyndighetens utredare Jenny Landin och Ingemar Abrahamsson, samt myndighetens expertstöd för kalkningsverksamheten Johan Ahlström, Tobias Haag och Björn Lundmark, vilka också bidrog med utdrag från kalkdatabasen och en del kompletterande kalkningsuppgifter och vattenkemiska data. Följande handläggare på olika länsstyrelser bidrog också med kompletterande data om de provfiskade sjöarna i sina respektive län: Katarina Agné, Johan Ahlgren, Oscar Askling, Mikael Cremle, Pelle Grahn, Andreas Johansson, Roger Johnsson, Thomas Lakowitz, Gunilla Lindgren, Anders Lundin, Erika Melander, Jan-Inge Månsson, Fredrik Nordblad, Joakim Pansar, Sofie Rehndell, Åke Sidevärn, Lars Stibe, Birgitta Sundholm, Leena Tuomola, Ingela Tärnåsen, Annika Wallin, Kajsa Wellbro, Sandra Woronin och Ann-Eva Zidén. Vi tackar också Anders Kinnerbäck för hjälp med att placera ut våra undersökta sjöar på kartor, och Leonard Sandin för värdefulla synpunkter på ett tidigare utkast till rapporten. Sist men inte minst tackar vi anonymt alla de personer som utförde provfisken och åldersbestämning av mört, tog och analyserade vattenprover i sjöar, och levererade resultat till de nationella datavärdarna. Många återkommande provfisken i samma sjöar och nästan all åldersbestämning av mört gjordes i långsiktiga uppdrag från Naturvårdsverket och Havs- och vattenmyndigheten, inom nationell miljöövervakning och Integrerad kalkningseffektuppföljning (IKEU).



Klingsjön, en kalkad sjö i Småland. Foto: Länsstyrelsen Jönköping.

Referenser

- Abrahamsson, I., J. Ahlström, T. Haag & F. Nilsson (2013). *Kvalitet och kalkbehov inom kalkningsverksamheten. En granskning av de regionala åtgärdsplanerna*. (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2013:16) 42 s.
- Ahlström, J. (2018). *Effekter av kalkning på bottenfaunan i rinnande vatten. Resultat av 25 års kalkning i vattendrag*. (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018: 4) 71 s.
- Alenius, B. (2012). *Utvärdering av mörtutsättningar i Jönköpings län. Hur lyckas man återintroducera mörtbestånd som slagits ut av försurning?* (Länsstyrelsen i Jönköpings län, Meddelande 2012:21) 51 s.
- Almer, B. (1972). *Försurningens inverkan på fiskbestånd i västkustsjöar*. (Information från Sötvattenslaboratoriet i Drottningholm nr 12, 1972) 47 s.
- Almer, B. & M. Hansson (1980). *Försurningseffekter i västkustsjöar*. (Information från Sötvattenslaboratoriet i Drottningholm nr 5, 1980) 44 s.
- Andersson, J. & K. de Beer (2012). *Sjöprovfisken i Värmlands län 2009–2011*. Länsstyrelsen Värmland, Diarienummer 620-1263-2011, 24 s.
- Angeler, D.G., S. Drakare, R.K. Johnson, S. Köhler & T. Vrede (2017). Managing ecosystems without prior knowledge: pathological outcomes of lake liming. *Ecology and Society* 22(44), <https://doi.org/10.5751/ES-09794-220444>.
- Appelberg, M. (1995). Liming strategies and effects: the Lake Gyslättsjön case study. I L. Henrikson & Y.W. Brodin (red.). *Liming of acidified surface waters: a Swedish synthesis* (s. 353–361). Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.
- Appelberg, M., H.-M. Berger, T. Hesthagen, E. Kleiven, M. Kurkilahti, J. Raitaniemi & M. Rask (1995). Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater fish monitoring. *Water, Air and Soil Pollution* 85, 401–406.
- Appelberg, M. (2000). *Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gillnets*. (Fiskeriverket Information 2000:1) 27 s.
- Appelberg, M., S. Ridderborg & U. Beier (2004). *Riksfiskinventering -96. En nationell inventering av den svenska fiskfaunan 1996*. (Fiskeriverket Informerar 2004:1) 74 s.
- Bergquist, B.C. (1995). Supplementary measures to aquatic liming. I L. Henrikson & Y.W. Brodin (red.). *Liming of acidified surface waters: a Swedish synthesis* (s. 399–422). Berlin Heidelberg: Springer-Verlag.
- Brodersen, J., B.B. Chapman, P.A. Nilsson, C. Skov, L.-A. Hansson & C. Brönmark (2014). Fixed and flexible: coexistence of obligate and facultative migratory strategies in a freshwater fish. *PLoS ONE* 9(3): e90294.
- Brucet, S., S. Pédrón, T.L. Lauridsen, T. Mehner, C. Argillier, I.J. Winfield, P. Volta, M. Emmrich, T. Hesthagen, K. Holmgren, L. Benejam, F. Kelly, T. Krause, A. Palm, M. Rask & E. Jeppesen (2013). Fish diversity in European lakes: geographic predictors dominate over anthropogenic pressures. *Freshwater Biology* 58: 1779–1793.
- CEN (2015) *Water quality – sampling of fish with multi-mesh gillnets. European standard*. European Committee for Standardization. Ref. No. EN 14757:2015.
- Dahlberg, M. & B. Bergquist (2000). *Återintroduktion av mört i kalkade sjöar i Jönköpings län*. (Länsstyrelsen i Jönköpings län, Meddelande 2000:2) 111 s. + Appendix.

- Degerman, E., M. Appelberg & P. Nyberg (1992). Effects of liming on the occurrence and abundance of fish populations in acidified Swedish lakes. *Hydrobiologia* 230:201–212.
- Degerman, E., E. Petersson & B. Bergquist (2015). *Effekter av kalkning på fisk i rinnande vatten. Resultat från 30 år av elfisken i kalkade vattendrag*. (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2015:23) 75 s.
- Degerman, E. & P. Lingdell (1993). *pHisces – fisk som indikator på lågt pH*. (Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, nr 3, 1993) s. 37–54.
- Demandt, M. & M. Björklund (2007). Loss of genetic variability in reintroduced roach (*Rutilus rutilus*) populations. *Journal of Fish Biology* 70(Supplement B): 255–261.
- Drakare S., G. Persson, D. Angeler & K. Holmgren (2012). *IKEUs överkalkningsprogram 2006–2010. Vilka effekter på biota ser man i överkalkade sjöar?* (Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2012:16) 63 s.
- Eriksson, F., E. Hörnström, P. Mossberg & P. Nyberg (1982). *Ekologiska effekter av kalkning i försurade sjöar och vattendrag*. (Information från Sötvattenslaboratoriet i Drottningholm nr 6, 1982) 96 s.
- Finstad, A.G., P.A. Jansen & A. Langeland (2000). Gillnet selectivity and size and age structure of an alpine Arctic char (*Salvelinus alpinus*) population. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 1718–1727.
- Fiskeristyrelsen & Statens Naturvårdsverk (1981). *Kalkning av sjöar och vattendrag 1977–1981*. (Information från Sötvattenslaboratoriet i Drottningholm nr 4, 1981) 201 s.
- Futter, M.N., S. Valinia, S. Löfgren, S.J. Köhler & J. Fölster (2014). Long-term trends in water chemistry of acid-sensitive Swedish lakes show slow recovery from historic acidification. *Ambio* 43: 77–90.
- Fölster, J., F. Moldan & J. Stadmark (2011). *Målsjöundersökningen 2007–2008*. (Naturvårdsverket rapport 6412) 77 s.
- Fölster, J., S. Valinia, L. Sandin & M.N. Futter (2014). *“För var dag blir det bättre men bra lär det aldrig bli”*. *Försurning i sjöar och vattendrag 2014*. (Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2014:20) 41 s.
- Fölster, J. & C. von Brömsen (2018). *Underlag till fördjupad utvärdering av miljömålet Bara naturlig försurning 2018: Tillstånd och trender i sjöar och vattendrag*. (Rapportering till Naturvårdsverket enligt överenskommelse 252-18-003) 19 s.
- Geeraerts, C., M. Ovidio, H. Verbiest, D. Buysse, J. Coeck, C. Belpaire & J.-C. Philippart (2007). Mobility of individual roach *Rutilus rutilus* (L.) in three weir-fragmented Belgian rivers. *Hydrobiologia* 582:143–153.
- Gensemer, R.W. & R.C. Playle (1999). The bioavailability and toxicity of aluminum in aquatic environments. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology* 29: 315–450.
- Gensemer, R.W., J.C. Gondek, P.H. Rodriguez, J.J. Arbildua, W.A. Stubblefield, A.S. Cardwell, R.C. Santore, A.C. Ryan, W.J. Adams & E. Nordheim (2018). Evaluating the effects of pH, hardness, and dissolved organic carbon on the toxicity of aluminum to freshwater aquatic organisms under circumneutral conditions. *Environmental Toxicology and Chemistry* 37:49–60.
- Hamley, J.M. (1975). Review of gillnet selectivity. *Journal of the Fisheries Research Board of Canada* 32:1943–1969.
- Hammar, J. & O. Filipsson (1985). *Ecological testfishing with the Lundgren gillnets of multiple mesh size: the Drottningholm technique modified for Newfoundland*

- Arctic char populations*. (Reports from the Institute of Freshwater Research, Drottningholm No 62), 12–35.
- Havs- och vattenmyndigheten (2017). *Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön*. HVMFS 2017:20.
- Havs- och vattenmyndigheten (2018). *Fisk i sjöar. Vägledning för statusklassificering*. (Havs- och vattenmyndighetens rapport 2018:36) 19 s.
- Hedberg, G. & T. Haag (2009). *Miljömålsindikatorer från kalkningsverksamheten*. (Länsstyrelsen i Jönköpings län. Meddelande nr 2009:01) 27 s.
- Holmgren, K. (2002). *Erfarenheter av temperaturloggar i sjöar inom Integrerad kalkningseffektuppföljning och nationell miljöövervakning*. (Institutionen för Miljöanalys, SLU, Rapport 2002:19) 24 s.
- Holmgren, K. (2003). *Är små svenska sjöar påverkade av fiske? - Exempel från Integrerad kalkningseffektuppföljning (IKEU) och nationell miljöövervakning*. (Fiskeriverket Informerar 2003:8) 28 s.
- Holmgren, K. & I. Buffam (2005) Critical values of different acidity indices – as evaluated by fish communities of Swedish lakes. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 29:654–660.
- Holmgren, K. (2007). *Fiskfaunans variation inom och mellan sjöar av olika karaktär*. (Fiskeriverket Informerar 2007: 1) 44 s.
- Holmgren, K., A. Kinnerbäck, S. Pakkasmaa, B. Bergquist & U. Beier (2007). *Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i sjöar – utveckling och tillämpning av EQR8*. (Fiskeriverket Informerar 2007:3) 54 s.
- Holmgren, K. (2009). *Trender i IKEU-sjöarnas fiskfauna och jämförelser med okalkade referenssjöar*. I J. Munte & A. Jöborn (red.). *Utvärdering av IKEU 1990-2006. Syntes och förslag* (s. 215–238). (Naturvårdsverket Rapport 6302).
- Holmgren, K. & J. Fölster (2010). *Biologisk och vattenkemisk variation i kalkningsverksamhetens målsjöar – ett förbättrat underlag för bedömning av IKEU-sjöarnas representativitet*. (Institutionen för vatten och miljö, SLU. Rapport 2010:11) 27 s.
- Holmgren, K. (2011). *Effekter av oorganiskt aluminium på mört i sjöar. Slutrapport av ett Fokusprojekt inom IKEU*. (F5-11: Utvärdering av effekter av oorganiskt aluminium på fisk i sjöar) 15 s.
- Holmgren, K. (2013). *Betydelse av fiskens ålder vid bedömning av fiskfaunans status*. (Aqua reports 2013:5), 66 s.
- Holmgren, K. (2014). *Challenges in assessing biological recovery from acidification in Swedish lakes*. *Ambio* 43:19–29.
- Holmgren, K., E. Degerman, E. Petersson & B. Bergquist (2016). *Long term trends of fish after liming of Swedish streams and lakes*. *Atmospheric Environment* 146:245–251.
- Holmgren, K., A. Kinnerbäck, J. Svensson, O.T. Sandlund, T. Hesthagen, R. Saksgård, S. Sandøy & S. Poikane (2018). *Intercalibration of the national classifications of ecological status for Northern lakes. Biological Quality Element: Fish fauna*. JRC112702, EUR 29335 EN, Publications Office of the European Union, Luxembourg. ISBN 978-92-79-92966-3, 28 p, doi: 10.2760/79933.
- Hu, Q. & B.J. Huser (2014). *Anthropogenic oligotrophication via liming: long-term phosphorous trends in acidified, limed, and neutral reference lakes in Sweden*. *Ambio* 43:104–112.

- Huser, B.J., M.N. Futter, R. Wang & J. Fölster (2018). Persistent and widespread long-term phosphorus declines in Boreal lakes in Sweden. *Science of the Total Environment* 613–614:240–249.
- Johansson, K. & P. Nyberg (1981). Försurning av svenska ytvatten – effekter och omfattning 1980. (Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm, nr 6, 1981) 118 s.
- Karlsson, J., A.-K. Bergström, P. Byström, C. Gudasz, P. Rodriguez & C. Heins (2015). Terrestrial organic matter input suppresses biomass production in lake ecosystems. *Ecology* 96:2870–2876.
- Keinänen, M., S. Peuranen, M. Nikinmaa, C. Tigerstedt & P.J. Vuorinen (2000). Comparison of the responses of the yolk-sac fry of pike (*Esox lucius*) and roach (*Rutilus rutilus*) to low pH and aluminium: sodium influx, development and activity. *Aquatic Toxicology* 47:161–179.
- Keinänen, M., C. Tigerstedt, S. Peuranen & P.J. Vuorinen (2004). The susceptibility of early developmental phases of an acid-tolerant and acid-sensitive fish species to acidity and aluminum. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 58:160–172.
- Kritzberg, E.S. & S.M. Ekström (2012). Increasing iron concentrations in surface waters – a factor behind brownification. *Biogeosciences* 9:1465–1478.
- Kritzberg, E.S., E. Maher Hasselquist, M. Skerlep, S. Löfgren, O. Olsson, J. Stadmark, S. Valinia, L.-A. Hansson & H. Laudon (2019). Browning of freshwaters: consequences to ecosystem services, underlying drivers, and potential mitigation measures. *Ambio* 49:375–390, <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01227-5>.
- Köhler, S.J., F. Lidman & H. Laudon (2014). Landscape types and pH control organic matter mediated mobilization of Al, Fe, U and La in boreal catchments. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 135:190–202.
- Lindermark, R. (2015). *Nätprovfiske i Jönköpings län 2014*. (Länsstyrelsen i Jönköpings län. Meddelande 2015:43) 180 s.
- Mant, R. & A.S. Pullin (2012). What is the impact of 'liming' lakes on the abundance and diversity of lake biota? (CEE [Collaboration for Environmental Evidence] review 11-003) www.environmentalevidence.org/SR11003.html.
- Mant, R., D. Jones, B. Reynolds, S. Ormerod & 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.
- Matuszek, J.E. & G.L. Beggs (1988). Fish species richness in relation to lake area, pH, and other abiotic factors in Ontario lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 45:1931–1941.
- Mc Cormick, J.H. & R.L. Leino (1999). Factors contributing to first-year recruitment failure of fishes in acidified waters with some implications for environmental research. *Transactions of the American Fisheries Society* 128:265–277.
- Meyer-Jacob, C., N. Michelutti, A.M. Paterson, B.F. Cumming, W. Keller & J.P. Smol (2019). The browning and re-browning of lakes: divergent lake-water organic carbon trends linked to acid deposition and climate change. *Scientific Reports* 9:16676.
- Milbrink, G. & N. Johansson (1975). Some effects of acidification on roe of roach, *Rutilus rutilus* L., and perch, *Perca fluviatilis* L. – with special reference to the Åvaå lake system in eastern Sweden. (Reports from the Institute of Freshwater Research, Drottningholm No 54) s. 52–62.

- Moldan, F., J. Stadmark, J. Fölster & M. Futter (2016). *Tolkning av överskridande av kritisk belastning inom miljömålsarbetet. Fortsättnings-projekt på utvärdering av bedömningskriteriet och undersökning av påverkande faktorer för beräkning av kritisk belastning för försurning av sjöar.* (IVL Svenska miljöinstitutet nr C 220) 17 s.
- Naturvårdsverket (1999). *Biologisk återställning i kalkade vatten: kompletterande åtgärder till kalkning av sjöar och vattendrag.* (Allmänna råd 99:4) 57 s.
- Naturvårdsverket (2010). *Handbok för kalkning av sjöar och vattendrag.* (Naturvårdsverket Handbok 2010:2) 89 s.
- Olin, M. & T. Malinen (2003). Comparison of gillnet and trawl in diurnal fish community sampling. *Hydrobiologia* 506/509:443–449.
- Persson, L. & L.A. Greenberg (1990). Juvenile competitive bottlenecks: the perch (*Perca fluviatilis*)-roach (*Rutilus rutilus*) interaction. *Ecology* 71:44–56.
- Pihl Karlsson, G. (2015). *Krondroppsnätet 1985–2015: tre decennier med övervakning av luftföroreningar och dess effekter i skogsmark.* (IVL Rapport C 127) 24 s.
- Pilström, F. (2006). *The effects of lime treatment in acidified lakes on sediment P sorption and productivity.* Examensarbete, Institutionen för biologisk grundutbildning och Institutionen för ekologi och genetic: limnologi, Uppsala universitet. 17 s.
- Poleo, A.B.S., K. Østbye, S.A. Øxnevad, R.A. Andersen, E. Heibo & L.A. Vøllestad (1997). Toxicity of aluminium-rich water to seven freshwater fish species: a comparative laboratory study. *Environmental Pollution* 96:129–139.
- Prchalova, M., J. Kubecka, M. Riha, T. Mrkvicka, M. Vasek, T. Juza, M. Kratochvil, J. Peterka, V. Drastik & J. Krizek (2009). Size selectivity of standardized multimesh gillnets in sampling coarse European species. *Fisheries Research* 96:51–57.
- Reizenstein, M. (2002). *Fiskfaunans utveckling under 1900-talet i sjöar inom Integrerad kalkningseffektuppföljning.* Examensarbete, Institutionen för miljöanalys, SLU (Rapport 2002:12) 32 s.
- Schreiber, H., O. Filipsson & M. Appelberg (2003). *Fisk och fiske i svenska insjöar 1860–1911: en analys av fiskfaunan då och dess förändring under 1900-talet.* (Fiskeriverket Informerar 2003:1) 83 s.
- Seekell, D.A., J.-F. Lapierre, J. Ask, A.-K. Bergström, A. Deininger, P. Rodriguez & J. Karlsson (2015). The influence of dissolved organic carbon on primary production in northern lakes. *Limnology and Oceanography* 60:1276–1285.
- Sundbom, M. (2005). *Om möjligheten att infoga regionala objekt i IKEU.* Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet (ITM-rapport 143) 15 s. exklusive Tabell 5–8.
- Söderbäck, B. (1997). *Biologisk mångfald i kalkade sjöar – utvärdering av IKEU-programmets sex första år.* (Naturvårdsverket Rapport 4816) 66 s.
- Tammi, J., M. Appelberg, U. Beier, T. Hesthagen, A. Lappalainen & 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.
- Valinia, S., H.-P. Hansen, M.N. Futter, K. Bishop, N. Sriskandarajah & J. Fölster (2012). Problems with the reconciliation of good ecological status and public participation in the Water Framework Directive. *Science of the Total Environment* 433:482–490.
- Van Dorst, R.M., A. Gårdmark, R. Svanbäck & M. Huss (2020). Does browning-induced light limitation reduce fish body growth through shifts in prey composition or reduced foraging rates? *Freshwater Biology* 65:947–959.
- Vuorinen, M., P.J. Vuorinen, J. Hoikka & S. Peuranen (1993). Lethal and sublethal threshold values of aluminium and acidity to pike (*Esox lucius*), whitefish (*Coregonus lavaretus pallasii*), pikeperch (*Stizostedion lucioperca*) and roach (*Rutilus rutilus*) yolk-sac fry. *The Science of the Total Environment Supplement*:953–967.
- Weyhenmeyer, G.A., Y.T. Prairie & L.J. Tranvik (2014). Browning of boreal freshwaters coupled to carbon-iron interactions along the aquatic continuum. *PLoS ONE* 9(2):e88104.

Appendix

Appendix 1: Förekomst av olika fiskarter/taxa (hybrider och obestämda arter i kursivt) vid totalt 6 482 provfisken i 2 041 sjöar. Tabellvärdena är antal sjöar med minst en observation (alternativt minst ett provfiske utan fisk), inom grupper av kalkade och okalkade sjöar (antal sjöar inom parentes), respektive totalt. Taxa är sorterade från högsta till lägsta förekomst i det totala datasetet, och taxa är om möjligt klassade som varmvattens- eller kallvattensanpassade.

Fiskart	Anpassning	Kalkad (1 343)	Okalkad (698)	Sur (69)	Neutral (256)	Kalkrik (107)	Totalt (2 041)
Abborre	Varm	1 287	615	58	226	104	1 902
Gädda	Varm	1 107	547	50	208	92	1 654
Mört	Varm	1 088	548	31	213	104	1 636
Braxen	Varm	454	322	13	120	84	776
Gers	Varm	350	331	7	134	81	681
Sutare	Varm	291	229	10	72	79	520
Sarv	Varm	226	254	10	83	82	480
Benlöja	Varm	178	246	5	90	65	424
Lake	Kall	189	130	2	74	11	319
Siklöja	Kall	186	121	1	58	14	307
Sik	Kall	167	72	0	46	4	239
Gös	Varm	94	141	1	62	45	235
Björkna	Varm	57	141	2	47	55	198
Nors	Kall	85	109	0	58	18	194
Öring	Kall	121	72	4	36	6	193
Röding	Kall	68	59	3	35	2	127
Ruda	Varm	19	90	0	23	47	109
Elritsa	Kall	54	39	0	21	1	93
<i>Karpfisk</i>		50	38	3	10	18	88
Bergsimpa	Kall	20	19	0	13	2	39
Regnbåge	Kall	23	9	0	2	5	32
Äl		19	9	2	4	2	28
Id		3	19	0	8	3	22
Faren	Varm	12	8	0	5	2	20
Stensimpa	Kall	8	9	0	2	3	17
Harr	Kall	7	9	0	5	0	16
Nissöga		1	15	0	3	11	16
Asp		1	13	0	3	9	14
Bäckröding	Kall	11	2	0	2	0	13
Sandkrypare		4	7	0	5	1	11
Stäm		4	7	0	3	0	11
Småspigg		2	6	0	3	1	8
Storspigg		1	7	0	1	5	8
<i>Simpa</i>	<i>Kall</i>	2	4	0	3	0	6
Karp	Varm	3	2	0	1	1	5
Färna		2	3	0	2	0	5
Vimma		1	4	0	2	1	5
Groplöja		1	2	0	0	2	3
Kanadaröding	Kall	0	3	0	3	0	3
Hornsimpa	Kall	0	3	0	2	0	3
Mal	Varm	2	0	0	0	0	2
Skrubbskädda		0	1	0	0	0	1
<i>Spleik</i>	<i>Kall</i>	0	1	0	1	0	1
Ingen fisk		20	21	9	2	0	41
Antal arter/taxa		39	42	16	40	33	43
Antal rena arter		37	39	15	37	32	40

Effekter av kalkning på fisk i sjöar

Resultat av 48 års nätprovfisken

Vi arbetar för levande hav och vatten

Havs- och vattenmyndigheten, HaV, är en statlig förvaltningsmyndighet inom miljöområdet. Vi arbetar på regeringens uppdrag för bevarande, restaurering och hållbart nyttjande av sjöar, vattendrag, hav och fiskresurserna

**Havs
och Vatten
myndigheten**