



Hur påverkas ekosystemen vid avslutad kalkning i sjöar och vattendrag?

Tobias Vrede, Cecilia Andrén, Serena Donadi, Karin Eklöf,
Jens Fölster, Kerstin Holmgren, Joacim Näslund, Leonard
Sandin, Marcus Sundbom & Stina Drakare

Sveriges lantbruksuniversitet, SLU
Institutionen för vatten och miljö
Rapport 2025:7
Utgivningsår: 2025

Hur påverkas ekosystemen vid avslutad kalkning i sjöar och vattendrag?

Tobias Vrede, <https://orcid.org/0000-0001-8235-9890>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö,

Cecilia Andrén, <https://orcid.org/0000-0001-9954-9420>, Stockholms universitet, Institutionen för miljövetenskap,

Serena Donadi, <https://orcid.org/0000-0002-8920-9630>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser,

Karin Eklöf, <https://orcid.org/0000-0001-7462-7824>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö,

Jens Fölster, <https://orcid.org/0000-0002-3069-4272>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö,

Kerstin Holmgren, <https://orcid.org/0000-0002-0164-8883>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser,

Joacim Näslund, <https://orcid.org/0000-0003-1091-2225>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för akvatiska resurser,

Leonard Sandin, <https://orcid.org/0000-0003-1685-5305>, Norsk Institutt for Naturforskning (NINA), Oslo, Norge,

Marcus Sundbom, <https://orcid.org/0000-0003-1713-8439>, Stockholms universitet, Institutionen för miljövetenskap,

Stina Drakare, <https://orcid.org/0000-0002-7389-2105>, Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö.

Utgivare:	Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö
Utgivningsår:	2025
Utgivningsort:	Uppsala
Upphovsrätt:	Alla bilder används med upphovspersonens tillstånd.
Serietitel:	Rapport / Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö
Nyckelord:	Försurning, Kalkning, Integrerad kalkningseffektuppföljning (IKEU)

© 2025 Tobias Vrede, Cecilia Andrén, Serena Donadi, Karin Eklöf, Jens Fölster, Kerstin Holmgren, Joacim Näslund, Leonard Sandin, Marcus Sundbom & Stina Drakare

Detta verk är licensierat under CC BY ND 4.0, andra licenser eller upphovsrätt kan gälla för illustrationer.

Sammanfattning

Många svenska sjöar och vattendrag har försurats, framför allt på grund av omfattande svavelnedfall. Nedfallet har minskat till nära preindustriella nivåer under de senaste decennierna vilket medför minskad försurningspåverkan och det pågår nu en återhämtning från försurningen. En konsekvens av detta är att behovet av att kalka sjöar och vattendrag har minskat. Både den totala mängden kalk som sprids och antalet målsjöar och målvattendrag har minskat sedan millennieskiftet. Att avsluta kalkningen kan dock medföra en risk för att vatten där kalkningen avslutas återförsuras på ett sätt som leder till biologiska skador.

Frågor som belyses i rapporten inkluderar: Hur utvecklas vattenkemin i sjöar och vattendrag där kalkning avslutats? Vilka biologiska förändringar uppstår vid kalkavslut? Finns skillnader mellan vattendragen/sjöarna med avseende på förutsättningarna vid kalkavslutet och/eller effekterna efter kalkavslutet? Finns det tröskeleffekter på biota som kan förklaras av pH, oorganiskt aluminium, eller klimat? Föreligger det risk för negativa effekter på biota vid kalkavslut och när kan kalkning avslutas utan att sådana effekter uppstår?

I rapporten presenteras tidsserier med vattenkemiska och biologiska resultat från 9 sjöar och 6 vattendragslokaler i 4 vattendrag där kalkningen avslutats, samt 15 referenssjöar och 3 referensvattendrag. Undersökningarna har skett inom det nationella övervakningsprogrammet för uppföljning av effekter av kalkning i sjöar och vattendrag, Integrerad kalkningseffektuppföljning (IKEU) på uppdrag av Havs- och vattenmyndigheten och Naturvårdsverket. Den sista kalkningen skedde mellan år 1991, då svavelnedfallet fortfarande var relativt högt, och 2010, efter att svavelnedfallet hade minskat kraftigt. Tidsserierna omfattar 8-28 år efter sista kalkning, samt i många fall också den period då vattnet kalkats. De vattenkemiska variabler som presenteras är främst pH, kalcium-magnesiumkvot (Ca/Mg), alkalinitet/aciditet, sulfat, totalt organiskt kol (TOC), oorganiskt aluminium samt vattnets buffringsförmåga (ANC). De biologiska variablerna utgörs av växtplankton, bottenfauna, kiselalger samt fisk och resultaten presenteras främst i form av de surhetsrelaterade index som finns i Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HaV 2019). Sjöarna och vattendragen försurningsbedömdes också med data från två olika tidsperioder.

Flertalet av sjöarna återförsuras inte så kraftigt efter kalkavslut att pH-målet underskrids eller halten av oorganiskt aluminium överskrider de kritiska gränserna annat än sporadiskt. I dessa sjöar observeras inte heller någon tydlig surhetspåverkan på växtplankton, bottenfauna eller fisk efter kalkavslut. Om vattenkemin utvecklas på ett liknande sätt i andra sjöar där kalkningen avslutas eller läggs vilande är vår bedömning att det är liten risk för att biologiska skador uppstår. De tre sjöar som mera tydligt återförsuras är de med den tydligaste försurningspåverkan enligt försurningsbedömningen. pH sjunker tydligt i dessa sjöar, särskilt i Trehörningen som slutade kalkas redan 1991, och i två av sjöarna ökar också halten av oorganiskt aluminium så att den kritiska gränsen överskrids. Förändringarna i kemi och biota sker dock relativt långsamt. En förklaring till de långsamma förändringarna i ekosystemen är att det finns kvar kalkdepåer i avrinningsområdet som långsamt läcker ut och på så sätt buffrar pH under en längre tid än vad omsättningstiden skulle tillåta.

Sammanfattningsvis visar resultaten att biologiska förändringar i sjöar som återförsuras sker långsamt och vi bedömer att det finns goda förutsättningar för att en väl anpassad vattenkemisk uppföljning kan identifiera när risk för biologiska skador uppstår, särskilt i sjöar som enligt nu gällande bedömningsgrund inte bedöms vara försurade. För vattendragen är underlaget inte tillräckligt omfattande för att kunna dra säkra slutsatser.

Vi rekommenderar att kalkningen avslutas i sjöar och vattendrag där det vattenkemiska målet uppnås utan kalkning och/eller i vatten som enligt vattenkemisk förurningsbedömning med hög säkerhet bedöms ha god eller hög status. Om det finns särskilt skyddsvärda bestånd av värdefulla arter och stammar kan det vara motiverat att i stället lägga kalkningen vilande. I sjöar och vattendrag som med god säkerhet bedöms ha måttlig eller sämre vattenkemisk status bör kalkningen fortsätta anpassat till förurningsutvecklingen. Fortsatt kalkning förutsätter dock att det finns förutsättningar i övrigt för att kunna uppnå god ekologisk status.

I sjöar och vattendrag som enligt vattenkemisk förurningsbedömning ligger nära gränsen mellan god och måttlig status rekommenderar vi att kalkningen läggs vilande, men att övervakningen fortsätter. Om risken för aluminiumtoxicitet är förhöjd bör kalkdosen i stället trappas ner. I dessa vatten bör övervakning av kemi och biologi genomföras. Provtagning i sjöar bör ske i samband med att kalkningen läggs vilande och därefter med en frekvens som beror på vattenomsättningstid, kalkningsmetod och vattenkemisk utveckling. Om vattenkemin visar att sjön återförsuras (pH-målet underskrids eller är på väg att underskridas) ökas provtagningsfrekvens och antal kemiparametrar och biologisk övervakning genomförs, med prioritet för övervakning av de arter som utgör motiv för kalkningen. Även andra biologiska indikatorer, i synnerhet kiselalger i påväxtsamhället, ger också viktig information om tillståndet. För vattendrag är kunskapsunderlaget sämre än för sjöar, men generellt sett behöver vattendrag följas upp med högre frekvens efter att kalkning läggs vilande, eftersom det är mycket mer dynamiska system.

Vi rekommenderar också att fortsatta studier av kalkavslut genomförs. Underlaget för att bedöma effekterna av att sluta kalka i vattendrag är både litet och geografiskt begränsat. Ytterligare studier, särskilt i sydvästra Sverige, är därför motiverade och bör inkludera vatten som kalkats med olika metoder (doserare, uppströms i sjö eller på våtmark). Vattendrag med en förurningsbedömning som indikerar att tillståndet är nära gränsen mellan god och måttlig ekologisk status bör prioriteras. I tre av kalkavslutssjöarna bör studierna fortsätta eftersom dessa bedöms vara försurade och det pågår återförurning parallellt med den övergripande återhämtningen från förurning. Det finns också behov av att komplettera med data från fler kalkavslutssjöar, särskilt i sydvästra Sverige och i sjöar med en stor andel våtmarkskalkning. Fortsatt övervakning i sura referenssjöar och referensvattendrag är nödvändig för att kunna utvärdera resultat från vatten där åtgärder utförs, oavsett om åtgärden de utgör referens till är att kalka eller att sluta kalka.

Nyckelord: förurning, kalkning, Integrerad kalkningseffektuppföljning (IKEU)

Abstract

Many Swedish lakes and rivers have been acidified, mainly due to extensive sulphur deposition. Deposition has decreased to near pre-industrial levels in recent decades, resulting in reduced acidification impacts, and recovery from acidification is now underway. One consequence of this is that the need to lime lakes and rivers has decreased. Both the total amount of lime that is spread and the number of target lakes and watercourses have decreased since the turn of the millennium. However, terminating liming can entail a risk that waters where liming is discontinued will be re-acidified to an extent that leads to biological damage.

Questions highlighted in the report include: How does the water chemistry develop in lakes and rivers where liming has been discontinued? What biological changes occur when liming is terminated? Are there differences between the watercourses/lakes regarding the conditions at the termination of liming and/or effects after the liming is terminated? Are there threshold effects on biota that can be explained by pH, inorganic aluminum, or climate? Is there a risk of negative effects on biota when liming is terminated and when can liming be terminated without such effects occurring?

The report presents time-series with water chemistry and biological results from 9 lakes and 6 river localities in 4 different watercourses where liming has been terminated, as well as 15 reference lakes and 3 reference watercourses. The monitoring has taken place within the national programme for monitoring the effects of liming in lakes and watercourses, Integrated Studies of the Effects of Liming Acidified Waters (ISELAW) commissioned by the Swedish Agency for Marine and Water Management and the Swedish Environmental Protection Agency. The last liming took place between 1991, when the sulphur deposition was still relatively high, and 2010, after the sulphur deposition had decreased significantly. The time series cover 8-28 years after the last liming, and in many cases also a period when the water was limed. The water chemistry presented is mainly pH, calcium to magnesium ratio (Ca/Mg), alkalinity/acidity, sulphate, total organic carbon (TOC), inorganic aluminum and acid neutralizing capacity (ANC). The biological variables consist of phytoplankton, benthic invertebrates, benthic diatoms and fish, and the results are mainly presented in the form of the acidity-related indices found in the Swedish Agency for Marine and Water Management's regulations on classification and environmental quality standards for surface water. The acidification status of lakes and watercourses was assessed using data from two different time periods.

Most of the lakes do not show any clear signs of reacidification after terminated liming. In general, the pH stays above the target level and the concentrations of inorganic aluminum do not exceed critical limits, other than sporadically. In these lakes, no clear acidity effect is observed on phytoplankton, benthic fauna or fish after the last liming. If the water chemistry develops in a similar way in other lakes where liming is terminated, our assessment is that there is little risk of biological damage. The three lakes that are more clearly reacidified are those with the clearest acidification impact according to the acidification assessment. The pH is clearly declining in these lakes, especially in Trehörningen, where the last liming was as early as 1991, and in two of the lakes in which the concentration of inorganic aluminum exceeded the critical limit. However, the changes in chemistry and biota occur relatively slowly. One

explanation for the slow changes in the ecosystems is that there are still lime deposits within the catchment that slowly leak out and thus buffer the pH for a longer period than the water renewal time would suggest.

In summary, the results show that biological changes in lakes that are reacidified occur slowly and we assess that there are good preconditions for a well-adapted monitoring of water chemistry to identify when a risk of biological damage arises, especially in lakes that are not considered acidified according to the current assessment protocol. For the watercourses, the data is not extensive enough to be able to draw firm conclusions.

We recommend that liming is terminated in lakes and watercourses where the water chemistry target is achieved without liming and/or in waters that are considered to have a high or good status according to acidification assessments. If there are stocks of valuable species or populations that are particularly worthy of protection, it may be justified to put liming on hold instead. In lakes and rivers that are assessed with high certainty to have moderate or poorer water chemical status, liming should continue, adapted to the predicted development of acidification. However, continued liming requires that other conditions prevail that permit the system to reach good ecological status.

For lakes and rivers that, according to water chemical acidification assessments, are close to the boundary between good and moderate status, we recommend that liming is put on hold, but with continued monitoring. If the risk of aluminum toxicity is elevated, the liming should be successively reduced, rather than terminated. In waters where the liming is put on hold or successively reduced, monitoring of chemistry and biology should be carried out. Sampling in lakes should be done when liming is terminated and thereafter at a frequency that depends on the water turnover time, liming method and water chemistry development. If the water chemistry shows that the lake is reacidifying (the pH falls to levels below or near the target level), the frequency of sampling and the number of chemistry parameters should be increased, and biological monitoring carried out, with priority given to monitoring of the species that are the motive for the liming. Other biological indicators, especially epilithic diatoms, also provide important information about the condition. For watercourses, the knowledge base is poorer than for lakes, but watercourses need to be followed up with a higher frequency after liming is put on hold, as these are much more dynamic systems.

We also recommend further studies of discontinuation of liming to be carried out. The basis for assessing the effects of terminated liming in rivers is both small and geographically limited. Further studies, especially in southwestern Sweden, are therefore warranted and should include water limed with different methods (lime dispenser, upstream in lakes or on wetlands). Priority should be given to rivers with an acidification assessment that indicates that the condition is close to the boundary between good and moderate ecological status. In three of the limed lakes the studies should continue as these are acidified and there is re-acidification in parallel with the overall recovery from acidification. There is also a need to supplement these suggested studies with data from other limed lakes, especially in southwestern Sweden and in lakes with a large proportion of wetland liming. Continued monitoring in acidic reference lakes and watercourses is necessary to be able to evaluate results from waters where measures are carried out, regardless of whether the measure that is referred to is continued or terminated liming.

Keywords: Acidification, Liming, Integrated Studies of the Effects of Liming Acidified Waters (ISELAW)

Förord

Denna rapport utgör slutrapportering av ett fokusprojekt inom Integrerad kalkningseffektuppföljning (IKEU) för utvärdering av kalkavslut i sjöar och vattendrag inom IKEU (Havs- och vattenmyndigheten, överenskommelse Dnr 2134-17). IKEU är Havs- och vattenmyndighetens program för nationell uppföljning av effekter av kalkning i sjöar och vattendrag. Syftet med programmet är att ta fram kunskap om de långsiktiga effekterna av kalkning i sjöar och vattendrag och att bidra till att utveckla kalkningsverksamheten. Programmet utförs i samarbete mellan Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), Institutionen för akvatiska resurser, SLU, och Institutionen för miljövetenskap, Stockholms universitet.

Författarna riktar ett särskilt tack till alla som varit inblandade i att samla in, analysera och hantera data inom IKEU: provtagare på länsstyrelser, konsulter och privatpersoner, laboratoriepersonal på institutionernas laboratorier och konsultföretag, personal hos datavärdskapen, med flera. Era arbetsinsatser för IKEU, i många fall under flera decenniers tid, har varit avgörande för denna rapport.

Innehållsförteckning

Sammanfattning	3
Abstract	5
Förord	7
1. Introduktion.....	10
2. Material och metoder	12
2.1 Sjöar och vattendrag	12
2.2 Vattenkemi.....	16
2.3 Biologi.....	19
3. Fallstudier i sjöar	22
3.1 Geten.....	22
3.2 Skifsen.....	26
3.3 Långsjön (T)	30
3.4 Rådsjön	34
3.5 Blanksjön	38
3.6 Källsjön.....	42
3.7 Långsjön (AB).....	46
3.8 Stensjön (AB)	50
3.9 Trehörningen	54
3.10 Referenssjöar	57
4. Fallstudier i vattendrag.....	65
4.1 Djursvasslan, Hammarbäcken och Övre Häggingån	65
4.2 Örvallsbäcken och Havssvalgsbäcken	73
4.3 Prästvallsbäcken, Källsjöån och Härån	80
5. Resultatsyntes	87
5.1 Försurningsbedömning	87
5.2 Vattenkemiska förändringar	89
5.3 Hur länge finns kalken kvar?	95
5.4 Uppnås pH-målen efter avslutad kalkning?	98
5.5 Vilka biologiska förändringar uppstår efter kalkavslut?	99
6. Diskussion	101
6.1 Aluminium och andra metaller.....	101
6.2 Förbrukning, klimatförändring och oligotrofiering.....	102
6.3 Kemisk och biologisk övervakning.....	103
6.4 Kalkningens roll i förhållande till andra åtgärder	104

7. Rekommendationer	106
7.1 I vilka sjöar och vattendrag bör kalkningen avslutas eller sättas vilande?	106
7.2 Vattenkemisk och biologisk uppföljning	106
7.3 Behov av fortsatta studier	108
Referenser	110
Bilaga 1. Sjöar	115
Bilaga 2. Vattendrag	116

1. Introduktion

Försurning av sjöar och vattendrag orsakar stora ekosystemskador då bestånd av känsliga arter påverkas eller slås ut (Henriksson & Brodin 1995). Detta innebär både en förlust av biodiversitet och att ekosystemens struktur och funktion förändras. För att motverka försurningens skadeverkningar kalkas därför många vatten som en temporär åtgärd tills behovet av kalkning försvunnit som en effekt av minskat nedfall av försurande ämnen och efterföljande naturlig återhämtning.

Nedfallet av försurande ämnen har minskat drastiskt i Sverige sedan början av 1990-talet, men överstiger på sina håll fortfarande den kritiska belastningen, framför allt i delar av sydvästra Sverige (Naturvårdsverket 2023). Det minskade nedfallet har resulterat i en minskning av sulfathalten samt en långsam ökning av pH och buffertkapacitet (ANC) både i markvatten (Pihl Karlsson et al. 2024) och i ytvatten (Skjelkvåle et al. 2001, Futter et al. 2014). Den vattenkemiska återhämtningen från försurning skapar förutsättningar för en gradvis biologisk återhämtning i okalkade försurade vatten, men innebär också ett minskat behov av kalkning som åtgärd för att skydda försurningskänsliga arter och ekosystem.

För att få en samlad överblick över försurningsläget i kalkade sjöar och vattendrag och för att ge ett kunskapsunderlag till grund för en anpassning av kalkningen till den minskade depositionen gjordes under åren 2007 och 2008 en målsjöundersökning i 3 086 målsjöar och 1 822 okalkade referenssjöar (Fölster et al. 2011b), samt under åren 2010 till 2016 en målvattendragsundersökning i 1 469 målvattendrag och 1 101 okalkade referensvattendrag (Fölster et al. 2018). I båda dessa undersökningar mättes vattenkemiska parametrar som möjliggjorde beräkning av hur tillståndet i kalkade vatten skulle vara om kalkningen avslutas och försurningspåverkan i okalkat tillstånd bedömdes med MAGIC-bibliotek. Resultaten visade att 56% av målsjöarna och 41% av målvattendragen bedömdes som försurade ($\Delta\text{pH} > 0,4$), men också att många vatten som skulle ha $\text{pH} < 6,0$ om de inte kalkades var naturligt sura. Sammantaget visade undersökningarna att det fanns potential för att avsluta, minska eller vila kalkningen i många målsjöar och målvattendrag. Berörda länsstyrelser har efter dessa undersökningar reviderat sina kalkningsplaner.

Den årliga totala kalkdosen har, både som en anpassning till minskad deposition och förbättrade kalkningsmetoder, minskat från ca 200 000 ton/år då det kalkades som mest under åren omkring millennieskiftet till ca 90 000 ton/år under 2023 (Nationella Kalkdatabasen 2024). Åtgärdsobjekten, dvs de områden där kalken sprids, utgjordes år 2023 av 5 307 sjöar, 8 334 våtmarker och 200 vatten med kalkdoserare. Sjökalkningen och våtmarkskalkningen har minskat med 58% respektive 59%, medan doserarkalkningen minskat med 40% från år 2000 till 2023 (Nationella Kalkdatabasen 2024). Målområdena, dvs de sjöar och vattendragssträckor som kalkningen syftar till att skydda, har också minskat under perioden 2004 till 2023 från 3 341 till 2 164 aktiva målsjöar och från 10 344 till 8 179 km aktiva målvattendragssträckor (Länsstyrelsernas nyckeltalsrapporter, opubl.). Detta är en minskning med 35% respektive 21%.

Mängden spridd kalk minskar alltså i snabbare takt än antalet aktiva målobjekt. Utöver de idag aktiva målområdena fanns det år 2023 också 421 målsjöar och 674 km rinnsträcka i målvattendrag där kalkningen är vilande (Nationella Kalkdatabasen 2024). Detta innebär att kalkningen avslutats, men att vattenkemisk och biologisk övervakning fortsätter i dessa sjöar och vattendrag.

Inom Havs- och vattenmyndighetens nationella övervakningsprogram för uppföljning av effekter av kalkning i sjöar och vattendrag, Integrerad kalkningseffektuppföljning (IKEU), ingår det såväl sjöar och vattendrag som kalkas, som vatten där kalkningen har avslutats och referensvatten. I denna rapport presenterar vi resultat från kalkavslutsvatten och referenser. För en bredare överblick över resultaten inom IKEU hänvisar vi till Drakare et al. (2022).

Mellan 1991 och 2010 har kalkningen avslutats eller lagts vilande i nio sjöar och fyra vattendrag som ingår i IKEU. Syftet med övervakningen av dessa ekosystem är att studera eventuell återförsurning och vilka effekter det har på vattenkemi och biota, samt att bedöma om avslutad kalkning leder till oönskade biologiska förändringar i ekosystemen. Fokus i undersökningarna har varit på diversitet och samhällsstruktur i olika organismgrupper (kvantifierat i form av olika index), vilka bland annat inkluderar många av de organismer som angetts som motiv för kalkningen, och hur dessa hänger samman med vattenkemiska förändringar över tid. Att avsluta kalkning eller att sätta kalkningen vilande kan uppfattas som kontroversiellt, särskilt i ett lokalt perspektiv. Det har i flera fall lyfts fram argument för att fortsätta kalkningen i just de vatten som föreslagits ingå i den del av IKEU som undersöker effekter av kalkavslut. Det finns dock ett stort behov av att utöka kunskapen om hur sjö- och vattendragsekosystem svarar på avslutad kalkning, för att vi ska kunna bedöma om en minskning eller ett avslut av kalkning kan genomföras på ett sätt som minimerar risken för biologiska skador.

Syftet med denna rapport är att redovisa tillstånd och trender i ekosystemen efter avslutad kalkning, dels i form av fallstudier, dels i form av jämförelse av trender i de sjöar och vattendrag som ingår i studien. Som jämförelsematerial ingår både sura och neutrala referensvatten som provtas inom IKEU eller Havs- och vattenmyndighetens trendsjöprogram. Rapporten är en uppföljning och fördjupning av en tidigare rapport som studerade de kalkavslutsobjekt som följts upp mer än fem år efter avslutad kalkning (Edberg et al. 2009). För flera av variablerna i den studien var tidserierna dock för korta för att kunna dra slutsatser om effekter på längre sikt. I denna studie presenterar vi resultat där flertalet tidsserier är över ett decennium längre och dessutom ingår ytterligare några sjöar och vattendrag i utvärderingen.

De frågor som rapporten belyser är främst:

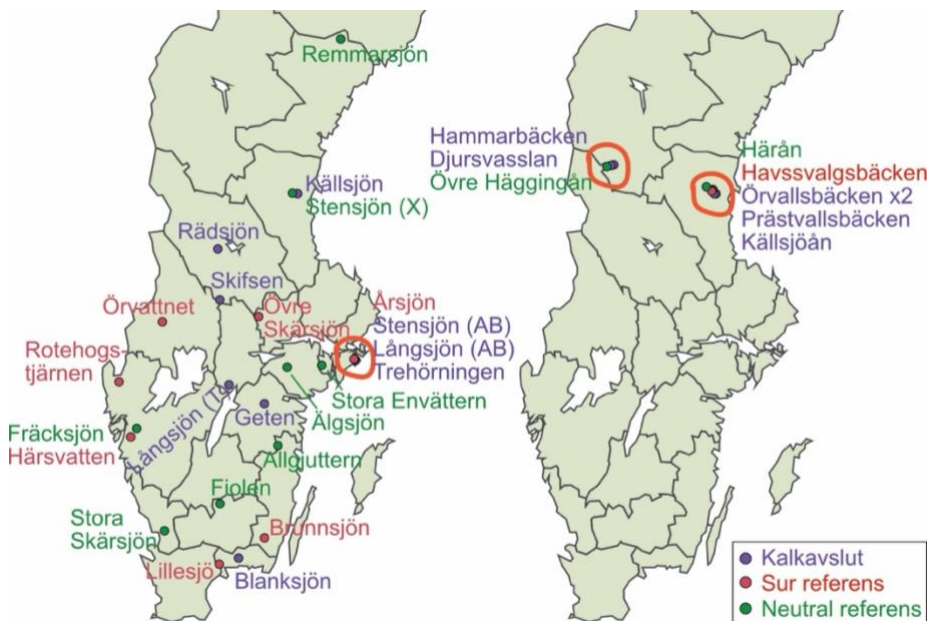
- Hur utvecklas vattenkemin i sjöar och vattendrag där kalkning avslutats?
- Vilka biologiska förändringar uppstår vid kalkavslut?
- Finns skillnader mellan vattendragen/sjöarna med avseende på förutsättningarna vid kalkavslutet och/eller effekterna efter kalkavslutet?
- Finns det tröskeleffekter på biota som kan förklaras av pH, oorganiskt aluminium, eller klimat?
- Föreligger det risk för negativa effekter på biota vid kalkavslut och när kan kalkning avslutas utan att sådana effekter uppstår?

2. Material och metoder

2.1 Sjöar och vattendrag

2.1.1 Sjöar

I studien ingår nio sjöar med avslutad eller vilande kalkning samt åtta neutrala och sju sura referenssjöar (Figur 1, Tabell 1, Bilaga 1). De neutrala och sura referenssjöarna har ett medel-pH över respektive under 6,0. Kalkavslutssjöarna ligger framför allt i östra och mellersta Sverige, dvs i områden där depositionen nu är mycket låg. Referenssjöarna täcker in ungefär samma område, men också sydvästra Sverige. Arealdoserna av kalk som har tillförts sjöarna och deras avrinningsområden varierar från 1,7 ton km⁻² år⁻¹ i Geten till 10,8 ton km⁻² år⁻¹ i Källsjön (Tabell 1). Blanksjön, Geten, Skifsen och Rådsjön kalkades helt eller nästan helt direkt i sjön. Långsjön (T) samt Trehörningen, Långsjön (AB) och Stensjön (AB), som alla ligger i Tyresta nationalpark, kalkades till 45-61% direkt i sjön, 0-20% i uppströms liggande sjöar och 19-44% i uppströms liggande våtmarker. Källsjön kalkades till 91% i uppströms liggande våtmarker. Storleken på de enskilda kalkgivorna redovisas i avsnittet med fallstudier.



Figur 1. Sjöar och vattendrag med avslutad kalkning samt de sura och neutrala referenssjöar och referensvattendrag som används som jämförelse i rapporten. Stationskoordinater, ID-beteckningar och åtgärdsområdesnamn presenteras i Bilaga 1 (sjöar) och Bilaga 2 (vattendrag). Inringade områden är områden där symbolerna överlappar varandra.

Tabell 1. Sjöar som ingår i studien. Kalkavslutssjöarna är sorterade efter slutdatum för kalkning och referenssjöarna är sorterade från norr till söder inom respektive grupp. Stations-ID, sjökoordinater, sjöarea, avrinningsområdesarea presenteras i Bilaga 1. Metod: % av den totala kalkgivan som lagts direkt i sjön (Sjö), i uppströms liggande sjöar (UppS) respektive i uppströms liggande våtmarker (UppV). Areal dosen och den totala kalkgivan (Totalt) är beräknad per km² avrinningsområde. Bokstäver inom parentes efter sjönamn anger länskod enligt ISO 3166-2.

Sjö (län)	Kalkning år	Metod (% av total giva)			pH-mål*	Arealdos ton km ⁻² år ⁻¹	Totalt ton km ⁻²
		Sjö	UppS	UppV			
Kalkavslutssjöar							
Trehörningen (AB)	1978-1991	58		42	ej angivet	10,0	130
Långsjön (AB)	1978-1995	54	17	29	ej angivet	8,1	137
Blanksjön (K)	1981-2004	100			ej angivet	5,1	116
Skifsen (W)	1988-2004 **	97	1	1	5,7	3,6	67
Rädsjön (W)	1980-2005	100			ej angivet	3,0	75
Geten (E)	1987-2006	100			6,0	1,7	33
Långsjön (T)	1987-2006	45	12	44	6,0	3,3	63
Källsjön (X)	1984-2010	9		91***	5,6	9,9	267
Stensjön (AB)	1978-2010	61	20	19	ej angivet	3,6	114
Neutrala referenssjöar					Sura referenssjöar		
Remmarsjön (Y)					Övre Skärsjön (U)		
Stensjön (X)					Örvattnet (S)		
Stora Envättern (AB)					Årsjön (AB)		
Älgsjön (D)					Rotehogstjärnen (O)		
Fräcksjön (O)					Härsvatten (O)		
Allgjuttern (H)					Brunnsjön (H)		
Fiolen (G)					Lillesjö (M)		
Stora Skärsjön (N)							

* pH-mål enligt den nationella kalkdatabasen. pH-mål för kalkningsverksamheten introducerades 1991, dvs efter att kalkning inletts i dessa sjöar.

** Skifsen sjökalkades också 2015 och 2017 med 10 ton kalk vid varje tillfälle. Dessa tillfällen är ej inkluderade i denna tabell.

*** En mindre del av kalken spreds inom Svartvallstjärnens delavrinningsområde genom markkalkning.

2.1.2 Vattendrag

Vattendragen med avslutad kalkning och deras referensvattendrag består av en grupp som ligger i Lofsdalen, Härjedalen, samt två grupper som ligger i Hälsingland strax söder om Delsbo (Figur 1-3, Tabell 2, Bilaga 2).

Vattendragen Djursvasslan, Hammarbäcken och Övre Häggingån i Härjedalen ligger i ett område med mossar, myrar och barrskog. I avrinningsområdet finns en tidigare glacial sjöbassäng med finkorniga sediment rika på Fe, Mn och Al, som vid tillfällen med lågt pH frigörs i höga halter. Den underliggande berggrunden är naturligt kalkrik, så effekterna av den sura depositionen slog igenom vid kraftiga flöden vid snösmältningen när försurningstrycket var högt på 70- och 80-talen (Andersson & Nyberg, 1984). Den nutida depositionen har stabiliserats på en låg nivå, en tjugondel av halterna uppmätta på åttiotalet (80 kg ekvivalenter SO₄ km⁻² år⁻¹, Borg & Sundbom, 2014). Två av bäckarna rinner till den södra delen av Lofssjön som kallas Röragsjön: Djursvasslan som har vilande kalkning och Övre Häggingån som är ett svagt surt referensvattendrag (Figur 2). Hammarbäcken ansluter till Röragsjöns utloppsvattendrag Lofsen och har avslutad kalkning. Djursvasslan har kalkats i avrinningsområdets våtmarker

1983-1996 och Hammarbäcken har kalkats på våtmarker i avrinningsområdet 1983-1996 (Figur 3). Stationen Övre Häggingån utgör referensstation och alla tre bäckar tillhör huvudavrinningsområdet Ljusnan.

Tabell 2. De kalkavslutade vattendragen och deras referensvattendrag. pH-mål samt kalkningsuppgifter inklusive genomsnittlig arealdos för hela kalkningsperioden samt total mängd kalk för hela kalkningsperioden per km² avrinningsområde. Bokstäver inom parentes efter vattendragsnamn anger länsskod enligt ISO 3166-2.

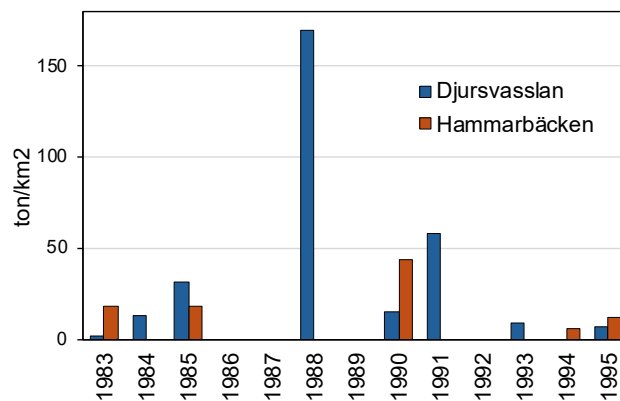
Vattendrag (län)	Kalkningsår	Metod	pH-mål*	Arealdos ton km ⁻² år ⁻¹	Totalt ton km ⁻²
Djursvasslan (Z)	1983-1996	våtmark	6,0	23,5	305
Hammarbäcken (Z)	1983-1996	våtmark	6,0	7,5	97
Övre Häggingån (Z)	referens				
Källsjöån (X)	1984-2010	Våtmark**	5,6	9,9	267
Prästvallsbäcken (X)	1984-2010	våtmark	6,2	24,2	712
Härån (X)	referens				
Örvallsbäcken Gravbacka 4250 (X)	1985-2000	doserare	5,6	10,1	161
Örvallsbäcken Örvallssjöns utlopp 4241 (X)	1985-2000	doserare	5,6	17,7	284
Havssvalgsbäcken (X)	referens				

* pH-mål enligt den nationella kalkdatabasen. pH-mål för kalkningsverksamheten introducerades 1991, dvs efter att kalkning inletts i dessa vattendrag.

** En mindre del av kalken spreds inom Svartvallstjärnens delavrinningsområde genom markkalkning.



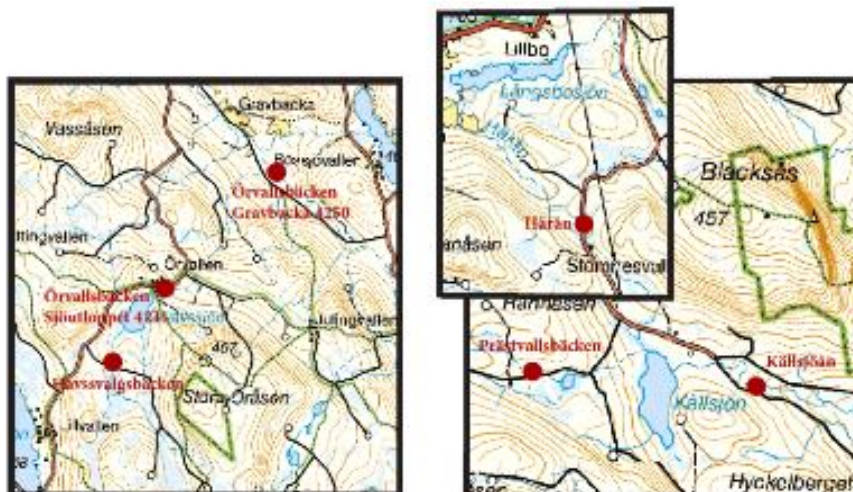
Figur 2. Vattendrag i Härjedalen. Djursvasslan och Hammarbäcken har vilande kalkning, medan Övre Häggingån är ett referensvattendrag.



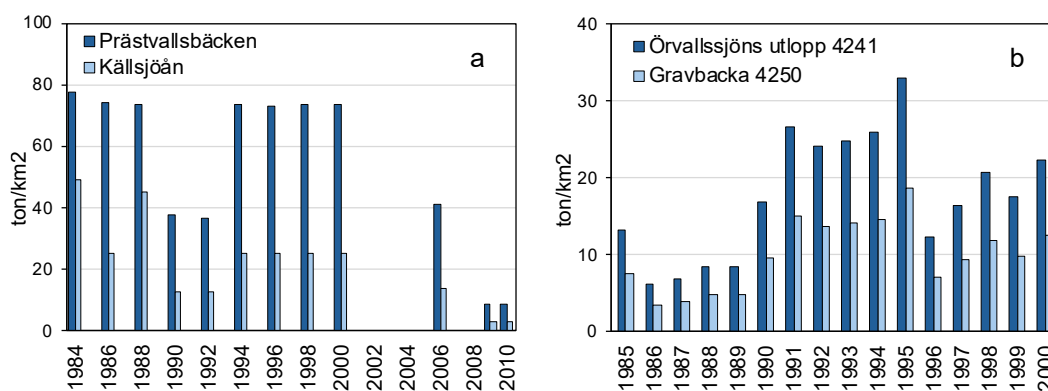
Figur 3. Kalkning i vattendragen Djursvasslan och Hammarbäcken i Härjedalen. Mängd spridd kalk i ton per km² avrinningsområde avsatt mot år.

Vattendragen i Hälsingland ligger i en region där avrinningsområdena domineras av barrskog med inslag av våtmarker och där både den sura berggrunden och ovanliggande morän har låg buffertkapacitet. Även i detta område var påverkan av försurning som kraftigast under 70- till 90-talen (Andersson & Andersson, 1984). I området ligger också Källsjön som ingår i sjömaterialen som kalkavslutad i och med vilande kalkning uppströms i Prästvallsbäcken (kalkad 1984-2010). Från Källsjön rinner i sin tur Källsjöån som även den ingår som ett av kalkavslutsvattendragen (Figur 4). Prästvallsbäcken har kalkats med helikopter på våtmarkerna samt i bäcknära zoner i avrinningsområdet sedan hösten 1984 (Figur 5a). Ett annat av Källsjöns delavrinningsområden (runt Svartvallstjärn) markkalkades 1984. För både Källsjön och Källsjöån har därmed kalkningen huvudsakligen skett uppströms på Prästvallsbäckens våtmarker. Detta vattensystem tillhör huvudavrinningsområdet Nianån. Referensvattendraget Härån ligger ca 20 km nordväst om Prästvallsbäcken och Källsjöån och tillhör Delångersåns huvudavrinningsområde.

I Hälsingland ligger också två stationer i det lilla avrinningsområdet Örvallsbäcken som kalkades under 1985-2000 (Figur 4, Figur 5b). Bäckens rinner från Örvallssjön som uppströms har den sura referensen Havssvalgsbäcken i sitt tillrinningsområde. Nedströms provtagningsplatsen i Havssvalgsbäcken stod en doserare som var i drift från 1985 till våren 2000 då kalkningen i avrinningsområdet lades vilande. Avrinningsområdet ligger i huvudavrinningsområde Delångersån.



Figur 4. Vattendrag i Hälsingland. Till vänster: Örvallsbäcken (sjöutloppet 4241 och Grävbacka 4250) har vilande kalkning, medan Havssvalgsbäcken är ett surt uppströms referensvattendrag. Till höger: Prästvallesbäcken och Källsjöån har vilande kalkning, medan Härån är ett neutralt referensvattendrag som ligger ca 20 km från Prästvallesbäcken och Källsjöån.



Figur 5. Kalkning av vattendragen i Hälsingland. a) Källsjöån och Prästvallesbäcken (vars avrinningsområde utgör 35% av Källsjöåns avrinningsområde) och b) Örvallsbäcken (avrinningsområdet för Örvallssjöns utlopp 4241 utgör 57 % av avrinningsområdet för nedströmslokalen Grävbacka 4250). Mängd spridd kalk i ton per km² avrinningsområde avsatt mot år.

2.2 Vattenkemi

Vattenkemiska prover har provtagits med Ruttnerhämtare vid en punkt centralt i sjön respektive med Fyrishämtare vid vattendragens huvudstation och analyserats på ackrediterade laboratorier (HaV 2016a). I denna rapport använder vi ett urval av uppmätta eller beräknade variabler, främst pH, kalcium-magnesiumkvot (Ca/Mg), alkalinitet/aciditet (Alk/Acid), sulfat (SO₄), totalt organiskt kol (TOC), oorganiskt aluminium samt vattnets buffringsförmåga (ANC) (Tabell 3).

Tabell 3. Vattenkemiska parametrar som används i rapporten och syftet med att mäta dem

Parameter	Beskrivning
pH	pH-värdet är den negativa 10-logaritmen av vätejonkoncentrationen ($\text{pH} = -\log_{10}[\text{H}^+]$). Vätejonkoncentrationen är en mycket viktig parameter när det handlar om sura och försurade vatten eftersom många arter har specifika toleranser för vid vilka pH-värden de kan leva och reproducera sig. För att bedöma om ett vatten är försurat beräknas skillnaden mellan uppmätt pH och ett modellerat referensförhållande, så kallat delta pH (ΔpH), se avsnitt 2.2.3.
Alk/Acid	Alkalinitet är ett mått på vattnets förmåga att neutralisera syror. Denna buffrande förmåga utgörs framför allt av kolsyrasystemet. Alkalinitet bestäms genom titrering med syra till ett bestämt mål-pH för titreringen. Om alkaliniteten är hög minskar pH bara lite vid tillsats av vätejoner, medan pH-minskningen är större vid tillsats av vätejoner om alkaliniteten är låg. Om pH är lägre än mål-pH för titreringen mäts i stället aciditet genom titrering med en bas och resultatet anges som en negativ alkalinitet.
Ca/Mg	Kvoten mellan Ca och Mg visar påverkan av kalk (se avsnitt 2.2.1), antingen genom kalkning eller genom naturligt kalkrik mark i avrinningsområdet.
SO ₄	Vattnets halt av sulfat speglar svaveldepositionen och därmed försurningen med viss fördröjning. Vissa marker har naturligt hög halt av svavel vilket påverkar såväl sulfathalt i vattnet som hur surt avrinnande vatten blir.
TOC	Totalt organiskt kol består huvudsakligen av humusämnen vilka är svaga syror och därmed bidrar till sura förhållanden i vattnet. I riktigt sura vatten kan humusämnen fällas ut så att vattnet blir klarare. Ökande TOC-halter kan delvis bero på återhämtning från försurning.
Oorganiskt Al	Monomert oorganiskt aluminium är den fraktion som har giftpåverkan på organismer i sura vatten, där särskilt djur med gälandning drabbas av att aluminium fälls ut på den basiska gälytan och därmed hindrar effektivt syrgasutbyte.
ANC	ANC (acid neutralising capacity) är ett mått på vattnets buffringsförmåga och beräknas som skillnaden mellan halterna av kationerna Ca, Mg, Na och K och de starka syrornas anjoner, dvs. sulfat, nitrat och klorid.
ANCo	Är en variant av ANC där också starka organiska syrors effekt på den buffrande förmågan tas med i beräkningen.

2.2.1 Ca/Mg-kvot

För att avgöra om en vattenförekomst är påverkad av kalk eller inte används kvoten mellan kalcium (Ca) och magnesium (Mg). Ca och Mg beter sig kemiskt likartat och samvarierar därför över tid då vattenförekomsten är opåverkad av kalk. Kalkning ger ett tillskott av Ca, vilket leder till att Ca/Mg-kvoten stiger. Kalkning kan även ge ett visst tillskott av Mg, men det är litet i förhållande till tillskottet av Ca och dessutom är Mg i kalkgivan ofta relativt svårslut. Sjöar som befinner sig i samma geografiska område har ofta likartade Ca/Mg-kvoter i okalkat tillstånd (Fölster et al., 2020). I de fall mätningar av Ca och Mg från perioden innan kalkning saknas kan närliggande okalkade sjöar därför fungera som referenser för att bedöma om allt kalk har sköljts ur ett system efter kalkavslut.

2.2.2 Oorganiskt aluminium

Specieringen av aluminium (Al) påverkas av pH. Vid pH under ca 6, ökar andelen monomert oorganiskt aluminium. Denna form av aluminium anses vara den mest toxiska formen för biota,

speciellt för fisk och andra vattenlevande organismer med gälar. Den kritiska nivån av oorganiskt Al för känsliga fiskar som lax, elritsa och mört ligger på 30 µg/l (Naturvårdsverket 2002, 2010). För abborre och öring ligger den kritiska nivån av oorganiskt Al på 50 µg/l. Oorganiskt Al har mätts i samtliga sjöar, men i flertalet trendsjöar (se Bilaga 1) avslutades mätningarna av oorganiskt Al år 2012 av besparingsskäl.

2.2.3 Beräkning av okalkad kemi och försurningsstatus

För att beräkna den okalkade kemin, dvs. den kemi som skulle ha uppmätts om vattnet inte var kalkat, antogs att kalkningen tillförde kalcium (Ca) med en ekvivalent mängd alkalinitet. Den okalkade Ca-halten beräknades ur den uppmätta halten av magnesium (Mg) och ett referensvärde för kvoten mellan Ca och Mg enligt ekvation 1 (Fölster et al. 2011a):

$$Ca_{okalk} = Mg \times \left(\frac{Ca}{Mg} \right)_{ref} \quad (1)$$

ANC_{okalk} beräknades sedan enligt ekvation 2:

$$ANC_{okalk} = (Ca_{okalk} + Mg + Na + K) - (SO_4 + Cl + NO_3). \quad (2)$$

Alla enheter i ekvation 1 och 2 angavs i µekv/l. pH_{okalk} beräknades sedan ur ANC_{okalk} och halten TOC enligt en kemisk jämviktsformel med antagandet att de organiska syrorna kan beskrivas som triprotiska (Köhler 2014) och att kolsyratrycket kan beräknas ur TOC med ekvation 3 (Sobek et al. 2003):

$$pCO_2 = 166,6 TOC + 440, \quad (3)$$

där TOC angavs i mgC/l. Denna formel är framtagen för sjöar, men den användes även för vattendragen. Det finns ingen motsvarande formel för vattendrag, men vi antog att pCO₂ ökar med ökande TOC i vattendrag precis som i sjöar. Fel i kolsyratrycket påverkar främst beräknade pH-värden över 5,5 (Erlandsson et al. 2008).

Enskilda vattens försurningsstatus bedömdes via matchning mot andra sjöar eller vattendrag i MAGIC-biblioteket (Moldan et al. 2013). Bedömningarna i denna rapport är baserade på medelvärden för 6-årsperioderna 2007-2012 och 2018-2023. I MAGIC-biblioteket matchas det vatten man vill bedöma med det MAGIC-modellerade vatten som bäst stämmer överens vattenkemiskt. Vattnets syraneutraliserande förmåga (ANC) används i MAGICs försurningsbedömning. I MAGIC-modellerade sjöar har förindustriellt (år 1860) ANC beräknats och detta översätts sedan till ett förindustriellt pH-värde (pH_{ref}) för det vatten som ska bedömas. Dagens uppmätta ANC översätts sedan till ett pH-värde och skillnaden mellan nutida och förindustriellt ANC räknas om till ΔpH för försurningsbedömning enligt Havs- och vattenmyndighetens föreskrift (HaV 2019).

2.3 Biologi

2.3.1 Fisk

Redovisade fiskdata från sjöar kommer från standardiserade nätprovfisken med nordiska översiktsnät (CEN 2015). Metoden används genomgående från och med 1994, och i denna rapport uteslöts tidigare provfisken med andra nät. För fisk analyserades trender i två surhetsrelaterade fiskindex (EQR8 och AindexW5) som ingår i Havs- och vattenmyndighetens reviderade föreskrifter för bedömning av ekologisk status (HaV 2018b, 2019). EQR8 kan också indikera andra miljöproblem (t.ex. eutrofiering), medan AindexW5 reagerar mer specifikt på surhet. Indexen beräknas som medelvärden av åtta respektive fem indikatorer, som utgör olika mått på artsammansättning, abundans och indirekt åldersstruktur. Vi tittade dessutom närmare på abundans representerat av totalt antal fiskar per bottensatt nät (NpueBtot), och rekryteringsindex (RI) för några åldersbestämda fiskarter i respektive sjö. NpueBtot är en av de fem indikatorerna i AindexW5, och därför kunde vi också uttrycka observerade värden som % av sjöspecifika referensvärden. För enskilda årsklasser (fiskar kläckta samma år) togs medelvärdet av skattad abundans under tre år i rad, och RI beräknades genom att dividera årsklassens medelabundans med medelvärdet för alla årsklasser i tidsserien (Holmgren 2013). För abborre, mört och nors användes abundansen vid åldrarna 1+, 2+ och 3+, det vill säga vid provfisken utförda mitt i årsklassens 2:a till 4:e tillväxtsång. För sik och siklöja användes åldrarna 0+, 1+ och 2+. Ett RI under 0,5 eller över 2 indikerar att årsklassen är relativt svag respektive stark i förhållande till andra årsklasser i tidsserien.

Redovisade fiskdata från vattendrag kommer från standardiserade kvantitativa vadningsel-fisken som är svensk och europeisk standard (SIS 2006). För fisk i vattendrag analyserades trender för täthet av öring, täthet av årsungar av öring samt det specifika indexet (VIXsm) som ingår i Havs- och vattenmyndighetens reviderade föreskrifter för bedömning av ekologisk status (HaV 2018c, 2019). Bedömningar av öring sker eftersom det är den huvudsakliga målarten för elfiske och dess rekrytöverlevnad är känslig för påtaglig försurning och oorganiskt aluminium. Kritiska nivåer för substantiell påverkan på juvenil öring har skattats till pH under 4,8 – 5,4 (Serrano et al. 2008) och halter av oorganiskt aluminium över 60 µg Al/l (Andrén et al. 2006). Indexet VIXsm indikerar påverkan på fisksamhället från försurning och hydromorfologisk påverkan vid en typisk elfiskeprovplats, givet ett antal omgivningsfaktorer. Indexet beräknas utifrån de enskilda parametrarna: sammanlagd täthet av öring och lax, andel litofila individer (litofila arter leker på grus och stenbottnar, dvs hårt bottenmaterial), andel intoleranta arter (antal arter) och andel laxfiskar som reproducerar sig på lokalen. Eftersom laxfisk väger tungt i beräkningar av indexet VIXsm (påverkar samtliga ingående delindex) och öring är den enda förekommande laxfiskarten i vattendragen i denna rapport, kommer denna art att påverka indexet starkt. Dock bidrar även andra eventuellt förekommande arter, speciellt sådana som är litofila och/eller intoleranta (t.ex. stensimpa, bäcknejonöga) (Beier et al. 2007).

2.3.2 Bottenfauna

Bottenfaunan har provtagits med M42-metoden med oberoende urval i samtliga vattendrag och i IKEU-sjöarnas littoral (HaV 2016b). I de nio referenssjöar som provtas inom Trendsjöprogrammet (Bilaga 1) har provtagningen skett med sparkmetoden (HaV 2016c).

Insamling med M42-metoden sker genom att bottenmaterialet sparkas omkring med foten och det uppvirvlade materialet fångas in i en sil. Detta upprepas på 30 provytor à ca 0,2 m² fördelade längs en 50 meter lång provsträcka. Delproven läggs samman och konserveras med etanol. Insamling med sparkmetoden sker genom att en 1 meter lång sträcka av botten grumlans upp med fötterna under en bestämd tid och den bottenfauna som virvlar upp fångas i en håv med standardiserad storlek och maskvidd. Detta upprepas på fem platser längs en 10 m lång sträcka. Delproven konserveras med etanol. För båda metoderna artbestäms och räknas bottenfaunan under stereolupp enligt en standardiserad taxa-lista.

De index vi använder för bottenfauna är surhetsindexen Multimetric Index for Stream Acidity (MISA) (Naturvårdsverket 2007) och den reviderade versionen av Multimetric Index for Lake Acidity (MILA) (HaV 2018a, 2019), vilka är baserade på data som insamlats med sparkmetoden. MISA har utgått ur bedömningsgrunderna utan att ersättas av något annat surhetsindex för bottenfauna på strömsträckor i vattendrag. För MILA beräknas sjöspecifika referensvärden med hjälp av pH_{ref} (beräknat med MAGIC, se avsnitt 2.2.3) och för MISA finns det referensvärden specificerade för olika ekoregioner. Både MILA och MISA är uppbyggda av flera delindex. MILA består av delindexen relativ abundans av dagsländor, tvåvingar och predatorer, antal taxa av snäckor och dagsländor och ett index med surhets känsliga familjer. MISA består av delindexen antal familjer, antal taxa av snäckor och dagsländor, kvoten mellan den relativa abundansen av dagsländor och bäcksländor, relativa abundansen av sönderdelare och samma index med surhets känsliga familjer som används i MILA.

Det ska noteras att MILA och MISA bygger på data som insamlats med sparkmetoden, medan M42-metoden är den som använts för insamling av bottenfauna i flertalet vatten i denna rapport. Det saknas jämförelser för MILA och MISA beräknade på data från spark- respektive M42-prover. En tidigare jämförelse av antal individer, antal taxa, diversitet, indexet Average Score Per Taxon (ASPT) och tre andra index visade dock att det förutom för antalet fångade individer inte fanns statistiskt signifikanta skillnader mellan insamlingsmetoderna, samt att de skillnader som fanns i individantal i stor utsträckning kunde förklaras av vem som utfört provtagningen (Sandin 2003). Detta innebär att även om nivåerna på MILA och MISA eventuellt kan påverkas av insamlingsmetod (eller utförare), så är riktningen på eventuella trender sannolikt inte missvisande. Resultaten ska dock tolkas med försiktighet.

2.3.3 Växtplankton

Växtplankton i sjöar provtas med vattenhämtare, konserveras med en jodjodkaliumlösning och analyseras under mikroskop efter att ha koncentrerats genom att sedimentera organismer från en känd provvolym i en sedimentationskammare (HaV 2018e). Många växtplanktonarter är känsliga för lågt pH och antalet arter minskar därför med sjunkande pH. Ett vattens surhetsstatus kan därför bedömas med ett index baserat på antalet växtplanktonarter och med klassgränser som tar hänsyn till biogeografisk region och vattnets brunhet (HaV 2018e, 2019). Statusklassningen ska baseras på minst tre prover under en sexårsperiod. Analysmetoden är känslig för hur tränad den som analyserat provet är. Dessutom har det skett förändringar i växtplanktontaxonomin vilka innebär att antalet rapporterade arter generellt har minskat sedan 2015. Denna metodförändring kan slå olika hårt i olika vatten och resultaten ska därför tolkas med försiktighet.

2.3.4 Kiselalger

Samhället av kiselalger som lever fastsittande på stenar i vattendrag påverkas bland annat av deras vattenkemiska livsmiljö och kan därför användas för att indikera miljötillstånd. Provtagning och analys sker genom att borsta av 5-10 knytnävsstora stenar, kiselalgsskalen kokas rena i syra, monteras på objektglas och den relativa förekomsten av olika kiselalgstaxa bestäms genom analys i mikroskop (HaV 2022). I denna rapport använder vi surhetsindexet ACID för kiselalgssamhällen i vattendrag. ACID är baserat på olika arters tolerans mot högt respektive lågt pH och ger en indikation om surhetstillståndet över tid (HaV 2018d, 2019).

3. Fallstudier i sjöar

Kalkavslutssjöarna presenteras först en och en (kapitel 3.1-3.9) och därefter beskrivs generella trender i de sura och neutrala referenssjöarna (kapitel 3.10).

3.1 Geten

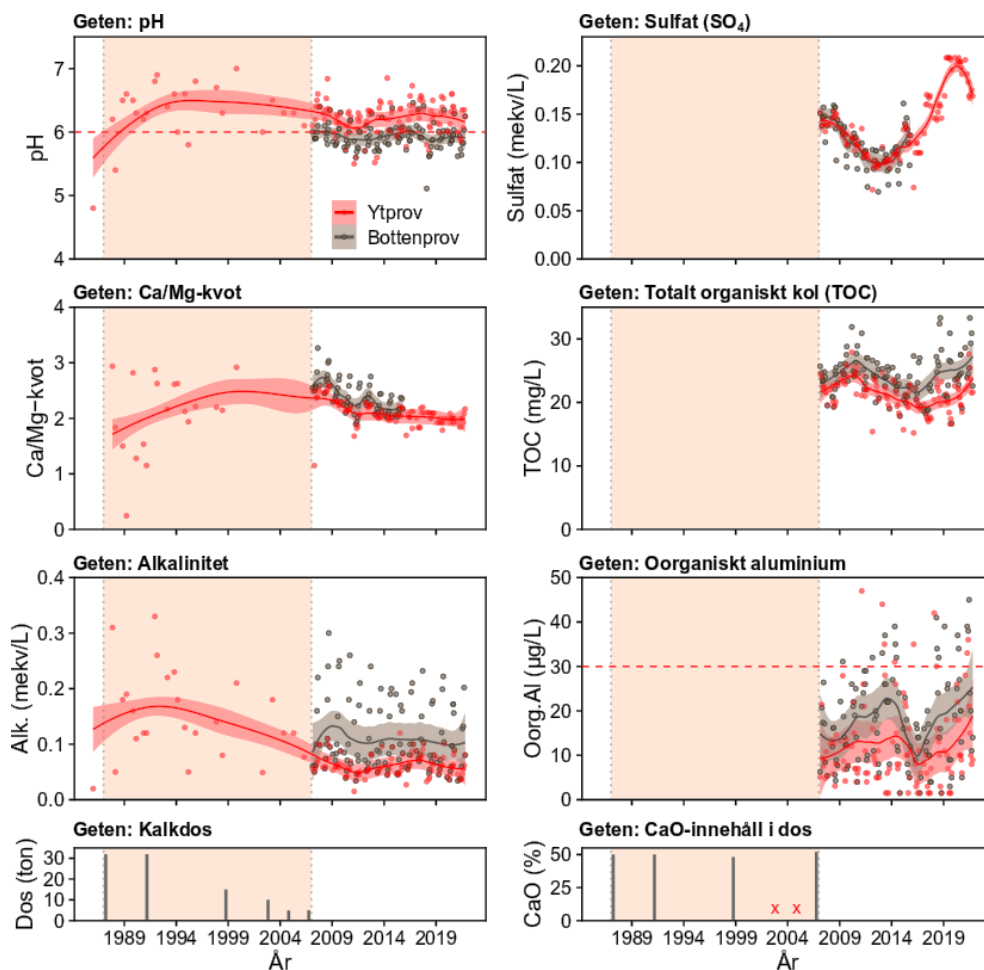
3.1.1 Vattenkemi

Kalkningsmålet för sjön Geten ligger på pH 6,0, och målet uppfylldes huvudsakligen under kalkningsperioden (Figur 6). Antalet mätningar under kalkningsperioden var få, men antyder sjunkande pH-värden under den senare delen av kalkningsperioden, vilket sammanfaller med att kalkdoserna minskar.

Efter att kalkningen upphörde har pH-värdet i ytvattenprover varit lägre än 6,0 vid flera tillfällen även om medelvärdet hela tiden varit över 6,0 (Figur 6). Vid ett fåtal mätningar har pH sjunkit så lågt som till 5,5, vilket skulle kunna vara ett tecken på återförsurning. Ca/Mg-kvoten har under perioden 2006 till 2021 minskat från 2,5 och planat ut på 2,0. Detta tolkas som att den tillförda kalken är slut, men varken alkalinitet eller pH uppvisar någon minskande trend till följd av det. Variationen i pH och alkalinitet förklaras i stället till stora delar av en negativ samvariation med TOC. Fram till 2010 ökade koncentrationen av TOC något, men sedan vände trenden och koncentrationen sjönk fram till 2017 varefter den ökade igen. Liknande trender av TOC har detekterats i flera vattendrag efter år 2010 (Eklöf et al. 2018). Koncentrationen av sulfat minskade först när kalkningen upphörde, men år 2013 vände trenden och koncentrationerna ökade igen till en topp år 2019. En mindre avverkning längs med ett av tillflödena till Geten skedde i april 2010. Skogsavverkning skulle kunna förklara de vändande trenderna av pH och SO₄ även om eventuella ökningarna till följd av skogsavverkning brukar inträffa tidigare efter avverkningen än 1-2 år som i detta fall. Eventuellt har fler avverkningar eller andra aktiviteter skett i avrinningsområdet som vi inte har kunnat identifiera.

Koncentrationen av oorganiskt aluminium ligger mestadels under gränsvärdet 30 µg/l under perioden efter kalkningsavslut (Figur 6). Höga halter sammanfaller med lågt pH, låg alkalinitet och högt TOC. Toxiskt oorganiskt aluminium bör för närvarande inte vara ett stort problem i Geten, men skulle kunna bli ett problem om pH skulle sjunka ytterligare, till exempel som en effekt av skogsbruk.

Sammanfattningsvis visar vattenkemiska data att Geten inte återförsurats.



Figur 6. Trender för vattenkemiska parametrar i Geten; pH, Ca/Mg-kvot, alkalinitet, sulfat, TOC och oorganiskt aluminium. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95%-konfidsensband. Kalkningsperioden är markerad i beige färg och staplar i nedre diagrammen visar kalkdosernas tidpunkt, relativa storlek och CaO-innehåll (röda kryss indikerar att kalkning skett, men data på CaO-innehåll saknas). Röd streckad linje i pH-grafen indikerar kalkningsmål. Röd streckad linje i grafen för oorganiskt aluminium visar kritisk nivå för känsliga fiskarter.

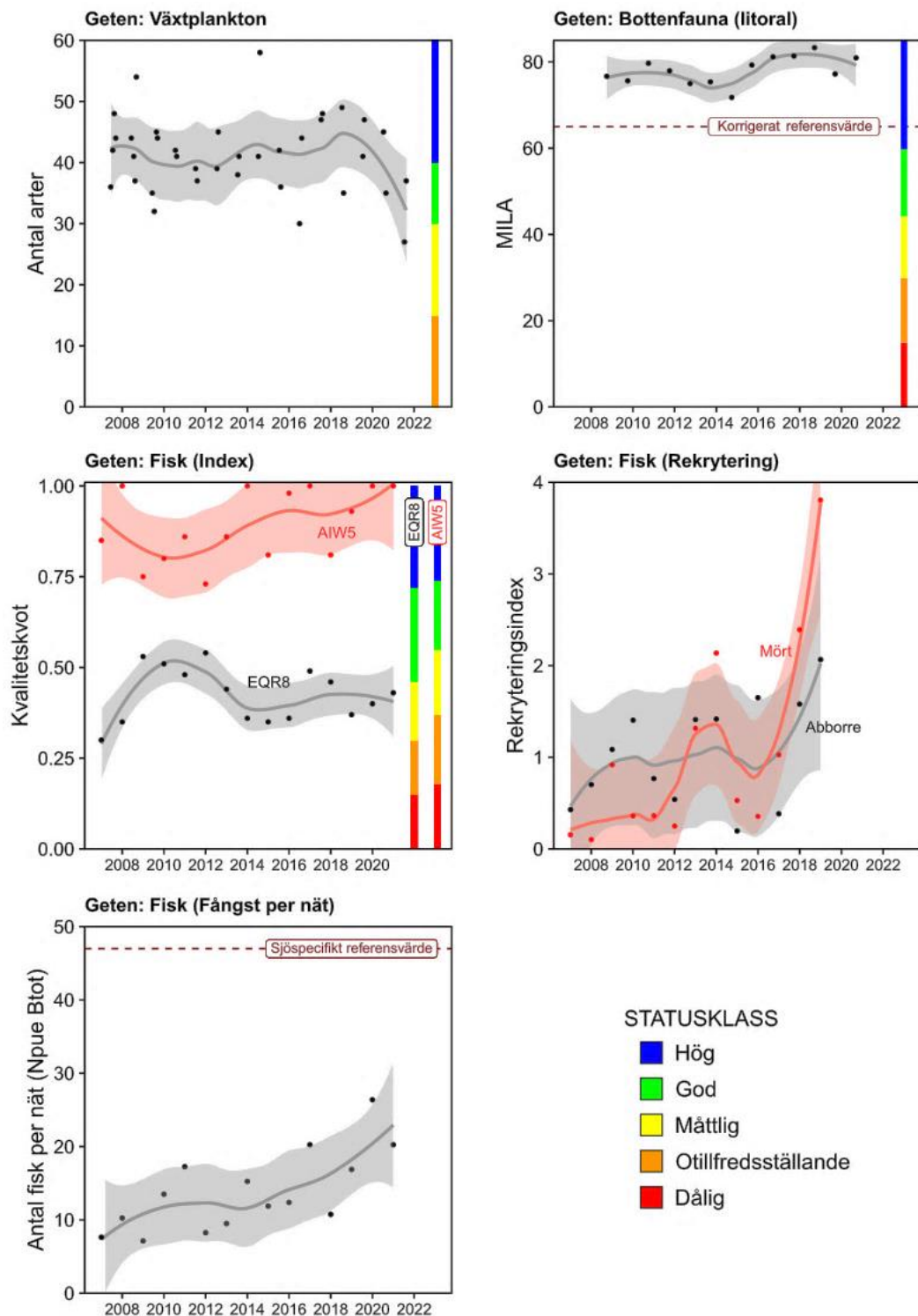
3.1.2 Biota

I Geten förekommer fiskarterna abborre, braxen, gers, gädda, mört och sutare. Den korta tidsserien täcker bara perioden efter kalkavslut och visar inga starka trender i fiskindexen AindexW5 eller EQR8 (Figur 7). Antalet fisk per provfiskenät uppvisar en viss tendens till ökning över övervakningsperioden (Figur 7). Surhetsindexet indikerar oftast hög status. Att EQR8 flera år ger måttlig status kan indikera andra problem, något som också genomgående ger låg total abundans av fisk (bara 15 - 56% av sjöns referensvärde). Geten är en liten och brun sjö med låga syrgashalter i bottenvattnet, särskilt under sommaren, vilket minskar fiskens födosökyta. Rekryteringsindex av abborre antyder inga extrema årsklasser; dock är rekryteringen år 2019 stark i förhållande till tidigare observerade data. Mörtens rekrytering verkar vara mer variabel, med två svaga årsklasser i början av tidsserien och mycket starka årsklasser år 2014, 2018 och 2019.

MILA-index för bottenfaunan ligger under hela mätperioden på en jämn nivå med i medeltal 66, vilket indikerar hög status (Figur 7). Mätningarna startade ett år efter kalkavslut, och under denna period går det inte att detektera några trender för MILA-index.

Antal växtplanktontaxa varierar mellan 27 och 58 under mätperioden, med ett genomsnitt på 41 arter (Figur 7). Växtplankton visar inte på några långsiktiga trender, men det sker möjligen en minskning i slutet av tidsserien som dock i stor utsträckning kan bero på ett enstaka lägre värde (Figur 7). I Geten indikerar växtplankton hög till god status, med endast ett värde år 2021 som ligger strax under gränsen för god status.

Sammanfattningsvis visar biologin inte på någon tydlig förovningspåverkan eller återför-surning i Geten.



Figur 7. Antal växtplanktontaxa, bottenfaunans MILA-index och fiskdata i form av EQR8 och kvalitetskvoten av surhetsindexet AindexW5 (AIW5) samt rekryteringsindex och antalet fiskar per nät (NpueBtot) för Geten. All mätdata är från perioden efter sista kalkning som skedde i oktober 2006. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidenst-band.

3.2 Skifsen

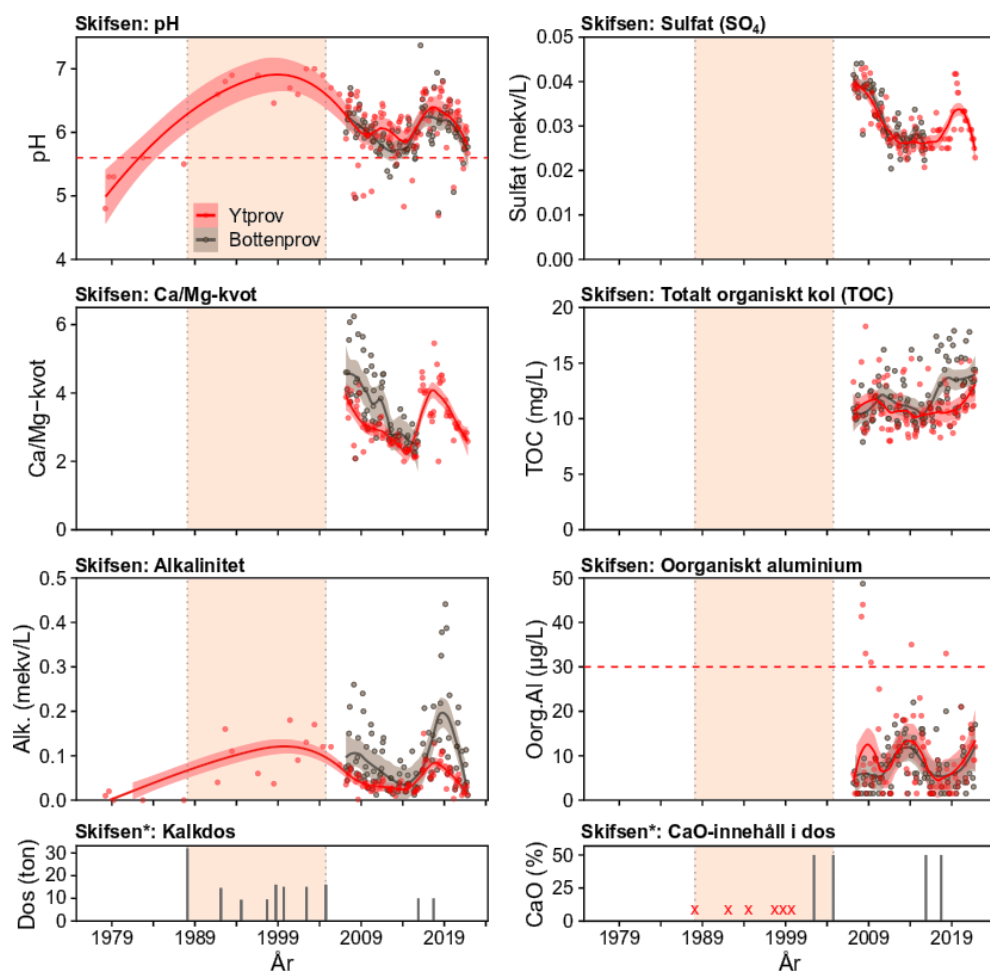
3.2.1 Vattenkemi

Kalkningsmålet för sjön Skifsen är pH 5,6, men eftersom det finns mört i sjön, så borde målet ha varit pH 6,0. Under kalkningsperioden låg pH-värdet relativt stabilt på pH 6,5 – 7,0 (Figur 8). Efter kalkavslut sjönk pH och redan efter 4 år förekom pH-värden under 5,6, även om det vid de flesta tillfällen låg strax över denna gräns. I november 2015 och september 2017 genomfördes oplanerade kalkningar i Skifsen med vardera 10 ton kalk som enligt planeringen skulle ha lagts i den strax nedströms liggande Nordsjön (K. Blomdahl, länsstyrelsen i Dalarna, opublicerad uppgift). Detta resulterade i att pH, Ca/Mg-kvot och alkalinitet ökade och att halten av oorganiskt aluminium minskade. Därefter har det återigen skett en minskning av pH, Ca/Mg-kvot och alkalinitet, samt en ökning av oorganiskt aluminium. Dynamiken i samband med kalkning och kalkavslut är tämligen snabb, men inget nytt jämviktsläge har uppnåtts.

I Skifsen är huvuddelen av de uppmätta koncentrationerna av oorganiskt aluminium under den kritiska nivån 30 µg/l, förutom vid ett fåtal tillfällen framför allt i början av mätperioden (Figur 8). Det finns en tendens till att medelkoncentrationen av oorganiskt aluminium ökar under åren 2012 till 2015, varefter den sjunker på grund av kalkningarna 2015 och 2017 för att sedan åter öka. De höga värdena sammanfaller i tiden med de perioder då pH är som lägst.

Koncentrationer av TOC och sulfat har enbart mätts efter kalkningsperiodens slut från år 2007. Det finns inga tydliga trender i TOC under perioden 2007 till 2021 (Figur 8). Koncentrationen av sulfat minskade efter 2007. Senare kom dock en tillfällig ökning, samtidigt som pH-värde och Ca/Mg-kvot ökade.

Sammanfattningsvis visar vattenkemiska data att Skifsen inte har återförsurats, men att det på grund av de oplanerade kalkningarna 2015 och 2017 inte går att avgöra hur lång tid det tar att uppnå ett nytt stabilt vattenkemiskt läge efter avslutad kalkning. Med tanke på de relativt snabbt sjunkande pH-värdena efter senaste kalkning finns det dock skäl att misstänka att Skifsen kan komma att återförsuras och det finns en risk för att oorganiskt aluminium kommer att överskrida gränsvärdet för känsliga fiskarter om detta sker.



Figur 8. Trender för vattenkemiska parametrar i Skifsén; pH, Ca/Mg-kvot, alkalinitet, sulfat, TOC och oorganiskt aluminium. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95%-konfidsensband. Kalkningsperioden är markerad i beige färg och staplar i nedre diagrammen visar kalkdosernas tidpunkt, relativa storlek och CaO-innehåll (röda kryss indikerar att kalkning skett, men data på CaO-innehåll saknas). Röd streckad linje i pH-grafen indikerar kalkningsmål. Röd streckad linje i grafen för oorganiskt aluminium visar kritisk nivå för känsliga fiskarter.

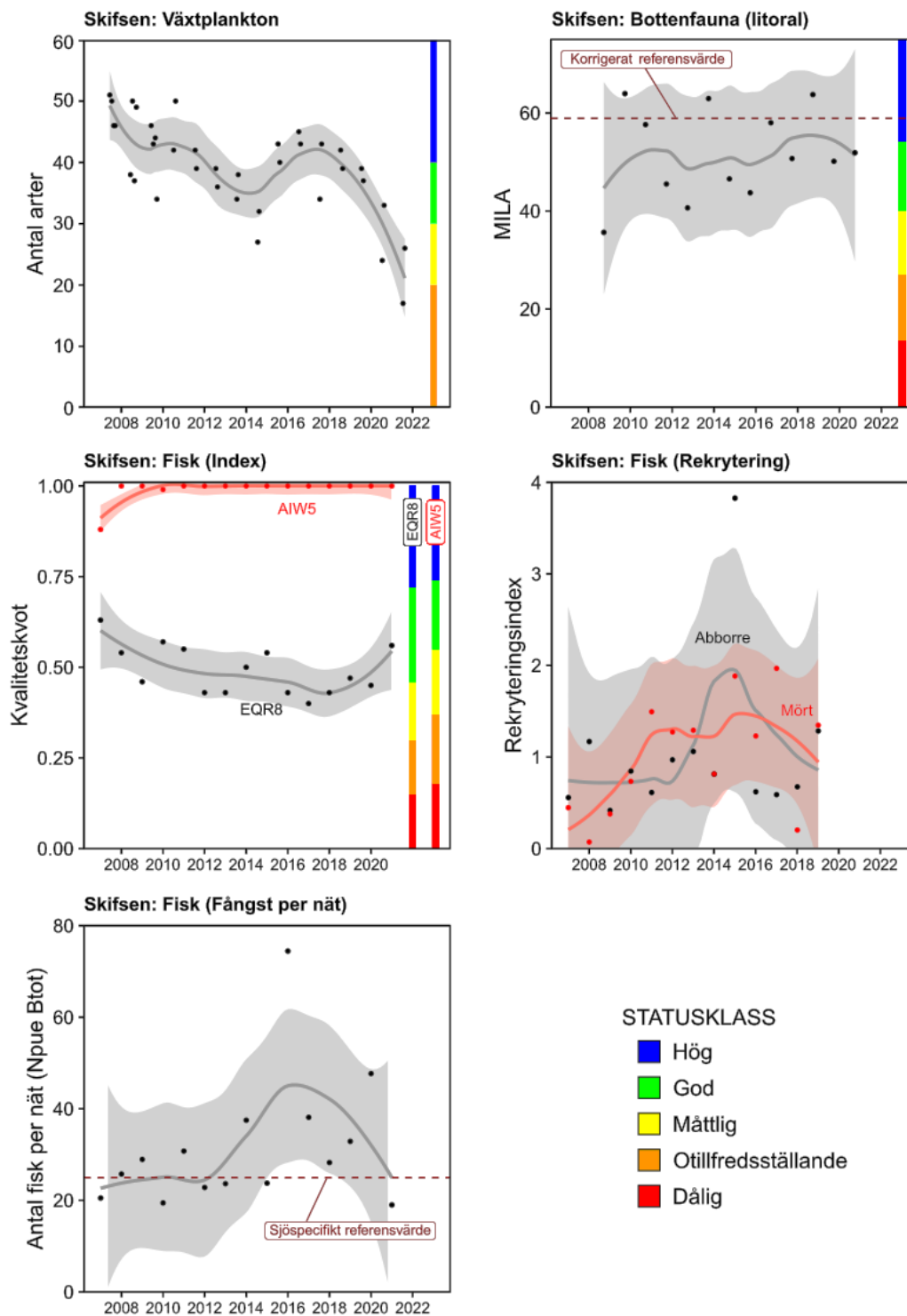
3.2.2 Biota

I Skifsen förekommer fiskarterna abborre, gädda och mört. Surhetsindexet AindexW5 visade alltid hög status, och EQR8 indikerade generellt en god status; EQR8 har dock en svag minskande tendens fram till perioden efter att sjön återkalkats (Figur 9). Fiskabundansen låg oftast nära eller över förväntat värde (76-298 % av referensvärdet). Vid ett tillfälle med extremt hög abundans 2016 dominerades fångsten av små abborrar (471 individer på 7-9 cm, ålder 1+). Detta avspeglar sig också i att årsklassen som föddes 2015 är den i särklass starkaste i hela tidsserien. För mört noterades en extremt svag årsklass 2008, vilket sammanföll med de högsta noterade halterna av oorganiskt aluminium.

Under hela mätperioden, som startade ett år efter kalkavslut, ligger bottenfaunaindexet MILA i genomsnitt på 52, vilket indikerar god status (Figur 9). Variationen mellan åren är tämligen stor, särskilt i början av tidsserien, och det går inte att detektera några trender för MILA-index.

Växtplankton uppvisar en nedåtgående trend i antal arter under perioden 2007 till 2014 som följs av en tillfällig uppgång i samband med återkalkningen innan trenden åter vände neråt (Figur 9). Detta mönster stämmer bra överens med trenden för pH som sjönk efter kalkavslut för att sedan öka efter återkalkningarna 2015 och 2017. Antalet växtplanktonarter indikerar mestadels god till hög status, men i slutet av tidsserien minskar statusen till måttlig eller till och med otillfredsställande vid ett tillfälle.

Sammanfattningsvis indikerar biologin att det finns en risk för återförsurning, men att processen avbrutits av återkalkningen och det har gått kort tid efter sista kalkningstillfället.



Figur 9. Antal växtplanktontaxa, bottenfaunans MILA-index och fiskdata i form av EQR8 och kvalitetskvoten av surhetsindexet AindexW5 (AIW5) samt rekryteringsindex och antalet fiskar per nät (Npue Btot) för Skifsen. All mätdata är från perioden efter sista kalkning som skedde i oktober 2004. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidenst-band.

3.3 Långsjön (T)

3.3.1 Vattenkemi

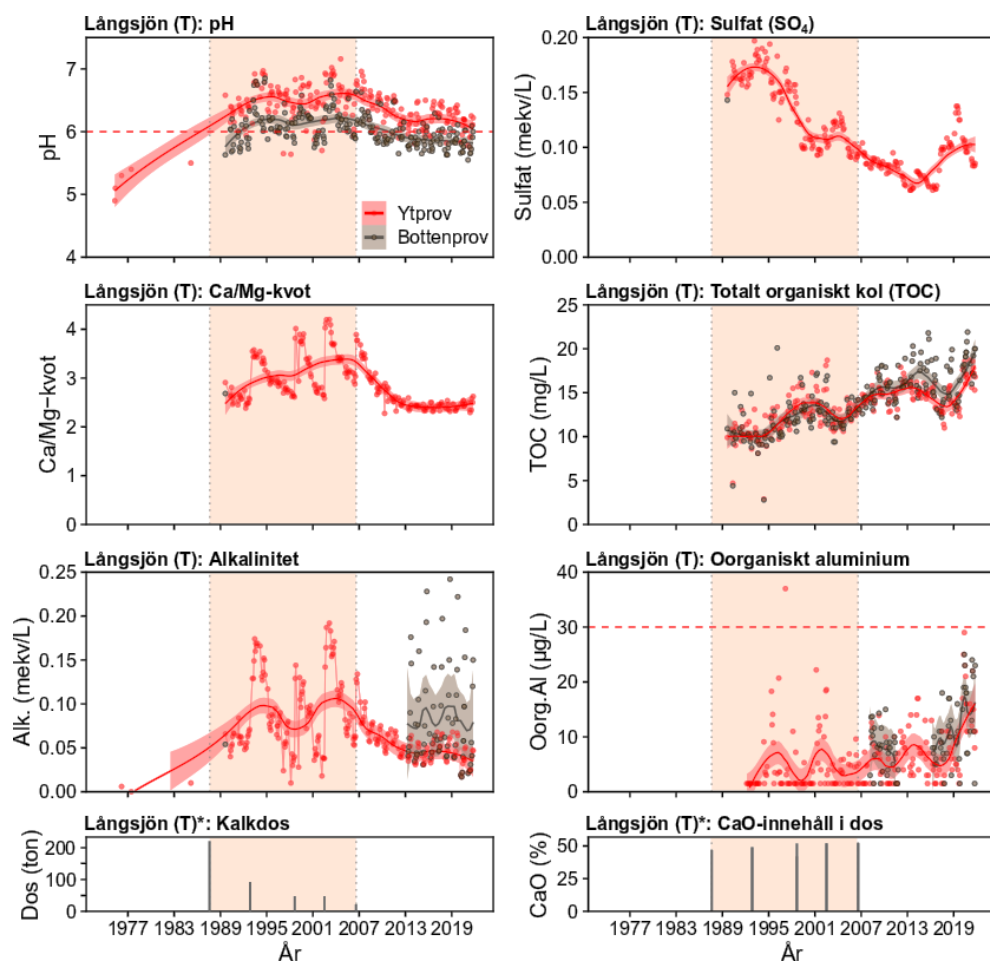
Kalkningsmålet för Långsjön (T) ligger på pH 6,0. Kalkningen har skett vid fem tillfällen, varav ett innan frekvent provtagning började. Vid de fyra senare tillfällena ser man en tydlig ökning av pH-värde, Ca/Mg-kvot och alkalinitet (Figur 10). Under kalkningsperioden låg pH-värdet i ytvatten som regel över pH-målet 6,0, men ett fåtal mätningar under målnivån förekommer.

Efter kalkavslut minskade pH-värdet något och även om pH i genomsnitt låg över 6,0 så uppmättes pH under 6,0 ett tjugotal gånger under perioden efter kalkslut (2006-2021). Ca/Mg-kvoten stabiliserade sig efter omkring 7 år efter kalkslut på en nivå på cirka 2,4 vilket är något högre än Ca/Mg_{ref} som är 2,02. Att Ca/Mg har stabiliserats tyder på att så gott som inget av den tillförda kalken finns kvar i systemet efter 2013. Alkaliniteten följer i stort samma mönster som Ca/Mg-kvoten och ligger i den senare delen av mätperioden stabilt på cirka 0,04 mekv/l.

Koncentrationen av TOC har gått lite upp och ner från det att mätningarna startade år 1989, men sett över hela perioden är det en ökande trend (Figur 10). Koncentrationen av sulfat minskade stadigt under perioden 1989 till 2017. Den kraftigaste minskningen skedde från 1993 till 2001. Under åren 2017 till 2019 ökade sulfathalten markant, men orsaken till denna ökning är inte känd. Efter 2019 förefaller halten åter att minska, vilket dock inte plockas upp av den utjämnade trendlinjen eftersom den minskning som data antyder ligger precis i slutet av tidsserien.

Huvuddelen av de uppmätta koncentrationerna av oorganiskt aluminium ligger under gränsvärdet 30 µg/l, förutom en mätning över 30 µg/l under kalkningsperioden (Figur 8). Under åren 2020 och 2021 uppmättes något högre halter av oorganiskt aluminium, vilket leder till en ökande trendlinje som sammanfaller i tiden med ökande koncentration av TOC.

Sammanfattningsvis visar vattenkemin att kalkningseffekten har avklingat efter kalkavslut och att variationen i pH, alkalinitet och oorganiskt aluminium framför allt tycks hänga samman med de förändringar som sker i halterna av sulfat och TOC.



Figur 10. Trender för vattenkemiska parametrar i Långsjön (T); pH, Ca/Mg-kvot, alkalinitet, sulfat, TOC och oorganiskt aluminium. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95%-konfidensband. Kalkningsperioden är markerad i beige färg och staplar i nedre diagrammen visar kalkdosernas tidpunkt, relativa storlek och CaO-innehåll (rött kryss indikerar att kalkning skett, men data på dos och CaO-innehåll saknas). Röd streckad linje i pH-grafen indikerar kalkningsmål. Röd streckad linje i grafen för oorganiskt aluminium visar kritisk nivå för känsliga fiskarter.

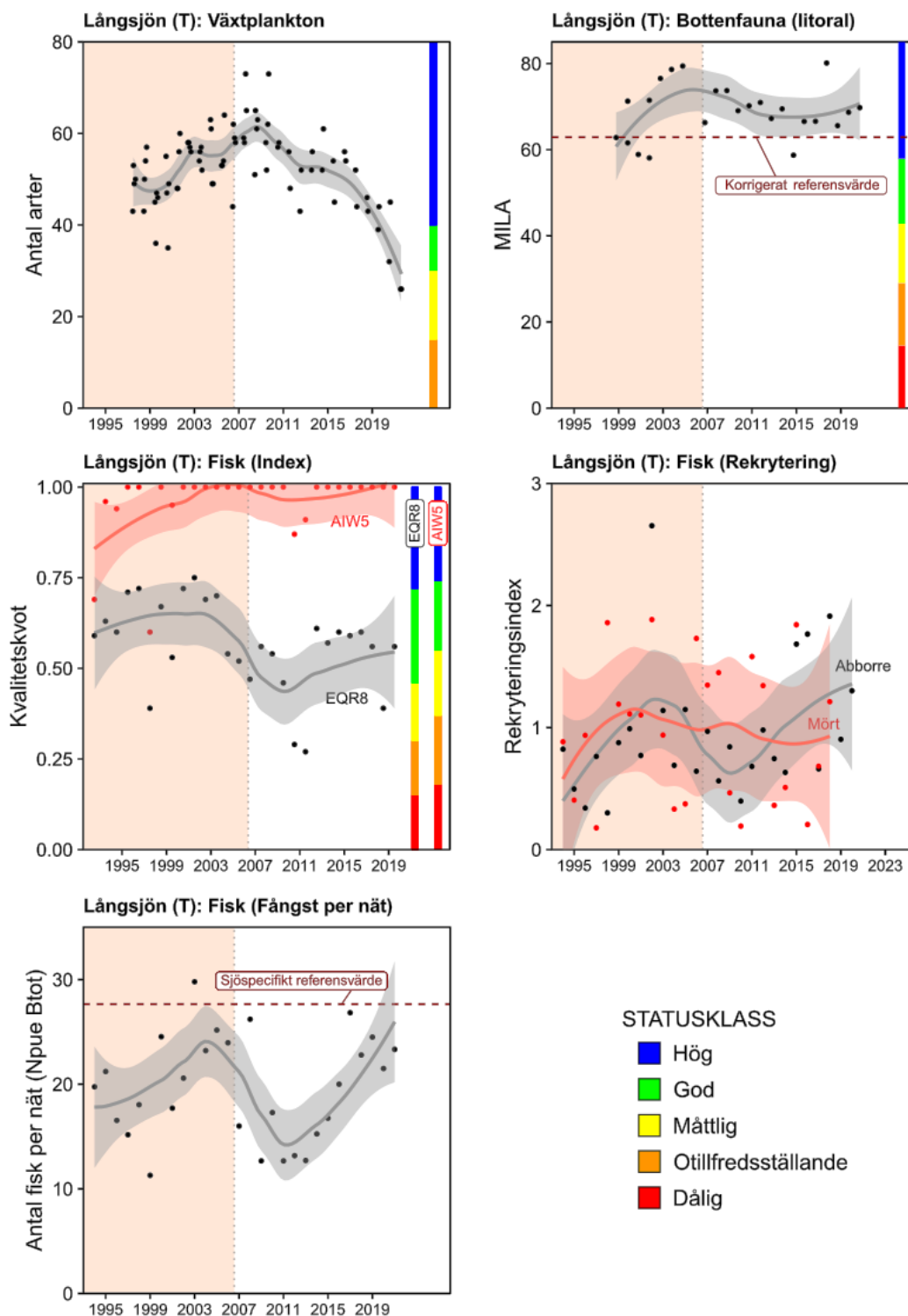
3.3.2 Biota

I Långsjön förekommer fiskarterna abborre, gers, gädda, mört och sarv. AindexW5 indikerade övergripande hög status och EQR8 indikerar oftast god status. Indexen var delvis synkroniserade genom relativt låga värden 1999 och 2012-2013. Detta sammanföll med relativt låg abundans av fisk samma år (46-48% av referensvärden), och relativt svaga årsklasser av abborre och mört födda 1-2 år tidigare (Figur 11). För båda arter kläcktes de relativt starkaste årsklasserna 2002, ett år då temperaturloggar på 1-1,5 m djup visade för årstiden ovanligt höga temperaturer under vår, sommar och tidig höst. Antal fisk per nät sjönk efter kalkavslut men har därefter åter ökat (Figur 11).

MILA-index för bottenfauna varierar under mätperioden mellan 58 och 80 och har ett genomsnitt på 69, vilket indikerar hög status (Figur 11). Under kalkningsperioden ökar MILA upp till nära 80, för att efter kalkavslut minska något. Medelvärde för de sista sex åren i mätserien är 70, vilket indikerar hög status.

Antal växtplanktonarter varierar mellan 73 och 26, vilket spänner över statusklasserna hög till måttlig (Figur 11). Det högsta artantalet, i genomsnitt cirka 60 arter, observeras under åren närmast efter kalkavslutet, vilket indikerar hög status. Efter kalkavslut sjunker artantalet för att 2021 ligga på 26 arter. Medelvärde för de sista sex åren i mätserien är 40, vilket indikerar hög status.

Sammanfattningsvis indikerar biologin inte någon entydig återförsurning även om antalet växtplanktonarter minskar tydligt i slutet av tidsserien. Kalkavslutet kan potentiellt ha påverkat fiskabundansen negativt, men denna har därefter återhämtat sig.



Figur 11. Antal växtplanktontaxa, bottenfaunans MILA-index och fiskdata i form av EQR8 och kvalitetskvoten av surhetsindexet AindexW5 (AIW5) samt rekryteringsindex och antalet fiskar per nät (NpueBtot) för Långsjön (T). Perioden fram till den sista kalkningen i augusti 2006 är markerad i beige färg. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidensband.

3.4 Rådsjön

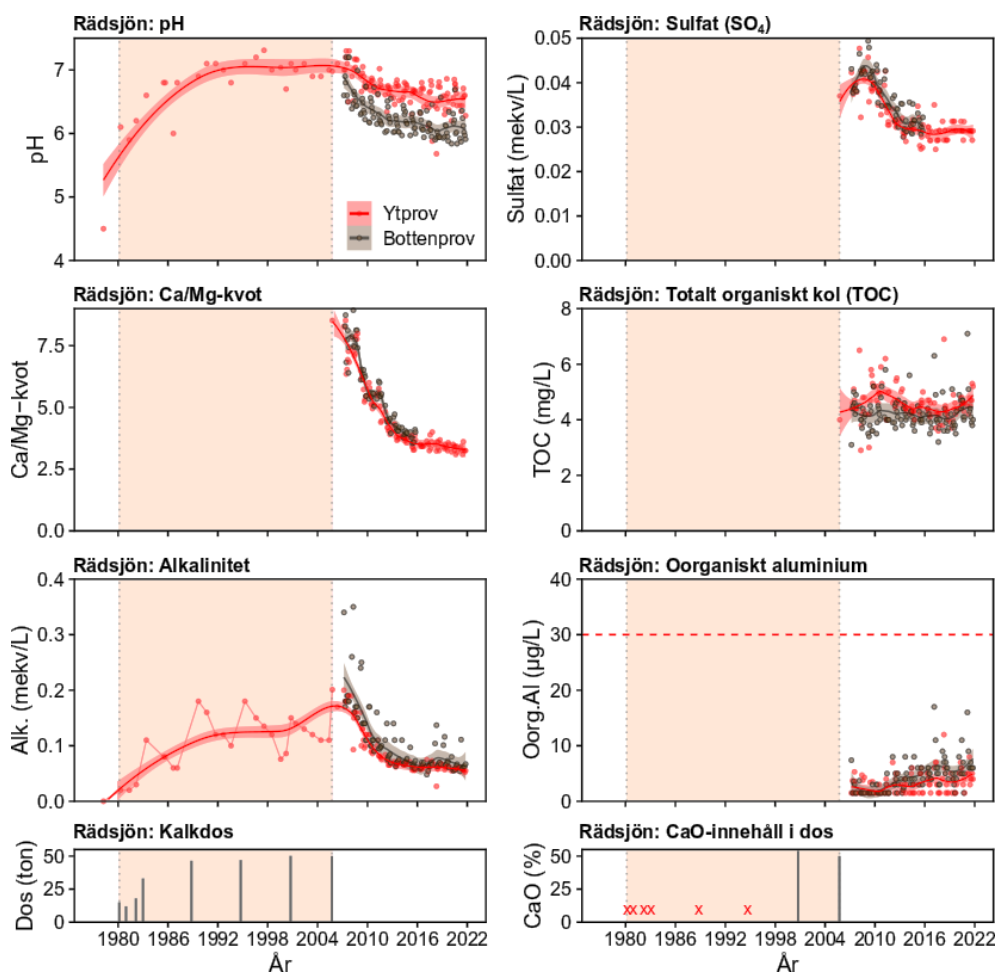
3.4.1 Vattenkemi

För Rådsjön finns inget pH-mål för kalkningen angivet. Under senare del av kalkningsperioden ligger pH-värdet på cirka 7,0. Efter kalkavslut år 2005 minskar pH i ytvatten något men ligger under hela mätperioden fram till 2021 kvar på ett relativt högt värde över 6,5 (Figur 12). Ca/Mg-kvoten har enbart mätts från och med kalkavslutet 2005. Direkt efter kalkslut var Ca/Mg på en hög nivå (>8) och det minskade kraftigt direkt efter kalkavslut. Minskningstakten avtog därefter, och Ca/Mg minskar nu mycket långsamt. Ca/Mg-kvoten var i genomsnitt 3,3 under 2021. Alkaliniteten avtar efter kalkavslut på ett liknande sätt som Ca/Mg-kvoten och har nu stabiliserat sig på ca 0,6 mekv/l.

Koncentrationerna av TOC och sulfat har mätts från år 2005. Under perioden 2005-2021 låg TOC-koncentrationen relativt stabilt omkring 5 mgC/l, medan koncentrationen av sulfat minskade stadigt mellan 2005 och 2017, varefter den planade ut (Figur 12).

I Rådsjön är de uppmätta koncentrationerna av oorganiskt aluminium låga (Figur 12). Samtliga mätningar är lägre än 16 $\mu\text{g/l}$. Under mätperioden finns en svagt ökande trend, men värdena ligger på fortsatt låga nivåer och risken för påverkan även av känsligare fiskarter bör vara försumbar.

Sammanfattningsvis har Rådsjön kommit till ett nytt stabilt vattenkemiskt läge där såväl pH som oorganiskt aluminium ligger på nivåer som inte medför risker för biota.



Figur 12. Trender för vattenkemiska parametrar i Rådsjön; pH, Ca/Mg-kvot, alkalinitet, sulfat, TOC och oorganiskt aluminium. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95%-konfidsensband. Kalkningsperioden är markerad i beige färg och staplar i nedre diagrammen visar kalkdosernas tidpunkt, relativa storlek och CaO-innehåll (röda kryss indikerar att kalkning skett, men data på CaO-innehåll saknas). Inget kalkningsmål finns för pH. Röd streckad linje i grafen för oorganiskt aluminium visar kritisk nivå för känsliga fiskarter.

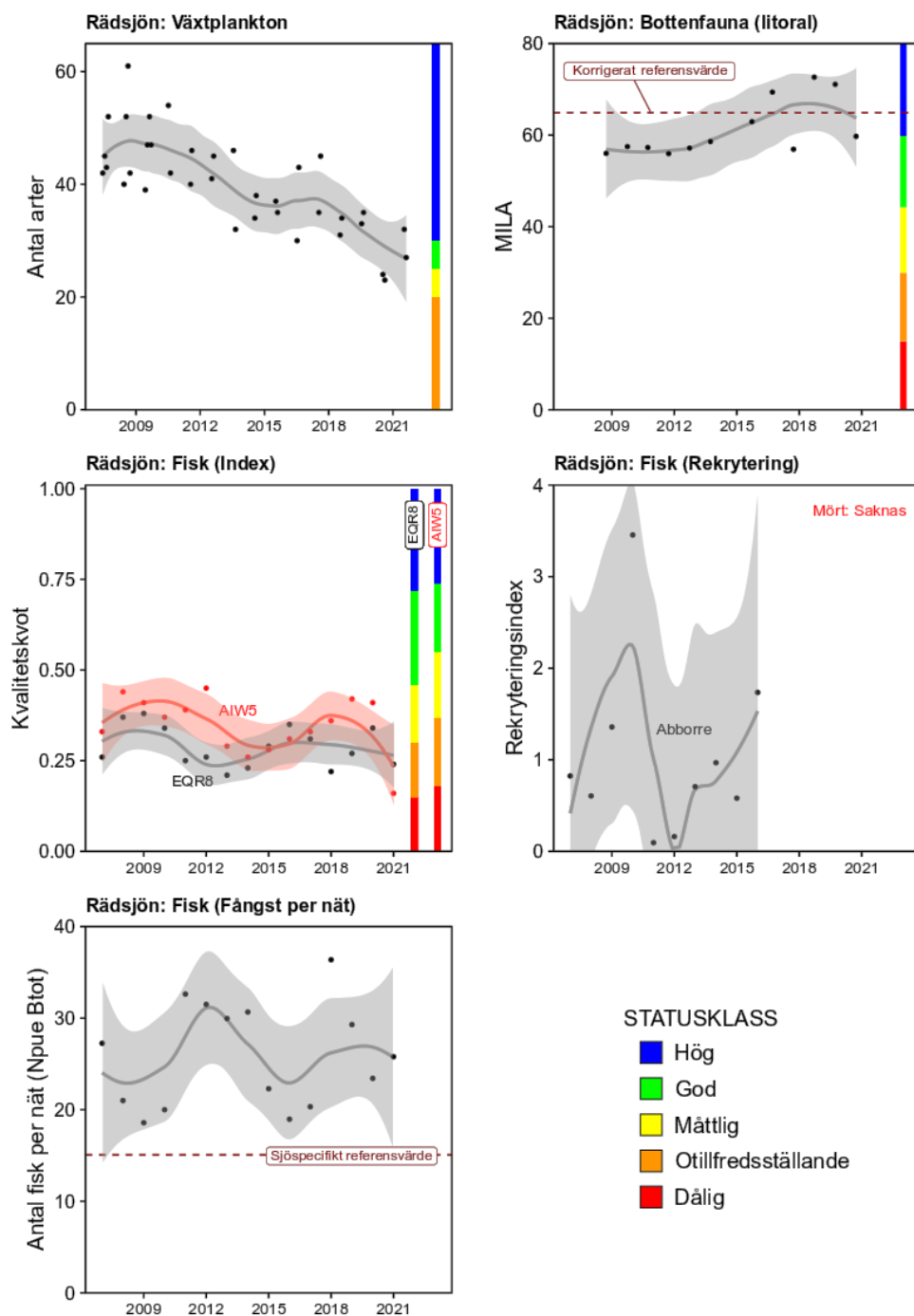
3.4.2 Biota

I Rådsjön förekommer fiskarterna abborre, elritsa, röding och öring. Abundansen, skattad i form av antal fisk per provfiske nät, låg genomgående över referensvärdet (123-241%; Figur 13). Fångsterna dominerades av abborre, en art som föredrar varmare vatten än de tre övriga arterna. Båda fiskindex ligger konsekvent på måttlig eller otillfredsställande status (Figur 13). Den låga statusen är antagligen missvisande, eftersom mört eller någon annan varmvattensanpassad karpfiskart troligen aldrig har funnits i sjön, vilket kan påverka index. Abborrens rekrytering varierade mycket mellan år, och den starkaste årsklassen 2010 ($RI = 3,5$) följdes av två extremt svaga årsklasser 2011 ($RI = 0,09$) och 2012 ($RI = 0,16$).

MILA-index för bottenfauna varierar under mätperioden mellan 56 och 83 och är i genomsnitt 63 (huvudsakligen drivet av den senare delen av övervakningsperioden), vilket indikerar hög status. Mätningarna startade två år efter kalkavslut och det finns en svag och osäker ökande trend i MILA under mätperioden, så att det under åren 2015-2020 har ett genomsnitt på 65.

Antal växtplanktonarter varierar mellan 23 och 61 med ett genomsnitt på 40 arter, vilket övergripande indikerar hög status (Figur 13). Det finns dock en tydligt minskande trend under mätperioden och medelvärdet för åren 2016-2021 är 33, något som fortsatt indikerar hög status på grund av att initiala värden ligger långt över gränsen mellan hög och god status. De lägsta värdena (2020) ligger på nivåer som indikerar måttlig status.

Sammanfattningsvis bedömer vi att biologin inte visar på någon tydlig återförurning, även om fiskindex är låga och växtplanktonindex minskar.



Figur 13. Antal växtplanktontaxa, bottenfaunans MILA-index och fiskdata i form av EQR8 och kvalitetskvoten av surhetsindexet AindexW5 (AIW5) samt rekryteringsindex och antalet fiskar per nät (NpueBtot) för Rådsjön. All mätdata är från perioden efter sista kalkning som skedde i september 2005. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidenzbånd.

3.5 Blanksjön

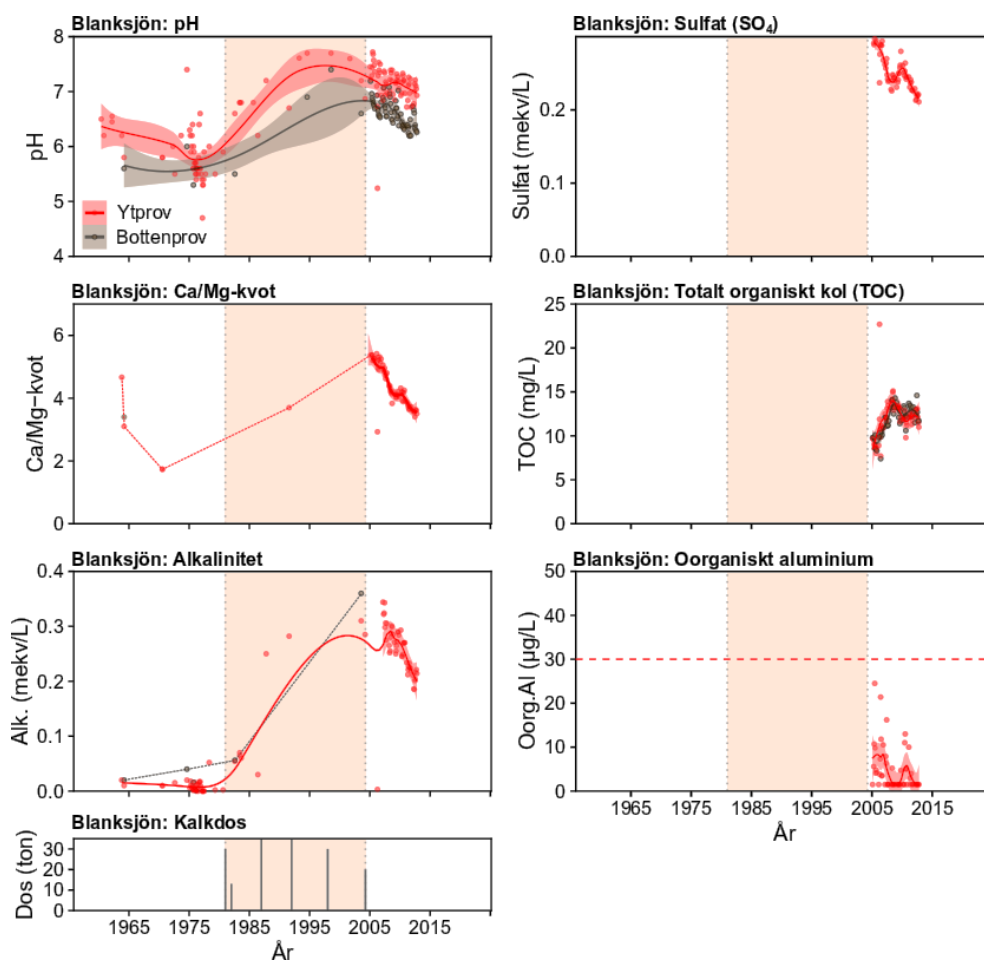
3.5.1 Vattenkemi

I Blanksjön finns inget pH-mål angivet. Motivet till kalkning är skyddandet av mört, storlom och glacialrelikta kräftdjur. Under kalkningsperiodens senare hälft ligger pH över 7,0 (Figur 14). Efter kalkslut år 2004 fortsatte pH att ligga på en hög nivå ($>6,5$) ändå till mätperiodens slut år 2012. Att döma av Ca/Mg-kvoten, som minskade stadigt och inte stabiliserade sig innan år 2012 då mätningarna avslutades, så är det dock troligt att kalk dröjde sig kvar i systemet under hela mätperioden.

Koncentrationer av TOC och sulfat mättes endast under perioden 2005 till 2012. Under denna period minskade sulfat och TOC ökade under de första åren (Figur 14).

Koncentrationen av oorganiskt aluminium var genomgående låg i Blanksjön (Figur 14). De högsta värdena uppmättes i början av mätperioden, 2006-2007. Många mätningar visade på icke detekterbara koncentrationer och alla värden låg under mätperioden under $25 \mu\text{g/l}$.

Sammanfattningsvis visar de vattenkemiska resultaten att Blanksjön fortfarande var påverkad av kalkningen 8 år efter avslutad kalkning och att pH och halten av oorganiskt aluminium vid tidsseriens slut var sådana att ingen risk för biologiska skador förelåg. Däremot hade vattenkemin ännu inte nått något stabilt läge när mätningarna avslutades 2012.



Figur 14. Trender för vattenkemiska parametrar i Blanksjön; pH, Ca/Mg-kvot, alkalinitet, sulfat, TOC och oorganiskt aluminium. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95%-konfidensband. Kalkningsperioden är markerad i beige färg och staplar i nedre diagrammen visar kalkdosernas tidpunkt, relativa storlek (data för CaO-innehåll saknas). Inget kalkningsmål finns för pH. Röd streckad linje i grafen för oorganiskt aluminium visar kritisk nivå för känsliga fiskarter.

3.5.2 Biota

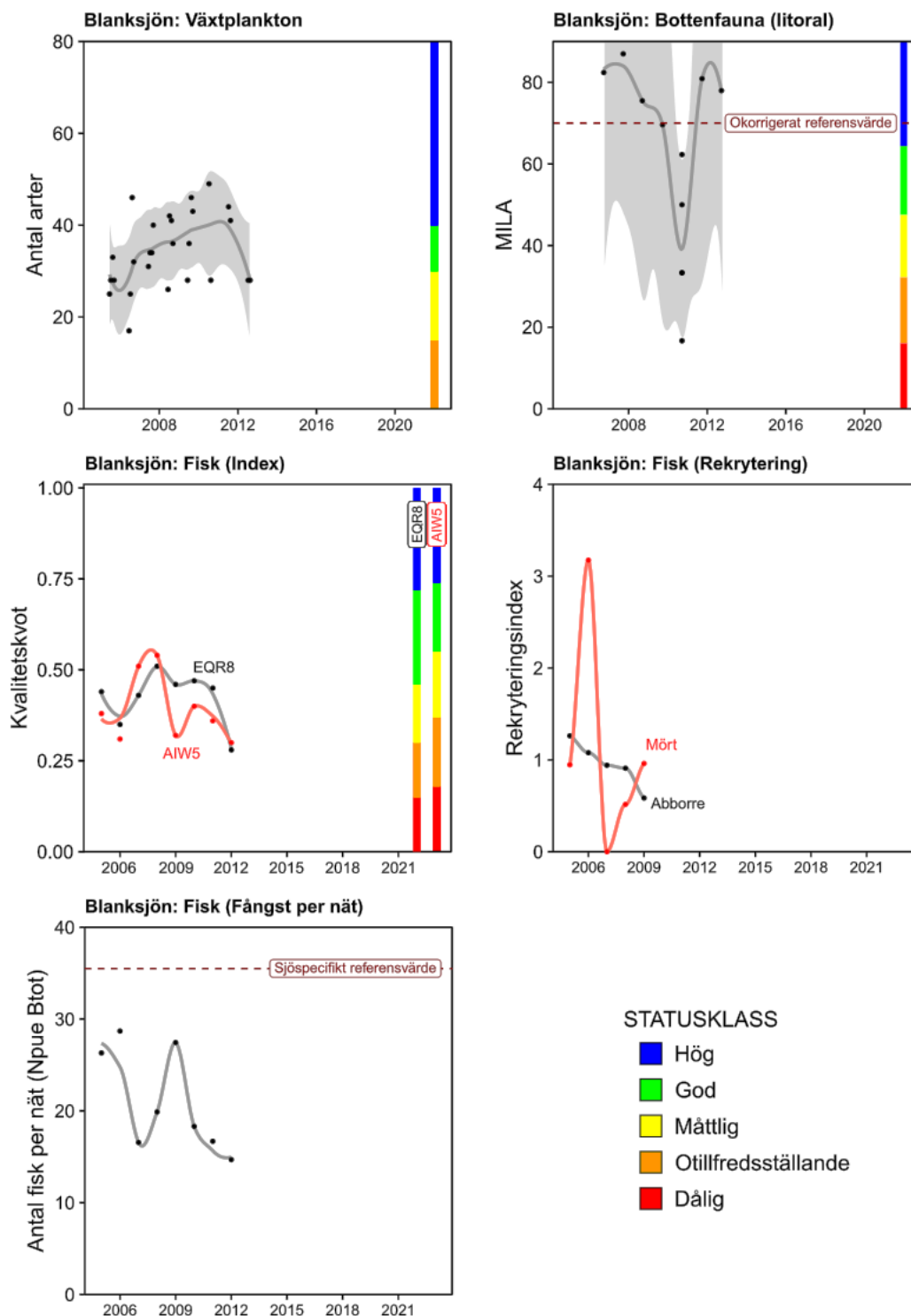
I Blanksjön fångades abborre, gädda och mört. AindexW5 varierade utan trend (vilket dock är svårbedömt på grund av kort tidsserie) mellan otillfredsställande och måttlig status och EQR8 mellan otillfredsställande och god status (Figur 15). Den totala abundansen varierade inom 47-81 % av sjöns referensvärde. Låg abundans och hög medellängd av mört bidrog starkt till sämre än god status, men det kunde inte kopplas till för lågt pH eller för hög halt av oorganiskt aluminium. Abborrens rekrytering varierade minimalt mellan år, men mörtrekryteringen vid första anblicken desto mer. I praktiken relaterades årsklasstyrkan till en medelabundans på bara 0,6 mörtar per nät (vid åldern 1+ till 3+) jämfört med motsvarande värde på 5,9 för abborre.

MILA-index varierar mellan 17 och 87 och med ett genomsnitt på 61, vilket indikerar god status (Figur 15). I början och slutet på mätperioden ligger MILA-indexet på en nivå som indikerar hög status, men i mitten av mätperioden så ligger det lägre och indikerar en otillfredsställande status. En liten ökning i oorganiskt aluminium och sulfat under 2010 sammanfaller i tiden med det lägsta MILA-värdet, men kan inte förklara det. Möjligen kan förändringarna i MILA och vattenkemi 2010 vara en konsekvens av någon aktivitet i avrinningsområdet, till exempel skogsavverkning.

Vid undersökningar av glacialrelikter har *Mysis relicta* påträffats under 1960-talet, men inga återfynd av *Mysis* har gjorts vid fyra provtagningstillfällen under åren 1994–2008 (Kinsten 2008). En möjlig tolkning av detta är att populationen av *Mysis* kan ha hunnit dö ut innan kalkningen påbörjades.

Antal växtplanktonarter varierar mellan 17 och 49 arter med ett genomsnitt på 34 arter, vilket indikerar god status (Figur 15). Vid omkring en tredjedel av mätningarna och särskilt under den första delen av tidsserien ligger dock artantalet under 30, vilket är gränsen mellan god och måttlig status.

Eftersom tidserien enbart innefattar data från 8 år efter kalkavslut och vattenkemin inte har stabiliserats helt under denna tid, så kan den långsiktiga effekten på biota av kalkavslut inte bedömas. De indikationer som finns av möjlig surhetspåverkan på biota kan inte förklaras av vattenkemin.



Figur 15. Antal växtplanktontaxa, bottenfaunans MILA-index och fiskdata i form av EQR8 och kvalitetskvoten av surhetsindexet AindexW5 (AIW5) samt rekryteringsindex och antalet fiskar per nät (NpueBtot) för Blanksjön. All mätdata är från perioden efter sista kalkning som skedde i april 2004. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsband (med undantag för grafer över fiskdata, där datamängden är begränsad).

3.6 Källsjön

3.6.1 Vattenkemi

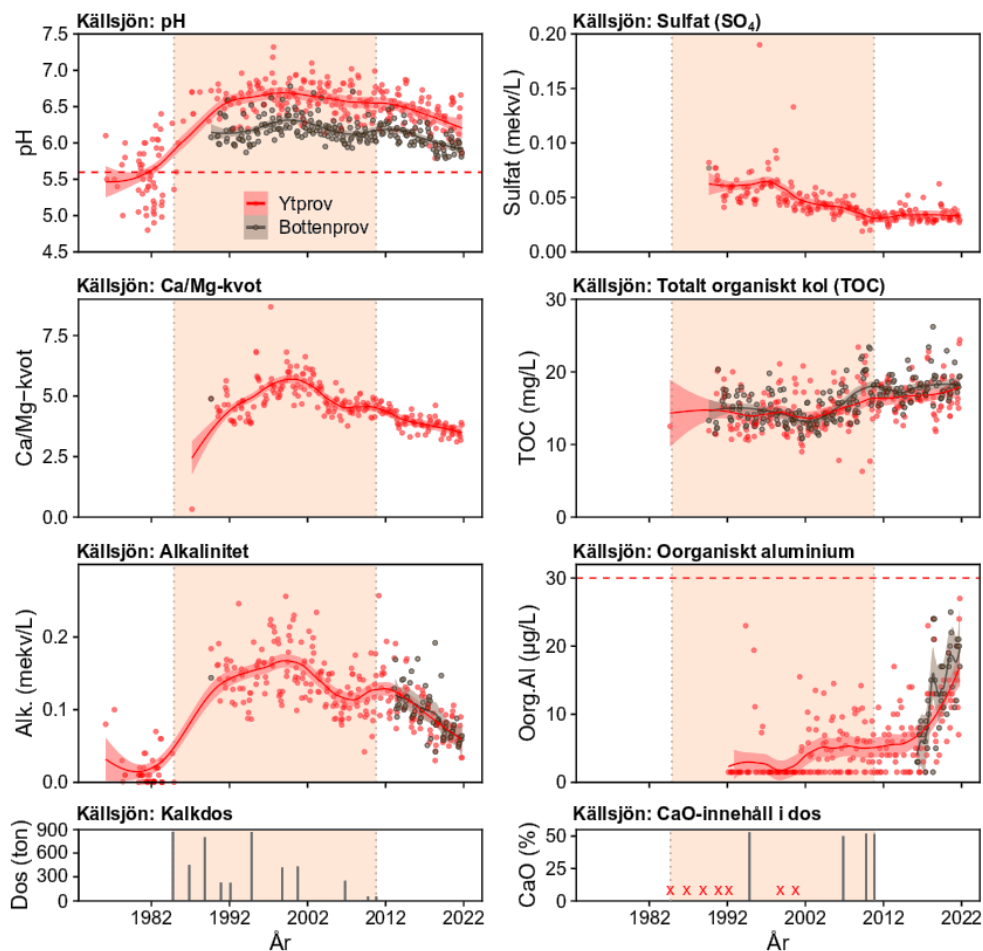
Kalkningsmålet för Källsjön ligger på 5,6. Under kalkningsperioden låg pH runt 6,5, ett avsiktligt högt pH då målsättningen med kalkningen var att minska kvicksilverhalten i fisk (Andersson et al. 1989). Efter att kalkningen lades vilande år 2010 minskade pH, men hittills har inga uppmätta värden varit lägre än kalkningsmålet (Figur 16). Alkaliniteten minskar kontinuerligt under perioden efter kalkavslut och har ännu inte stabiliserats.

Ca/Mg-kvoten var som högst i början av 2000-talet, med ett genomsnitt på cirka 5, varefter den började minska redan innan den sista kalkningen, vilket kan förklaras av de minskade doserna i våtmarkskalkningen vid Prästvallsbäcken efter år 2000 (Figur 5). Efter att kalkningen avslutades fortsätter minskningen och Ca/Mg-kvoten har ännu inte planat ut så sent som 2022.

Förutom en enstaka provtagning av TOC år 1984, så startade mätningar av TOC och sulfat år 1989. Koncentrationen av TOC varierade över tid, med en ökning från 13 till 17 mgC/l i slutet av den kalkade perioden (Figur. 16). Efter kalkavslut finns det ingen tydlig trend i TOC. Koncentrationen av sulfat minskade under 90- och 00-talet på grund av minskande deposition, vilket också sammanfaller med den kalkade perioden. Sedan omkring år 2010 ligger sulfathalten stabilt på omkring 0,03 mekv/l.

Koncentrationen av oorganiskt aluminium är i huvudsak låg i Källsjön. Speciellt i början av mätperioden visar majoriteten av mätningarna på ej detekterbara halter (Figur 16). Medelkoncentrationen av oorganiskt aluminium ökade dock markant under de senare åren i tidsserien (efter 2015), men har hittills inte nått upp till den för känsliga arter kritiska koncentrationen på 30 µg/l, även om enstaka mätvärden ligger nära denna gräns. Möjligen skulle en kritisk nivå på 50 µg/l vara mer relevant i förhållande till pH-målet 5,6, men det saknas bra information om vilken nivå som är kritisk för norsen som finns i sjön.

Sammanfattningsvis visar vattenkemin på en väldigt långsamt avklingande effekt av kalkningen. De ökande halterna av oorganiskt aluminium under de senaste åren utgör ett observation och det kan finnas risk för framtida aluminiumtoxicitet om pH sjunker ytterligare.



Figur 16. Trender för vattenkemiska parametrar i Källsjön; pH, Ca/Mg-kvot, alkalinitet, sulfat, TOC och oorganiskt aluminium. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95%-konfidensband. Kalkningsperioden är markerad i beige färg och staplar i nedre diagrammet visar kalkdosernas tidpunkt och relativa storlek (röda kryss indikerar att kalkning skett, men data på CaO-innehåll saknas). Röd streckad linje i pH-grafen indikerar kalkningsmål. Röd streckad linje i grafen för oorganiskt aluminium visar kritisk nivå för känsliga fiskarter.

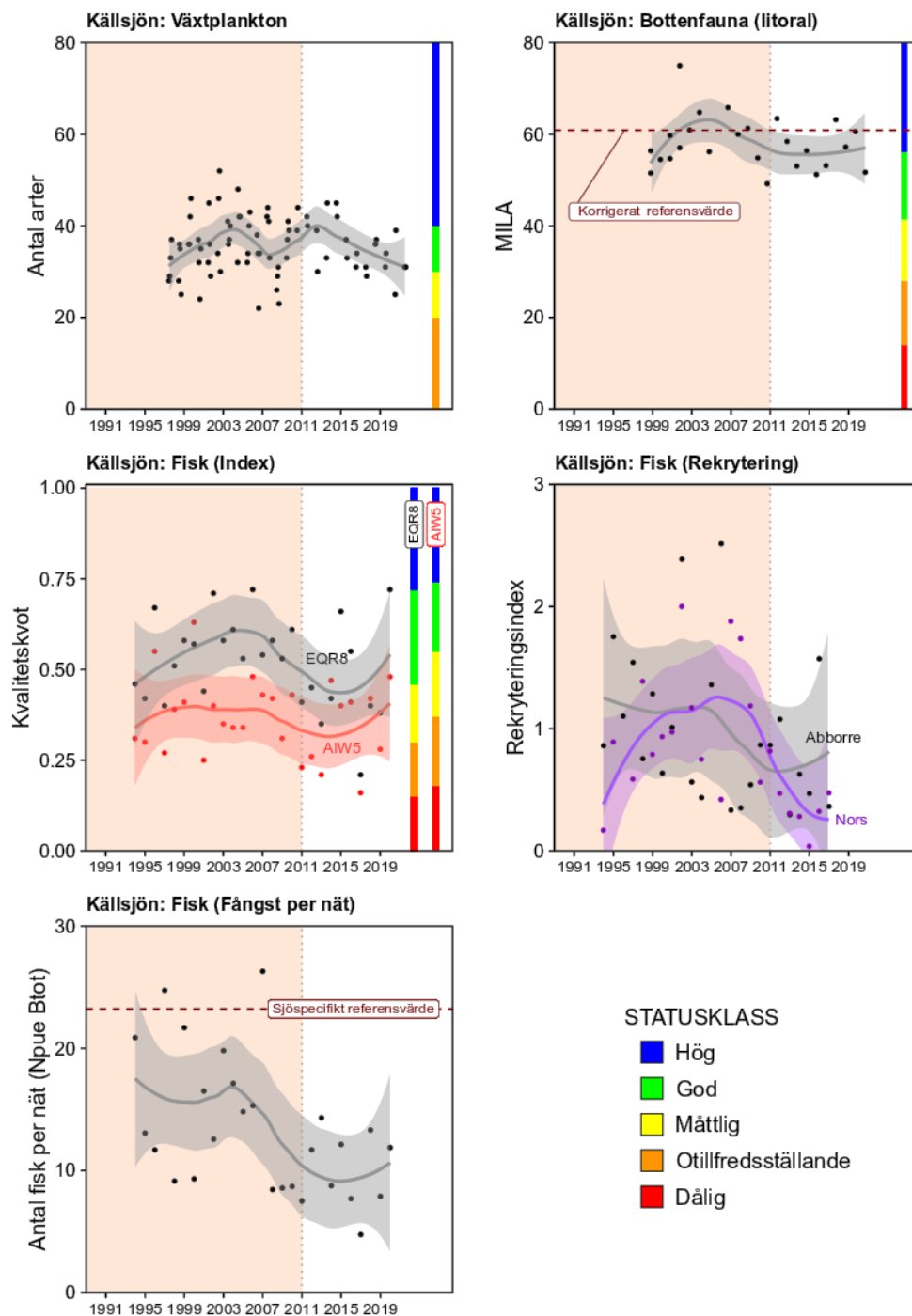
3.6.2 Biota

I Källsjön fångades abborre, gädda, mört, nors och öring. Av mört fångades dock endast två individer 1994 (eventuellt från illegal translokation eller rymlingar från fiske med levande bete) och öringen representeras av en individ var år 2000 och 2014. AindexW5 visade otillfredsställande till god status och EQR8 måttlig till hög status, och indexen samvarierade utan monoton förändring över tid (Figur 17). Abundansen var oftast relativt låg med ett spann på 20-114 % av referensvärdet; enbart två provfisken gav värden över referensvärdet och båda dessa värden registrerades innan kalkningen avslutades. Både abborre och nors hade starka årsklasser år 2002, och abborren även år 2006; dessa tre resultat kommer från själva kalkningsperioden och genomsnittsvärdena är generellt lägre efter avslutad kalkning, även om trenden för abborre är osäker på grund av enstaka högre värden. Mer anmärkningsvärt är att norsens rekrytering var svag (< 50 % av medelvärdet) under sex år i rad i slutet av tidsserien, vilket innefattar större delen av perioden efter att kalkningen avslutats.

MILA-index i Källsjön varierar mellan 49 och 75 under hela mätserien, vilket indikerar god till hög status (Figur 17). Under perioden efter att kalkningen avslutats är genomsnittet 57, vilket indikerar hög status. Det finns ingen trend under perioden efter avslutad kalkning, men MILA stiger under kalkningsperioden och minskar under de sista åren av kalkning och något år efter kalkavslut. Denna trend samvarierar med EQR8 och AindexW5.

Antalet växtplanktonarter varierar under hela mätserien mellan 22 och 52, vilket indikerar måttlig till hög status (Figur 17). I genomsnitt är antalet arter 36 såväl under kalkad period som efter att kalkningen avslutats, vilket indikerar god status (Figur 17). Värden under 30, som indikerar måttlig status, förekommer under hela perioden och ungefär dubbelt så frekvent under den kalkade perioden jämfört med efter att kalkningen avslutats, dock är trenden minskande efter att kalkningen har avslutats.

Sammanfattningsvis indikerar flertalet biologiska index inte någon ökande surhetspåverkan efter sista kalkning, men den låga rekryteringen av nors under senare år, liksom att oorganiskt aluminium ökar och vattenkemin inte har stabiliserats efter att kalkningen satts vilande gör att det finns risk för att Källsjön kan komma att återförsuras så att biologiska skador uppstår.



Figur 17. Antal växtplanktontaxa, bottenfaunans MILA-index och fiskdata i form av EQR8 och kvalitetskvoten av surhetsindexet AindexW5 (AIW5) samt rekryteringsindex och antalet fiskar per nät (NpueBtot) för Källsjön. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsband.

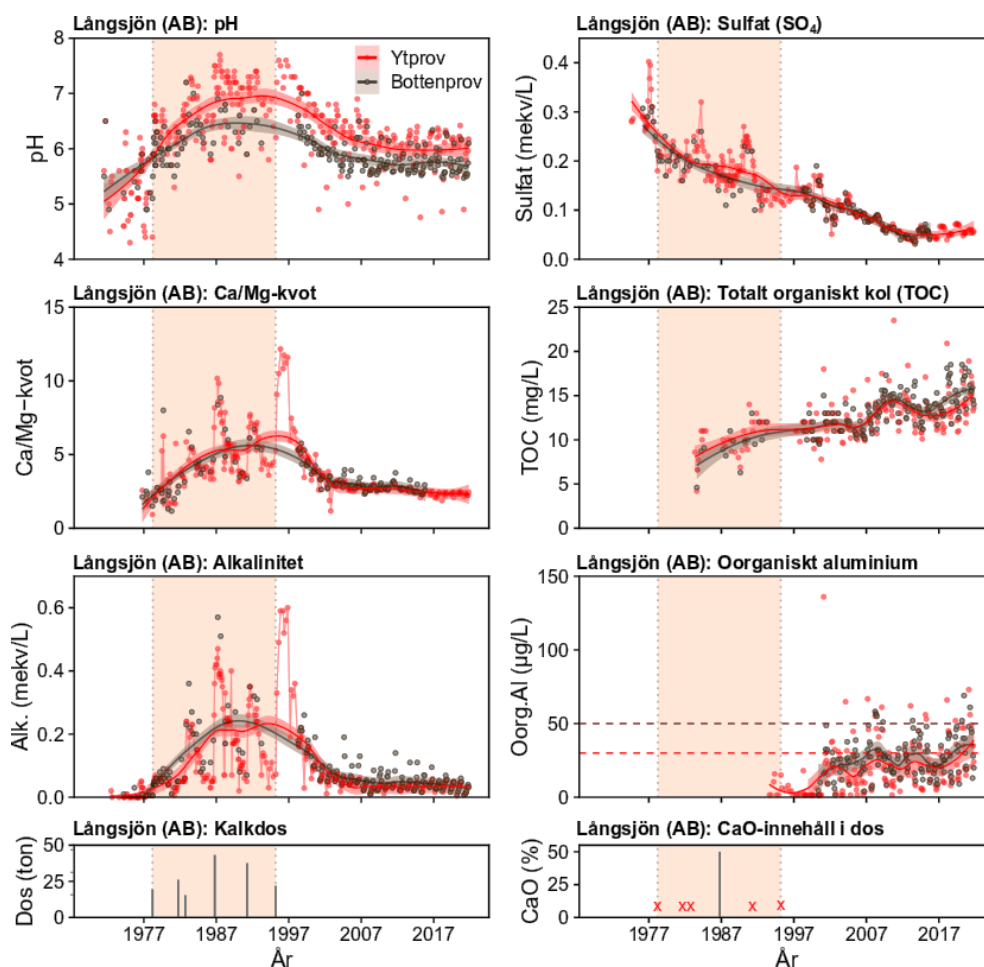
3.7 Långsjön (AB)

3.7.1 Vattenkemi

Långsjön (AB) är en del av Tyresta nationalpark, tillsammans med de kalkavslutade sjöarna Stensjön (AB) och Trehörningen, samt den okalkade referensen Årsjön. Det finns inget kalkningsmål angivet för Långsjön (AB). Efter kalkavslut 1995 minskar pH under en dryg tioårsperiod, och stabiliseras sedan på ett medel pH runt 6,0, vilket är betydligt högre än åren innan kalkningen påbörjades, då pH i genomsnitt var drygt 5 (Figur 18). Under perioden efter kalkavslut förekommer det dock återkommande årsminimivärden omkring 5. Ca/Mg-kvoten minskar under de åtta första åren efter kalkavslut och planar sedan ut på ca 2,3. Alkaliniteten minskar kraftigt efter kalkavslut, men har stabiliserats på i genomsnitt 0,03 mekv/l.

Koncentrationer av TOC har mätts sedan 1983 och koncentrationer av sulfat har mätts sedan 1974. TOC har sedan dess ökat från under 10 mgC/l till cirka 15 mgC/l och ökningen förefaller ha skett under perioden då sjön kalkades. Sulfat har minskat mer eller mindre kontinuerligt fram till omkring 2010 och sedan legat stabilt på en nivå av 0,05 mekv/l (Figur 18).

Koncentrationen av oorganiskt aluminium har varit tämligen hög i Långsjön (AB) under stora delar av perioden efter kalkavslut (Figur 18). De tre sista åren innan kalkavslut och de första fem åren efter kalkavslut (den period där effekter från den sista kalkningen dröjer sig kvar, enligt alkalinitetsdata) är koncentrationerna låga ($<10 \mu\text{g/l}$), varefter de ökar. Från och med år 2001 är koncentrationer över $30 \mu\text{g/l}$ vanligt förekommande och efter år 2004 uppmättes också koncentrationer över $50 \mu\text{g/l}$ vid 11 tillfällen i ytvattnet. Koncentrationer över $50 \mu\text{g/l}$ är så höga att de kan vara skadliga för alla typer av fisk och andra vattenlevande organismer med gälar. Sista året i tidsserien skattas medelvärdet ligga över $30 \mu\text{g/l}$.



Figur 18. Trender för vattenkemiska parametrar i Långsjön (AB); pH, Ca/Mg-kvot, alkalinitet, sulfat, TOC och oorganiskt aluminium. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95%-konfidsensband. Kalkningsperioden är markerad i beige färg och staplar i nedre diagrammet visar kalkdosernas tidpunkt, relativa storlek och CaO-innehåll. Inget kalkningsmål finns för pH. Streckade linjer i grafen för oorganiskt aluminium visar kritisk nivå för känsliga fiskarter (röd) respektive kritisk nivå för abborre och öring (mörkröd).

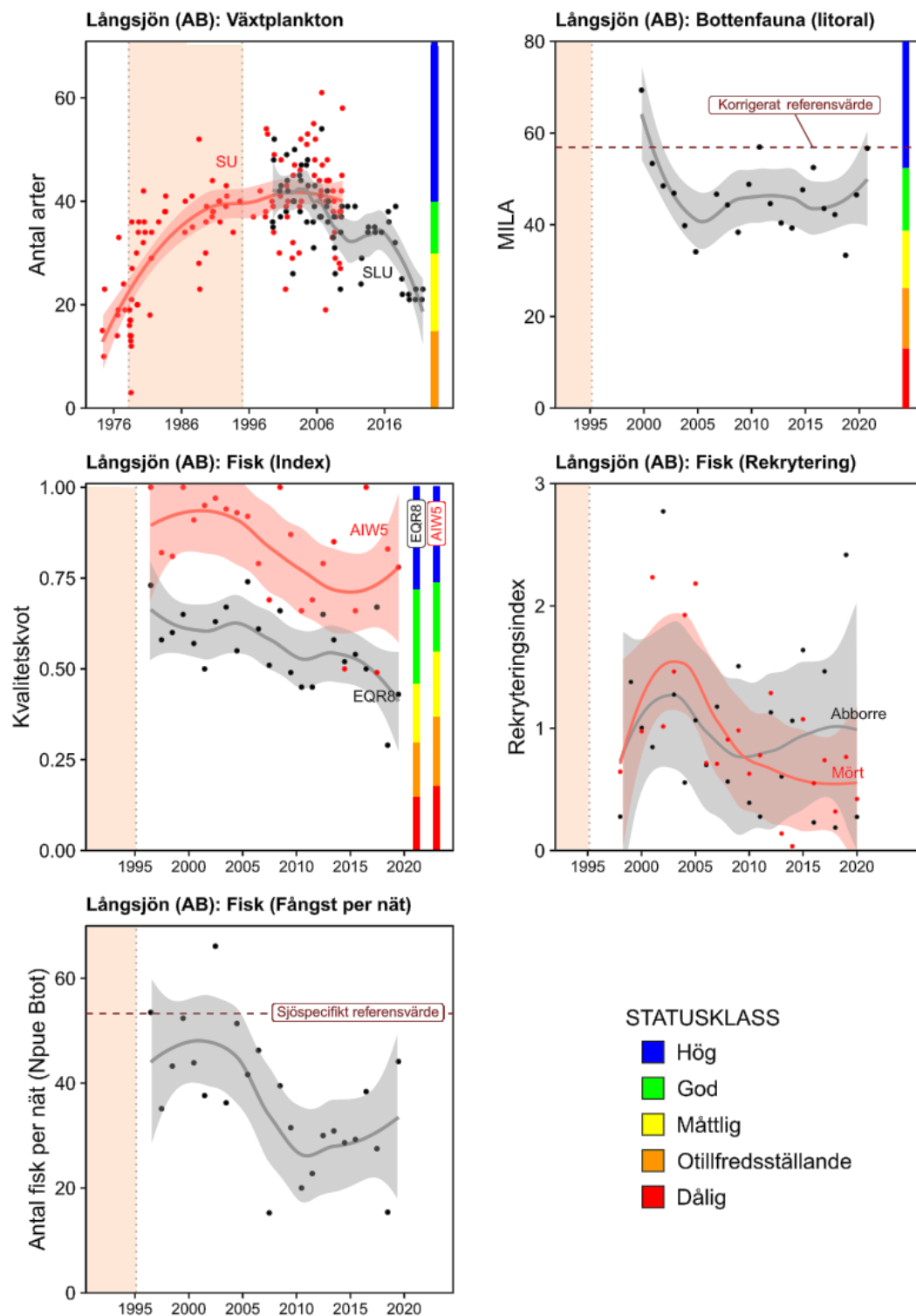
3.7.2 Biota

I Långsjön (AB) finns fiskarterna abborre, gädda och mört. IKEU-programmets provfischen startade 1998. Båda fiskindex tenderar att ha minskat över tid, även om trenderna är osäkra. AindexW5 indikerade generellt hög status med inslag av värden indikativa för god status. EQR8 visar generellt god status fram till 2010, varefter enstaka värden för måttlig/otillfredsställande status erhålls; de två lägsta indexvärdena kommer dock från de sista två åren (Figur 19). Den totala abundansen låg övergripande under referensvärdet med undantag för endast två år (dataspann: 28-124 % av referensvärde), med ett tydligt skifte till ett lägre medelvärde för den senare halvan av undersökningsperioden. De allra starkaste årsklasserna föddes tidigt i tidsserien, 1999 för mört respektive 2002 för abborre. Mörtens rekrytering var extremt låg under åren 2013 och 2014 och artens rekrytering är i genomsnitt sämre under senare tid indikativt för en försämring. För abborre är trenden osäker utan någon tydlig indikation på försämring över tid.

Mätningar av MILA-index för bottenfauna i Långsjön (AB) startade först några år efter kalkavslut 1995. I början av mätperioden minskar MILA-index från en nivå som indikerar hög status (≥ 52), till en nivå som är i genomsnitt 45 under perioden 2006-2020, vilket indikerar god status (Figur 19). Under den perioden finns det ingen trend i MILA-indexet. Minskningen i MILA-index efter kalkavslut sammanföll med minskande pH under samma period.

Antalet växtplanktonarter ökade under perioden med kalkning till cirka 40 arter de sista åren med kalkning, vilket indikerar god till hög status (Figur 19). Artantalet låg kvar på den nivån i omkring 10 år efter kalkavslut, varefter det minskade till i genomsnitt 22 under åren 2018-2021, vilket indikerar måttlig status.

Sammanfattningsvis har det skett minskningar i flera biologiska index som i tid sammanfaller med återförsurningen som lett till sjunkande pH och alkalinitet, samt ökande koncentrationer av TOC och oorganiskt aluminium.



Figur 19. Antal växtplanktontaxa, bottenfaunans MILA-index och fiskdata i form av EQR8 och kvalitetskvoten av surhetsindexet AindexW5 (AIW5) samt rekryteringsindex och antalet fiskar per nät (NpueBtot) för Långsjön (AB). Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsband. För växtplankton finns data från provtagningar gjorda av Stockholms universitet (SU) och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), med delvis överlappande tidsserier.

3.8 Stensjön (AB)

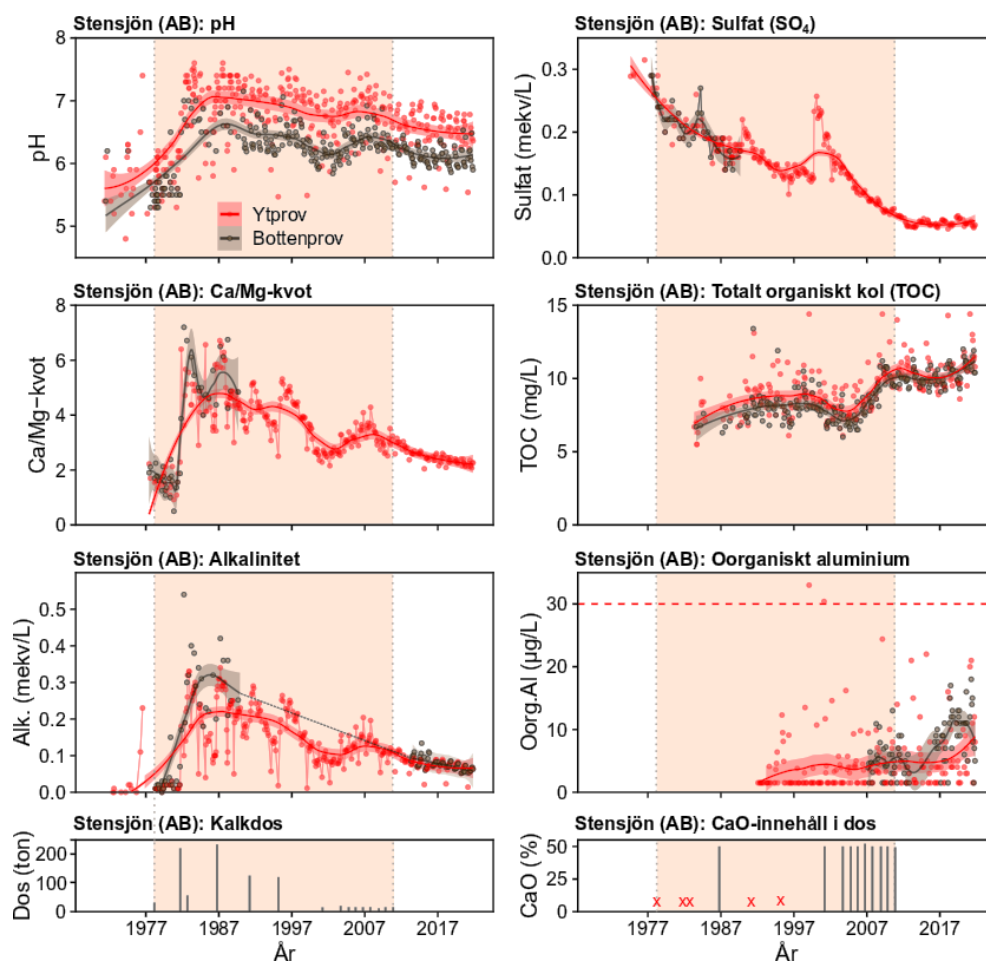
3.8.1 Vattenkemi

Stensjön (AB) är en del av Tyresta nationalpark, tillsammans med de uppströms liggande kalk-avslutade sjöarna Långsjön (AB) och Trehörningen, samt den okalkade referensen Årsjön. Det finns inget pH-mål angivet för Stensjön (AB). Vid slutet av kalkningsperioden låg pH i medel cirka 6,7, men med regelbundet återkommande minimivärden mellan 5 och 6 (Figur 20). Efter kalkavslut år 2010 minskar pH något och ligger under de sista sex åren i mätserien på i genomsnitt 6,5 och det förekommer även under denna period årsminimivärden under 6,0. Även Ca/Mg-kvoten minskar något, men ännu 12 år efter kalkavslut har kvoten inte stabiliserats helt. Det är därför möjligt att Stensjön (AB) fortfarande är påverkad av kvarliggande kalk i sjön eller uppströms i avrinningsområdet. Alkaliniteten minskar efter kalkavslut och det finns en antydan till att den planar ut på omkring 0,05 mekv/l.

Koncentrationen av TOC har ökat från cirka 7 mgC/l på 1980-talet till cirka 10 mgC/l under perioden efter kalkavslut (Figur 20). Ökningen skedde till största delen under åren 2006-2010, d.v.s. under perioden då sjön fortfarande kalkades, vilket också sammanfaller med ökningen i TOC i Långsjön. Koncentrationen av sulfat har minskat sedan 1974 (Figur 20). I augusti 1999 var det en stor skogsbrand i Tyresta nationalpark vilket påverkade koncentrationerna av många kemiska variabler i Stensjön (AB). Den tydliga ökning av sulfat år 1999, i en annars minskade sulfat-trend, är med största sannolikhet orsakad av branden.

Koncentrationen av oorganiskt aluminium är under 30 µg/l under hela mätperioden i Stensjön (AB), med undantag från två mätpunkter under den kalkade perioden som ligger strax över 30 µg/l (Figur 20). Det finns en tendens till ökande medelvärden av oorganiskt aluminium i slutet av tidsserien och frekvensen av prover med halter under detektionsgränsen har minskat.

Sammanfattningsvis finns det sannolikt en kvarvarande effekt av tidigare kalkningar, men det finns tydliga tendenser till att vattenkemin stabiliseras i ett läge som inte innebär att sjön återförsurats.



Figur 20. Trender för vattenkemiska parametrar i Stensjön (AB); pH, Ca/Mg-kvot, alkalinitet, sulfat, TOC och oorganiskt aluminium. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95%-konfidensband. Kalkningsperioden är markerad i beige färg och staplar i nedre diagrammet visar kalkdosernas tidpunkt, relativa storlek och CaO-innehåll. Inget kalkningsmål finns för pH. Röd streckad linje i grafen för oorganiskt aluminium visar kritisk nivå för känsliga fiskarter.

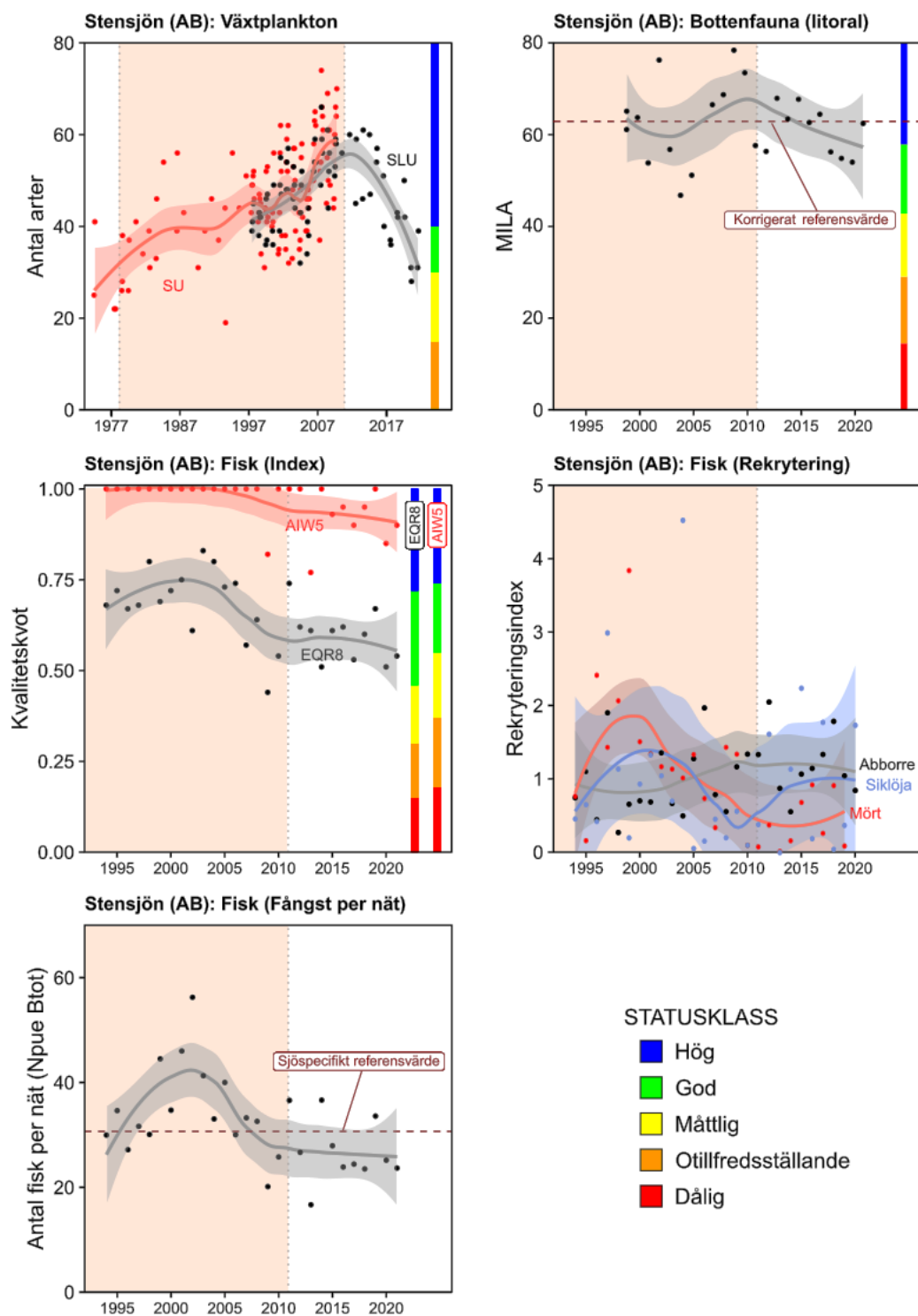
3.8.2 Biota

I Stensjön fångades abborre, benlöja, gers, gädda, mört och siklöja. Surhetsindexet AindexW5 visade en svagt negativ, men osäker, trend med lägre värden under perioden efter kalkavslut jämfört med kalkningsperioden (Figur 21). AindexW5 indikerade dock alltid hög status. Indexet EQR8 visade oftast hög eller god status. Det finns ett tydligt skifte i medelvärde för EQR8, men detta skifte förefaller ha påbörjats i slutet av perioden då sjön kalkats (mellan 2006 och 2011). Den totala abundansen låg över det sjöspecifika referensvärdet under en period då sjön kalkades (tiden efter skogsbranden 1999). Under perioden som följer kalkavslut ligger medelvärdet under referensvärdet, med enstaka år då referensvärdet överskrids. Under brandåret 1999 föddes också den starkaste årsklassen av mört i tidsserien. Därefter har mörtens rekrytering minskat till värden i linje med åren före branden. Anmärkningsvärt är relativt svaga årsklasser av mört fem år i rad (2010-2014), då rekryteringsindex var 1-37 % av medelvärdet under hela tidsserien. Medelvärdet är dock potentiellt något missvisande på grund av brandeffekterna som gynnat mörtens. Siklöjan verkar i stora drag ha följt mörtens rekryteringsmönster under kalkningsperioden (dvs en potentiell ökning i samband med branden och därefter en minskning). Efter kalkavslut har dock siklöjan möjligen åter ökat sitt genomsnittliga rekryteringsindex; trenden för siklöja är dock osäker på grund av hög mellanårsvariation. Abborren uppvisar inga tydliga förändringar i rekrytering.

Bottenfaunaindexet MILA varierar mellan 47 och 78 och med ett genomsnitt på 62, vilket indikerar hög status (Figur 21). Under hela mätperioden visar MILA på en relativt jämn nivå, utan några tydliga ökande eller minskande trender, inte heller efter kalkavslut (den något negativa lutning på trendlinjen som observeras kan inte anses vara statistiskt säkerställd).

Antal växtplanktonarter ökade från omkring 30 arter innan kalkning till omkring 50 arter, vilket indikerar hög status, i slutet av den kalkade perioden (Figur 21). Efterkalkavslut har det skett en minskning till i genomsnitt 37 arter under åren 2019-2021, vilket fortfarande indikerar god status (mycket beroende på förhållandevis höga värden år 2019). Den negativa trenden pekar dock mot måttlig status om den fortsätter.

Sammanfattningsvis visar biologiska index (med undantag för det minskande antalet växtplanktonarter) ingen tydlig surhetspåverkan, vilket står i överensstämmelse med att de vattenkemiska resultaten inte visar på återförsurning.



Figur 21. Antal växtplanktontaxa, bottenfaunans MILA-index och fiskdata i form av EQR8 och kvalitetskvoten av surhetsindexet AindexW5 (AIW5) samt rekryteringsindex och antalet fiskar per nät (NpueBtot) för Stensjön (AB). Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidensband. För växtplankton finns data från provtagningar gjorda av Stockholms universitet (SU) och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), med delvis överlappande tidsserier.

3.9 Trehörningen

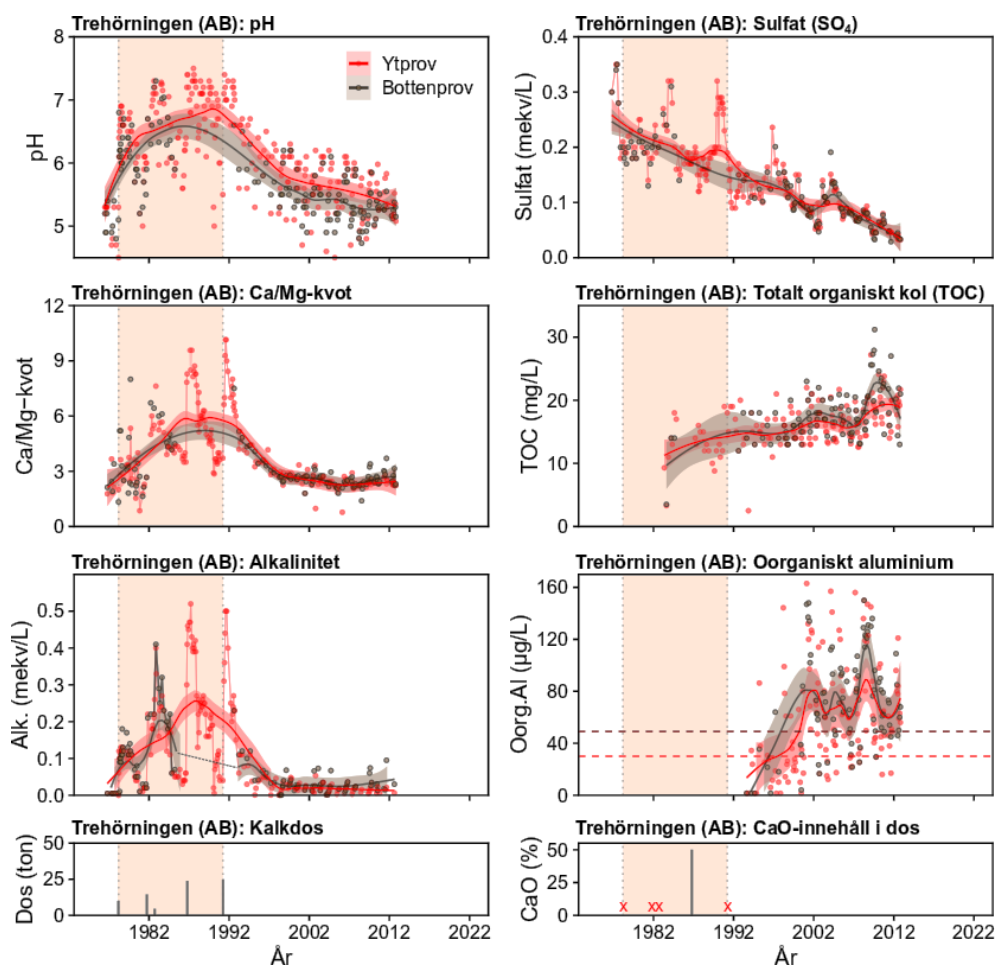
3.9.1 Vattenkemi

Trehörningen ligger Tyresta nationalpark, tillsammans med de nedströms liggande kalk-avslutade sjöarna Stensjön (AB) och Långsjön (AB), samt den okalkade referensen Årsjön. Det finns inget pH-mål angivet för Trehörningen. Vid slutet av den kalkade perioden låg pH närmare 7, men med en stor variation sista åren (Figur 22). Efter kalkavslut år 1991 minskar pH succesivt ända fram till mätperiodens slut år 2012, då medel-pH är 5,2. Ca/Mg-kvoten minskar i ca 7 år och planar sedan ut på 2,4, som kan anses representera okalkat tillstånd. Även långt efter att Ca/Mg-kvoten planat ut minskar alltså pH-värdet, om än långsammare än under tiden då Ca/Mg också minskar. I den okalkade Årsjön, som ligger i samma område, har istället svagt ökande pH i takt med att minskande sulfatkoncentration resulterat i en återhämtning från försurningen.

Likt sjöarna Långsjön (AB) och Stensjön (AB) minskade sulfatkoncentrationerna i Trehörningen sedan mätningar startade år 1976. TOC började mätas år 1983 och sedan dess har koncentrationerna stadigt ökat från cirka 10 mgC/l till ca 20 mgC/l vid mätperiodens slut år 2012 (Figur 22). Den ökande halten av TOC är en delförklaring till att pH minskar.

Mätningar av oorganiskt aluminium startade först efter den sista kalkningen i Trehörningen, och halterna överskrider 30 µg/l vid ett stort antal tillfällen under mätperioden (Figur 22). Majoriteten av mätvärdena är också över 50 µg/l och det glidande medelvärde ligger tydligt över denna gräns sedan början av 2000-talet. Som högst uppmättes upp mot 150 µg/l vid flera tillfällen. Koncentrationer av oorganiskt aluminium över 50 µg/l kan skada alla fiskarter, samt andra vattenlevande djur med gälar. Frekvensen av mätvärden över 50 µg/l var högre de senaste tio åren i tidsserien, då pH-värdet oftast låg under 6,0.

Sammanfattningsvis visar de vattenkemiska resultaten tydligt att Trehörningen har återförsurats.



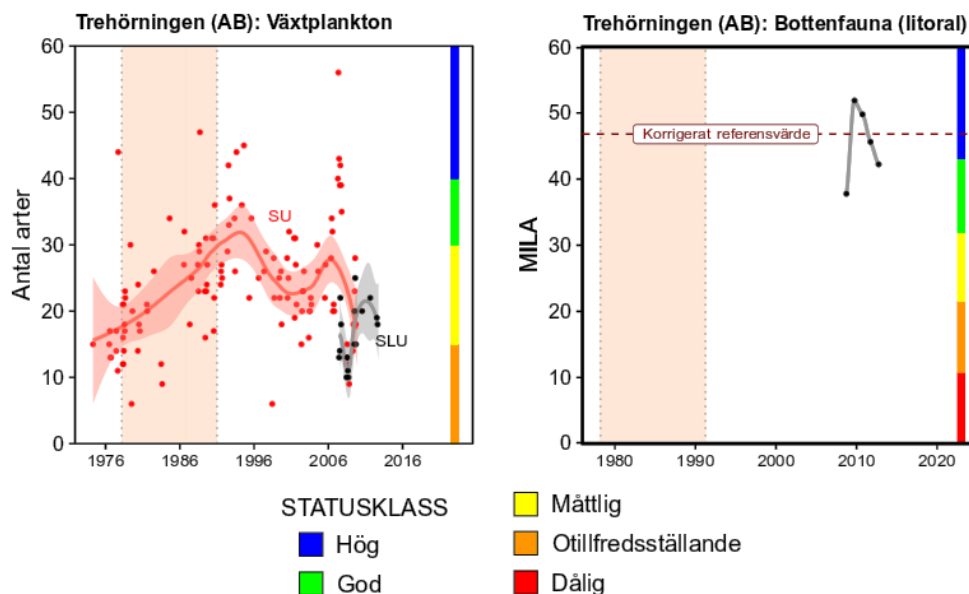
Figur 22. Trender för vattenkemiska parametrar i Trehörningen (AB); pH, Ca/Mg-kvot, alkalinitet, sulfat, TOC och oorganiskt aluminium. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95%-konfidsband. Kalkningsperioden är markerad i beige färg och staplar i nedre diagrammet visar kalkdosernas tidpunkt, relativa storlek och CaO-innehåll. Inget kalkningsmål finns för pH. Streckade linjer i grafen för oorganiskt aluminium visar kritisk nivå för känsliga fiskarter (röd) respektive kritisk nivå för abborre och öring (mörkröd).

3.9.2 Biota

I Trehörningen utfördes inventeringsfisken inom IKEU åren 2007 och 2011, men ingen fisk fångades vid något av dessa tillfällen. Det finns inga tidigare provfisken registrerade i provfiskedatabasen NORS. Senast kända uppgifter om fisk i sjön var att abborre och enstaka gädda fångades vid provfiske i sjön 1974 (Milbrink och Johansson 1975). Efter detta rotenonbehandlades sjön och det sattes ut öring i sjön som enligt rykten kunde påträffas i sjön några år efter utsättningen. Den naturliga fiskfaunan i sjön har alltså slagits ut på ett tidigt stadium av rotenonbehandlingen.

MILA-index i Trehörningen mättes endast under åren 2008-2012 och varierade då mellan 38 och 52, vilket indikerar god till hög status (Figur 23). Eftersom mätningar av MILA startade långt efter det att kalkning avslutades år 1991 så är det svårt att utvärdera effekten av kalkavslut på bottenfauna. Vidare är det svårt att utvärdera eventuella trender för en så kort tidsperiod som 5 år.

Antal växtplanktonarter ökade från cirka 15 innan kalkningen började, vilket indikerar måttlig till otillfredsställande status (Figur 23). Under kalkningsperioden ökade artantalet och var som högst, med ett genomsnitt över 30, under åren närmast efter kalkavslut. Denna nivå indikerar god status. Därefter har antalet arter varierat mycket, med en generellt minskande trend även om det under år 2007 tillfälligt observeras ett ovanligt högt antal arter.



Figur 23. Antal växtplanktontaxa, bottenfaunans MILA-index för Trehörningen (AB). Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidensband (med undantag för MILA-index, där alltför få data finns). För växtplankton finns data från provtagningar gjorda av Stockholms universitet (SU) och Sveriges lantbruksuniversitet (SLU), med delvis överlappande tidsserier.

3.10 Referenssjöar

I detta avsnitt redovisas resultat från okalkade sura och neutrala referenssjöar som en jämförelse till resultaten från de kalkavslutade sjöarna. Det är viktigt att ha kännedom om utvecklingen i okalkade vatten vid utvärdering av effekten av kalkavslut. Dels pågår det en återhämtning från föroeningen, dels påverkas ekosystemen också av andra långsiktiga förändringar såsom klimatförändringen.

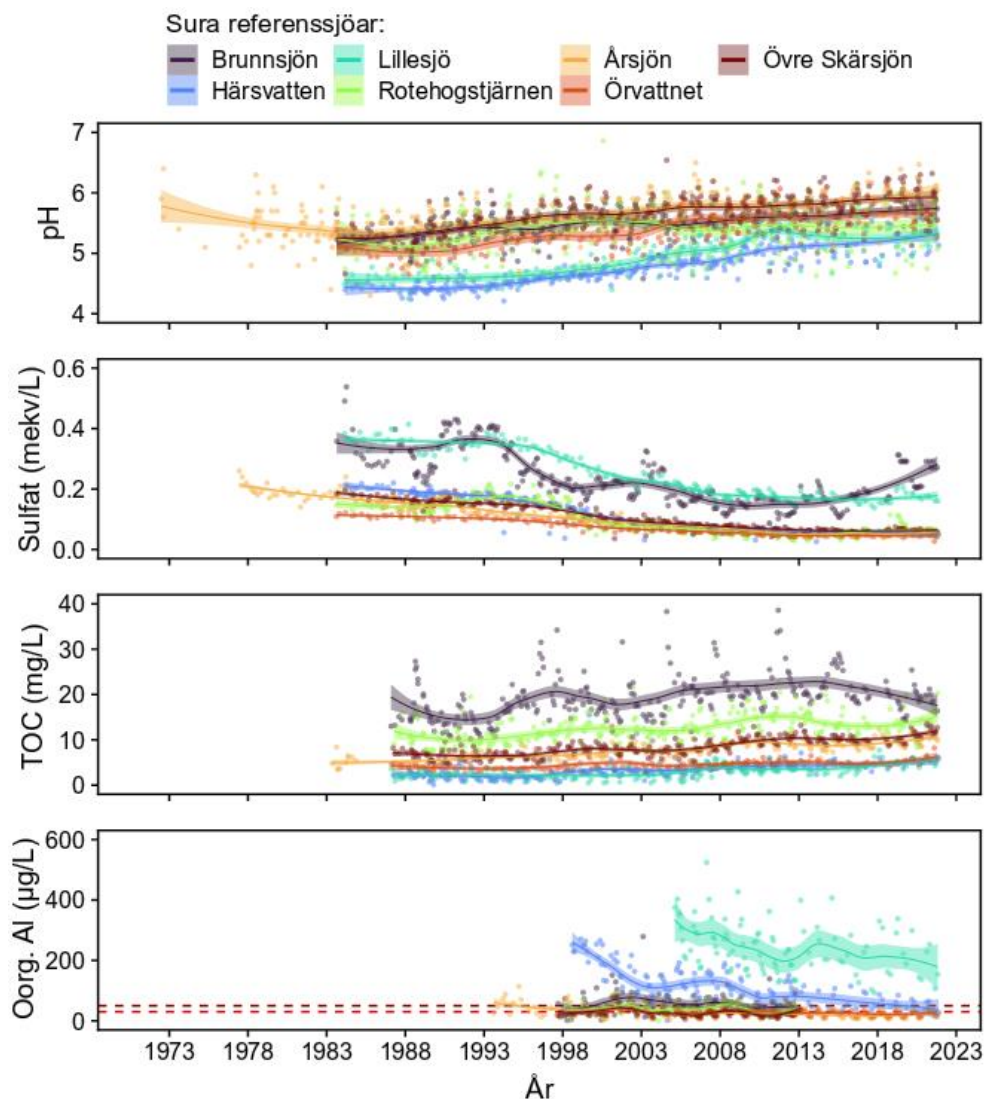
3.10.1 Vattenkemi i sura referenssjöar

I Årsjön, där det finns data från 1970-talet och framåt, noterades de lägsta pH-värdena under mitten av 1980-talet (Figur 24). Under 1980-talet varierade median-pH i de sura referenssjöarna mellan 4,4 (Härsvatten) och 5,4 (Årsjön). Från 1989 fram till 2020-talet ökar pH-värdet med 0,01-0,03 pH-enheter/år i alla sjöar utom Rotehogstjärnen (Figur 24, Tabell 4). I Rotehogstjärnen skedde en ökning av pH-värdet under 1990-talet, som sedan avstannade på i genomsnitt pH 5,5. Det finns en tendens till att ökningstakten av pH var högre under 90- och 00-talen än i slutet av tidsperioden. Det lägsta årligen uppmätta pH-värdet ($pH_{\min}$) ökar i alla sjöar, med en ökning på 0,5 till 1 pH-enhet under perioden 1989-2022.

I takt med att den atmosfäriska depositionen av sulfat har avtagit minskar också koncentrationerna av sulfat kraftigt i alla sura referenssjöar (Figur 24, Tabell 4). I Härsvatten, Rotehogstjärnen, Årsjön, Örvattnet och Övre Skärsjön har sulfathalten stabiliserats på omkring 0,05 mekv/l. I Lillesjö och Brunnsjön har sulfathalten också minskat, men ligger under 2020-talet på högre nivåer än i de övriga sjöarna och Brunnsjön avviker i slutet av mätserien från den generella trenden, med ökande och relativt höga värden.

Halten av TOC ökar generellt från 1980-talet till 2020-talet (Figur 24). Under perioden 1989-2022 var ökningen 0,09-0,23 mgC/l/år och ökningen var signifikant i alla sjöar utom Brunnsjön (Tabell 4). Alkaliniteten ökar (eller aciditeten minskar) i alla sjöar utom Rotehogstjärnen och ökningen är som störst i de suraste sjöarna, Härsvatten och Lillesjö (Tabell 4).

Mätningar av oorganiskt aluminium startade mellan 1994 och 2005, det vill säga senare än för de andra variablerna och när pH-värdena hade ökat en del från 80-talets låga värden. Tidsserierna i Brunnsjön, Rotehogstjärnen och Övre Skärsjön slutar 2012. Halten av oorganiskt aluminium är hög i flera av sjöarna, särskilt i Lillesjö och Härsvatten, som är de suraste sjöarna (Figur 24). I Lillesjö är koncentrationen ofta över 200 µg/l. Halten av oorganiskt aluminium minskar tydligt i Lillesjö och Härsvatten. Även i Årsjön sker det en minskning av halten av oorganiskt aluminium, som ofta översteg 50 µg/l under 90- och 00-talen, vilket den inte har gjort sedan 2009. I övriga sura referenssjöar förändras inte halten av oorganiskt aluminium under mätperioderna.



Figur 24. Trender av vattenkemiska parametrar; pH, sulfat, TOC och oorganiskt aluminium, i sura referenssjöar. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsensband (i vissa fall knappt synligt kring regressionslinjen). Notera att variationen i några fall kan vara cyklisk (exempelvis TOC i Brunnsjön), ett mönster som jämnas ut i regressionen som representerar den generella trenden. Notera även att skalan för oorganiskt aluminium har ett mycket högre maxvärde än övriga motsvarande grafer i rapporten. Streckade linjer i grafen för oorganiskt aluminium visar kritisk nivå för känsliga fiskarter (röd) respektive kritisk nivå för abborre och öring (mörkröd).

Tabell 4. Trender (Theil-Sen slopes) av pH, sulfat, TOC och alkalinitet i sura och neutrala referenssjöar under perioden 1989-2022. Signifikanta trender (Mann-Kendall test, $p < 0,05$) är markerade i fetstil

Sjö	pH	Sulfat	TOC	alkalinitet/ aciditet
	pH-enh år ⁻¹	µekv l ⁻¹ år ⁻¹	mgC l ⁻¹ år ⁻¹	µekv l ⁻¹ år ⁻¹
Sura referenssjöar				
Brunnsjön	+0,010	-0,0050	+0,16	+0,75
Härsvatten	+0,033	-0,0044	+0,13	+1,8
Lillesjö	+0,030	-0,0064	+0,13	+2,4
Rotehogstjärnen	-0,002	-0,0035	+0,23	-0,47
Årsjön	+0,017	-0,0028	+0,13	+0,71
Örvattnet	+0,022	-0,0020	+0,09	+0,50
Övre Skärsjön	+0,016	-0,0034	+0,17	+0,67
Neutrala referenssjöar				
Allgjuttern	+0,006	-0,0038	+0,04	+0,63
Fiolen	+0,013	-0,0047	+0,04	+2,5
Fräcksjön	+0,001	-0,0048	+0,14	+1,0
Remmarsjön	+0,003	-0,0007	+0,06	+0,39
Stensjön (X)	+0,004	-0,0009	+0,06	+0,40
Stora Envättern	-0,001	-0,0034	+0,12	+0,27
Stora Skärsjön	+0,005	-0,0036	+0,02	+1,8
Älgsjön	+0,004	-0,0014	+0,10	-1,0

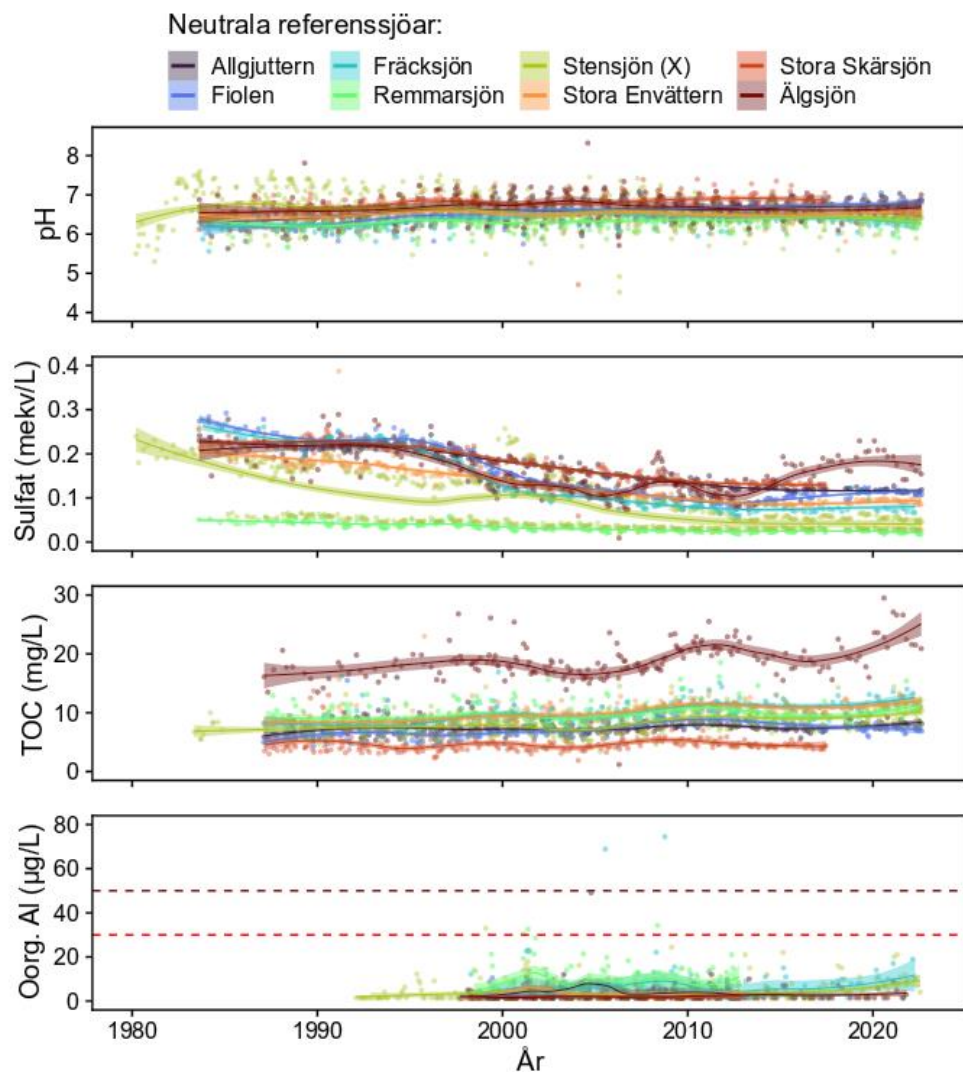
3.10.2 Vattenkemi i neutrala referenssjöar

Vattenkemin i de neutrala referenssjöarna är generellt mera stabil än i de sura referenssjöarna. Median-pH för hela perioden varierade mellan 6,3 i Remmarsjön och 6,8 i Stora Skärsjön (Figur 25). pH ökade signifikant i Allgjuttern, Fiolen och Stora Skärsjön, men ökningen är mindre än i de sura referenssjöarna (Tabell 4). Eftersom pH är högre i de neutrala referenssjöarna betyder det också att minskningen av vätejonkoncentrationen är betydligt mindre i de neutrala referenssjöarna än i de sura referenserna.

Liksom i de sura referenssjöarna minskade sulfathalten under mätperioden (Figur 25). Minskningen var 0,0009-0,0048 µekv/l/år och den var signifikant i alla sjöar utom i Älgsjön, där koncentrationen av sulfat ökar efter 2012 (Figur 25, Tabell 4).

TOC ökade generellt från 1980-talet till 2020-talet (Figur 25). Under perioden 1989-2022 var ökningen 0,04-0,14 mgC/l/år och ökningen var signifikant i Allgjuttern, Fräcksjön, Stensjön och Stora Envättern (Tabell 4). Alkaliniteten ökade i 6 av 8 neutrala referenssjöar (Tabell 4).

Även i de neutrala referenssjöarna är tidsserierna för oorganiskt aluminium kortare än för övriga variabler. Halterna av oorganiska aluminium ligger generellt under de kritiska värdena 50 µg/l och 30 µg/l under hela mätperioden i alla sjöar, med några få enstaka värden över 30 µg/l i Allgjuttern, Fräcksjön och Remmarsjön (Figur 25). Toxiskt oorganiskt aluminium är sannolikt inte något problem i någon av de neutrala referenssjöarna.



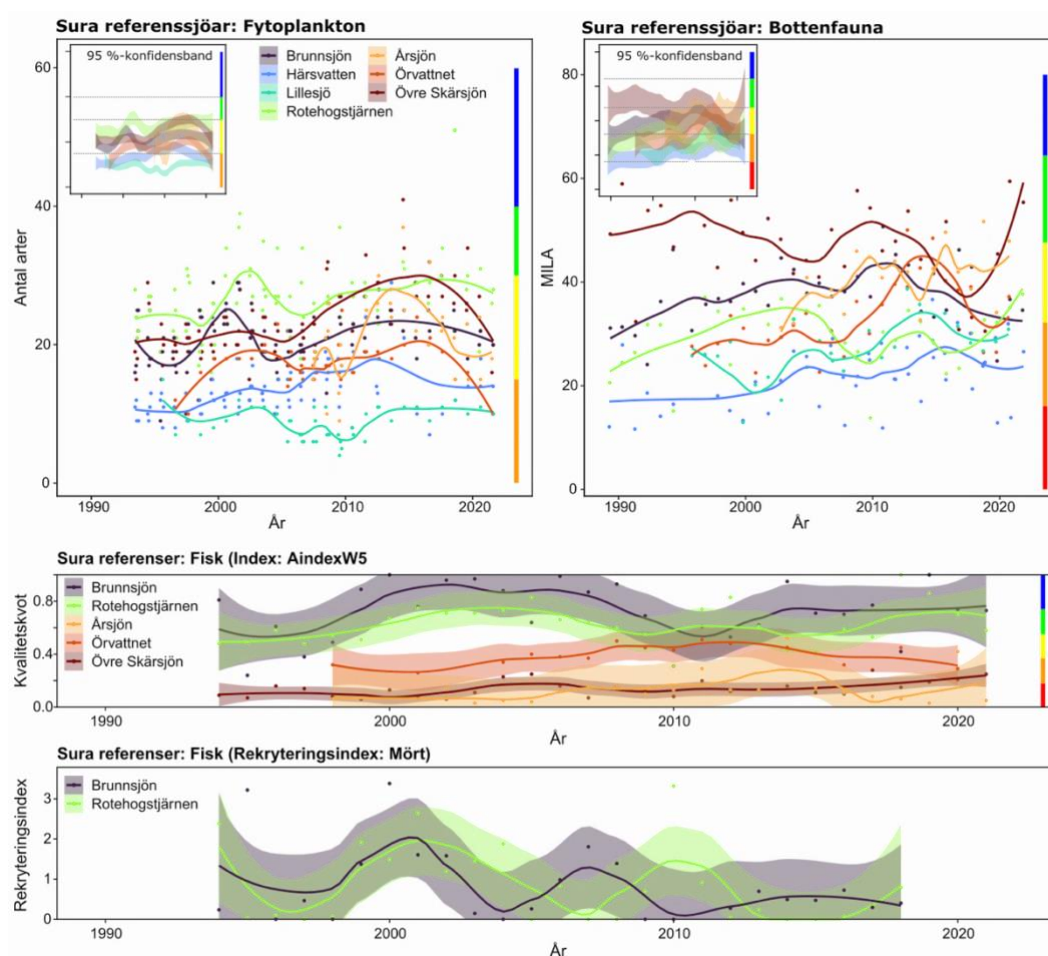
Figur 25. Trender av vattenkemiska parametrar; pH, sulfat, TOC och oorganiskt aluminium, i neutrala referenssjöar. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsband. Notera att variationen i några fall kan vara cyklisk (exempelvis sulfat i Stensjön), ett mönster som jämnas ut i regressionen som representerar den generella trenden. Streckade linjer i grafen för oorganiskt aluminium visar kritisk nivå för känsliga fiskarter (röd) respektive kritisk nivå för abborre och öring (mörkröd).

3.10.3 Biota i sura referenssjöar

I de sura referenssjöarna varierar antalet växtplanktonarter under perioden 1993-2021 mellan 9 (Lillesjö) och 27 (Rotehogstjärnen), vilket karakteriserar sjöar med måttlig till otillfredsställande status (Figur 26). I takt med att pH-värdena har ökat så har en svag ökning av antal växtplanktonarter skett i alla sjöar utom Lillesjö, som fortsatt är mycket sur, men ingen sjö har nått upp till god status fram till år 2021 även om Rotehogstjärnen är nära. Efter 2015 observeras (liksom i flera kalkavslutssjöar och neutrala referenser) en minskning i antalet växtplanktonarter i flera av de sura referenssjöarna, vilket sannolikt är en effekt av förändringar i växtplanktonanalysen snarare än en verklig minskning.

Bottenfaunans MILA-index varierar under perioden 1989-2021 i genomsnitt mellan 22 (Härsvatten) och 48 (Övre Skärsjön) i de sura referenssjöarna, vilket indikerar otillfredsställande till god status då hänsyn tagits till sjöspecifika referensvärden (Figur 26). I Övre Skärsjön ligger MILA relativt stabilt över tid, medan det i övriga sura referenssjöar sker en ökning i MILA-index.

Fisk saknas idag, så vitt vi vet, i de suraste sjöarna Härsvatten och Lillesjö. Abborre förekommer i de resterande fem sjöarna, tillsammans med braxen, gädda, mört och sarv i Brunnsjön, gädda och mört i Rotehogstjärnen, gers och gädda i Årsjön, öring i Örvattnet, och gädda i Övre Skärsjön. Mört förekom i Övre Skärsjön före försurningen (Valinia et al. 2014), men sedan provfiskena inom IKEU påbörjades på 90-talet har enstaka mörtar fångats endast vid två provfiskena (2009 och 2015). Surhetsindexet AindexW5 varierar mycket mellan år i både Brunnsjön och Rotehogstjärnen, och förekomsten av mört bidrar till att indexet oftast hamnar över gränsen till god status (Figur 26). Det är dock hög variation i mörtens rekryteringsindex, och nollvärden i båda tidsserierna indikerar att reproduktionen uteblir helt vissa år. AindexW5 varierar mellan dålig och måttlig status i de tre sura sjöar som saknar mört och andra karpfiskar. Örvattnets biomassa av abborre domineras i lägre grad av större individer, jämfört med i Årsjön och Övre Skärsjön, vilket bidrar till AindexW5 ibland närmar sig gränsen till god status.



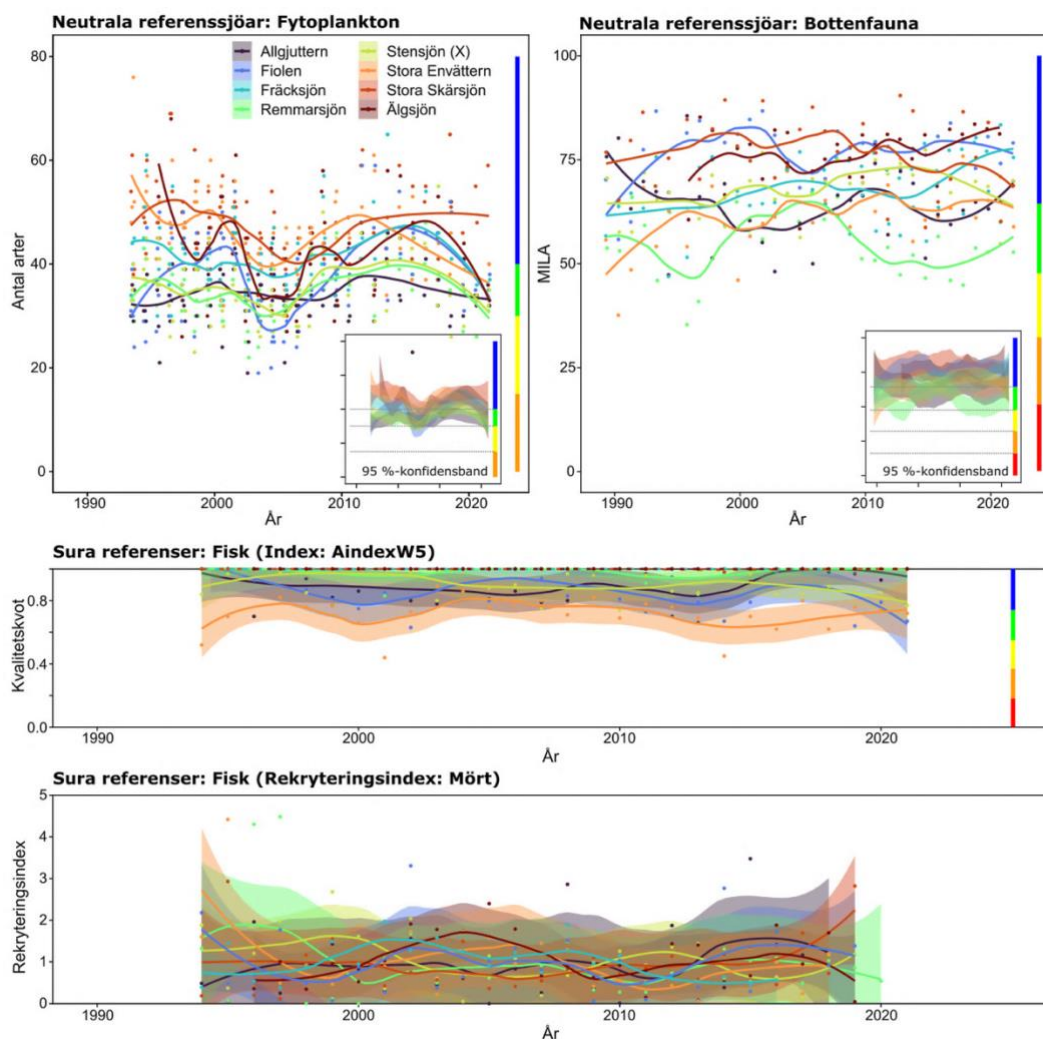
Figur 26. Antal växtplanktontaxa och bottenfaunans MILA-index för de sura referenssjöarna (Brunnsjön, Härsvatten, Lillesjö, Rotehogstjärnen, Årsjön, Örvattnet och Övre Skärsjön), samt fiskdata i form av kvalitetskvoten av surhetsindexet AindexW5 för sjöar med fiskbestånd och rekryteringsindex för mört i sjöar med mörtbestånd. Skalan för statusklassning är för växtplankton satt för humösa sjöar i södra Sverige och för MILA-index för icke sura sjöar. Referenssjöar kan därför avvika i status, särskilt för MILA där sjöspecifika referensvärden ska beräknas från pH_{ref} i sjöar där statusen först bedömts som måttlig eller sämre baserat på klassgränserna i figuren. Genomsnittsvärdena plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidensband (presenteras separat för växtplankton och bottenfauna för att öka läsbarheten).

3.10.4 Biota i neutrala referenssjöar

Antalet växtplanktonarter i de neutrala referenssjöarna ligger under perioden 1993-2021 i genomsnitt mellan 34 (Allgjuttern) och 48 (Stora Skärsjön), vilket indikerar god till hög status (Figur 27). Inga monotona trender kan observeras, men det finns en tendens till att antalet arter är lägre i mitten av 00-talet än under andra perioder. I flertalet neutrala referenser sker det en minskning efter 2015, vilket sannolikt är en effekt av förändringar i växtplanktonanalysen snarare än en verklig minskning.

MILA-index varierar under perioden 1989-2021 i genomsnitt mellan 55 (Remmarsjön) och 77 (Fiolen, Stora Skärsjön och Älgsjön) i de neutrala referenssjöarna, vilket indikerar god till hög status då hänsyn tagits till sjöspecifika referensvärden (Figur 27). I Fräcksjön, Stensjön (X), Stora Envättern och Älgsjön ökar MILA-index under perioden, medan det i övriga neutrala referenssjöar ligger stabilt eller fluktuerar på andra sätt.

Abborre, gädda och mört förekommer i alla åtta neutrala referenssjöar, tillsammans med ytterligare en till fem fiskarter som har fångats vid minst ett provfiske i respektive sjö. Surhetsindexet AindexW5 ligger vid majoriteten av alla mätningar över gränsen till god status med god marginal. I flera sjöar når kvalitetskvoten av Aindexw5 ofta eller alltid det maximala värdet 1.0 (Figur 27). Endast i Stora Envättern noterades sporadiskt en kvalitetskvot under gränsen till god status. I dessa fall var antalet mörtar i fångsten färre och deras medellängd större än andra år i tidsserien. Rekryteringsindex för mört varierar generellt inom 0,5-2, med några få mer avvikande och därmed svaga eller starka årsklasser per sjö. Undantaget är den mest nordligt belägna Remmarsjön, där mörtens rekrytering varierar mer mellan år än i de övriga sjöarna, speciellt i början av tidsserien.



Figur 27. Antal växtplanktontaxa och bottenfaunans MILA-index, samt fiskdata i form av kvalitetskvoten av surhetsindexet AindexW5 och rekryteringsindex för mört för de neutrala referenssjöarna (Allgjuttern, Fiolen, Fräcksjön, Remmarsjön, Stensjön, Stora Envättern, Stora Skärsjön och Älgsjön). Skalan för statusklassning är för växtplankton satt för humösa sjöar i södra Sverige och för MILA-index för icke sura sjöar. Referenssjöar kan därför avvika i status, särskilt för MILA där sjöspecifika referensvärden ska beräknas från pH_{ref} i sjöar där statusen först bedömts som måttlig eller sämre baserat på klassgränserna i figuren.

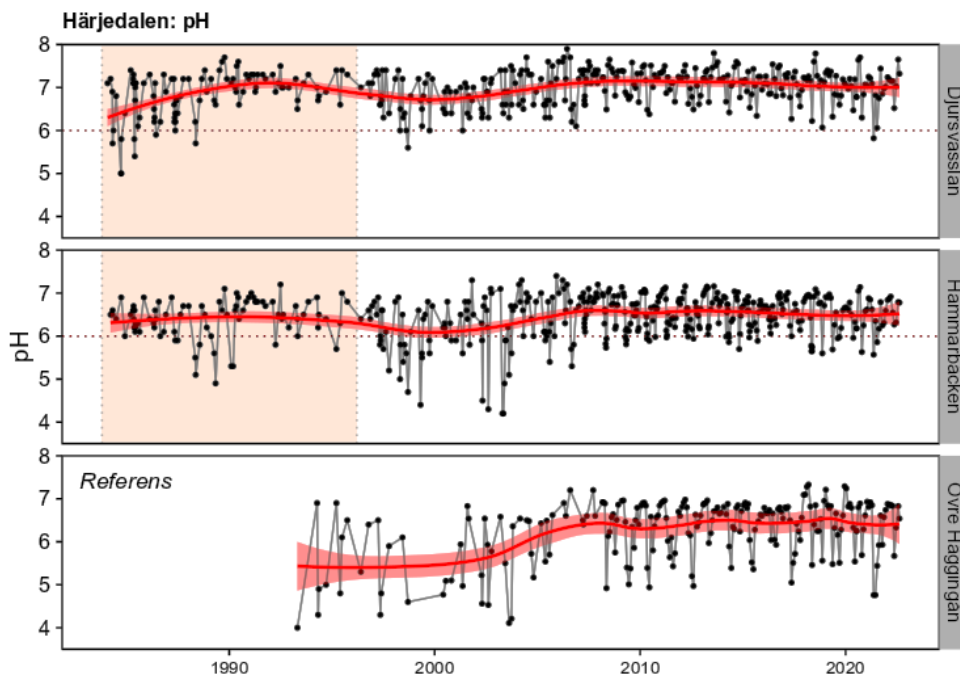
4. Fallstudier i vattendrag

4.1 Djursvasslan, Hammarbäcken och Övre Häggingån

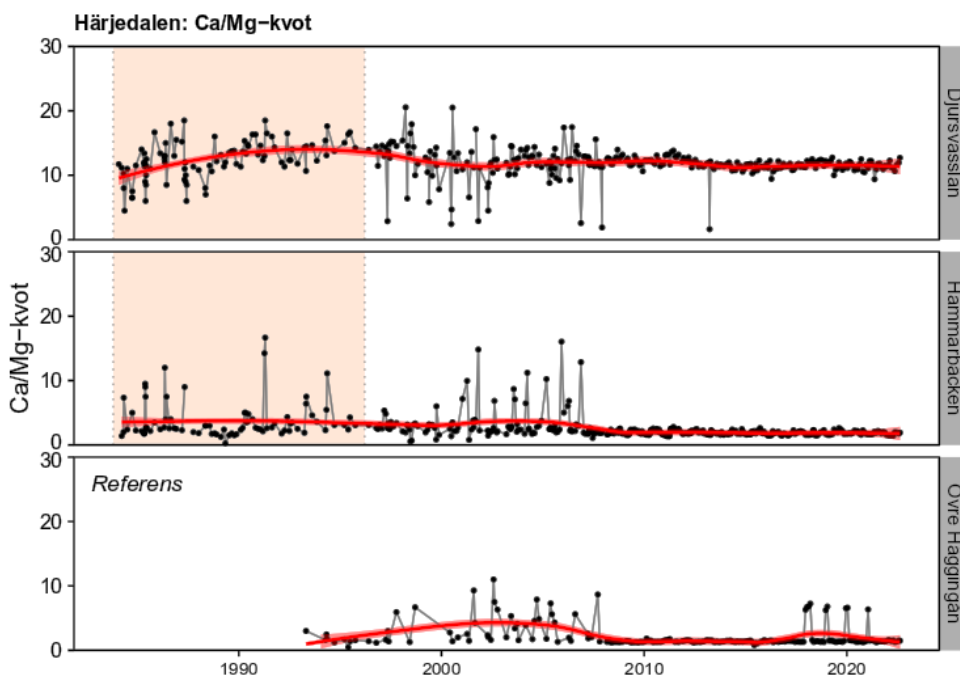
4.1.1 Vattenkemi

Mätningarna i Djursvasslan och Hammarbäcken började efter att kalkningen startade och det saknas uppgifter på hur surt det var i vattnen innan kalkningen påbörjades. I Djursvasslan syns dock en ökning av medel-pH och $pH_{\min}$ under 1980-talet och inomårsvariationen i pH minskar under den kalkade perioden (Figur 28). Under sista året med kalkning är medel-pH 7,0 respektive 6,5 i Djursvasslan och Hammarbäcken. Efter avslutad kalkning sjunker medel-pH till som lägst 6,2 respektive 5,3 efter 2 respektive 3 år. Medel-pH ökar under 00-talet och ligger sedan 2010 på omkring 7,0 respektive 6,4. Även i referensvattendraget Övre Häggingån sker det en ökning av medel-pH från cirka 5,0 under 1990-talet till cirka 6,0 från och med den senare delen av 00-talet. I de kalkade vattnen ökar inomårsvariationen i pH efter kalkavslut, särskilt i Hammarbäcken där pH sporadiskt når en bra bit under 5,0, men även i dessa vatten minskar variationen över tid och förekomsten av prover med pH under 5,6 minskar. Detta kan förklaras dels som en effekt av minskad svaveldeposition och återhämtning från försurning, dels av att provtagningsstrategin förändrades i dessa vattendrag från och med 2008 på så sätt att prover togs regelbundet vid mitten av månaden och inte i samband med höga flöden. I Övre Häggingån är inomårsvariationen stor, men minskar något i takt med återhämtning från försurningen. Det förekommer fortfarande tillfällen med pH under 5,6, men $pH_{\min}$ har ökat. Provtagningsfrekvensen i Övre Häggingån var låg under åren 1993-2007 och frånvaron av låga pH under vissa år indikerar därför inte nödvändigtvis avsaknad av surstötter.

Ca/Mg-kvoten i Djursvasslan ökar med kalkning i början av tidsserien från i genomsnitt 10 till 14, varefter den minskar något efter kalkavslut. Sedan omkring 2015 ligger den på i genomsnitt 12 (Figur 29). Att det höga värdet är stabilt under lång tid efter avslutad kalkning avspeglar den kalkrika berggrunden snarare än en kvardröjande effekt av våtmarkskalkningen. Åren 1997-2001, det vill säga direkt efter sista kalkning, förekommer det vid flera återkommande tillfällen att Ca/Mg-halten är låg, särskilt i april/maj. Därefter minskar inomårsvariationen i Ca/Mg-kvot. I Hammarbäcken ligger Ca/Mg-kvoten på ett årsmedelvärde på 4 fram till 2006, varefter variationen minskar och medelvärdet den sjunker till 1,9. I Övre Häggingån ökar Ca/Mg-kvoten under 1990-talet och ligger som högst på i genomsnitt ca 4 i början av 2000-talet, varefter den minskar, mycket på grund av reducerad variation. Ca/Mg-kvoten ligger sedan 2007 i regel stabilt på ca 1,4, men enstaka vinterprover under åren 2017-2021 uppvisar kvoter över 6.



Figur 28. Trender i pH i kalkavslutade vattendragen Djursvasslan och Hammarbäcken samt referensvattendraget Övre Häggingån. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsband. Röd punktad linje indikerar pH = 5,6.



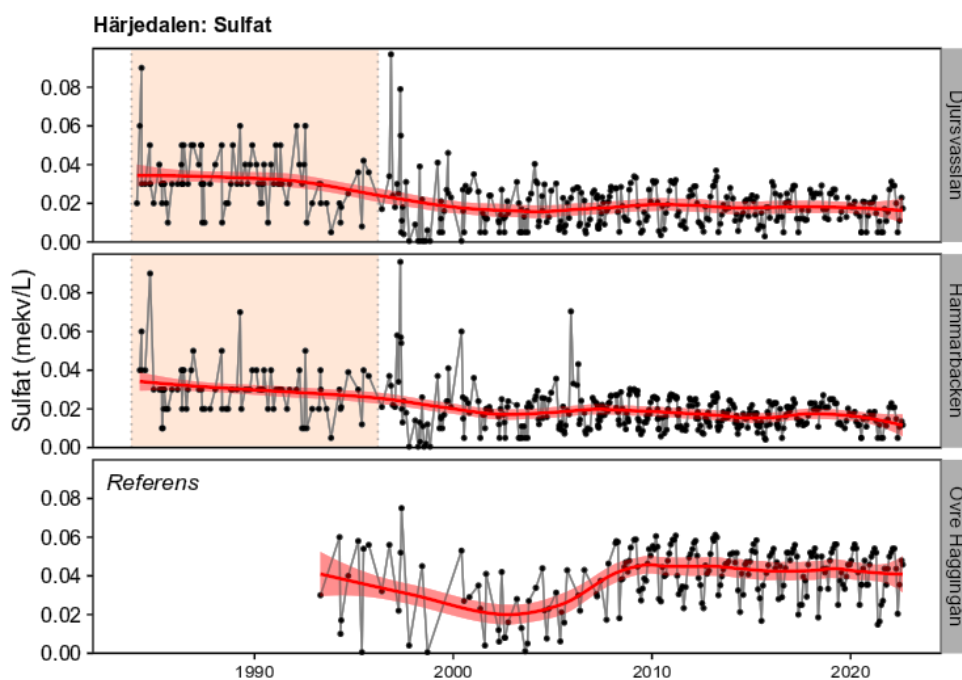
Figur 29. Trender i Ca/Mg-kvot i kalkavslutade vattendragen Djursvasslan och Hammarbäcken samt referensvattendraget Övre Häggingån. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsband.

Både i Djursvasslan och Hammarbäcken är sulfathalterna låga och sjunker från i genomsnitt 0,03 mekv/l under 1980-talet till cirka 0,02 mekv/l efter millennieskiftet (Figur 30). Detta beror till största delen på minskningen av svaveldepositionen. I referensen Övre Häggingån sker det en minskning från mitten av 90-talet till 2003, varefter sulfathalten ökar fram till 2008 då den stabiliseras på i genomsnitt 0,04 mekv/l.

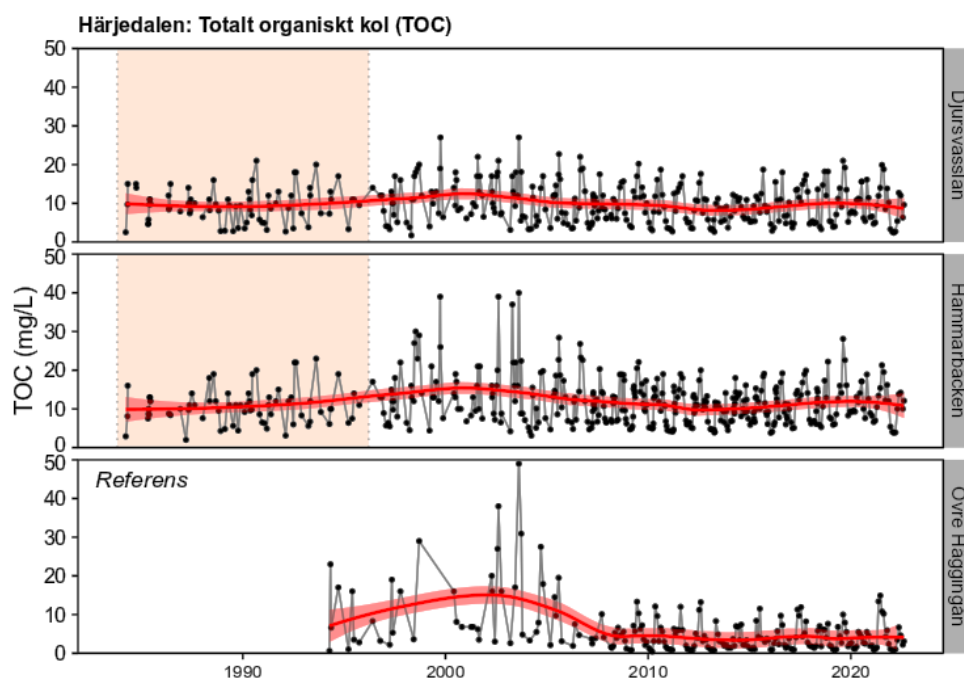
TOC uppvisar en motsatt trend jämfört med sulfat såväl i Djursvasslan och Hammarbäcken som i Övre Häggingån, med en ökning under 1990-talet och början av 2000-talet, varefter halten minskar något i de kalkade vattendragen och minskar tydligt i referensvattendraget (Figur 31). Även för TOC är förändringen i medelvärde större i referensvattendraget än i de kalkade vattendragen.

Halterna av oorganiskt aluminium är genomgående mycket låga i Djursvasslan, med ett genomsnitt under detektionsgränsen (3 µg/l) och maxvärde på 12 µg/l (Figur 32). I Hammarbäcken är medelvärdet också mycket lågt, men det förekom enstaka värden över 30 µg/l under 90- och 00-talet. I Övre Häggingån var halterna av oorganiskt aluminium högre i början av tidsserien, då halten översteg 30 µg/l vid flera tillfällen, men den har stabiliserats på en mycket låg nivå. Sedan 2003 har inget mätvärde varit 30 µg/l eller högre i något av de tre vattendragen.

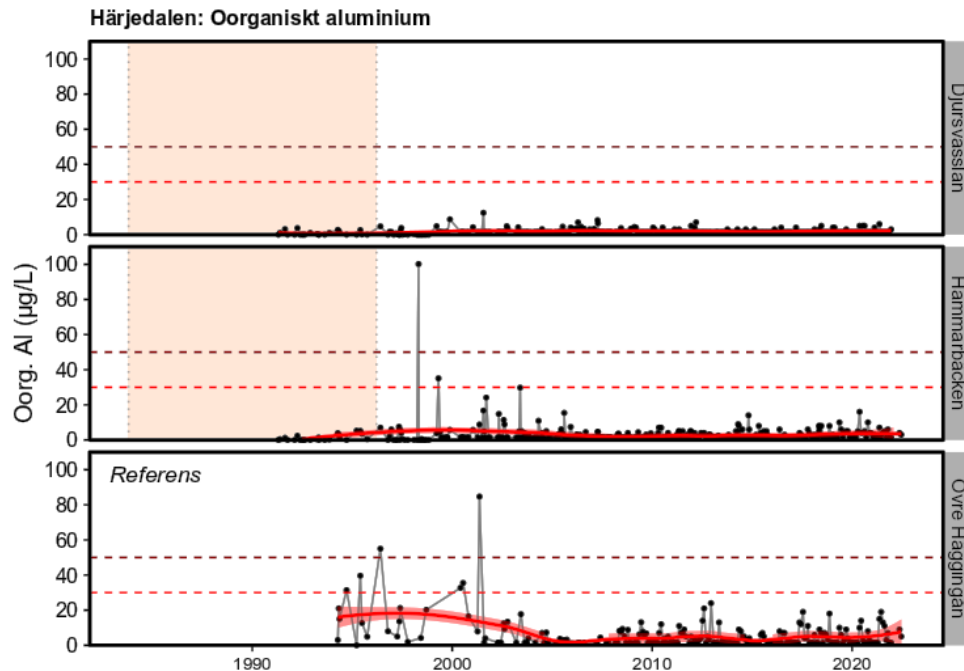
Sammanfattningsvis visar de vattenkemiska resultaten att Djursvasslan och Hammarbäcken, som tidigare var påverkade av episodförsurningar särskilt vid höglöden i samband med snösmältning, har återhämtat sig från försurningen och att kalkning inte längre behövs för att motverka surstötter. Ett observandum är dock att variationen i pH i kalkavslutsvattendragen initialt tycks öka efter att kalkningen har lagts vilande. Även referensvattendraget Övre Häggingån visar tydliga tecken på återhämtning från försurningen.



Figur 30. Trender i sulfat i kalkavslutade vattendragen Djursvasslan och Hammarbäcken samt referensvattendraget Övre Häggingån. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidensband.



Figur 31. Trender i TOC i kalkavslutade vattendragen Djursvasslan och Hammarbäcken samt referensvattendraget Övre Häggingån. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsband.

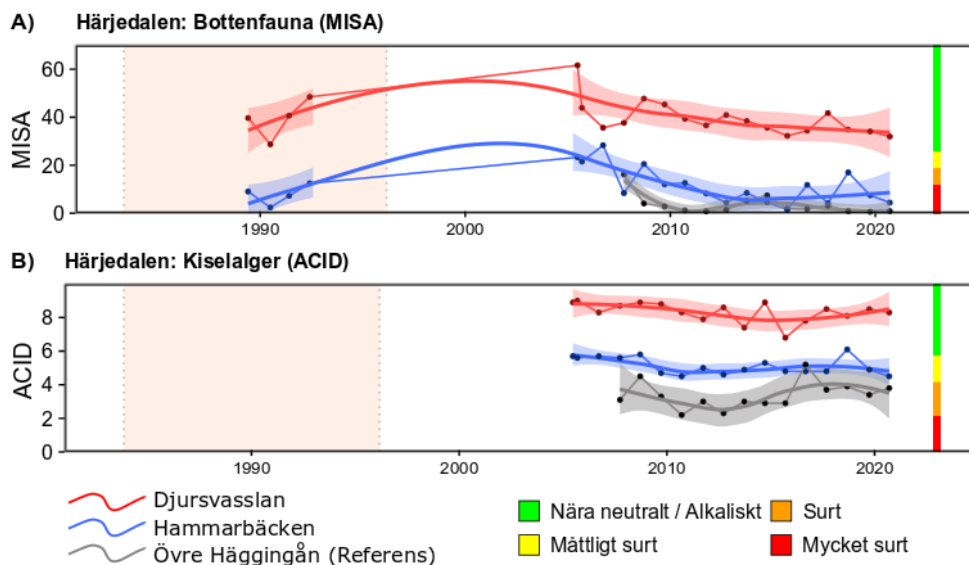


Figur 32. Trender i oorganiskt aluminium i kalkavslutade vattendragen Djursvasslan och Hammarbäcken samt referensvattendraget Övre Häggingån. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsband. Streckade linjer i grafen visar kritisk nivå för känsliga fiskarter (röd) respektive kritisk nivå för abborre och öring (mörkröd).

4.1.2 Biota

I Djursvasslan varierar MISA-index för bottenfaunan mellan 61 och 32 under åren 2005-2020, vilket indikerar nära neutrala förhållanden (Figur 33). Trenden är dock minskande över tid. I Hammarbäcken varierar MISA mellan 1,5 och 28, vilket indikerar mycket sura till nära neutrala förhållanden och trenden är minskande. Både i Djursvasslan och Hammarbäcken minskar MISA över tiden. I referensvattendraget Övre Häggingån varierar MISA mellan 0,6 och 16,2, vilket indikerar mycket sura till sura förhållanden och de högsta värdena observerades under de första åren i tidsserien. Det är intressant att notera att de negativa trender som syns i MISA på alla tre lokaler inte överensstämmer med den vattenkemiska utvecklingen.

ACID-index för kiselalger varierar mellan 6,8 och 9 i Djursvasslan och med ett genomsnitt på 8,3, vilket indikerar nära neutralt/alkaliska förhållanden (Figur 33). I Hammarbäcken varierar ACID mellan 4,5 och 6,1 med ett genomsnitt på 5,1, vilket indikerar måttligt sura förhållanden. I referensvattendraget Övre Häggingån varierar ACID mellan 2,2 och 5,2 med ett genomsnitt på 3,5, vilket indikerar sura förhållanden. Trenderna i ACID är relativt stabila utan tydliga indikationer på förändringar i statusklassificering.

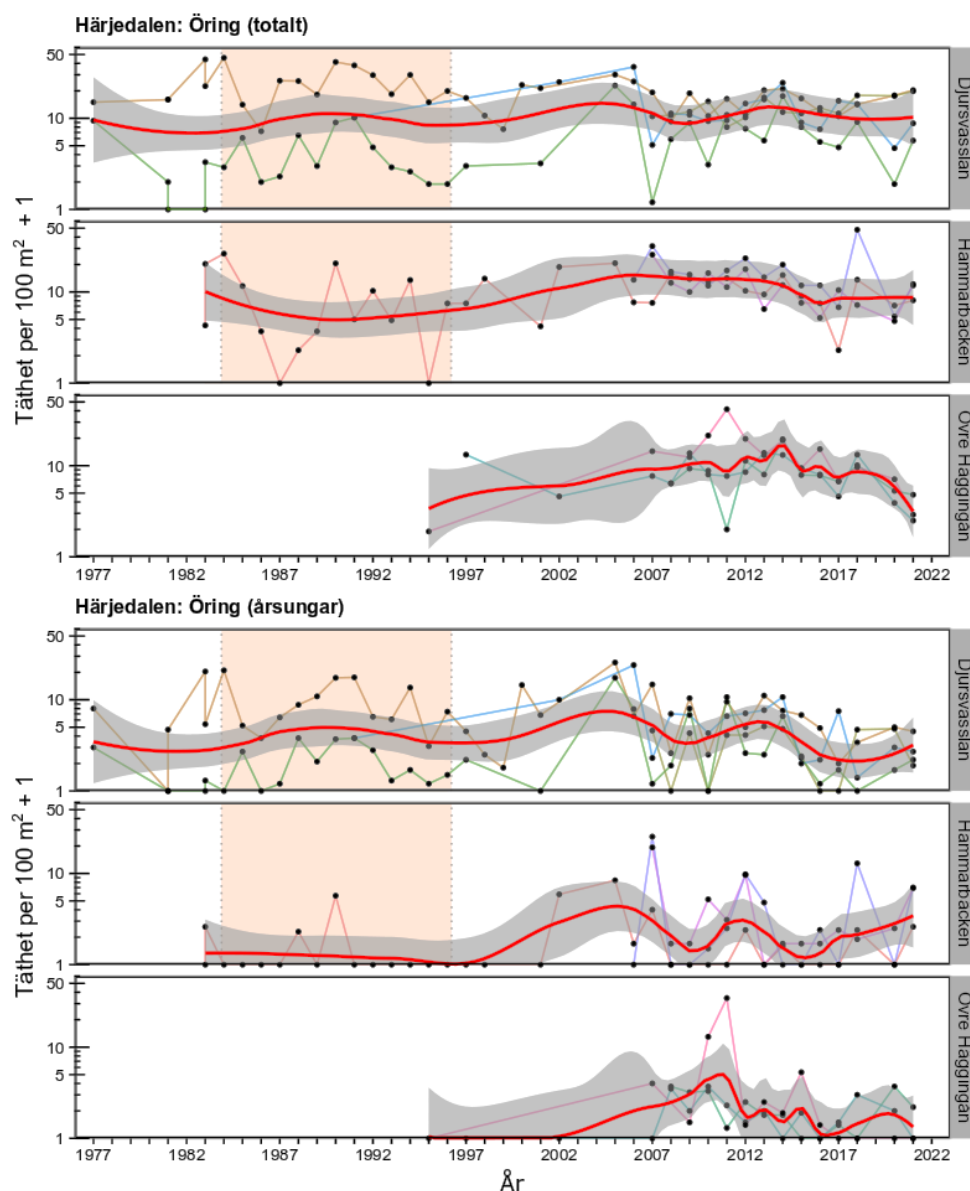


Figur 33. Trender i A) bottenfaunaindex MISA och B) kiselalgsindex ACID från kalkavslutade vattendragen Djursvasslan och Hammarbäcken, samt referensvattendraget Övre Häggingån. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Genomsnittsvärdena plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsensband. Notera att surhetsklasserna 'Nära neutralt' och 'Alkaliskt' är hopslagna för ACID (gräns 7,5).

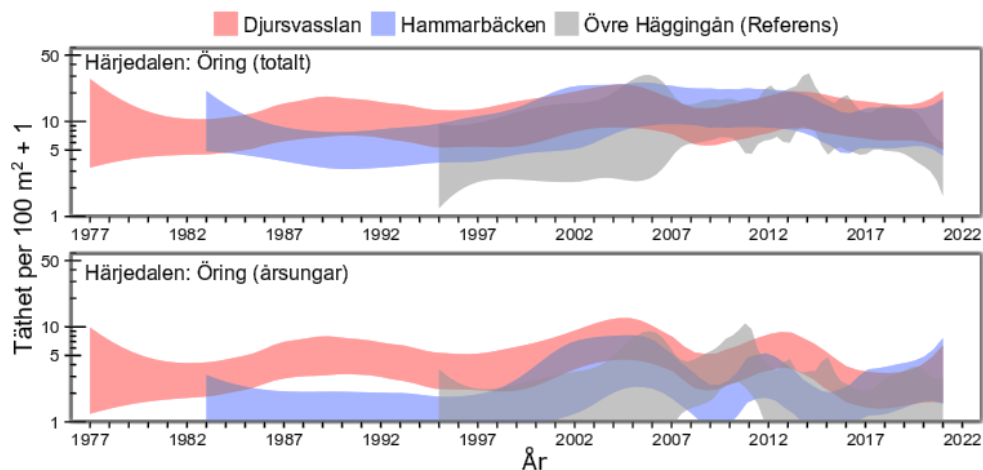
I öringdata (Figur 34-35) noteras substantiell variation i rekrytering av årsungar i både mål- och referensvattendrag. Denna variation kan förmodligen delvis förklaras med att tätheterna av årsungar är generellt låga (vanligen under 10 individer per 100 m²), vilket innebär att ett fåtal fiskindivider gör relativt stor skillnad för den proportionerliga variationen. För målvattendraget Djursvasslan noteras en potentiellt negativ trend från åren kring 2012 till 2016 och framåt, men det är mycket osäkert huruvida detta reflekterar effekter av kalkavslut, naturlig variation, eller andra miljöfaktorer. Det faktum att en liknande tendens (om än lite tidigare) syns i

referensvattendraget Övre Häggingån kan tyda på att kalkningsavslut inte är orsaken. Hammarbäcken har generellt förbättrats sedan kalkningsperioden (Figur 34), men fluktuerar relativt mycket på provfiskeplatsnivå. Det förekommer fortfarande år då inga fångster görs på vissa provfiskeplatser. Totala tätheterna av öring i målvattendragen är övergripande relativt stabila, vilket indikerar att bestånd av öring återfinns år efter år på platserna. Referensvattendraget uppvisar en negativ trend för åren 2020-2021; i förhållande till detta förefaller målvattendragen klara sig bättre under den sista delen av undersökningsperioden.

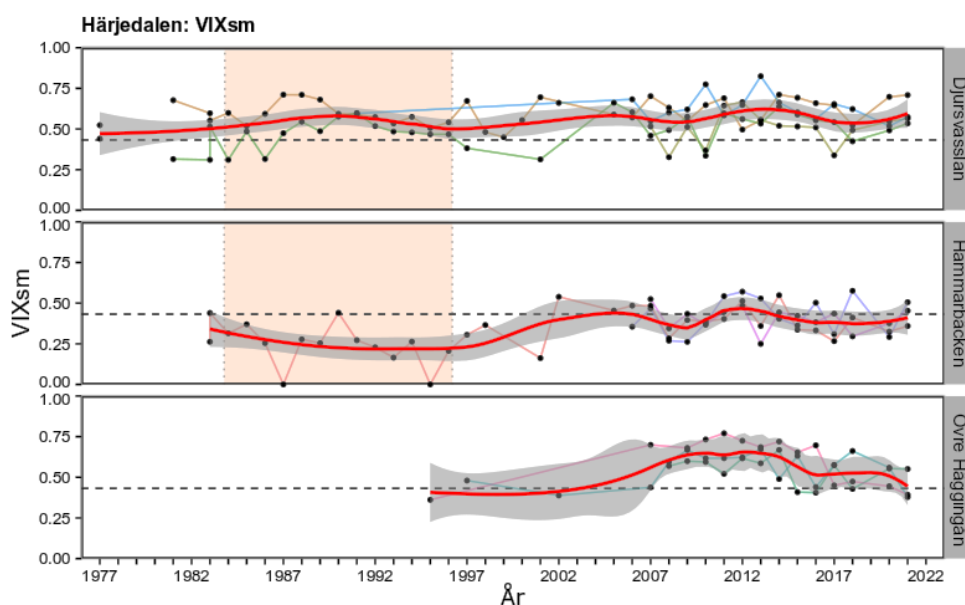
VIX_{sm} för målvattendragen tenderar att öka under perioden efter kalkavslut, jämfört med slutet av kalkningsperioden (Figur 36). En liknande ökning sker möjligtvis även i referensvattendraget (åtminstone temporärt; en potentiell minskning i indexvärdet kan också noteras för den senare delen av tidsserien).



Figur 34. Trender i täthet av öring (alla individer) och täthet av årsungar av öring från kalkavslutade vattendragen Djursvasslan och Hammarbäcken, samt referensvattendraget Övre Häggingån. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Kalkningen i Hammarbäcken och Djursvasslan avslutades vintern 1995-1996. Resultat från varje provfiske lokal markeras med linjer i olika färger, vilka sammankopplar mätpunkter från respektive lokal. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidensband. Notera att y-axels skala är en logaritmisk skala, samt att skattningar baseras på modifierade tätheter (täthet + 1) för att data ska kunna plottas på logaritmisk skala [d.v.s. "1" i figuren representerar en täthet av 0 individer per 100 m² (avsaknad av fisk), "2" representerar 1 individ per 100 m², etc.].



Figur 35. Jämförelser mellan Djursvasslan, Hammarbäcken och Övre Häggingån med avseende på täthet av öring (överst total täthet; nederst: täthet av årsungar). Figuren visar 95 %-konfidensband från figur 34.

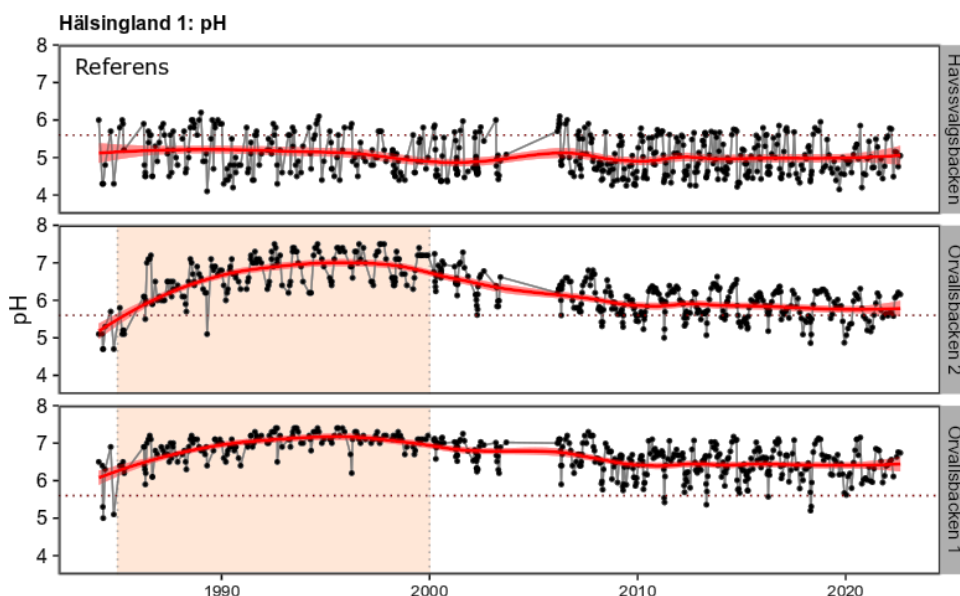


Figur 36. Trender i VIXsm (fiskbaserat index för försurning) från kalkavslutade vattendragen Djursvasslan och Hammarbäcken, samt referensvattendraget Övre Häggingån. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Kalkningen i Hammarbäcken och Djursvasslan avslutades vintern 1995-1996. Resultat från varje provfiskelokal markeras med linjer i olika färger, vilka sammankopplar mätpunkter från respektive lokal. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidensband.

4.2 Örvallsbäcken och Havssvalgsbäcken

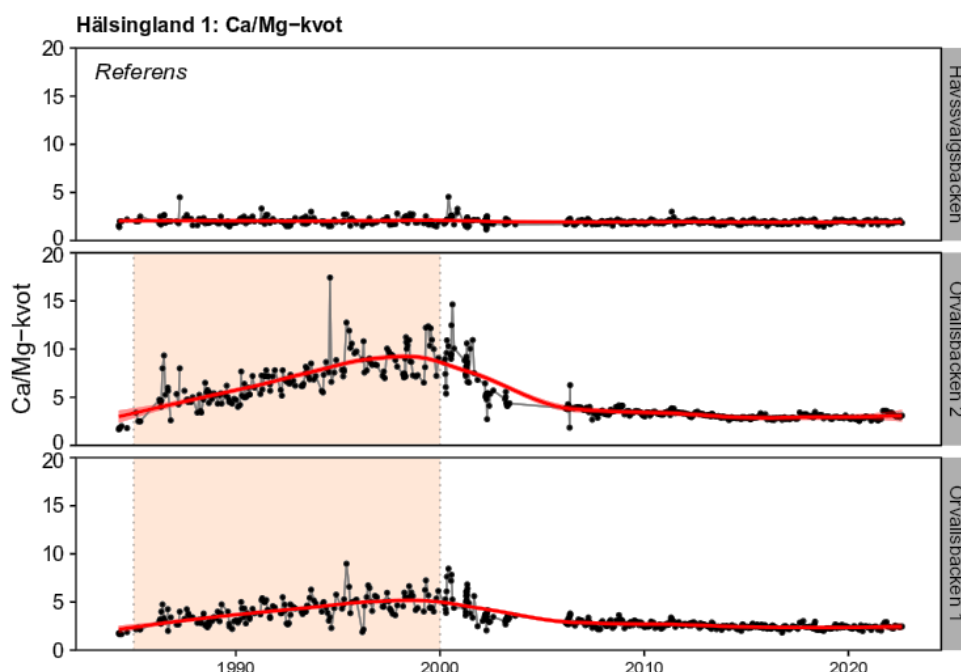
4.2.1 Vattenkemi

Innan kalkningen påbörjades 1985 låg det genomsnittliga pH-värdet på 4,9 respektive 5,5 i de båda lokalerna i Örvallsbäcken (Figur 37). Under den första delen av kalkningsperioden ökar pH-värdet till cirka 7 i mitten av 1990-talet. Under de senare åren på 90-talet, då kalkdoserna var lägre, sjunker pH något till strax under 7. Denna minskning fortsätter efter att kalkningen lagts vilande men stabiliseras omkring år 2010 på i genomsnitt 5,8 respektive 6,4. pH_{min} följer samma generella mönster som genomsnitts-pH, men cirka en pH-enhet lägre. Detta betyder att förekomsten av mätningar med pH-värde lägre än pH-målet 5,6 ökar, framför allt i lokalen vid Örvallssjöns utlopp. Dessa tillfällen förekommer främst i april/maj, men även under vintermånader. I nedströmsstationen Örvallsbäcken Gravbacka ökar inomårsvariationen i pH tydligt efter att kalkningen har lagts vilande. I referensvattendraget Havssvalgsbäcken ligger pH relativt stabilt på i genomsnitt 4,9 och med pH_{min} ca 4,2.



Figur 37. Trender i pH från två stationer i kalkavslutade vattendraget Örvallsbäcken (1: Gravbacka 4250, 2: Örvallssjöns utlopp 4241) samt uppströms liggande referensvattendraget Havssvalgsbäcken. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidensband. Röd punkterad linje indikerar $pH = 5,6$.

Innan kalkning började var Ca/Mg-kvoten 1,8 i båda lokalerna i Örvallsbäcken och den ökade kontinuerligt under perioden med kalkning till ca 10 i lokalen vid Örvallssjöns utlopp och ca 6 i nedströmslokalen Gravbacka (Figur 38). Efter kalkavslutet 2000 minskar kvoten i båda lokalerna ganska snabbt under de första 5 åren för att sedan plana ut och stabiliseras på 2,4 respektive 3,0, vilket är högre än innan kalkningen började. Under kalkningsperioden avsattes sannolikt en del kalk i Örvallssjöns sediment vilken därefter gradvis lösts upp och tvättats ur systemet. Det sura referensvattendraget Havssvalgsbäcken uppströms sjön har hela tiden legat stabilt på en Ca/Mg-kvot nära 2,0.



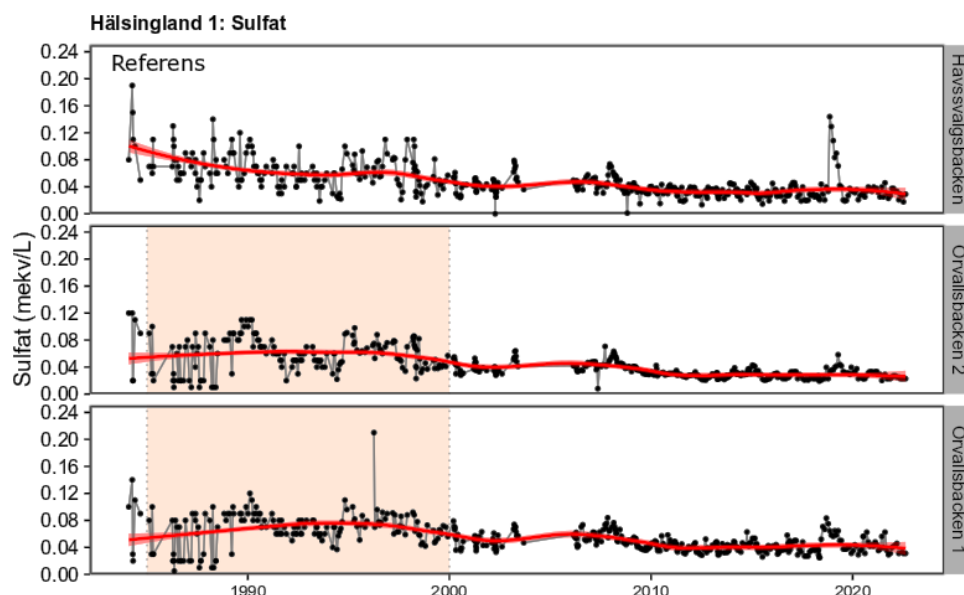
Figur 38. Trender i Ca/Mg-kvot från två stationer i kalkavslutade vattendraget Örvallabäcken (1: Gravbacka 4250, 2: Örvallssjöns utlopp 4241) samt uppströms liggande referensvattendraget Havssvalgsbäcken. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsensband.

Sulfathalterna låg i Örvallabäcken under 1980- och 1990-talen på i genomsnitt 0,06 respektive 0,08 mekv/l och varierade mycket (Figur 39). Sulfathalten har sedan mitten av 1990-talet sjunkit långsamt för att omkring år 2010 stabiliseras på 0,03 respektive 0,04 mekv/l efter 2010. Även variationen i sulfathalt minskar. I referensvattendraget Havssvalgsbäcken uppvisar sulfathalten en liknande trend. Under den senare delen av 2018 observeras en topp i sulfathalt i alla tre vattendrag, vilket sannolikt beror på extremtorkan det året (SMHI 2024a).

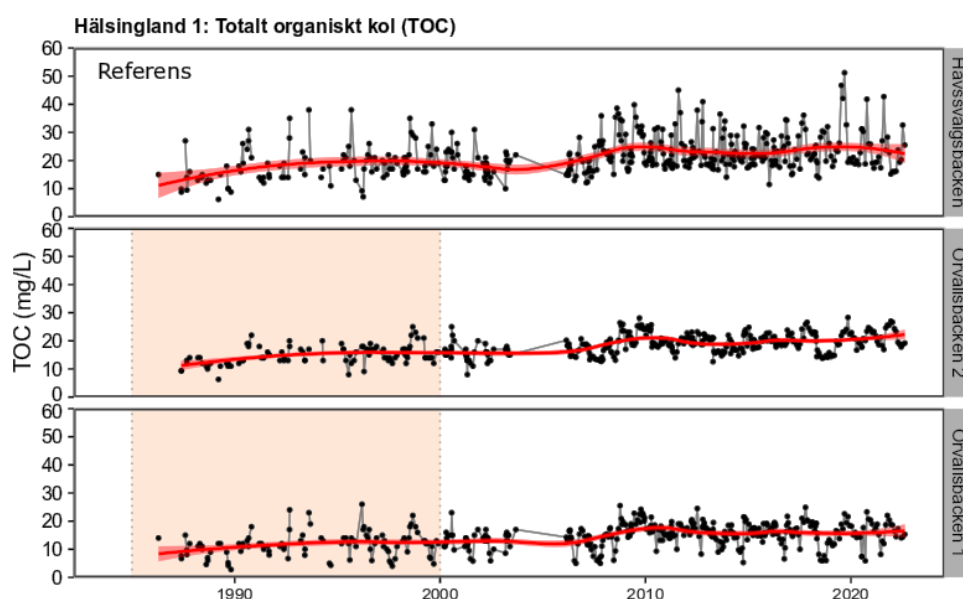
TOC-halten uppvisar en ökning sedan 80-talet, vilken till större delen verkar ske i slutet på 00-talet, varefter trenden är stabil på en något högre nivå än tidigare (Figur 40). Koncentrationen av TOC är högst i referenslokalen Havssvalgsbäcken, längst upp i avrinningsområdet (>20 mg/l) och sjunker neråt mot nerströmslokalen Gravbacka (<15 mg/l).

Halten av oorganiskt aluminium var mycket låg (ofta under detektionsgränsen, 3 µg/l) i lokalerna i Örvallabäcken under perioden då de kalkades, med ett fåtal värden på cirka 30 µg/l (Figur 41). Efter kalkavslut ökar koncentrationen av oorganiskt aluminium, framför allt i lokalen vid Örvallssjöns utlopp, och ligger under 2020-talet på ett medelvärde av 28 respektive 17 µg/l. Frekvensen av mätillfällen då halten överstiger 30 µg/l ökar också med tiden. Variationen i oorganiskt aluminium i de kalkade lokalerna överensstämmer med de observerade förändringarna i pH-värde. I referensvattendraget Havssvalgsbäcken har halten av oorganiskt aluminium hela tiden varit högre och mera variabel än i de båda kalkade lokalerna, men har sjunkit över tid och minskat i variation. Denna minskning kan hänga samman med den ökade TOC-halten som gör att en större andel av aluminiumet är organiskt bundet.

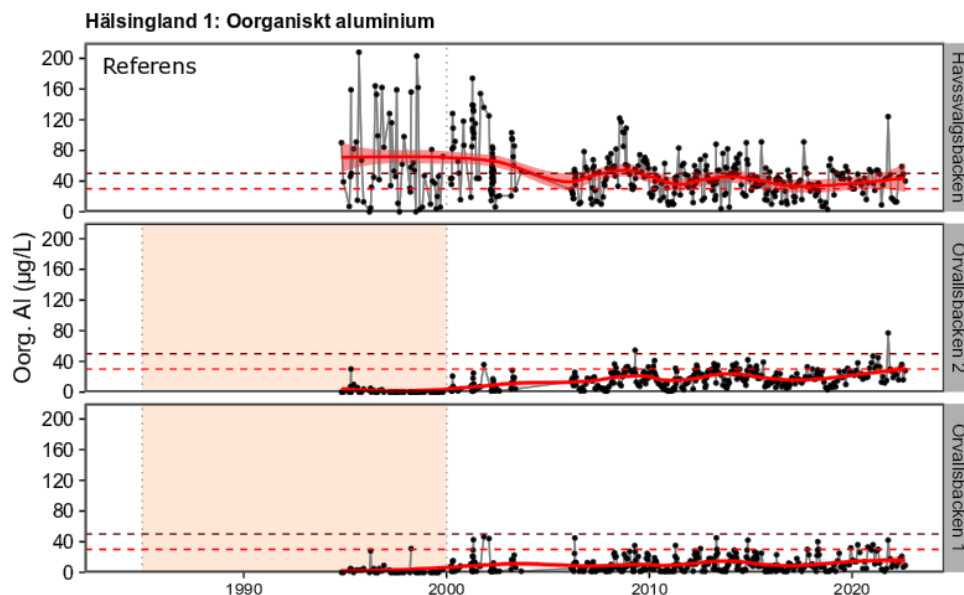
Sammanfattningsvis visar de vattenkemiska resultaten att det i Örvallsbäcken har skett en viss återförsurning efter kalkavslut, men inte till den grad som observerades innan kalkningen påbörjades. I lokalen vid Örvallssjöns utlopp är pH-värdet ofta lägre än pH-målet och halterna av oorganiskt aluminium överskrider det kritiska värdet 30 µg/l vid återkommande tillfällen. Referensvattendraget Havssvalgsbäcken uppvisar ingen tydlig återhämtning från försurning.



Figur 39. Trender i sulfat från två stationer i kalkavslutade vattendraget Örvallsbäcken (1: Gravbacka 4250, 2: Örvallssjöns utlopp 4241) samt uppströms liggande referensvattendraget Havssvalgsbäcken. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsensband.



Figur 40. Trender i totalt organiskt kol (TOC) från två stationer i kalkavslutade vattendraget Örvallsbäcken (1: Gravbacka 4250, 2: Örvallssjöns utlopp 4241) samt uppströms liggande referensvattendraget Havssvalgsbäcken. Kalkningsperioden är markerad i beige färg.

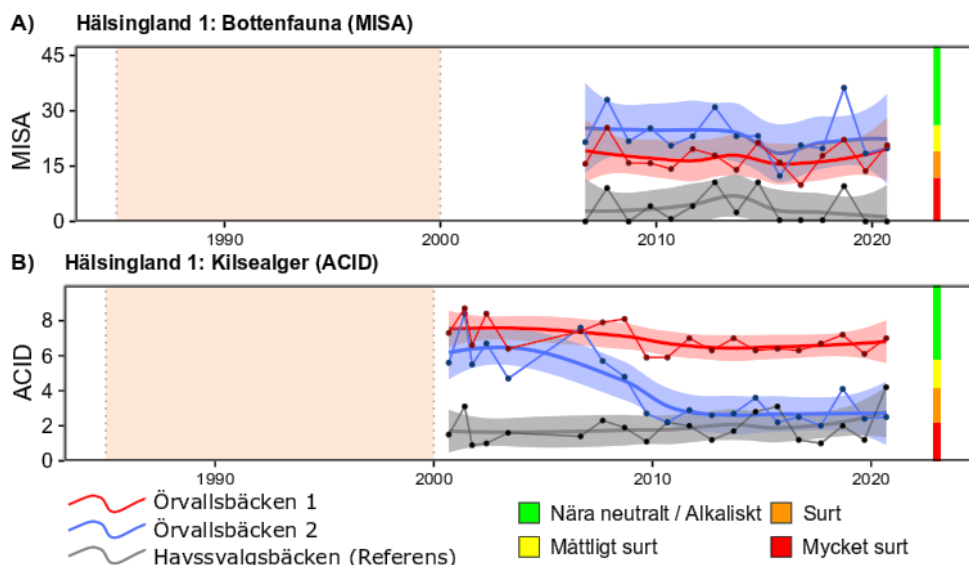


Figur 41. Trender i oorganiskt aluminium från två stationer i kalkavslutade vattendraget Örvallsbäcken (1: Gravbacka 4250, 2: Örvallssjöns utlopp 4241) samt uppströms liggande referensvattendraget Havssvalgsbäcken. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidenband. Streckade linjer i grafen visar kritisk nivå för känsliga fiskarter (röd) respektive kritisk nivå för abborre och öring (mörkröd).

4.2.2 Biota

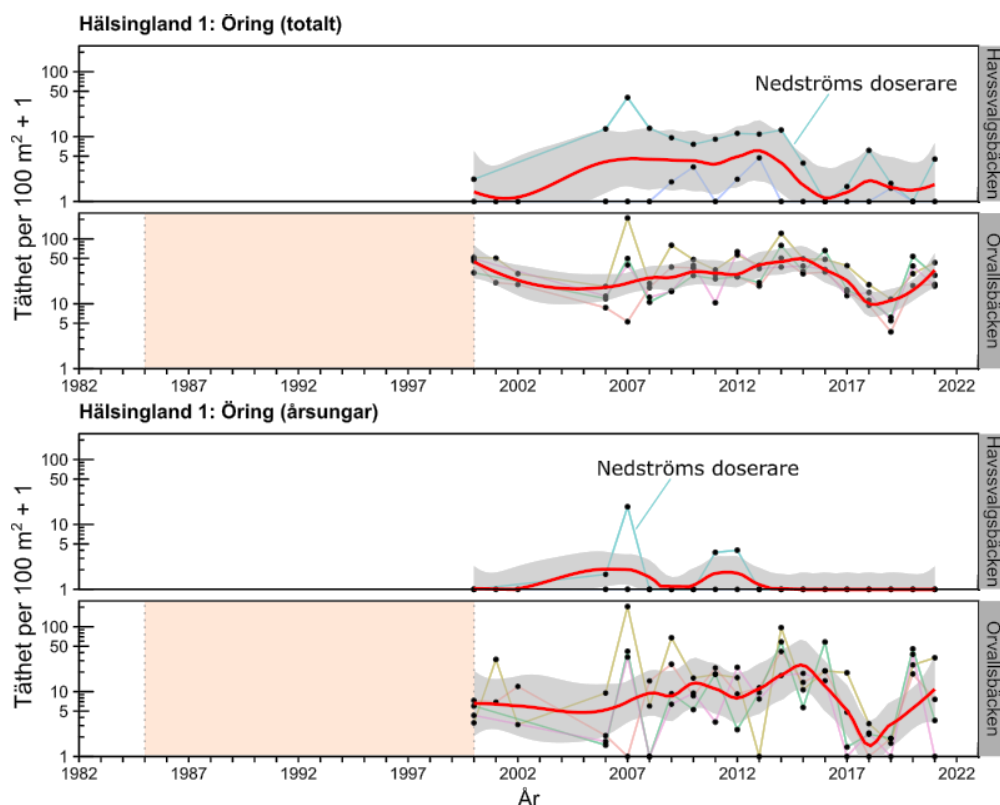
Medelvärdet av MISA-index för bottenfaunan under perioden 2006-2020 är 23,3 vid Örvallssjöns utlopp, 17,4 vid Gravbacka och 3,5 i den sura referensen Havssvalgsbäcken, vilket indikerar måttligt sura, sura respektive mycket sura förhållanden i de tre lokalerna (Figur 42). Inga trender ses över tid i någon av de tre lokalerna under perioden med tillgängliga data.

Kiselalger började provtas 2001, det vill säga det första året efter den sista kalkningen. I Örvallsbäcken Gravbacka var ACID-index för kiselalger i genomsnitt 6,9 och varierade mellan 5,9 och 8,7, vilket indikerar nära neutrala/alkaliska förhållanden (Figur 42). Ingen trend över tid kan observeras vid den lokalen. I lokalen vid Örvallsbäckens utlopp är ACID-index i genomsnitt 6,1 under åren 2001-2008, vilket indikerar nära neutrala förhållanden. Därefter det sjunker till i genomsnitt 2,7 för åren 2009-2020, vilket indikerar sura förhållanden. Denna minskning sker i samband med att pH också minskar. I referensvattendraget Havssvalgsbäcken är ACID i genomsnitt 1,9, vilket indikerar mycket sura förhållanden. ACID uppvisar ingen trend över tid i Havssvalgsbäcken.

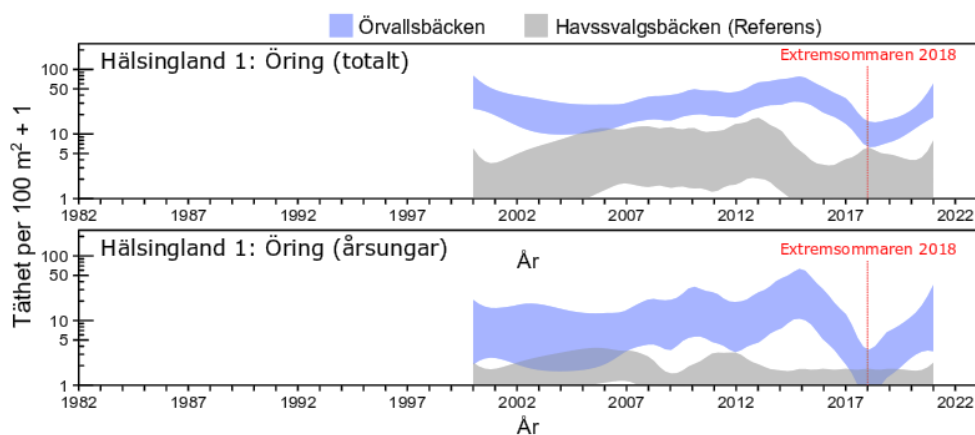


Figur 42. Trender i A) bottenfaunaindex MISA och B) kiselalgsindex ACID från två stationer i kalkavslutade vattendraget Örvallsbäcken (1: Gravbacka 4250, 2: Örvallssjöns utlopp 4241) samt uppströms liggande referensvattendraget Havssvalgsbäcken. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsensband. Notera att surhetsklasserna 'Nära neutralt' och 'Alkaliskt' är hopslagna för ACID (gräns 7,5).

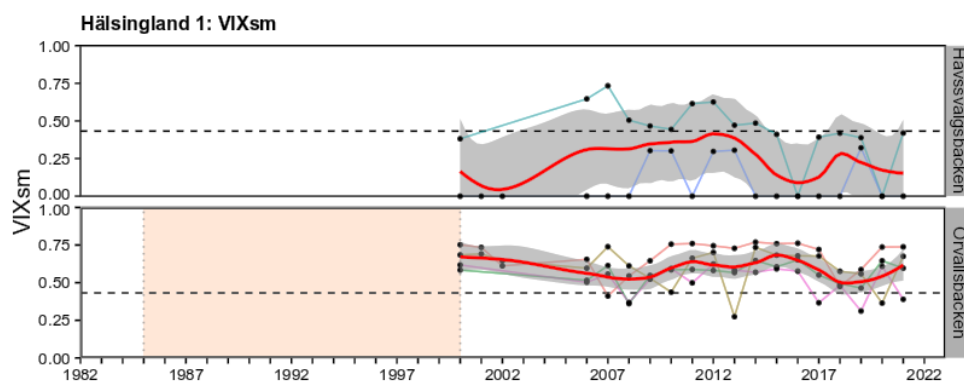
Trender för öringpopulationens respons på kalkavslut i målvattendraget Örvallsbäcken är svåra att tolka eftersom vi saknar data från kalkningsperioden (detsamma gäller referensvattendraget Havssvalgsbäcken) (Figur 43-44). Vi känner till att elfisken har genomförts under denna period, men dessa är inte inlagda i elfiskedatabasen SERS. Man kan notera att trenderna inte är konsekvent nedåtgående i Örvallsbäcken förrän år 2018 för årsungar och 2019 för den totala tätheten öring. År 2018 drabbades Sverige (inklusive Halsingland) av en extremt varm och torr sommar (SMHI 2024a), vilket potentiellt påverkat öringens rekrytering (i form av överlevnad för årsungar) i mindre vattendrag negativt. Även 2019 var ovanligt varm (SMHI 2024b) och även detta år är det låga tätheter av öringungar samt låg total täthet. Detta kan delvis bero på dålig rekrytering året innan. Att öringen varit påverkad under 2018-2019 är i linje med flera vattendrag inom det nationella övervakningsprogrammet för trendvattendrag (Näslund & Strömberg 2023). Efter 2019 ökar öringrekryteringen till nivåer i linje med perioden innan de ovanligt varma somrarna. Således finns det inget som tyder på att återförsurning skulle vara ett problem. I referensvattendraget Havssvalgsbäcken är öringpopulationen mycket svag (Figur 43-44). Inga öringungar fångas på den uppströms liggande provplatsen, vilken ligger uppströms kalkdoseraren, och där fångas nästan aldrig några äldre individer heller. På den nedströms liggande provplatsen, som ligger nedströms där kalkdoseraren stod, förekommer det i regel öring, men bara sporadiskt årsungar. Havssvalgsbäckens pH ligger i genomsnitt nära öringens toleransnivå för surhet, vilket innebär att denna nivå ofta underskrids (Figur 37). Det förekommer dock ändå öring i detta vattendrag, vilket kan förklaras av att öring tillfälligt vandrat upp från de nerströms liggande kalkade områdena, inklusive Örvallssjön. VIXsm för målvattendraget Örvallsbäcken ligger i genomsnitt över gränsen för god status under hela perioden efter kalkningsavslut (Figur 45). I referensvattendraget Havssvalgsbäcken ligger indexets medelvärde i stället konsekvent under denna gräns.



Figur 43. Trender i täthet av öring (alla individer) och täthet av årsungar av öring från det kalkavslutade vattendraget Örvallsbäcken (alla stationer redovisade i samma panel) samt uppströms liggande referensvattendraget Havssvalgsbäcken (observera att en av elfiskelokalerna i detta vattendrag ligger nedströms kalkdoseraren och inte kan anses vara referenslokal; data redovisas dock här för hela vattendraget). Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsensband. Notera att y-axels skala är en logaritmisk skala, samt att skattningar baseras på modifierade tätheter (täthet + 1) för att data ska kunna plottas på logaritmisk skala [d.v.s. "1" i figuren representerar en täthet av 0 individer per 100 m² (avsaknad av fisk), "2" representerar 1 individ per 100 m², etc.].



Figur 44. Jämförelser mellan vattendragen med avseende på täthet av öring (överst total täthet; nederst: täthet av årsungar). Figuren visar 95 %-konfidsensband från figur 42. Notera att konfidsensintervallet för Havssvalgsbäcken baseras på en referenslokal och en lokal som kalkats.



Figur 45. Trender i *VIXsm* (fiskbaserat index för försurning) från det kalkavslutade vattendraget Örvallsbäcken (alla stationer redovisade i samma panel) samt uppströms liggande referensvattendraget Havssvalgsbäcken. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Kalkningen i Hammarbäcken och Djursvasslan avslutades vintern 1995-1996. Resultat från varje provfiskelokal markeras med linjer i olika färger, vilka sammankopplar mätpunkter från respektive lokal. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsband.

4.3 Prästvallsbäcken, Källsjöån och Härån

4.3.1 Vattenkemi

Under den korta period som övervakades innan kalkningen påbörjades uppmättes pH-värden under 5 ett par gånger i Prästvallsbäcken (Figur 46). Våren 1978 uppmättes dock pH 4,4-4,5 på två lokaler i Prästvallsbäcken, och tätheten av öring var relativt låg vid elfiske samma sommar (Andersson & Andersson 1984). Våtmarker kring Prästvallsbäckens övre del kalkades för första gången 1984 och därefter vartannat år (Andersson et al. 1989, Andersson 1995). Detta resulterade i att pH ökade kraftigt och medel-pH var omkring 7,2 under perioden 1984-2003 (mätningar saknas från 2003 till kalkavslutet). Värden under pH-målet 6,2 saknas under denna period med undantag för ett tillfälle år 2000. Kalkgivan var medvetet hög i syfte att minska kvicksilverhalten i fisk. När mätningarna återupptogs 2011 (första året efter sista kalkning) var medel-pH 7,1, varefter det sjunker till i genomsnitt 6,6 år 2021. Under perioden efter att kalkningen avslutades underskrider pH_{min} pH-målet 6,2 vid 3 tillfällen, varav det lägsta uppmätta värdet var 5,97 som uppmättes 2014. I Källsjöån ligger pH-värdet omkring 6,8 under åren 1994-2010, med en tendens till något lägre värden under den senare delen av perioden då kalkdoserna minskar, och det lägsta mätvärdet är 6,17. Efter kalkningsperiodens slut minskar pH till 6,1 och pH_{min} ligger sedan 2017 under 6,0, men inga värden under pH-målet 5,6 har observerats. Referensvattendraget Härån har under perioden 1997-2021 ett pH-värde omkring 6,5 och det finns ingen trend i pH-värdet. pH_{min} varierar mellan 4,9 och 6,2.

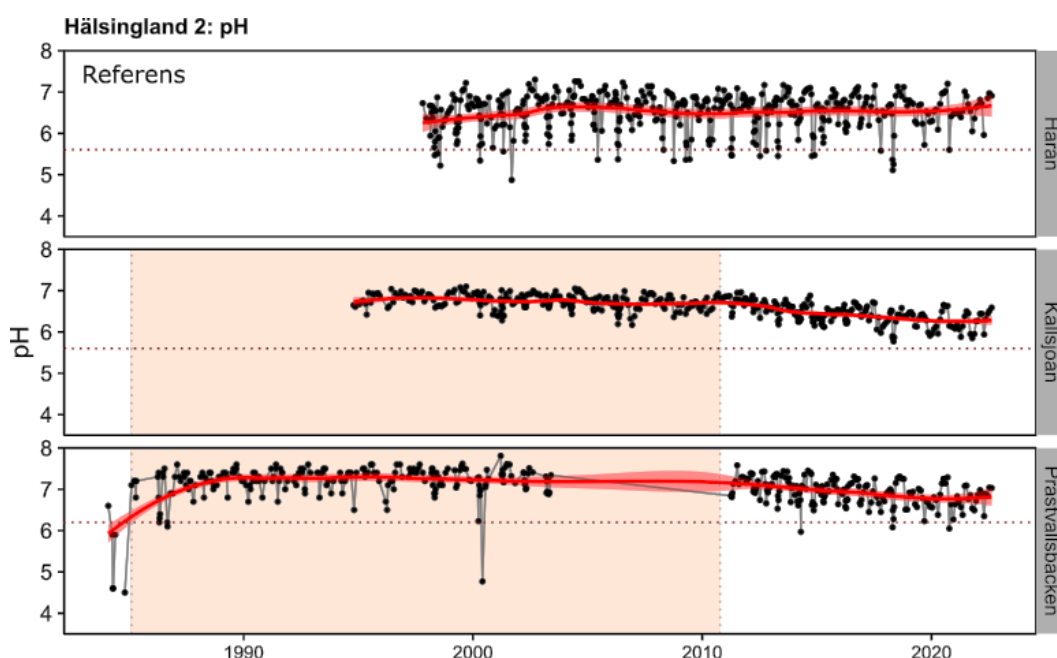
Ca/Mg-kvoten i Prästvallsbäcken ökar i årsmedelvärde från 1,8 året innan kalkningen började till över 10 i slutet av 90-talet och början av 00-talet (Figur 47A). Data saknas dessvärre för åren 2004-2010, vilket var en period då kalkdoserna minskar kraftigt (Figur 5). År 2011 är Ca/Mg-kvoten i genomsnitt 8,4 och den sjunker därefter kontinuerligt, för att år 2022 vara 4,0. Minskningstakten avtar, men Ca/Mg har ännu inte stabiliserats, så det är svårt att avgöra hur länge kalk finns kvar i systemet. I Källsjöån, som ligger nedströms Källsjön, saknas mätningar av Ca/Mg-kvot före kalkning och under den första delen av den kalkade perioden (kvoten verkar dock följa Källsjöns kvot, Figur 47B). Under åren 1994-1999 ökar Ca/Mg från i genomsnitt 4,5 till som mest 5,8 och ligger på i genomsnitt 5,2 under perioden 1999-2002. I samband med att kalkdoserna minskar efter år 2000 minskar Ca/Mg och ligger på en stabil nivå på i genomsnitt 4,4 under åren 2003-2012. Från och med 2013, det vill säga tredje året efter sista kalkning, börjar Ca/Mg-kvoten åter sjunka. År 2022 är den nere på 3,2 och har ännu inte stabiliserats på någon ny nivå. Perioden efter kalkavslut är alltså för kort för att säga något om hur länge tillförd kalk finns kvar i systemet. Ca/Mg-kvoten i referensvattendraget Härån ligger stabilt på 2,2 under perioden 1997-2022.

Sulfathalterna minskar i alla tre vattendrag, men med större inomårsvariation under den kalkade perioden i Prästvallsbäcken och Källsjöån än i Härån (Figur 48). Sulfatkoncentrationen ligger sedan 2011 på i genomsnitt 0,04 mekv/l, men med en tydlig ökning under det extrema torråret 2018 (SMHI 2024a), vilken klingar av under 2019.

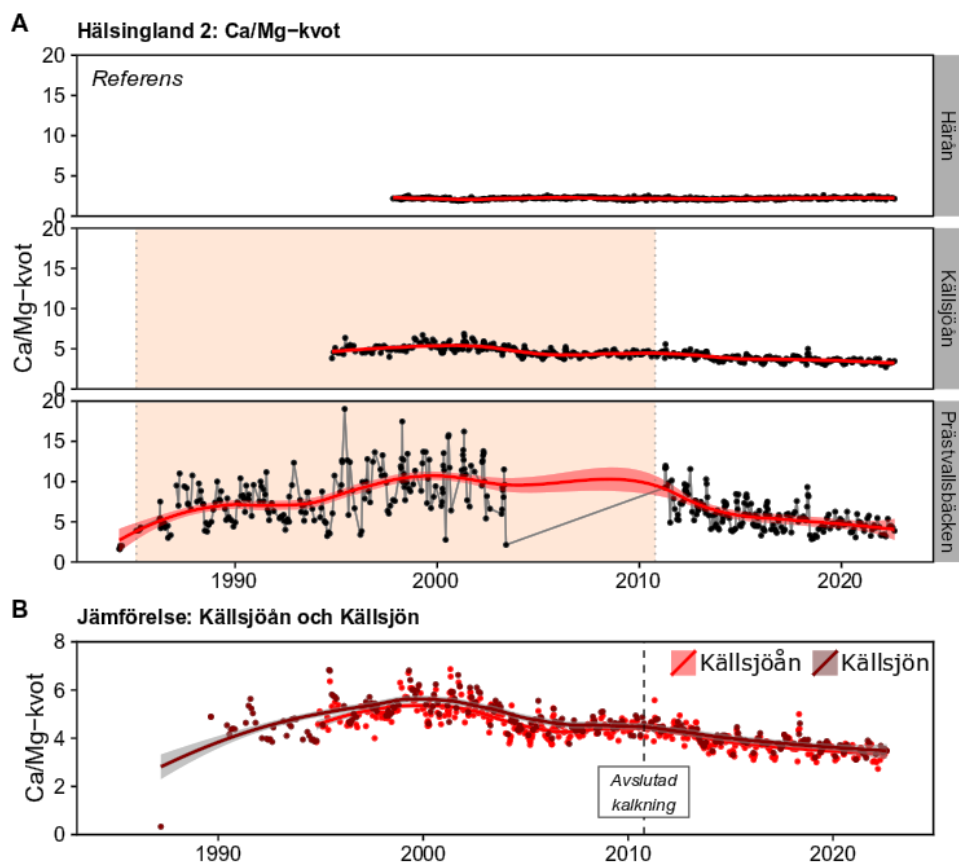
TOC-halten i Prästvallsbäcken är i genomsnitt 15 mgC/l under perioden 1986-2003 och 17 mgC/l under perioden 2011-2022 (Figur 49). I Källsjöån är koncentrationen av TOC 13 mgC/l under åren 1994-2003, varefter den ökar för att sedan 2011 ligga på 17 mgC/l. Trenden i referensvattendraget Härån är liknande, men halterna är något lägre och det sker en minskning under åren runt millennieskiftet.

Halterna av oorganiskt aluminium är låga i Prästvallsbäcken och Källsjöån och når under den kalkade perioden bara undantagsvis upp i de gränsvärden som anses toxiska (Figur 50). Efter kalkavslut är halten fortsatt låg i Prästvallsbäcken, men börjar öka omkring år 2020 i Källsjöån, men utan att annat än vid ett fåtal tillfällen överskrida 30 µg/l. Denna ökning i oorganiskt aluminium sammanfaller med att pH minskar och vid flera tillfällen går ner under 6,0. I referensvattendraget Härån, där surstötar förekommer oftare än i de kalkade vattendragen, har halten av oorganiskt aluminium överskridit 30 µg/l regelbundet och vid två tillfällen på tidigt 2000-tal har halter över 50 µg/l observerats.

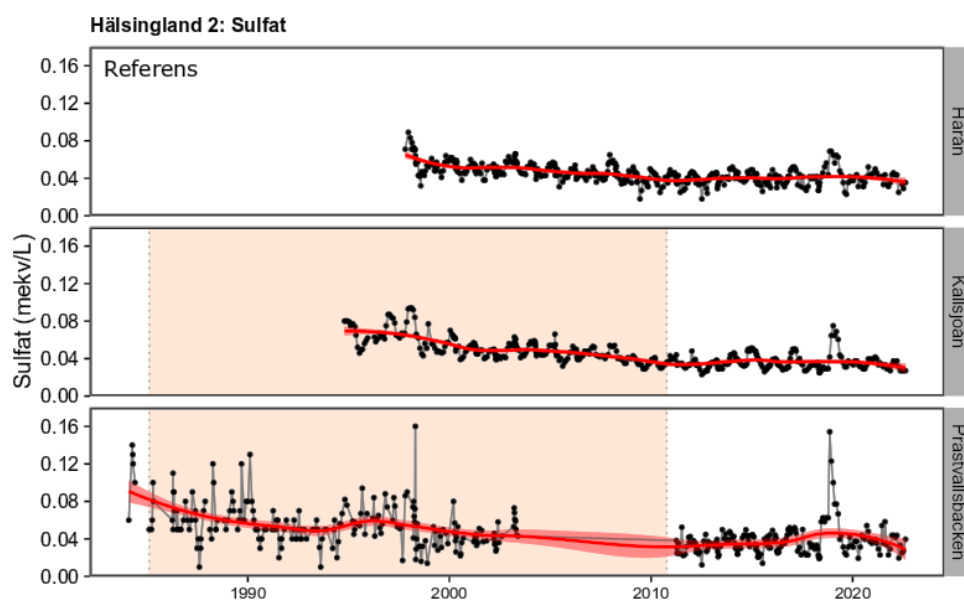
Sammanfattningsvis har vattenkemin i Prästvallsbäcken och Källsjöån ännu inte stabiliserats efter att de mycket stora kalkdoserna slutade ges efter 2000 eller att kalkningen helt upphört efter 2010. Detta beror sannolikt på att det under lång tid ligger kvar kalk i våtmarkerna som bara långsamt tvättas ut ur systemet. Ett observandum är dock att pH minskar och att denna minskning åtföljs av en gradvis, om än måttlig, ökning av oorganiskt aluminium.



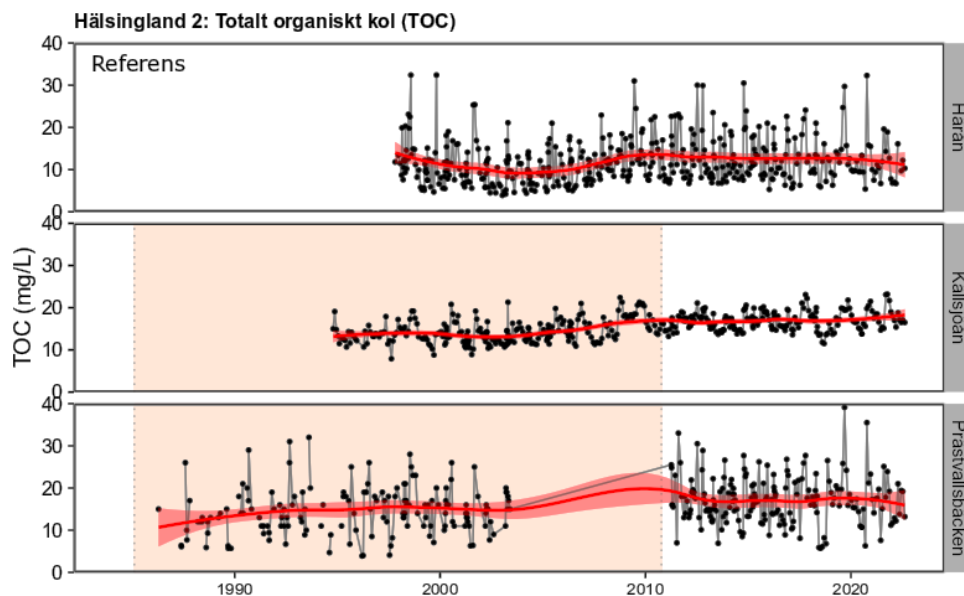
Figur 46. Trender i pH från två stationer i kalkavslutade vattendragen Prästvallsbäcken och Källsjöån samt referensvattendraget Härån. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsensband. Röd punktad linje indikerar pH = 5,6 (Källsjön och Källsjöån) eller pH = 6,2 (Prästvallsbäcken).



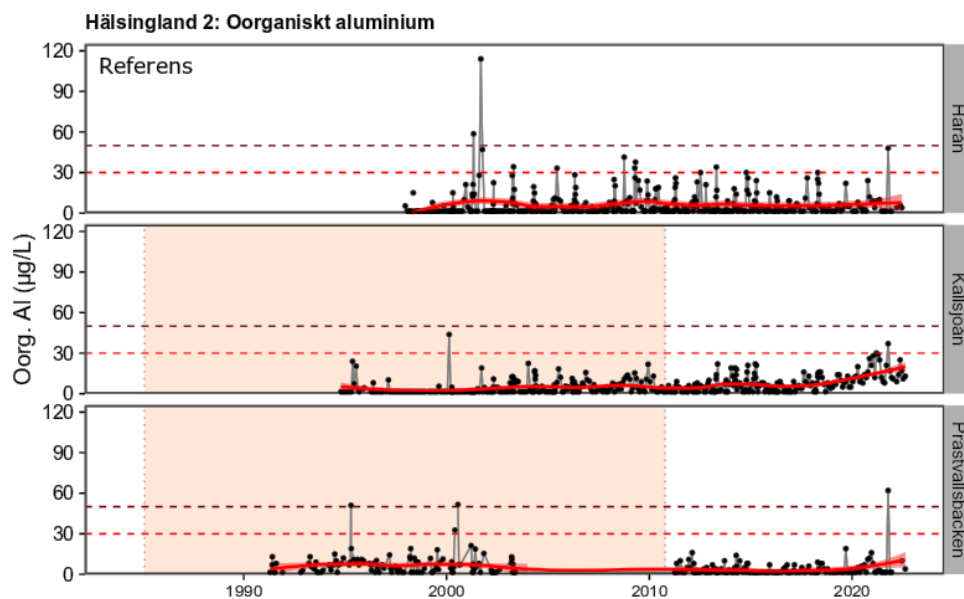
Figur 47. Trender i Ca:Mg-kvot från två stationer i kalkavslutade vattendragen Prästvallsbäcken och Källsjön samt referensvattendraget Härån. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsband.



Figur 48. Trender i sulfat från två stationer i kalkavslutade vattendragen Prästvallsbäcken och Källsjön samt referensvattendraget Härån. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsband.



Figur 49. Trender i totalt organiskt kol (TOC) från två stationer i kalkavslutade vattendragen Prästvallsbäcken och Källsjöån samt referensvattendraget Härån. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsensband.

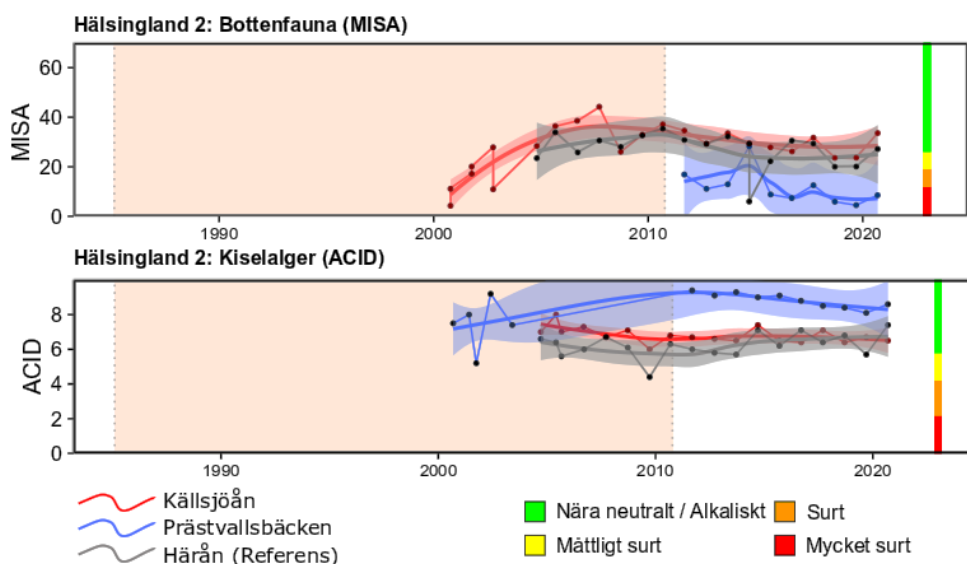


Figur 50. Trender i oorganiskt aluminium från två stationer i kalkavslutade vattendragen Prästvallsbäcken och Källsjöån samt referensvattendraget Härån. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsensband. Röd punkterad linje indikerar pH = 5,6. Streckade linjer i grafen visar kritisk nivå för abborre och öring (mörkröd).

4.3.2 Biota

MISA-index för bottenfaunan ökar i Källsjöån under den senare delen av kalkningsperioden från under 12, vilket indikerar mycket sura förhållanden, till 44 som mest år 2007 (Figur 51). Efter kalkavslut förefaller MISA minska något och är i genomsnitt 28 under de sista sex åren i tidsserien, vilket indikerar nära neutrala förhållanden. I Prästvallsbäcken, där data för bottenfauna är tillgängliga sedan 2011, minskar MISA från ca 15, som indikerar sura förhållanden till ca 5, som indikerar mycket sura förhållanden. I referensvattendraget Härån är MISA i genomsnitt 31 under perioden fram till 2013 och 22 för de följande åren, vilket indikerar nära neutrala respektive måttligt sura förhållanden.

ACID-index för kiselalger är i genomsnitt 6,8 i Källsjöån under perioden 2004-2020, vilket indikerar nära neutrala förhållanden, men har en svagt minskande trend i början av tidsserien (Figur 51). I Prästvallsbäcken är ACID i genomsnitt 7,5 under åren 2000-2003. Efter att mätningarna återupptogs 2011 minskar ACID något från cirka 9 till 8,5, vilket fortfarande är inom det alkaliska indexintervallet. I referensvattendraget Härån är ACID i genomsnitt 6,2, vilket indikerar nära neutral nivå, och med en variation över tiden som liknar den i Källsjöån.

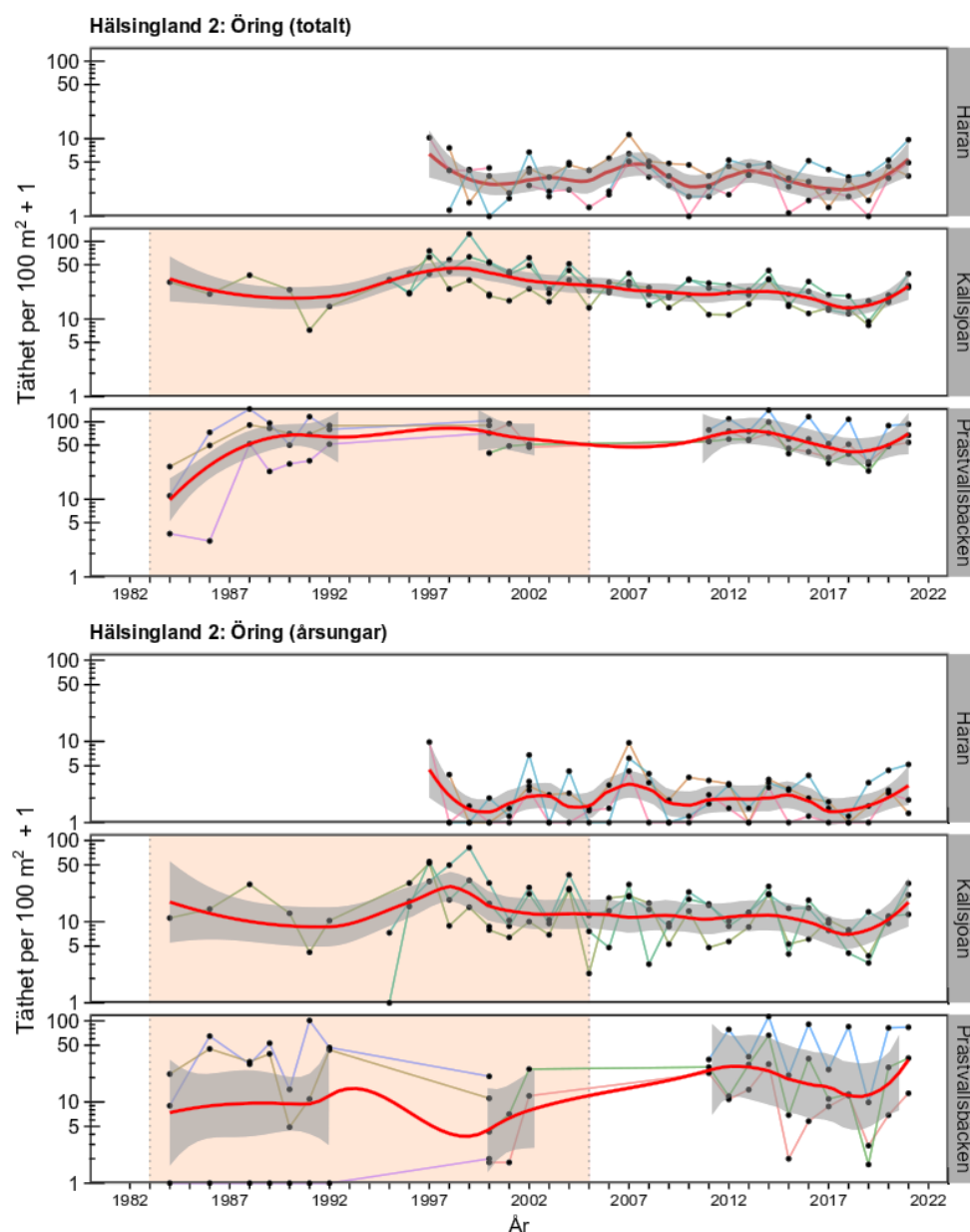


Figur. 51. Trender i bottenfauna (MISA) och kiselalger (ACID) från de kalkavslutade vattendragen Källsjöån och Prästvallsbäcken samt referensvattendraget Härån. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsband. Notera att surhetsklasserna 'Nära neutralt' och 'Alkaliskt' är hopslagna för ACID (gräns 7,5).

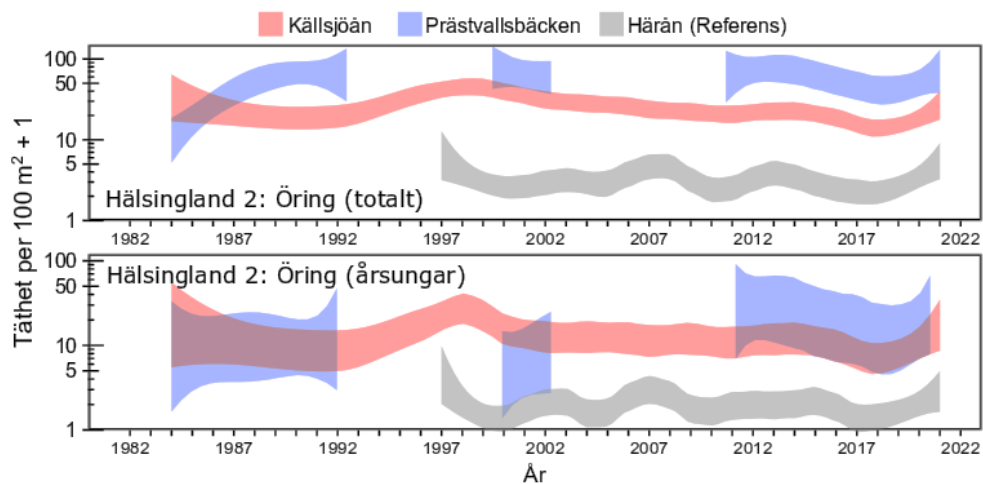
Den totala tätheten av öring ligger generellt på en stabil och ganska hög nivå i båda målvattendragen efter kalkningens avslut (Figur 52-53). Noterbart är den ökning i öringtäthet som kan ses i början av kalkningsperioden i Prästvallsbäcken, vilken indikerar att kalkningen kan ha haft en relativt snabb positiv effekt när den initierades. Även referensvattendraget uppvisar en stabil trend i total öringtäthet, men på en betydligt lägre nivå (Figur 52-53). För årsungar är tätheterna mer variabla, men inga tecken på nedåtgående trender kan detekteras i något av de undersökta vattendragen. Prästvallsbäcken har substantiella luckor i provtagningen,

vilket innebär att bedömningen är mer osäker än för Källsjöån. Det finns dock inget i data som tyder på att trenden skulle avvika under perioder där data saknas.

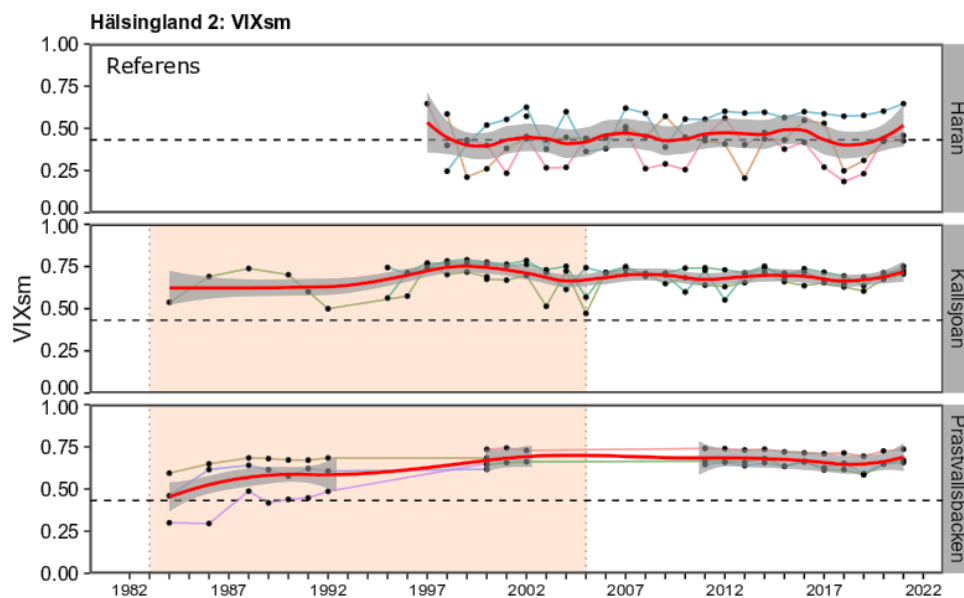
Indexet VIX_{sm} ligger en bra bit över gränsen för god försurningsstatus i båda målvattendragen, medan trenden istället ligger mer eller mindre mitt på denna gräns för referensvattendraget (Figur 54). Detta index indikerar alltså inga negativa effekter som beror på avslutad kalkning.



Figur 52. Trender i täthet av öring (alla individer) och täthet av årsungar av öring från de kalkavslutade vattendragen Källsjöån och Prästvallsbäcken samt referensvattendraget Härån. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsband. Notera att y-axels skala är en logaritmisk skala, samt att skattningar baseras på modifierade tätheter (täthet + 1) för att data ska kunna plottas på logaritmisk skala [d.v.s. "1" i figuren representerar en täthet av 0 individer per 100 m² (avsaknad av fisk), "2" representerar 1 individ per 100 m², etc.].



Figur 53. Jämförelser mellan vattendragen med avseende på täthet av öring (överst total täthet; nederst: täthet av årsungar). Figuren visar 95 %-konfidsensband från figur 50.



Figur 54. Trender i VIXsm (fiskbaserat index för försurning) från de kalkavslutade vattendragen Källsjön och Prästvallsbäcken samt referensvattendraget Härån. Kalkningsperioden är markerad i beige färg. Resultat från varje provfiskelokal markeras med linjer i olika färger, vilka sammankopplar mätpunkter från respektive lokal. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidsensband.

5. Resultatsyntes

5.1 Försurningsbedömning

Försurningspåverkan, bedömd genom matchning med MAGIC-bibliotek (se avsnitt 2.2.3) för tidsperioderna 2007-2012 och 2018-2023, visar att ΔpH ligger i intervallet 0,15-0,28 i Stensjön (AB), Rådsjön, Källsjön och Långsjön (T) (Tabell 5). Detta innebär att statusen bedöms som god eller hög i dessa sjöar under båda tidsperioderna och oberoende av om kalkad eller okalkad kemi används för bedömningen under perioden 2017-2023. Risken för återförsurning bör vara liten i dessa sjöar.

För övriga kalkavslutssjöar ger försurningsbedömningarna en mera blandad bild. Skifsen, Långsjön (AB), Geten och Trehörningen bedömdes under perioden 2007-2012, baserat på kemi korrigerad för kalkning, ha ΔpH 0,42-0,80 vilket innebär måttlig eller otillfredsställande status (Tabell 5). Under den senare perioden bedöms statusen vara god eller hög i Geten och Långsjön (AB) baserat på okorrigerade data, men måttlig status baserat på kalkningskorrigerad kemi. ΔpH ligger dock nära klassgränsen mellan god och måttlig status för båda dessa sjöar. Bedömningen av Skifsen är den som skiljer sig mest mellan de båda tidsperioderna, med ΔpH 0,80 respektive 0,23 för kalkningskorrigerad kemi, vilket indikerar att sjön återhämtat sig från otillfredsställande till god status.

Blanksjön kunde inte matchas med någon sjö i Magic-biblioteket när kalkningskorrigerad kemi användes.

De neutrala referenssjöarna hade ΔpH 0,06-0,47 under åren 2007-2012 och 0,06-0,37 under åren 2018-2023, det vill säga de bedöms alla som icke försurade, med undantag för Fiolen 2007-2012 som bedömdes ha måttlig status (Tabell 5). De sura referenssjöarna hade ΔpH 0,45-1,34 respektive 0,40-1,63 under de båda tidsperioderna (Tabell 5). Detta innebär att alla utom Övre Skärsjön bedöms vara försurade (till skillnad från att vara naturligt sura) och statusen måttlig till dålig. Övre Skärsjön och Rotehogstjärnen har gått från dålig status 2007-2012 till god respektive måttlig status 2018-2023.

Kalkavslutsvattendragen och deras referenser har ΔpH som varierar mellan 0,05 i Örvalsbäcken 4241 till 0,46 i Havssvalgsbäcken (Tabell 5). Detta innebär att varken kalkavslutsvattendragen eller deras referenser bedöms vara försurade förutom referensen Havssvalgsbäcken som har ett ΔpH över gränsen mellan god och måttlig status under båda perioderna.

Tabell 5. Försurningsbedömning med MAGIC-bibliotek av sjöar och vattendrag baserade på vattenkemi från perioderna 2007-2012 respektive 2018-2023. För sjöar och vattendrag med kalkavslut har statusen 2018-2023 bedömts både med korrigering för kalkning och med okorrigerade data. Statusklasser: H: hög, G: god, M: måttlig, O: otillfredsställande, D: dålig. För sjöar och vattendrag med kalkavslut är bedömningar som inkluderar provtagningsår inom högst 10 år efter sista kalkning markerade med fetstil i kolumnen korrigerad. I övriga fall är kolumnen okorrigerad markerad med fetstil

Sjö/Vattendrag		ΔpH och status 2007-2012		ΔpH och status 2018-2023	
		Korri- gerad	Okorrigerad	Korri- gerad	Okorrigerad
Sjöar					
Stensjön (AB)	Kalkavslut 2010	0,15 H		0,15 H	0,15 H
Rädsjön	Kalkavslut 2005	0,16 H		0,16 H	0,16 H
Källsjön	Kalkavslut 2010	0,19 H		0,19 H	0,14 H
Skifsen	Kalkavslut 2004 #	0,80 O		0,23 G	0,23 G
Långsjön (T)	Kalkavslut 2006	0,28 G		0,28 G	0,17 H
Geten	Kalkavslut 2006	0,42 M		0,42 M	0,29 G
Långsjön (AB)	Kalkavslut 1995	0,70 O		0,45 M	0,30 G
Blanksjön	Kalkavslut 2004	*		–	–
Trehörningen	Kalkavslut 1991	0,58 M		–	–
Remmarsjön	Neutral referens		0,06 H		0,06 H
Stensjön (X)	Neutral referens		0,13 H		0,13 H
Fräcksjön	Neutral referens		0,23 G		0,16 H
Allgjuttern	Neutral referens		0,15 H		0,20 H
Stora Envättern	Neutral referens		0,20 H		0,20 H
Älgsjön	Neutral referens		0,10 H		0,23 G
Fiolen	Neutral referens		0,47 M		0,30 G
Stora Skärsjön	Neutral referens		0,37 G		0,37 G
Övre Skärsjön	Sur referens		0,83 D		0,40 G
Årsjön	Sur referens		0,45 M		0,45 M
Rotehogstjärnen	Sur referens		1,08 D		0,47 M
Örvattnet	Sur referens		1,19 D		1,19 D
Härsvatten	Sur referens		1,02 D		1,21 D
Brunnsjön	Sur referens		1,34 D		1,34 D
Lillesjö	Sur referens		1,29 D		1,63 D
Vattendrag					
Djursvasslan	Kalkavslut 1995	0,29 G		0,39 G	Opåverkad ¶
Hammarbäcken	Kalkavslut 1995	0,17 H		0,07 H	0,07 H
Övre Häggingån	Referens		0,19 H		0,26 G
Örvallsbäcken 4241	Kalkavslut 2000	0,14 H		0,14 H	0,17 H
Örvallsbäcken, Graybacka	Kalkavslut 2000	0,05 H		0,20 H	0,16 H
Havssvalgsbäcken	Referens		0,46 M		0,42 M
Källsjöån	Kalkavslut 2010	0,17 H		0,25 G	0,14 H
Prästvallsbäcken	Kalkavslut 2010	0,19 H		0,10 H	0,12 H
Härån	Referens		0,10 H		0,10 H

* ingen matchning

– ingen provtagning

Skifsen kalkades även 2015 och 2017

¶ opåverkad: pH>7,3 och/eller Ca>8,2 mg/l

5.2 Vattenkemiska förändringar

5.2.1 Sulfat, TOC och ANC

Sulfathalten minskar generellt i kalkavslutssjöar och kalkavslutsvattendrag liksom i referenssjöar och referensvattendrag och denna minskning börjar i regel innan kalkningen avslutas i flertalet av kalkavslutslokalerna (Figur 55, 56). De sjunkande halterna av sulfat avspeglar minskningen i atmosfärisk svaveldeposition, men halterna sjunker inte lika snabbt som depositionen minskar. Depositionen var som störst under 60-, 70- och 80-talen, varefter den fram till slutet av 2010-talet minskar till cirka 10% av de maximala värdena (Ferm et al. 2019). Även halterna av baskatjoner minskar i samtidigt med sulfathalten till följd av minskat jonbyte i marken när den sura depositionen minskar. Detta motverkar delvis återhämtningen från försurningen.

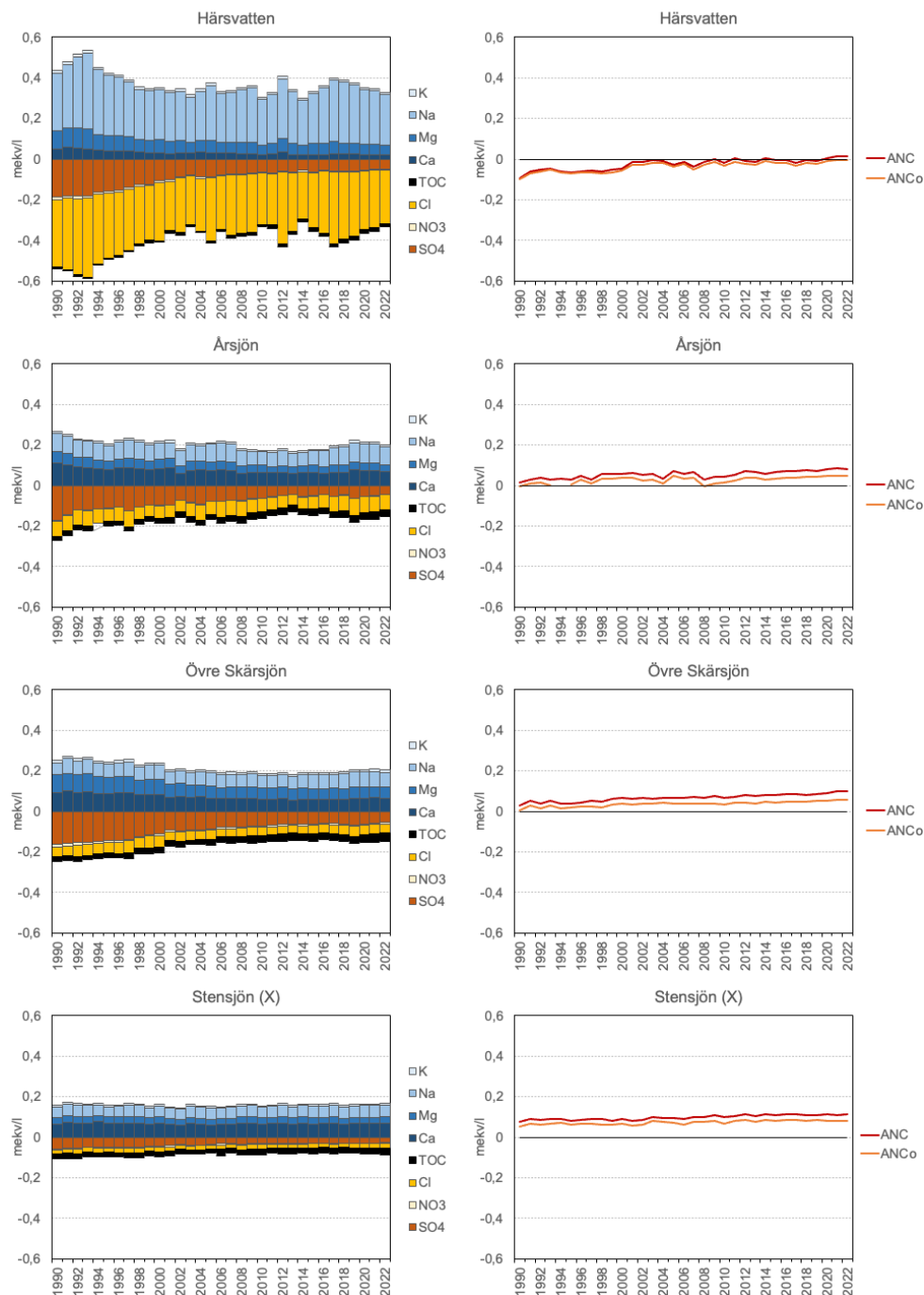
Efter långa perioder med extrem torka, såsom sommaren 2018, observeras en ökning i sulfathalten i flera sjöar. Denna ökning kan förklaras av oxidering av organiskt material i marken, vilket leder till att sulfat frigörs och senare spolats ut i samband med kraftiga regn. Dessa toppar av höga sulfathalter innebär oftast inte att vattnet blir surt eftersom också baskatjoner frigörs vid dessa tillfällen.

Halten av TOC följer i kalkavslutssjöarna i stort de trender som syns i referenssjöarna, det vill säga en ökning under 90- och 00-talet, som i många av sjöarna stabiliseras efter år 2010 (Figur 24, 25). Kalkavslutsvattendragen och deras referenser liknar varandra och uppvisar liknande trender i TOC som i sjöarna (Figur 31, 40, 47). Dessa mönster överensstämmer också väl med resultatet från en undersökning av 164 vattendrag över hela Sverige, som visar att ökningen av TOC avstannar omkring år 2010 (Eklöf et al. 2021).

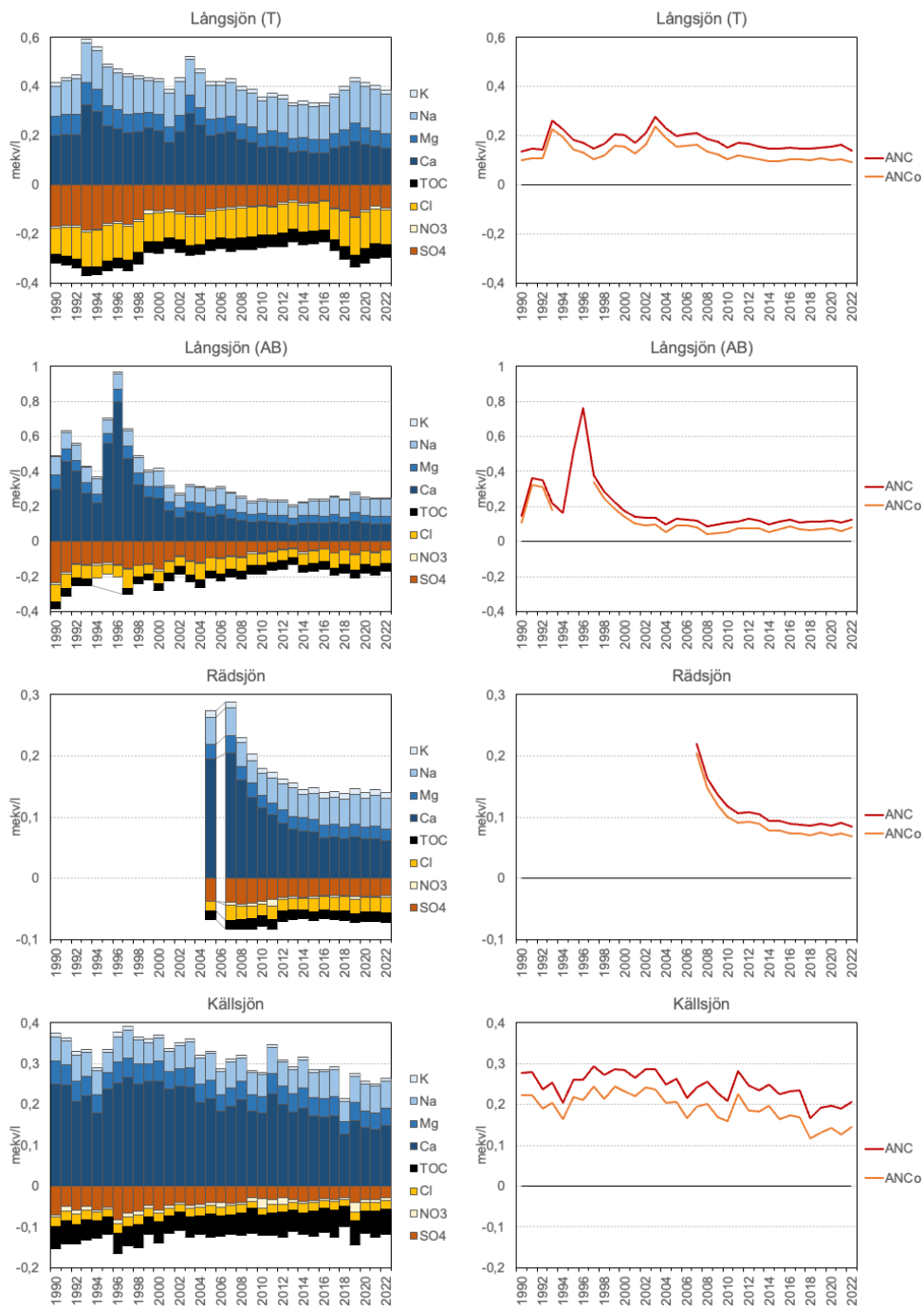
Den vattenkemiska återhämtningen från försurningen i referenssjöarna gör att vattnets förmåga att neutralisera syror (ANC och ANCo) generellt ökar över tid under perioden 1990-2022, vilket här visas med några exempel från referenssjöar (Figur 55). Ökningen i ANC och ANCo beror främst på minskande sulfathalter, särskilt i sydvästra Sverige (Härsvatten). Även i övriga delar av landet [Årsjön, Övre Skärsjön och Stensjön (X)] sker det en minskning av sulfathalterna. Ökningen i ANC motverkas dock av den ökande halten av TOC (se ovan), vilket gör att skillnaden mellan ANC och ANCo ökar över tid fram till omkring år 2010.

I kalkavslutssjöarna sker tydliga öknings i ANC och ANCo i samband med kalkning, vilket beror på tillskottet av Ca (Figur 56). I takt med att Ca minskar efter avslutad kalkning minskar också ANC och ANCo, men hastigheten i denna minskning varierar mycket. Liksom i referenssjöarna finns det underliggande trender av minskning av sulfathalten och en ökning av TOC, men dessa trender är svagare än minskningen av ANC till följd av avslutad kalkning. Det ska dock noteras att Ca och ANC i flertalet kalkade vatten är på nivåer som överstiger vad som kan betraktas som naturligt i försurningskänsliga vatten.

Sammantaget har risken för återförsurning efter avslutad kalkning minskat de senaste decennierna eftersom depositionen har avtagit och TOC inte längre ökar på ett sätt som motverkar återhämtningen. Dock kan effekten av tidigare försurningspåverkan komma att ge effekter under lång tid.



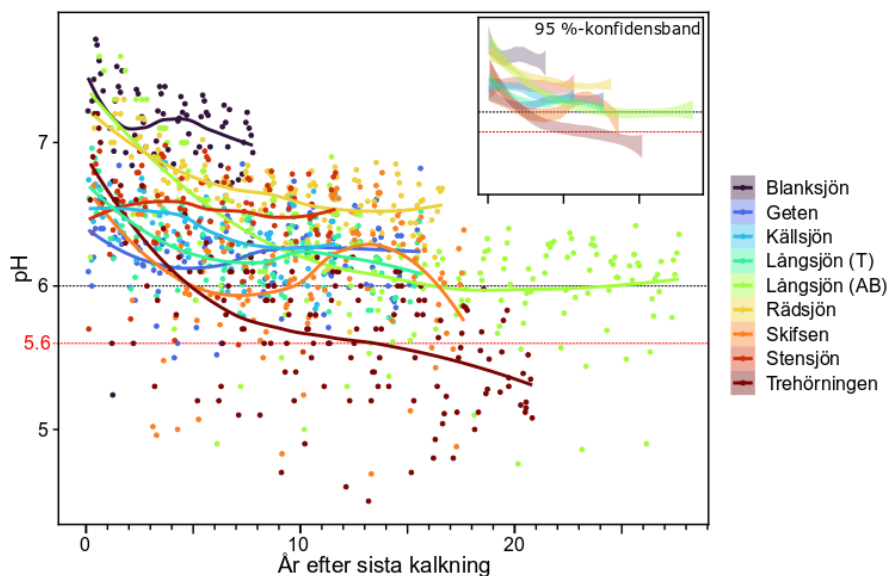
Figur 55. Bidrag från anjoner, katjoner och organiskt kol (TOC) till ANC och ANCo (årsmedelvärden), samt trender i ANC och ANCo i fyra referenssjöar under perioden 1990-2022.



Figur 56. Bidrag från anjoner, katjoner och organiskt kol (TOC) till ANC och ANCo (årsmedelvärden), samt trender i ANC och ANCo i fyra kalkavslutssjöar under perioden 1990-2022. Y-axlarna har olika skalor för de olika sjöarna.

5.2.2 pH och alkalinitet

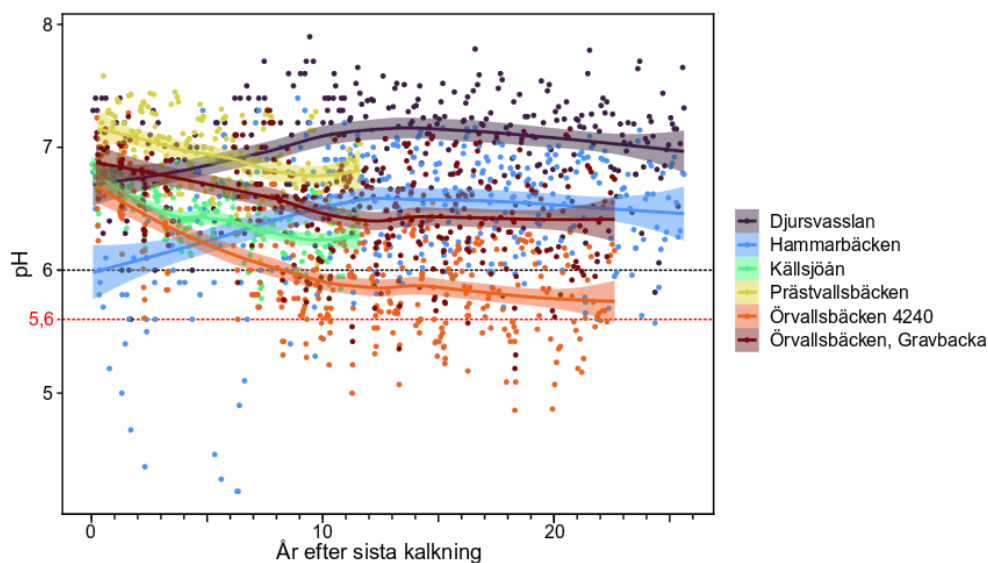
Som väntat minskar pH i sjöarna efter avslutad kalkning, men storleken och hastigheten på minskningen varierar kraftigt mellan de olika sjöarna (Figur 57). De tydligaste fallen av återförsurning ser vi i Trehörningen och Skifsens, där medel-pH redan efter 5 år går ner under 6,0 och surstötter med $\text{pH} < 5,6$ börjar uppträda redan några år efter kalkavslut. I Skifsens upprepas detta mönster efter de kalkningar som genomfördes av misstag 11 och 13 år efter kalkavslut. Även i Långsjön (AB) sker det en återförsurning, men processen är betydligt långsammare. Dessa tre sjöar är, tillsammans med Geten, de enda sjöar som i någon av statusklassningarna baserad på korregerad vattenkemi bedömts ha måttlig eller otillfredsställande ekologisk status med avseende på försurningspåverkan (Tabell 5). I Trehörningen avslutades kalkningen redan 1991 när svaveldepositionen fortfarande var betydande, vilket kan förklara den snabba återförsurningen i början av mätperioden.



Figur 57. Trender i pH för alla kalkavslutade sjöar. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression; 95 %-konfidensband redovisas i infälld figur för att bättre synliggöras.

I kalkavslutsvattendragen sjunker medel-pH i vattendragen i Hälsingland, medan det ökar i Härjedalen (Figur 58). De stigande pH-värdena i Härjedalen, som också observeras i referensvattendraget, beror på att försurningspåverkan har minskat kraftigt samtidigt som det finns kalk i berggrunden. I de övriga vattendragen sjunker pH efter kalkavslut, men endast i en av lokalerna i Örvallsbäcken sker det en återförsurning till pH-värden som understiger pH-målet.

Liksom pH minskar alkaliniteten som förväntat efter kalkavslut och minskningen sker snabbast i Trehörningen, Långsjön (AB) och Skifsens. I Trehörningen och Skifsens går medelvärdet ner under 0,025 mekv/l redan efter 7 till 8 år efter kalkavslut, medan det stabiliseras på 0,030 mekv/l i Långsjön (AB). I dessa tre sjöar förekommer det regelbundet tillfällen med alkalinitet under 0,025 mekv/l och även aciditet. I övriga kalkavslutssjöar med tillräckligt långa tidsserier för att alkaliniteten ska hinna stabiliseras efter kalkavslut är alkaliniteten på högre nivåer och understiger 0,025 mekv/l endast vid enstaka tillfällen.

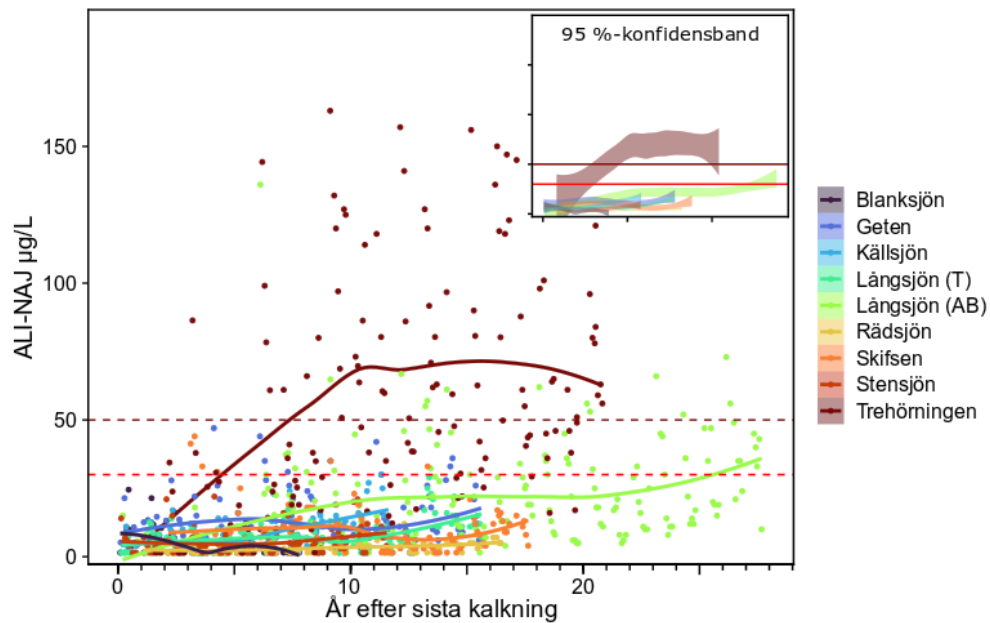


Figur 58. Trender i pH för alla kalkavslutade vattendrag. Genomsnittsvärden plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidensband.

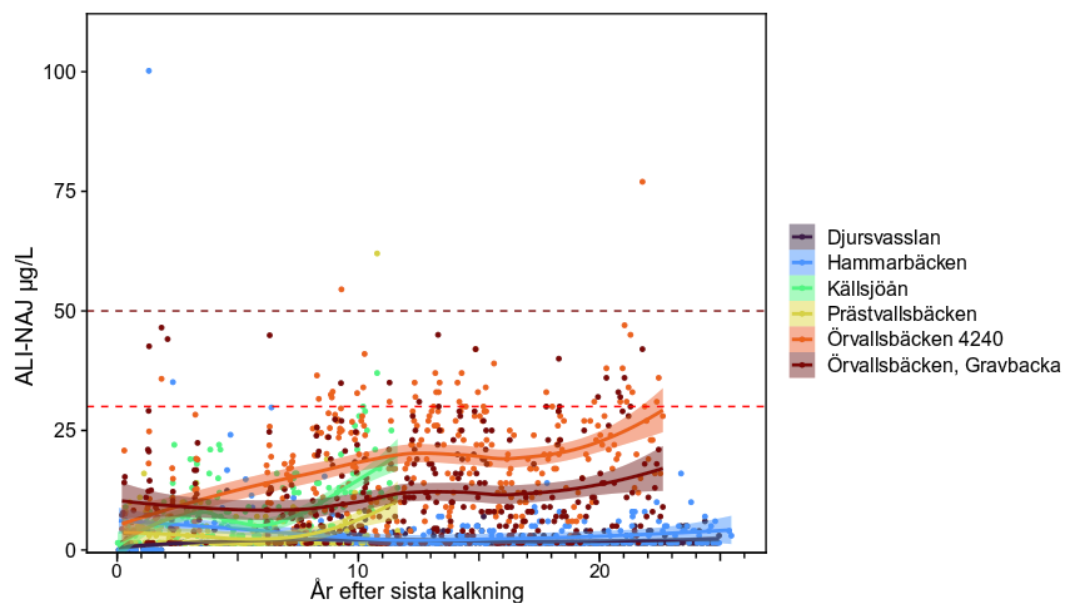
5.2.3 Oorganiskt aluminium

Halterna av oorganiskt aluminium i sjöarna återspeglar hur kraftig återförsurningen har varit efter kalkavslut, med snabbt stigande halter av oorganiskt aluminium till mycket höga nivåer i Trehörningen redan inom 5 år efter avslutad kalkning (Figur 59). Även i Långsjön (AB) stiger halten av oorganiskt aluminium till kritiskt höga nivåer, men processen är mycket långsammare. I Skifsén, som också återförsuras relativt snabbt efter kalkavslut, ökar halten av oorganiskt aluminium något efter kalkavslut, men inte till kritiskt höga nivåer inom de relativt korta tidsserierna efter kalkavslut och efter de oavsiktliga kalkningarna. Långsamt ökande halter av oorganiskt aluminium observeras i flera av de andra kalkavslutssjöarna, men halterna är i genomsnitt tydligt lägre än 30 µg/l och överskrider denna nivå endast undantagsvis.

Även i vattendragen i Hälsingland ökar halterna av oorganiskt aluminium efter kalkavslut, men genomsnittshalten överstiger inte 30 µg/l i något av vattendragen (Figur 60). I den suraste av lokalerna i Örvalsbäcken har dock halter över 30 µg/l blivit allt vanligare och trenden i genomsnittsvärde är fortsatt ökande ännu efter mer än 20 år efter kalkavslut, vilket är en varningssignal som motiverar fortsatt övervakning.



Figur 59. Trender i oorganiskt aluminium för alla kalkavslutade sjöar. Genomsnittsvärdena plottas med icke-linjär loess-regression; 95 %-konfidensband redovisas i infälld figur för att bättre synliggöras.

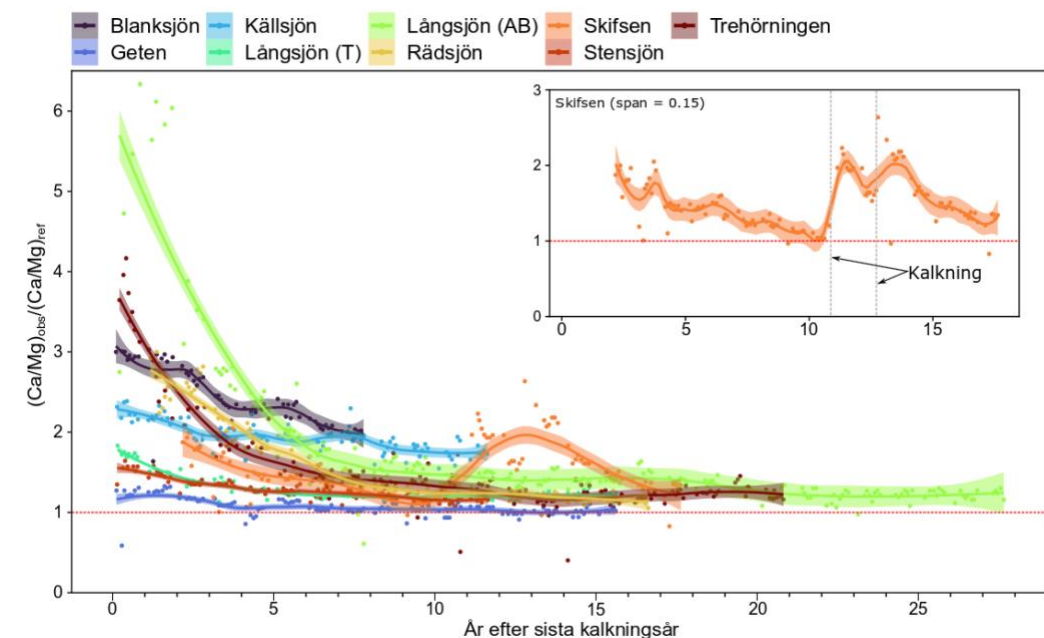


Figur 60. Trender i oorganiskt aluminium för alla kalkavslutade vattendrag. Genomsnittsvärdena plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidensband.

5.3 Hur länge finns kalken kvar?

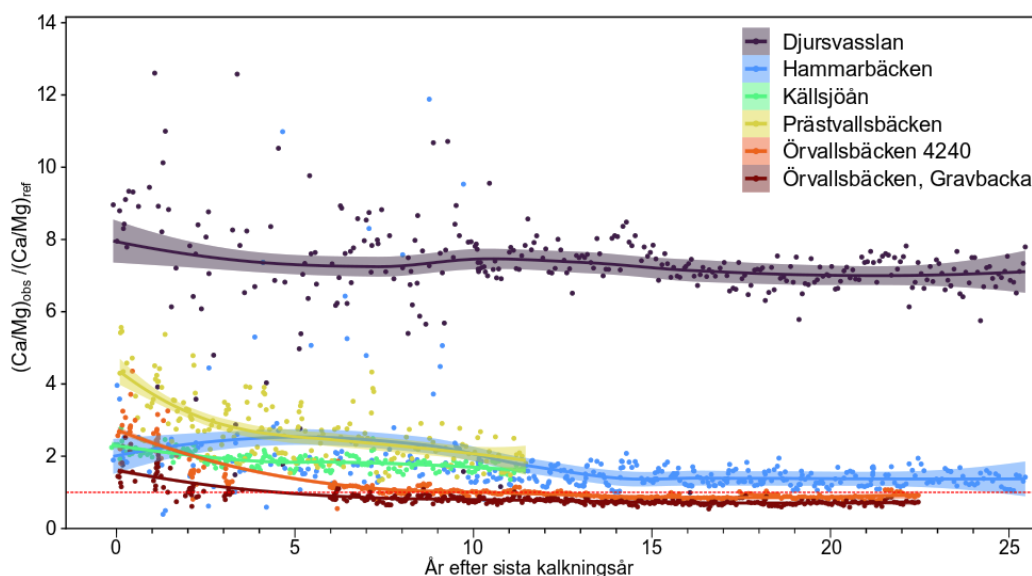
Kalkning sker i regel med kalksten (kalcit, CaCO_3) som innehåller relativt låga halter av magnesium och som också är mera svårslöslig än kalcium (Fölster et al. 2020). Därför kan Ca/Mg-kvoten användas som ett mått på hur länge Ca från kalkningen finns kvar i systemet. Ett mått på att effekten av kalkgivorna klingat ut är att Ca/Mg-kvoten stabiliserats på en nivå nära de uppskattade referensvärdena. Dessa referensvärden varierar mellan 1,92 för sjöarna i Tyresta (Trehörningen, Långsjön (AB) och Stensjön (AB)) och 2,84 i Rådsjön. Som jämförelse är medianvärdet av $\text{Ca/Mg}_{\text{ref}}$ 1,8 i de neutrala referenssjöarna (25:e och 75:e percentiler: 1,2 och 2,2), vilket är nära det nationella genomsnittet på 1,78 för referenssjöar. I de sura referenssjöarna är medianen 1,5 (25:e och 75:e percentiler: 0,9 och 1,8). I referensvattendragen varierar $\text{Ca/Mg}_{\text{ref}}$ mellan 1,24 i Övre Häggingån och 2,18 i Havssvalgsbäcken. Kalkavslutssjöarna har mycket olika Ca/Mg-kvoter i samband med sista tillfället för kalkning. I sjön Geten är de till exempel strax över 2 medan de i Långsjön (AB), Trehörningen och Rådsjön är över 8. De stora skillnaderna beror på att sjöarna vid de sista kalkningarna har fått väldigt olika stora kalkdoser.

Normaliserat mot $\text{Ca/Mg}_{\text{ref}}$ uppvisar alla sjöar minskande Ca/Mg-kvot efter avslutad kalkning (Figur 61). Minskningen liknar i många fall ett exponentiellt avtagande och i de tidsserier som är tillräckligt långa för att kurvan planar ut sker det efter minst 6 till 8 år. Avklingningen går långsammare i den huvudsakligen våtmarkskalkade Källsjön, där kalkdoserna också har varit mycket höga, samt i Blanksjön och Rådsjön som har längre omsättningstider (>3 år; Tabell 1) än för de övriga kalkavslutssjöarna. De andra sjöarna är huvudsakligen kalkade direkt i sjön och har omsättningstider mellan 0,3 och 2,0 år. Förutom i Geten stabiliserar Ca/Mg -kvoten på en något högre nivå än $\text{Ca/Mg}_{\text{ref}}$.



Figur 61. Trender i observerad Ca/Mg-kvot dividerad med $\text{Ca/Mg}_{\text{ref}}$ för alla kalkavslutade sjöar. Genomsnittsvärdena plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidensband. Infälld figur visar specifikt trenden för Skifsén, med snävare fönster för utjämning av genomsnittet (span = 0.15; huvudfiguren: span = 0.75). Prickad horisontell röd linje: $\text{Ca/Mg}_{\text{obs}} = \text{Ca/Mg}_{\text{ref}}$.

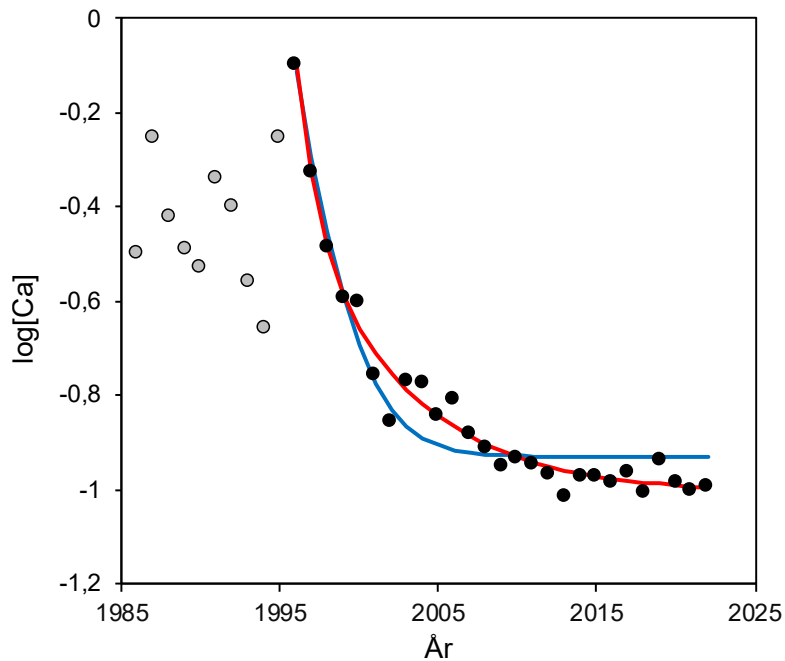
Ca/Mg-kvoten minskar och stabiliseras med tiden också i kalkavslutsvattendragen (Figur 62). I lokalerna i den doserarkalkade Örvallsbäcken planar minskningen ut nära Ca/Mg_{ref} efter 6 till 8 år. Minskningen i Ca/Mg sker betydligt långsammare i Prästvallsbäcken och Källsjöån, som är kraftigt kalkade, huvudsakligen i uppströms liggande våtmarker men även viss markkalkning. Ännu tolv år efter avslutad kalkning är Ca/Mg cirka 2 gånger högre än Ca/Mg_{ref} och kvoten minskar fortfarande. I Djursvasslan är Ca/Mg-kvoten omkring 8 gånger högre än Ca/Mg_{ref} under hela mätperioden, vilket sannolikt beror på den kalkrika berggrunden och referensvärdet är därför missvisande. Ca/Mg minskar inte efter kalkavslut, men variationen i Ca/Mg minskar med tiden. I Hammarbäcken är Ca/Mg under det första decenniet efter kalkavslut omkring dubbelt så högt som Ca/Mg_{ref} och minskar sedan för att efter cirka 15 år stabiliseras på en nivå ca 1,5 gånger högre än Ca/Mg_{ref} .



Figur 62. Trender i observerad Ca/Mg-kvot dividerad med Ca/Mg_{ref} för alla kalkavslutade vattendrag. Genomsnittsvärdena plottas med icke-linjär loess-regression, med tillhörande 95 %-konfidensband. Prickad horisontell röd linje: $Ca/Mg_{obs} = Ca/Mg_{ref}$.

Teoretiskt sett spolas tillförd kalk ut ur en sjö i takt med vattenomsättningen, vilket innebär att kalciumkoncentration i vattenmassan bör minska exponentiellt tills den tillförda kalken är borta. En analys av kalciumhalterna visar att det i flera sjöar, varav tydligast i Långsjön (AB), ser ut att finnas ett exponentiellt avtagande under de första åren, men också en mera komplex dynamik med dubbla exponentiellt avtagande funktioner, där en pool av kalcium (det som finns löst i sjövattnet) minskar snabbt samtidigt som det också finns en annan pool av kalcium som omsätts långsammare (depåer i sediment eller uppströms sjön). Sett över lång tid planar kurvan ut mot en asymptot som motsvarar vittringshastigheten. Under de första åren efter sista kalkning sker det en snabb minskning i kalciumkoncentration i Långsjön (AB) och det är ingen påtaglig skillnad mellan de exponentiellt avtagande respektive biexponentiellt avtagande kurvorna (Figur 63). Efter denna inledande fas går minskningen i kalcium in i ett nytt skede då

koncentrationen minskar långsammare. Detta långsamma avtagande kan förklaras av att det finns tillförd kalk kvar i sjön eller i avrinningsområdet som långsamt löses upp och på så sätt buffrar systemet under lång tid, den så kallade kalksvansen. I Långsjöns fall, som kalkats i sjön, i uppströms sjö och i våtmarker, kan det ha funnits depåer uppströms som läcker ut kalk, men även kalk i sjösedimenten kan ha bidragit till kalksvansen. I ett annat fall, den enbart sjökalkade Rådsjön, visar resultaten att det ligger kvar kalk i sjösedimenten som långsamt löses upp under mer än ett decennium efter avslutad kalkning och minskningen har ännu inte avstannat helt.



Figur 63. Årsmedelvärden i kalciumkoncentration (mekv/l, $\log_{10}$ -transformerat) under åren 1986-2022 i Långsjön (AB). Grå symboler: kalkad period. Svarta symboler: efter avslutad kalkning. Blå linje: exponentiellt avtagande kalciumhalt med asymptot. Röd linje: biexponentiellt avtagande kalciumhalt med asymptot.

5.4 Uppnås pH-målen efter avslutad kalkning?

När kalkningsverksamheten startade på 1970-talet fanns det inga definierade pH-mål för kalkningen, utan de introducerades i början av 1990-talet och formaliserades 2001 i Naturvårdsverkets föreskrifter (Naturvårdsverket 2001). pH-målen reviderades 2010 och sedan dess föreskrivs pH-målen 6,2 för vatten med flodpärlmussla, 6,0 för vatten med lax, mört (i sjöar) eller flodkräfta och 5,6 i övriga vatten (Naturvårdsverket 2010).

Flera av kalkavslutssjöarna har inga pH-mål angivna (Tabell 1), möjligen för att det inte fanns några pH-mål definierade när kalkningen inleddes eller för att de slutade kalkas innan information om pH-mål lades in i den nationella kalkningsdatabasen. Däremot finns det angivna pH-mål för samtliga kalkavslutsvattendrag (Tabell 2). Vi kan ändå jämföra hur ofta varje sjö eller vattendrag haft ett pH under en viss nivå efter att kalkningen avslutats; pH 6,0 vilket är målet om mört, lax eller flodkräfta finns i vattnet, pH 6,2 om det finns flodpärlmussla eller pH 5,6 i övriga vatten. Här görs också jämförelsen med de neutrala och sura referenssjöarna samt referensvattendragen, som har liknande provtagningsintervall, för att se hur ofta dessa vanligtvis har pH under 6,0 och 5,6.

I Rådsjön, Källsjön, Stensjön (AB) och Blanksjön är pH över 5,6 och i de flesta fall även över 6,0 efter att kalkningen har avslutats vilket liknar frekvensen av pH-värden under de dessa pH-värden i gruppen neutrala referenssjöar (Tabell 6). Rådsjön, Källsjön och Stensjön (AB) är de sjöar som fick lägst Δ pH i förurningsbedömningen medan Blanksjön inte fick någon matchning i MAGIC-biblioteket (Tabell 5). Geten och Långsjön (T), som båda har pH-mål 6,0 har ett pH som underskrider pH-målet vid 14% respektive 15% av mättillfällena. Trehörningen, Skifsen och Långsjön (AB) är de sjöar som har den högsta andelen tillfällen med pH under 6,0 och relativt stor andel med pH under 5,6. Andelen tillfällen med pH lägre än 6,0 och 5,6 hade mycket sannolikt varit högre i Skifsen under mätperioden om den inte hade kalkats också 2015 och 2017. Trehörningen sticker ut med 63% av mätningarna pH under 5,6 och 92% under 6,0, vilket måste anses vara en mycket dålig måluppfyllelse oavsett pH-mål. I Trehörningen är frekvensen av låga pH-värden till och med högre än i de sura referenssjöarna. I vattendragen underskrider pH-målet vid enstaka eller inga mättillfällen i Källsjöån, Prästvallsbäcken, Örvallsbäcken Gravbacka och Djursvasslan (Tabell 6). I Hammarbäcken underskrider pH-målet i 12% och Örvallsbäcken 4241 i 24% av mätningarna.

Förekomsten av pH-värden lägre än 6,0 och 5,6 är högst under januari-april i sjöarna, vilket sammanfaller med högflödesperioder. Om isen ligger kan det låga pH-värdet bero på att smältvatten med lågt pH rinner in under isen eller att CO₂-halten ökar under is på grund av nedbrytning av organiskt material. I vattendragen denna rapport förekommer låga pH-värden framför allt i samband med högflöden i april och maj. I södra Sverige är det dock vanligare med högflöden höst och vinter.

Tabell 6. Totala antalet pH-mätningar, antalet mätningar under pH 6,0 och 5,6 i kalkavslutssjöar och kalkavslutsvattendrag (data endast från år efter kalkavslut) samt neutrala och sura referenssjöar och vattendragsreferenser. Referenser är angivna med kursiv stil. I de fall pH-mål finns angivna (Tabell 1, 2) är de fetmarkerade i denna tabell

Sjö/vattendrag/grupp av sjöar	Tidsperiod	pH-mätningar totalt antal	pH < 6,0 antal värden	pH < 5,6 antal värden
Blanksjön	2007-2012	48	0	0
Rädsjön	2007-2022	132	2 (2%)	0
Källsjön	2011-2022	95	7 (7%)	0
Stensjön (AB)	2011-2022	92	6 (7%)	2 (2%)
Geten	2007-2022	131	18 (14%)	2 (2%)
Långsjön (T)	2007-2022	128	19 (15%)	0
Långsjön (AB)	2011-2022	90	32 (36%)	9 (10%)
Skifsen	2007-2014, 2018-2022	104	38 (37%)	13 (12%) *
Trehörningen	2007-2012	49	45 (92%)	31 (63%)
<i>Neutrala referenssjöar</i>	<i>2007-2022</i>	<i>1055</i>	<i>11 (1%)</i>	<i>0</i>
<i>Sura referenssjöar</i>	<i>2007-2022</i>	<i>670</i>	<i>427 (64%)</i>	<i>218 (33%)</i>
Djursvasslan	2007-2022	195	1 (0,5%)	0
Hammarbäcken	2007-2022	268	31 (12%)	1 (0,4%)
Övre Hüggingån	2007-2022	177	35 (20%)	22 (12%)
Örvallsbäcken 4241	2007-2022	275	175 (64%)	65 (24%)
Örvallsbäcken, Gravbacka	2007-2022	275	43 (16%)	6 (2%)
Havssvalgsbäcken	2007-2022	274	274 (100%)	235 (86%)
Källsjöån	2007-2022	242	14 (6%)	0
Prästvallsbäcken	2011-2022	188	1 (0,5%) **	0
Härån	2007-2022	276	38 (14%)	14

* I Skifsen underskreds pH-målet 5,7 totalt 17 gånger (16%)

** I Prästvallsbäcken underskreds pH-målet 6,2 totalt 3 gånger (2%)

5.5 Vilka biologiska förändringar uppstår efter kalkavslut?

Flertalet av sjöarna i studien återförsuras inte så mycket efter kalkavslut att pH-målet underskrids eller att halten av oorganiskt aluminium överskrider de kritiska värdena för arterna i sjön. Försurningsbedömningen av dessa sjöar visar också att försurningspåverkan är liten. I dessa sjöar observeras inte heller någon tydlig surhetspåverkan på växtplankton, bottenfauna eller fisk efter kalkavslut. Om vattenkemin utvecklas på ett liknande sätt i andra sjöar där kalkningen läggs vilande är vår bedömning att det är liten risk för att biologiska skador uppstår.

I de tre mera tydligt återförsurade sjöarna, Trehörningen, Långsjön (AB) och Skifsen är läget annorlunda. Där visar försurningsbedömningen att sjöarna är mera tydligt försurningspåverkade. Försurningsbedömningarna för Trehörningen, Långsjön (AB) och Skifsen indikerar att de är mera tydligt försurningspåverkade. I den kraftigast återförsurade sjön, Trehörningen, saknas fisk (på grund av tidigare rotenonbehandling) och det finns endast enstaka mätningar av bottenfauna efter kalkavslut. För växtplankton sker det en minskning i artantal efter kalkavslut till nivåer som indikerar måttlig till otillfredsställande status och denna minskning är så stor att den knappast kan förklaras av förändringarna i analysmetodik. Minskningen börjar redan de första åren efter kalkavslut, men eftersom kalkningen avslutades så tidigt som 1991 och försurningspåverkan generellt sett är betydligt lägre nu, är det rimligt att anta att en sådan snabb försämring av statusen sannolikt inte sker lika snabbt i sjöar där kalkningen läggs vilande nu under 2020-talet.

I Långsjön (AB) sker det också en återförsurning till ett vattenkemiskt tillstånd nära pH-målet och med måttligt förhöjda halter av oorganiskt aluminium, men det sker betydligt långsammare än i Trehörningen. Under det första decenniet efter kalkavslut sker det möjligen en minskning i MILA-index för bottenfauna, men den trenden drivs i hög utsträckning av ett enstaka mätvärde och indexet stabiliseras därefter på en nivå som fortfarande indikerar god status. För växtplankton och fisk börjar förändringarna ett till två årtionden senare, med ett minskande artantal av växtplankton och sjunkande indikatorer för fisk (EQR8, AIW5 och rekryteringsindex för mört). Den långsamma återförsurningen resulterar alltså i biologiska förändringar och mörtens tillstånd har blivit oroväckande, men kanske inte kritiskt, snart 30 år efter avslutad kalkning i Långsjön. De biologiska förändringarna sker dock så långsamt att vattenkemisk uppföljning hinner detektera risk för biologiska skador långt innan dessa inträffar.

I Skifsen, där förändringarna i pH sker relativt snabbt efter kalkavslut men där halten av oorganiskt aluminium hela tiden är låg, följer artantalet växtplankton pH-förändringarna. Däremot följer vare sig indexen för bottenfauna eller fisk pH-förändringarna, men tidsserierna är fortfarande korta (<10 år) efter kalkavslut.

I vattendragen framträder en liknande bild som i sjöarna, där de vattendrag som inte visar på vattenkemisk återförsurning som väntat inte får någon tydlig försurningspåverkan på biota. I det kraftigast återförsurade vattnet, Örvallsbäcken (särskilt i uppströmsstationen vid Örvallssjöns utlopp) sker det en snabb nedgång i ACID-index för kiselalger, men varken bottenfaunan eller örtingen i vattendraget har ännu påverkats. I Prästvallsbäcken/Källsjöån finns det fortfarande kalk kvar i systemet, vilket innebär att det potentiellt skulle kunna uppstå påverkan på försurningskänsliga organismer när den tillförda kalken så småningom tar slut.

Sammanfattningsvis visar resultaten i denna studie att biologiska förändringar i sjöar som återförsuras sker långsamt och vi bedömer att det finns goda förutsättningar för att en väl anpassad vattenkemisk uppföljning kan identifiera när risk för biologiska skador uppstår, särskilt i sjöar som enligt nu gällande bedömningsgrund inte bedöms vara försurade.

För vattendragen är underlaget inte tillräckligt omfattande för att kunna dra säkra generella slutsatser, men vi förväntar oss snabbare och mera dynamiska förlopp i vattendragen än i sjöarna.

6. Diskussion

Negativa effekter av kalkavslut i försurade sjöar som återförsuras är väl kända sedan tidigare (se t.ex. Andersson et al. 2002, Lydersen & Löfgren 2000, samt referenser i dessa). Vid kraftig återförsurning efter avslutad kalkning mobiliseras metaller, bland annat aluminium, och de blir mer biologiskt tillgängliga. Detta leder till att försurningskänsliga arter påverkas negativt eller till och med slås ut helt, vilket i sin tur ger sekundära effekter på andra arter och på ekosystemet genom att interaktionerna i födoväven förändras. Resultaten i denna studie ligger i linje med dessa tidigare kända förhållanden. En försämring observeras i ett eller flera biologiska index i de fall där vattnen bedömdes vara försurade (enligt HaV 2019). Där resulterade återförsurningen efter avslutad kalkning i att pH regelbundet eller varaktigt gick ner under pH-målet och halten av oorganiskt aluminium översteg de kritiska nivåer som kan indikera biologiska skador på ekosystemen.

Sådan kraftig återförsurning var dock inte en genomgående effekt av kalkavslut i denna studie. Tvärtom visar resultaten att de sjöar och vattendrag som bedöms ha hög eller god status med avseende på försurning inte återförsuras i så stor utsträckning att det ger biologiska skador. Vi ser inga tydliga negativa effekter på biota där pH-målet underskrids och/eller koncentrationen av oorganiskt aluminium är hög endast vid enstaka tillfällen.

Resultaten visar också att det ofta finns kalk kvar i systemen under många år efter kalkavslut. Detta gäller i synnerhet de sjöar som har en lång omsättningstid och där en stor andel av kalkningen har skett i våtmarker uppströms sjön. Det kan också finnas kvar kalk i sedimenten under en mycket lång tid i de fall där kalken endast har spridits direkt i sjön. I kalkavslutssjöarna i denna studie har kalkmjöl <0,2 mm varit den dominerande formen av kalk som använts vid sjökalkning, och i flera fall är kalkmjöl den enda kalkprodukt som har använts. Det senaste decenniet har det blivit allt vanligare att använda grovkalk eller kalkgranuler vid sjökalkning. Dessa grövre former av kalk löses upp långsammare än kalkmjöl och det är därför ett rimligt antagande att kalk kommer att finnas kvar under en ännu längre period i sjöar som kalkats med grövre produkter än i sjöarna i denna studie.

6.1 Aluminium och andra metaller

De största biologiska riskerna vid kalkavslut ser vi i de vatten där halten av oorganiskt aluminium ökar till nivåer som överskrider de kritiska gränserna. Koncentrationen av oorganiskt aluminium ökar med minskande pH, minskande alkalinitet och minskande halt av TOC (Köhler & Andrén 2014). I okalkade vatten är halten av oorganiskt aluminium generellt låg om alkaliniteten överstiger 0,025 µekv/l och om pH är minst 5,6. Det finns dock en skillnad mellan sjöar och vattendrag i hur oorganiskt aluminium samvarierar med pH. Halten av

oorganiskt aluminium ökar kraftigare med sjunkande pH i sjöar än i vattendrag. Halten av såväl oorganiskt aluminium som totalaluminium är, vid lika alkalinitet, högre i sjöar och vattendrag som kalkas eller som har kalkats än i okalkade referenser. Detta kan bero på att de sjöar som kalkas åtminstone delvis har valts ut just för att det är känsliga system där man tidigt observerade negativ påverkan på fiskesamhället. För att kunna fånga upp eventuella problem med oorganiskt aluminium efter kalkavslut behöver därför halten av oorganiskt aluminium beaktas redan vid något högre pH och alkalinitet än vad som gäller för okalkade vatten. Vår bedömning, baserat på resultaten i Köhler & Andrén (2014), är att det kan finnas risk för aluminiumtoxicitet om alkaliniteten understiger 0,05 µekv/l och om pH är under 6,0. Halten av oorganiskt aluminium kan uppskattas antingen genom direkt mätning (Driscoll 1984, Andrén och Rydin 2009) eller genom modellering (Sjöstedt et al. 2010). En jämförelse av de båda metoderna visar att resultaten är starkt korrelerade och att modelleringen är en robust metod (Köhler & Andrén 2014). De indata som krävs för att modellberäkna halten av oorganiskt aluminium är pH, TOC, kalcium, magnesium, natrium, kalium, sulfat, klorid, järn, totalaluminium och fluorid.

Även andra metaller än aluminium, till exempel bly och kadmium, kan komma att öka i koncentration om sjöar eller vattendrag återförsuras (Lydersen & Löfgren 2000). Ny forskning visar dock att bly och kadmium uppträder i förhöjda halter framför allt i små källflöden med reducerade förhållanden, hög TOC och lågt pH, medan vattendrag där avrinningen från omkringliggande områden domineras av mer oxiderade förhållanden inte har förhöjda halter (Conrad et al. 2024). Studien var baserad bland annat på data från sydöstra Sverige (dvs glasriket) där man kan förvänta sig att problemen med bly och kadmium skulle vara större än på många andra håll. Utgående från de resultaten förefaller det sannolikt att avslutad kalkning inte generellt skulle leda till en påtaglig ökning i bly- eller kadmiumhalterna i sjöar eller vattendrag. Det ska dock noteras att studien inte undersöker om det sker förändringar i metallhalter till följd av återförsurning, vilket gör att ytterligare undersökningar och analyser är väl motiverade.

6.2 Förbruning, klimatförändring och oligotrofiering

Våra resultat, samt flera vetenskapliga studier (Eklöf et al. 2021, Montie et al. 2007, de Wit et al. 2021), visar att många sjöar och vattendrag har blivit brunare under de senaste årtiondena. Detta beror på att halterna av TOC har ökat över tid. Det finns flera tänkbara förklaringar till att TOC ökar: till exempel återhämtning från försurning, klimatförändring och förändrad markanvändning (särskilt genom förändringar inom skogsbruket). Denna ökning av TOC ger flera olika effekter på ekosystemen. En stor andel av TOC består av humusämnen, som är komplexa organiska föreningar vilka innehåller karboxylgrupper, dvs de är syror. Därför leder en ökning av TOC till ökad surhet, vilket i sin tur ökar mobiliseringen av aluminium. En del av denna aluminium binds dock till humusämnena vilket minskar toxiciteten. Ökningen av TOC leder också till att ljus inte tränger ner lika djupt i sjöar. Det kan leda till minskad primärproduktion av växtplankton, påväxtalger och makrofytter, särskilt i sjöar som redan från början varit tämligen bruna. Humusämnena och annat löst organiskt kol utgör också substrat för bakterier. Sammantaget innebär detta att ekosystemen vid förbruning skiftar över mot allt mera heterotrofa födovävar (Creed et al. 2018).

Att ökningen av TOC avstannar omkring år 2010, när depositionen har minskat kraftigt, kan tolkas som att återhämtning från försurning har varit en viktig komponent av förbruningen i stora delar av Sverige (Eklöf et al. 2021). Detta skulle kunna innebära att vi inte ska förvänta oss ytterligare ökning av TOC, och därmed ökande surhet, om inte andra faktorer ökar i betydelse. En sådan faktor, vars nettoeffekt dock fortfarande är oklar, är klimatförändringen. Klimatförändringen kan både öka surheten, t ex genom ökad avrinning som leder till utspädning och ökad förlust av baskatjoner, och minska surheten genom ökad vittring som frigör baskatjoner (de Wit 2021; de Wit 2023).

Andra storskaliga miljöförändringar, som kan hänga samman såväl med återhämtning från försurning som med klimatförändringen, är att det i ytvatten i Skandinavien pågår oligotrofiering, dvs en minskning av fosforhalterna (Futter et al. 2018, Nilsson et al. 2024), samt en minskning av kalciumhalterna (Bergström et al. 2024). Båda dessa processer påverkar livsmiljön på så sätt att primärproduktion och artsammansättning förändras. Dessa förändringar kan påverka högre trofiska nivåer och de kan därmed komma att påverka rekrytering, tillväxt och beståndsstorlek hos fisk.

6.3 Kemisk och biologisk övervakning

Det finns såvitt vi känner till inte många publicerade studier av kalkavslut som innehåller rekommendationer för övervakning av kalkavslut. Ett undantag är en norsk rapport där kalkavslut studerades i 9 sjöar (Hindar & Skanke 2015). Även om resultaten i vår studie till stora delar ligger i linje med den studien finns det också tydliga skillnader mellan de norska och svenska sjöarna. Det beror bland annat på att den tid som effekten av kalkning kvarstår beror på omsättningstid, kalkningsmetod och storleken på tidigare kalkgivor (Hindar & Skanke 2015), men också på att återhämtningen från försurningen sker snabbare i Norge. Vattenkemin ändras snabbt i sjöar med mycket kort omsättningstid ($<0,4$ år) på grund av utspädning, men effekten kvarstår i flera år i sjöar med längre omsättningstid (>1 år). Variationen i Ca-halt och Ca/Mg-kvot var också större i sjöar med kortare omsättningstid. Resultaten i Hindar & Skanke (2015) visar också att det i sjöar som kalkats med stora givor i förhållande till sjöns areal och volym kan finnas stora kalkreserver som löses ut över tid och som gör att effekten av kalkningen kvarstår under längre tid än vad som predikteras med en utspädningsmodell. Detta gäller i synnerhet om kalkningen skett med torrt kalkmjöl från helikopter eller båt som sjunker till botten innan det hinner lösas upp. Likaså kan kalkningseffekten kvarstå längre om kalkning skett uppströms sjön. Resultatet av undersökningen mynnade ut i följande rekommendationer för övervakning efter att kalkning avslutas:

1. Om det är liten eller ingen risk att vattenkvaliteten (helst beräknad som ANCorg) kommer att bli kritiskt dålig efter kalkavslut undersöks ANC i höstprover tre år och sex år efter kalkavslutet.
2. Om det är osäkert om ANCorg blir kritiskt lågt efter kalkavslut bör årliga vattenkemiska undersökningar genomföras. Om uppehållstiden är lång kan det räcka med undersökningar vart tredje år.
3. Rekommendationen i punkt 2 bör kombineras med uppföljning av utvecklingen av fiskbestånden.

4. Om kalkavslut kan få stora konsekvenser, t.ex. i form av förlust av ett mycket värdefullt bestånd eller förlust av fiske i ett mycket attraktivt fiskeområde, bör 2) kombineras med biologisk uppföljning.
5. Om det är osäkert om vattenkvaliteten kommer att vara kritiskt dålig efter att kalkavslut kan kalkningsfrekvensen minskas kraftigt, t.ex. från årligen till vart tredje år. Detta kombineras med årlig (eller mer sällan) uppföljning.

(översatt från Hindar & Skanke 2015)

Med lång uppehållstid menas i det sammanhanget mer än 1 år. De kalkade sjöarna i den norska kalkavslutsstudien har en teoretisk omsättningstid mellan 0,1 och 1,3 år (median 0,24 år), vilket är betydligt kortare än sjöarna i denna rapport, där omsättningstiden varierar mellan 0,3 och 3,6 år (median 1,7 år). Även i de sjöar i denna studie som hade kortast omsättningstid tog det flera år innan kalken var ute ur systemet och återförsurningsförloppet var i regel långsamt. Det enda tydliga undantaget var Trehörningen som återförsurades snabbt, men kalkavslutet skedde redan 1991 när svaveldepositionen fortfarande var relativt hög. En konsekvens av att det tar lång tid innan kalken försvinner ur systemet är att övervakningen i sjöar där kalkning sätts vilande kan ske mindre frekvent i många svenska sjöar än vad den norska studien rekommenderar. Likaså kan övervakningen behöva ske under en längre tid tills vattenkemin har hunnit stabilisera sig.

Den biologiska övervakningen som rekommenderas av Hindar & Skanke (2015) är fisk, men det finns goda skäl att i svenska sjöar också använda andra indikatorer. Kiselalger i påväxtsamhället är en indikator med som ger god information om vattnets surhet eftersom de visar på förhållandena under upp till ett år före provtagningen (Andrén & Jarlman 2008). Även bottenfauna och växtplankton kan användas för att undersöka effekter på ekosystemen i ett bredare perspektiv. Eftersom livshistorier och generationstider varierar mellan olika organismer visar de också eventuell surhetspåverkan integrerad över olika lång tid. En utgångspunkt för den biologiska uppföljningen bör dock vara att prioritera motivarterna för kalkningen. Detta betyder i många fall att det är fisk som bör övervakas även i de svenska målsjöar och målvattendrag där kalkningen läggs vilande. Provfiske är dock mycket resurskrävande och därmed svårt att kunna genomföra överallt där det vore önskvärt. I de fall kalkningen läggs vilande i ett helt åtgärdsområde med flera målsjöar och/eller målvattendrag kan det räcka med uppföljning endast i det mest försurade målobjektet och/eller i det objekt som har mest värdefulla bestånd.

Förutom att övervaka vattenkemi och biota i sjöar och vattendrag med vilande kalkning är det också mycket värdefullt att genomföra övervakning i okalkade referensvatten för att kunna följa återhämtningsförloppet från försurning. Det stora värdet av relevanta referenser påtalas också av Hindar och Skanke (2015). Detta gäller särskilt i perspektiv av att bland annat den pågående klimatförändringen och skogsbrukets försurande påverkan förväntas interagera med återhämtningsförloppet. Sådana interaktioner kan påverka tillståndet när kalkningen läggs vilande eller avslutas, likväl som vilket tillstånd som kan komma att nås efter att kalkeffekten har upphört.

6.4 Kalkningens roll i förhållande till andra åtgärder

Motivet för kalkningsverksamheten har under lång tid varit att skydda vissa försurningskänsliga organismer, framför allt fiskarter samt flodpärlmussla och andra stormusslor, mot antropogen

förorsakad försurning och i synnerhet nedfall av försurande ämnen. Kalkningen har i många avseenden lyckats väl med att uppnå detta mål, men såväl målsjöundersökningen (Fölster et al. 2011b) som målvattendragundersökningen (Fölster et al. 2020) visar att det finns ett stort antal kalkade vatten som inte bedöms vara försurade men som ändå kalkas. Likaså är det tydligt att den vattenkemiska återhämtningen från försurningen, som tidigare skedde relativt snabbt i takt med depositionsminskningen, nu har gått in i en fas när återhämtningen sker mycket långsamt. Många av de vatten som är försurade idag kan förväntas förbli sura under många decennier och därmed skulle de behöva kalkas under lång tid framöver om de inte ska återförsuras. Såväl att icke försurade vatten kalkas, som att det finns ett mycket långsiktigt behov av kalkning i försurade vatten ställer frågan på sin spets om hur den resurskrävande kalkningsverksamheten kan motiveras i framtiden. Vi ser ett behov av att sätta in kalkningen i ett mera helhetsperspektiv där nyttan av kalkningen på ett tydligare sätt vägs mot alternativa åtgärder för att bevara biologisk mångfald. Kalkning för att upprätthålla biologisk mångfald i en vidare mening än för ett fåtal målorganismer, och därmed för att uppnå miljömålet *Levande sjöar och vattendrag*, kan eventuellt vara en bra metod för att skydda ekosystem, men det syftet och det målet är idag inte riktigt klart uttalat. Dessutom behöver kalkningen matchas med åtgärder mot annan påverkan (hydromorfologisk påverkan, konnektivitetsbarriärer, onaturliga flöden, etc.) för att kalkningen ska vara en lyckad åtgärd i ett ekosystemperspektiv. För att säkerställa att kalkningen i framtiden ska vara till största nytta behöver alltså kalkningens mål och dess roll i framtidens miljöarbete tydliggöras. Vi välkomnar en bred diskussion om åtgärdssamordning med integrering av kalkning i ett större åtgärdsbehovsperspektiv.

7. Rekommendationer

7.1 I vilka sjöar och vattendrag bör kalkningen avslutas eller sättas vilande?

En viktig distinktion mellan avslut och vilande kalkning är att det vid kalkavslut inte genomförs uppföljning, medan vatten med vilande kalkning ska övervakas. Baserat på den allmänna utvecklingen av förurningsläget, tidigare kunskap och resultaten i denna studie föreslår vi att:

1. Kalkningen ska avslutas i målsjöar och målvattendrag där det vattenkemiska målet uppnås utan kalkning och/eller i vatten som enligt vattenkemisk förurningsbedömning med hög säkerhet bedöms ha god eller hög status. Om det finns särskilt skyddsvärda bestånd av värdefulla arter och stammar kan det vara motiverat att i stället lägga kalkningen vilande, med beredskap för att återuppta kalkningen vid behov.
2. I åtgärdsområden för målsjöar och målvattendrag som enligt vattenkemisk förurningsbedömning ligger nära gränsen mellan god och måttlig status kan kalkningen läggas vilande. Om risken för aluminiumtoxicitet är förhöjd bör kalkdosen trappas ner i stället för att läggas vilande.
3. I åtgärdsområden för målsjöar och målvattendrag som med god säkerhet bedöms ha måttlig eller sämre vattenkemisk status bör kalkningen fortsätta anpassat till förurningsutvecklingen. Fortsatt kalkning förutsätter dock att det finns förutsättningar i övrigt för att kunna uppnå god ekologisk status i målområdena.

Dessa rekommendationer ligger i huvudsak i linje med den tidigare vägledningen i Handbok för kalkning av sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 2010).

7.2 Vattenkemisk och biologisk uppföljning

Vattenkemisk och biologisk övervakning behövs för att kunna genomföra en adaptiv förvaltning. Övervakningen ger underlag till välgrundade beslut om fortsatt, vilande eller avslutad kalkning. Målsjöar och målvattendrag med vilande kalkning behöver övervakas innan kalkningen eventuellt avslutas permanent. Då kunskapsunderlaget för vattendrag är bristfälligt ger vi mer detaljerade rekommendationer för sjöar än för vattendrag.

Vid vilande kalkning av målsjöar rekommenderar vi nedanstående övervakning, utförd med de metoder som beskrivs i Havs- och vattenmyndighetens övervakningsmanualer (undersökningstyper).

7.2.1 Provtagningsfrekvens, vattenkemi i sjöar

1. I samband med att kalkningen läggs vilande (sista året som sjön kalkas eller året efter sista kalkning) tas prover för analys av vattenkemi. Därefter tas prover beroende på kalkningsmetod och omsättningstid:
2. A) I sjöar med *lång omsättningstid* (≥ 3 år) *samt sjöar som huvudsakligen våtmarkskalkats*: provtagning genomförs vart sjätte år tills vattenkemin bedöms vara stabil med uppnått pH-mål, varefter beslut kan tas om permanent avslutad kalkning.
B) I sjöar med *medellång omsättningstid* (1-3 år) och som inte är huvudsakligen våtmarkskalkade: provtagning genomförs vart tredje år tills vattenkemin bedöms vara stabil med uppnått pH-mål, varefter beslut kan tas om permanent avslutad kalkning.
C) I sjöar med *kort omsättningstid* (< 1 år) och som inte är huvudsakligen våtmarkskalkade: provtagning genomförs vart annat år tills vattenkemin bedöms vara stabil med uppnått pH-mål, varefter beslut kan tas om permanent avslutad kalkning.
3. I sjöar där den vattenkemiska uppföljningen visar tecken på *återförsurning* (pH-målet underskrids eller är på väg att underskridas) genomförs vattenkemisk övervakning årligen oavsett vilken omsättningstid sjön har.
4. Prover tas minst 2 gånger under ett provtagningsår, varav ett prov under våromblandning och det andra under höstomblandning. Om det tas fler prover bör perioder med höga flöden prioriteras.

7.2.2 Vattenkemiska analyser i sjöar

1. Prover tas i ytvatten (0,5 m djup) på en provplats mitt i sjön.
2. Den basala vattenkemiska uppföljningen består av provtagning och analys av pH, alkalinitet, Ca, Mg och TOC.
3. Om den basala vattenkemiska uppföljningen visar tecken på återförsurning (pH-målet underskrids eller är på väg att underskridas) analyseras också Na, K, SO_4 , Cl och NO_3 för att kunna beräkna ANC och ANCo, samt göra en ny försurningsbedömning.
4. Vid risk för aluminiumtoxicitet (alkalinitet $< 0,05$ mekv/l och $\text{pH} < 6,0$) ska också halter av järn, fluorid och total-aluminium analyseras för att kunna modellberäkna halten av oorganiskt aluminium (Sjöstedt et al. 2010). Alternativt analyseras koncentrationen av oorganiskt aluminium (Driscoll 1984, Andrén och Rydin 2009).

7.2.3 Biologisk övervakning i sjöar

1. I samband med att kalkningen läggs vilande (senast året efter sista kalkning) genomförs biologisk övervakning.

2. Prioritet bör ges för övervakning av de arter som utgör motiv för kalkningen, vilket ofta innebär *nätprovfiske*. Även andra biologiska indikatorer, i synnerhet *kiselalger* i påväxtsamhället, ger också viktig information om tillståndet i samband med att kalkningen sätts vilande.
3. Om den vattenkemiska övervakningen inte indikerar att sjön återförsuras (dvs pH-målet underskrids inte) sker ingen ytterligare biologisk uppföljning utöver vad som krävs inom vattenförvaltningen för alla vattenförekomster.
4. Om den vattenkemiska övervakningen indikerar att sjön *återförsuras* (dvs pH-målet underskrids) ska biologisk övervakning genomföras:
 - A) Som ett minimum övervakas kiselalgssamhället årligen (höstprov).
 - B) Nätprovfiske bör genomföras minst vart sjätte år i sjöar där sjölevande fiskarter utgör motiv för kalkningen. Om möjligt bör åldersanalys av den känsligaste arten genomföras för att kunna identifiera om det saknas en eller flera åldersklasser.
5. Resultaten från såväl vattenkemisk som biologisk övervakning utgör grund för att bedöma om kalkning behöver återupptas eller inte.

7.2.4 Övervakning i vattendrag

Generellt sett behöver vattendrag följas upp med högre frekvens än i sjöar, eftersom det är mycket mer dynamiska system med betydligt kortare uppehållstider än i sjöarna. Den vattenkemiska uppföljningen bör därför ske årligen. De övervakade parametrarna är desamma som för sjöarna (se ovan) och i de fall återförsurning sker (pH-målet underskrids eller är på väg att underskridas) bör förnyad försurningsbedömning, samt eventuellt också modellberäkning eller analys av oorganiskt aluminium ske.

För försurningsbedömningen rekommenderas 6 prover under ett år: 3 prover vid fasta tidpunkter i mitten av månaderna mars, juni och november och 3 prover vid högflöden (Norra Sverige: ett prov på våren och två prover på hösten [augusti–december], om det inte varit något hösthögflöde före 15 oktober tas ett prov ändå. Södra Sverige: ett prov på våren, ett prov på hösten och ett prov på vintern).

Om den vattenkemiska övervakningen indikerar att vattendraget *återförsuras* (dvs pH-målet underskrids) ska biologisk övervakning genomföras. Prioritet bör ges för övervakning av de arter som utgör motiv för kalkningen, vilket ofta innebär *elprovfiske* med laxfisk som målorganismer. Givet laxfiskarnas naturliga populationsfluktuationer, samt risken för påverkan från faktorer såsom torka, kan flera års fisken krävas för att dra slutsatser om effekter. Även andra biologiska indikatorer, i synnerhet *kiselalger* i påväxtsamhället, ger också viktig information om vattnets surhet eftersom de visar på förhållandena under upp till ett år före provtagningen.

7.3 Behov av fortsatta studier

Underlaget för att bedöma effekterna av att sluta kalka i vattendrag är både mycket litet, och geografiskt begränsat och lokaler med kalkavslut saknas helt i södra Sverige. Därför finns det ett mycket stort behov av ytterligare studier, särskilt i vattendrag i sydvästra Sverige. Bland

dessas bör vatten inkluderas som kalkats med olika metoder (doserare, uppströms i sjö eller på våtmark). Lämpliga objekt för sådana studier är de som har osäker försurningsbedömning, det vill säga ligger nära gränsen mellan god och måttlig ekologisk status. Dessa studier bör fokusera på att bevara känsliga och/eller särskilt värdefulla arter och stammar, och på att utveckla uppföljningsprogram för vilande kalkning. Ett viktigt kriterium för urvalet av vatten är att det ska finnas såväl vattenkemiska som biologiska data från perioden innan kalkningen avslutas. Likaså är det lämpligt att fortsätta med uppföljningen på stationerna i Prästvallsbäcken, Källsjön, och Örvallsbäcken eftersom det finns tecken på att återförsurning sker och halterna av oorganiskt aluminium ökar.

Även om kunskapsläget är bättre för sjöar än för vattendrag så är det motiverat att fortsätta tidsserierna också i några utvalda kalkavslutssjöar inom IKEU, framför allt Skifsen, Långsjön (AB) och Källsjön. Dessa bedöms vara försurade och det pågår i alla tre sjöar återförsurningsförlopp parallellt med den övergripande återhämtningen från försurning. Likaså vore det av stort intresse att under en period av några år återuppta studierna i Blanksjön för att kunna se långtidseffekter efter kalkavslut i denna sjö som slutade kalkas 2004 och där mätserien slutar 2012. Utöver detta finns det behov av att komplettera med data från fler sjöar, särskilt i sydvästra Sverige och i sjöar med en stor andel våtmarkskalkning.

Slutligen vill vi framhålla betydelsen av att fortsätta övervakningen i referenssjöar och referensvattendrag. Detta gäller särskilt sura referensvatten, som det är mycket ont om inom andra miljöövervakningsprogram än IKEU. Referenserna är nödvändiga för att kunna utvärdera resultat från vatten där åtgärder utförs, oavsett om åtgärden är att kalka eller att sluta kalka.

Referenser

- Andersson, B. & P. Andersson (1984) The distribution of trout (*Salmo trutta* L.) in relation to pH – an inventory of small streams in Delsbo, Central Sweden. *Report - Institute of Freshwater Research, Drottningholm* 61:28-33.
- Andersson, B.I., H. Borg, F. Edberg & H. Hultberg (2002) Återförsurning av sjöar. Observerade och förväntade biologiska och kemiska effekter. *Naturvårdsverket, Rapport* 5249, 116 s.
- Andersson, P. (1995) Liming strategies and effects: the Prästvallsbäcken Stream case study p 375-381. In: *Liming of Acidified Waters: A Swedish Synthesis*. L. Henrikson & Brodin Y.W. (eds) Springer Verlag Berlin.
- Andersson, P. & P. Nyberg (1984) Experiments with brown trout (*Salmo trutta* L.) during spring in mountain streams at low pH and elevated levels of iron, manganese and aluminium. *Report - Institute of Freshwater Research, Drottningholm* 61:34-47.
- Andersson, P., H. Borg, B. Olsson, Å. Nilsson & L. Håkansson (1989) Bakgrundstillstånd och genomförda åtgärder I PU-laboratoriets sjöar. Projekt kalkning – kvicksilver – cesium. *Naturvårdsverket, Rapport* 3608, 68 s.
- Andrén C.M & A. Jarlman (2008) Benthic diatoms as indicators of acidity in streams. *Fundamental and Applied Limnology* 173:237-253.
- Andrén, C.M. & E. Rydin (2009) Which aluminium fractionation method will give true inorganic monomeric Al results in fresh waters (not including colloidal Al)? *Journal of Environmental Monitoring* 11:1639-1646.
- Andrén, C.M., F. Kroglund & H.C. Teien (2006) Controlled exposure of brown trout to humic water limed to different pH and inorganic aluminium concentrations, *Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie: Verhandlungen* 29:1548-1552.
- Beier, U., E. Degerman, B. Sers, B. Bergquist & M. Dahlberg (2007) Bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten - utveckling och tillämpning av VIX. *Fiskeriverket, Finfo* 2007:5, 60 s.
- Bergström, A.K., I.F. Creed, A. Paltsev, H.A. de Wit, D.C.P. Lau, S. Drakare, T. Vrede , P. D.F. Isles, A. Jonsson, E. Geibrink, P. Kortelainen, J. Vuorenmaa, K. Vuorio, K.K. Kahilainen & D.O. Hessen (2024) Declining calcium concentration drives shifts toward smaller and less nutritious zooplankton in northern lakes. *Global Change Biology* 30:e17220.
- Borg, H. & M. Sundbom (2014) Long-term trends of water chemistry in mountain streams in Sweden – slow recovery from acidification. *Biogeosciences* 11:173–184.
- CEN (2015) Water quality – sampling of fish with multi-mesh gillnets. *European standard. European Committee for Standardization*. Ref. No. EN 14757:2015.
- Conrad, S., S. Löfgren & J. Ingri (2024). Ce anomaly in hemiboreal headwater streams: An indicator of dominant groundwater flow paths through the catchment. *Ecological indicators* 166:112491.

- Creed I.F., A.K. Bergstrom, C.G. Trick, N.B. Grimm, D.O. Hessen, Karlsson J, Kidd KA, Kritzberg E, McKnight DM, Freeman EC, Senar OE, A. Andersson, J. Ask, M. Berggren, M. Cherif, R. Giesler, E.R. Hotchkiss, P. Kortelainen, M.M. Palta, T. Vrede & G.A. Weyhenmeyer (2018) Global change-driven effects on dissolved organic matter composition: Implications for food webs of northern lakes. *Global Change Biology* 24:3692-3714.
- de Wit H.A., J.L. Stoddard, D.T. Monteith, J.E. Sample, K. Austnes, S. Couture, J. Fölster, S.N. Higgins, D. Houle, J. Hruska, P. Krám, J. Kopáček, A.M. Paterson, S. Valinia, H. Van Dam, J. Vuorenmaa & C.D. Evans (2021) Cleaner air reveals growing influence of climate on dissolved organic carbon trends in northern headwaters. *Environmental Research Letters* 16:104009.
- de Wit H.A., O.A. Garmo, L.A. Jackson-Blake, F. Clayer, R.D. Vogt, K. Austnes, O. Kaste, C.B. Gundersen, J.L. Guererro & A. Hindar (2023) Changing Water Chemistry in One Thousand Norwegian Lakes During Three Decades of Cleaner Air and Climate Change. *Global Biogeochemical Cycles* 37:e2022GB007509.
- Drakare, S., K. Holmgren, J. Näslund & T. Vrede (2022) Detta är IKEU: Integrerad Kalkningseffektuppföljnings-programmets innehåll och resultat åren 2008-2021. *Institutionen för vatten och miljö, SLU, Rapport 2022:4*, 50 s.
- Driscoll, C.T. (1984) A procedure for the fractionation of aqueous aluminum in dilute acidic waters. *International Journal of Environmental Analytical Chemistry* 16:267-283.
- Edberg, F., C. Andrén & T. Wällstedt (2009) Förändringar efter avslutad kalkning. Kapitel 3b i Utvärdering av IKEU 1990-2006 – Syntes och förslag. *Naturvårdsverket, Rapport 6302:520-536*.
- Eklöf, K., N. Amvrosiadia, C. von Brömssen, J. Fölster & K. Bishop (2018) Ökande trender av DOC koncentrationer i vatten och dess påverkan på andel försurade sjöar – En studie av extremflödesperioder. Rapport till Naturvårdsverket, ärendenummer NV-02868-18.
- Eklöf K., C. von Brömssen, N. Amvrosiadi, J. Fölster, M.B. Wallin & K. Bishop (2021) Brownification on hold: What traditional analyses miss in extended surface water records. *Water Research* 203:6.
- Erlandsson, M., K. Bishop, J. Fölster, M. Guhren, T. Korsman, V. Kronnas & F. Moldan (2008) A comparison of MAGIC and paleolimnological predictions of preindustrial pH for 55 Swedish lakes. *Environmental Science & Technology* 42:43-48.
- Ferm M., L. Granat, M. Engardt, G.P. Karlsson, H. Danielsson, P.E. Karlsson & K. Hansen (2019) Wet deposition of ammonium, nitrate and non-sea-salt sulphate in Sweden 1955 through 2017. *Atmospheric Environment: X* 2:10.
- 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. & S. Valinia (2012) Försurningsläget i Sveriges ytvatten 2010 – komplettering till rapport 2011:24 – Underlag till utvärdering av miljömålet ”Bara naturlig försurning”. *Institutionen för vatten och miljö, SLU, Rapport 2012:5*, 25 s.

- Fölster, J., S. Köhler, C. von Brömssen, P. Rönnback, & C. Akselsson (2011a) Korrigering av vattenkemi för kalkningspåverkan val av referenser och beräkning av osäkerheter. *Institutionen för vatten och miljö, SLU, Rapport 2011:1*. 71 s.
- Fölster, J., F. Moldan & J. Stadmark (2011b) Målsjöundersökningen 2007-2008. *Naturvårdsverket, Rapport 6412*, 77 s.
- Fölster, J., K. Wallman & F. Moldan (2020) Målvattendragundersökningen 2010-2016 – Bedömning av surhet och försurning i kalkade vattendrag. *Havs- och vattenmyndigheten, Rapport 2020:29*. 58 s.
- HaV (2016a). Vattenkemi i sjöar. *Havs- och vattenmyndigheten, övervakningsmanual*, version 1:2. 11 s.
- HaV (2016b) Bottenfauna i sjöars litoral och vattendrag – oberoende urval. *Havs- och vattenmyndigheten, övervakningsmanual*, version 1:2. 13 s.
- HaV (2016c) Bottenfauna i sjöars litoral och vattendrag – tidsserier. *Havs- och vattenmyndigheten, övervakningsmanual*, version 1:2. 10 s.
- HaV (2018a) Bottenfauna i sjöar – vägledning för statusklassificering. *Havs- och vattenmyndigheten, rapport 2018:34*. 17 s.
- HaV (2018b) Fisk i sjöar – vägledning för statusklassificering. *Havs- och vattenmyndigheten, rapport 2018:36*. 20 s.
- HaV (2018c) Fisk i vattendrag – vägledning för statusklassificering. *Havs- och vattenmyndigheten, rapport 2018:37*. 20 s.
- HaV (2018d) Kiselalger i sjöar och vattendrag – vägledning för statusklassificering. *Havs- och vattenmyndigheten, rapport 2018:38*. 18 s.
- HaV (2018e) Växtplankton i sjöar – vägledning för statusklassificering. *Havs- och vattenmyndigheten, rapport 2018:39*. 26 s.
- HaV (2019) Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. *Havs- och vattenmyndighetens författningssamling, HVMFS 2019:25*, 88 s.
- HaV (2022) Påväxt i sjöar och vattendrag – kiselalgsanalys. *Havs- och vattenmyndigheten, övervakningsmanual*, version 4:2. 25 s.
- Henrikson, L. & Y. Brodin (1995) Liming of surface waters in Sweden – a synthesis. I: *Liming of acidified surface waters*. Henrikson & Brodin (eds.) Springer, s. 1-44.
- Hindar A. & L.B. Skanke (2015) Vannkjemisk utvikling i innsjøer i Buskerud, Telemark og Aust-Agder de 9-12 første årene etter avsluttet kalking. *NIVA, rapport 6874-2015*, 35 s.
- Holmgren, K. (2013) Betydelse av fiskens ålder vid bedömning av fiskfaunans status. *Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm, Aqua reports*, 2013:5, 66 s.
- 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* 613:240-249.
- Köhler, S.J. & C. Andrén (2014) Analys och riskbedömning för kemiska variabler som styr oorganiskt aluminium i ytvatten. *Institutionen för vatten och miljö, SLU, Rapport 2014:13*, 51 s.
- Lydersen, E. & S. Löfgren (2000) Vad händer när kalkade sjöar återförsuras? En kunskapsöversikt och riskanalys. *Naturvårdsverket, Rapport 5074*. 77 sidor.

- Länsstyrelsernas nyckeltalsrapporter. Opublicerade uppgifter sammanställda av Johan Ahlström, Havs- och Vattenmyndigheten.
- 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 - Institute of Freshwater Research, Drottningholm* 54:52-62.
- Moldan, F., B.J. Cosby, J. Stadmark & R.F. Wright (2013) MAGIC library for Swedish lakes: evaluation of multiple calibrations. *IVL Report B* 2104, 14 s.
- Monteith D.T., J.L. Stoddard, C.D. Evans, H.A. de Wit, M. Forsius, T. Hogåsen, A. Wilander, B.L. Skjelkvåle, D.S. Jeffries, J. Vuorenmaa, B. Keller, J. Kopáček & J. Vesely (2007) Dissolved organic carbon trends resulting from changes in atmospheric deposition chemistry. *Nature* 450:537-U539.
- Nationella Kalkdatabasen (2024) <https://kalkdatabasen.lansstyrelsen.se/>
Nyckeltalsrapporter genererade den 22 mars 2024.
- Naturvårdsverket (2001). Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om kalkning av sjöar och vattendrag. *Naturvårdsverkets författningssamling NFS 2001:18*, 5s.
- Naturvårdsverket (2002) Kalkning av sjöar och vattendrag. *Naturvårdsverket, Handbok 2002:1*, 96 s.
- Naturvårdsverket (2007) Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. *Naturvårdsverket, Bilaga A till Handbok 2007:4*. 137 s.
- Naturvårdsverket (2010) Handbok för kalkning av sjöar och vattendrag. *Naturvårdsverket, Handbok 2010:2*, 92 s.
- Naturvårdsverket (2023) Bara naturlig försurning. Fördjupad utvärdering av miljömålen 2023. *Naturvårdsverket, Rapport 7069*, 101 s.
- Nilsson J.L., S. Camilio, B. Huser, O. Agstam-Nordin & M. Futter (2024) Widespread and persistent oligotrophication of northern rivers. *Science of the Total Environment* 955:177261.
- Näslund J. & H. Strömberg H (2023) Miljöövervakning – Elprovfiske i trendvattendrag 2022. *Aqua notes* 2023:23
- Pihl Karlsson, G., C. Akselsson, S. Hellsten & P. E. Karlsson (2024) Atmospheric deposition and soil water chemistry in Swedish forests since 1985 – Effects of reduced emissions of sulphur and nitrogen. *Science of the Total Environment* 913:13.
- Sandin, L. (2003) Harmonisering av två provtagningsmetoder för bottenfaunaundersökningar i sjöar inom Integrerad KalkningsEffektUppföljning. *Institutionen för miljöanalys, SLU, Rapport 2003:13*, 22 s.
- Serrano, I., I. Buffam, D. Palm, E. Brännäs, & H. Laudon (2008) Thresholds for survival of brown trout during the spring flood acid pulse in streams high in dissolved organic carbon. *Transactions of the American Fisheries Society* 137:1363-1377.
- SIS (2006) SS-EN 14011:2006. Vattenundersökningar – Provtagning av fisk med Elektricitet. *Svensk standard SS-EN 14011:2006*.
- Sjöstedt, C.S., J.P. Gustafsson & S.J. Kohler (2010) Chemical equilibrium modeling of organic acids, pH, aluminum, and iron in Swedish surface waters. *Environmental Science & Technology* 44:8587-8593.

- Skjelkvåle, B. L., J. Mannio, A. Wilander & T. Andersen (2001) Recovery from acidification of lakes in Finland, Norway and Sweden 1990-1999. *Hydrology and Earth System Sciences* 5:327-337.
- SMHI (2024a) Sommaren 2018 – Extremt varm och solig. SMHI, Norrköping.
<https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/arets-och-arstidernas-vader/arets-och-arstidernas-vader-och-vatten/2018-08-29-sommaren-2018---extremt-varm-och-solig> (besökt: 2025-03-12)
- SMHI (2024b) Sommaren 2019 – Varmare än normalt. SMHI, Norrköping.
<https://www.smhi.se/klimat/klimatet-da-och-nu/arets-och-arstidernas-vader/arets-och-arstidernas-vader-och-vatten/2019-08-30-sommaren-2019---varmare-an-normalt> (besökt: 2025-03-12)
- Sobek, S., G. Algesten, A.-K. Bergström, M. Jansson & L. J. Tranvik (2003) The catchment and climate regulation of pCO₂ in boreal lakes. *Global Change Biology* 9:630-641.
- Valinia, S., G. Englund, F. Moldan, M.N. Futter, S.K. Köhler, K. Bishop & J. Fölster (2014) Assessing anthropogenic impact on boreal lakes with historical fish species distribution data and hydrogeochemical modeling. *Global Change Biology* 20:2752-2764.
- Vrede, T. & M. Sundbom (2015) Phytoplankton and zooplankton communities in Swedish lakes covering a gradient of inorganic aluminium (Ali) concentrations. Poster på konferensen Acid Rain 2015, Rochester, NY, USA.
<https://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/ikeu/publ/posteretc/2015/vrede--sundbom-poster-ali-plankton-acid-rain-2015.pdf>

Bilaga 1. Sjöar

Kalkavslutssjöarna samt neutrala och sura referenssjöar: miljöövervakningsprogram, koordinater för huvudstation, Stations-ID för huvudstation, vattenförekoms-ID, åtgärdsområde, sjöarea, avrinningsområdets area och skattad omsättnings-tid

Sjö (länsbokstav)	Miljööver- vaknings- program	Koordinat, huvudstation (SWEREF 99 TM) N/X E/Y	Nationellt övervaknings- stations-ID	EU id	Vatten- förekomst MS_CD C3	Åtgärds- område	Sjöarea km ²	Avrinnings- områdets area km ²	Skattad omsättnings- tid år	
KALKAVSLUTSSJÖAR										
Blanksjön (K)	IKEU	6230028	511208	260694	SE623175-146111	WA34269962	Blanksjön	0,19	1,4	3,3
Geten (E)	IKEU	6490808	541927	259571	SE649314-149514	na	ATGOMR0581N16	0,18	3,0	1,9
Källsjön (X)	IKEU	6834295	591819	262580	SE683582-154935	na	Prästvallsbäcken	0,24	16,6	0,3
Långsjön (AB)	IKEU	6566517	688111	261128	SE656590-164240	WA38535539	Åvaån	0,10	1,9	0,9
Långsjön (T)	IKEU	6522610	482057	263339	SE652412-143738	WA54481820	Långsjön-Tiveden	0,67	6,8	1,7
Rädsjön (W)	IKEU	6743381	463438	260596	SE674570-141911	na	Rädsjön	0,56	3,6	3,6
Skifsén (W)	IKEU	6659149	467421	257835	SE666268-142230	na	Sävalven	0,35	2,2	1,2
Stensjön (AB)	IKEU	6565170	689221	261124	SE656419-164404	WA40009280	Åvaån	0,39	8,1	2,0
Trehörningen (AB)	IKEU	6566562	688378	261127	SE656664-164238	na	Åvaån	0,03	0,6	0,7
NEUTRALA REFERENSSJÖAR										
Allgjuttern (H)	Trendsjöar	6423706	564395	263252	SE642489-151724	WA344425522		0,19	1,0	10,7
Fiolen (G)	Trendsjöar	6326808	471569	255321	SE633025-142267	WA60899891		1,64	5,5	3,6
Fräcksjön (O)	IKEU	6449536	334182	255001	SE645289-128665	WA31917172		0,28	4,5	0,8
Remmarsjön (Y)	Trendsjöar	7086383	660282	257589	SE708619-162132	WA79262932		1,36	124,4	0,2
Stensjön (X)	Trendsjöar	6835462	584003	262573	SE683673-154083	WA70448628		0,57	4,2	1,5
Stora Envättern (AB)	Trendsjöar	6555400	634249	261115	SE655587-158869	WA98720344		0,37	1,7	5,6
Stora Skärsjön (N)	Trendsjöar	6282849	381794	261328	SE628606-133205	WA43585030		0,31	2,4	1,0
Älgsjön (D)	IKEU	578779	260862	6552200	SE655275-153234	WA16744634		0,36	1,2	4,8
SURA REFERENSSJÖAR										
Brunnsjön (H)	Trendsjöar	6272734	544543	260915	SE627443-149526	na		0,11	2,7	0,8
Härsvatten (O)	IKEU	6435280	324786	263296	SE643914-127698	WA48062167		0,18	2,2	0,8
Lillesjö (M)	IKEU	6228988	471469	260606	SE623161-142148	WA93220370		0,04	0,5	1,8
Rotehogstjärnen (O)	Trendsjöar	6524270	304673	256785	SE652902-125783	na		0,17	3,6	0,3
Årsjön (AB)	IKEU	6565730	686902	261130	SE656612-164132	WA17355956		0,22	1,3	2,6
Örvattnet (S)	IKEU	6623737	373734	263042	SE662682-132860	WA36692119		0,68	3,1	4,6
Övre Skärsjön (U)	Trendsjöar	6634470	530706	258459	SE663532-148571	WA61007061		1,73	8,8	2,9

Bilaga 2. Vattendrag

Kalkavslutsvattendragen och deras referenser: koordinater för huvudstation, stations-ID för huvudstation, vattenförekommst-ID, åtgärdsområde och avrinningsområdets area uppströms huvudstation

Vattendrag (län)	Koordinat, huvudstation (SWEREF 99 TM)	Nationellt övervaknings- stations-ID	EU id	Vattenförekommst MS_CD C3	Åtgärdsområde	Avrinnings- områdets area km ²
	N/X	E/Y				
Djursvasslan (Z)	6878340	420985	SE688175-137882	WA21788277	Lofsån	31,8
Hammarbäcken (Z)	6879483	425582	SE688278-138278	WA71072371	Lofsån	8,0
Övre Häggingån (Z)	6876502	414488	SE688000-137230	WA72532462	–	20,8
Källsjöån (X)	6834409	592749	SE683563-155010	WA64539435	Prästvallsbäcken	17,7
Prästvallsbäcken (X)	6834347	590229	SE683560-154758	na	Prästvallsbäcken	6,1
Härån (X)	6845631	577014	SE684705-153450	WA62859200	–	21,3
Örvalsbäcken Gravbacka 4250 (X)	6841338	587984	SE684262-154542	na	Klubboån	6,7
Örvalsbäcken Örvalssjön utlopp 4241 (X)	6839609	586425	SE684091-154384	na	Klubboån	3,8
Havssvalgsbäcken (X)	6838522	585829	SE683983-154323	na	–	1,8