



Detta är IKEU

**Integrerad Kalkningseffektuppföljning-programmets
innehåll och resultat åren 2008-2021**

Stina Drakare, Kerstin Holmgren, Joacim Näslund
& Tobias Vrede

SLU, Vatten och miljö: Rapport 2022:4

Referera gärna till rapporten på följande sätt:

Drakare S, Holmgren K, Näslund J. & Vrede T, 2022. Detta är IKEU: Integrerad Kalkningseffektuppföljning-programmets innehåll och resultat åren 2008-2021. SLU, Vatten och miljö: Rapport 2022:4

Omslagsfoto: Kalkdoserare vid ån Blankan. Foto: Joacim Näslund, SLU

Tryck: endast digitalt

Tryckår: 2022

Kontakt

stina.drakare@slu.se

<http://www.slu.se/vatten-miljo>

Innehåll

Förord.....	1
Sammanfattning	2
Summary	4
1 Introduktion till IKEU	7
1.1 IKEU-programmets kostnader 2008-2021	8
1.2 Tidigare utvärderingar av IKEU.....	9
2 Basprogrammet.....	10
2.1 Ingående variabler.....	10
2.2 Sjöarna.....	12
2.3 Vattendragen	14
3 Resultat från delprogrammen.....	18
3.1 Effekter av kalkning i sjöar	18
3.1.1 De långa provtagningsserierna gör att trender kan följas väl men ett bredare urval behövs	18
3.1.2 Komplex påverkan på födoväven i kalkade sjöar	19
3.1.3 Sjöalkning som en pulsstörning kan påverka födoväven negativt.....	19
3.1.4 Otydlig återhämtning av fisk i kalkade sjöar	20
3.1.5 Fler frågor och svar om effekter av kalkning på fisk i sjöar ...	20
3.1.6 Djurplankton påverkas positivt av kalkning.....	21
3.1.7 Kalkning ökar fastläggning av Al, As, Cd, Co, Fe, Mn, Ni and Zn i sjösediment, men inte av Hg, Pb, Cr, V and P.....	21
3.1.8 Utfällningsgranulat av kalciumkarbonat från vattenverk bör användas för kalkning av vatten bara om halten av uran är lägre än 2,5 mg/kg TS	21
3.2 Effekter av kalkning i vattendrag	22
3.2.1 Positiv effekt på bottenfauna i kalkade vattendrag	22
3.2.2 Stor positiv effekt på fiskfaunan med kalkning i vattendrag...	23
3.2.3 Behövs högfrekventa mätningar för att följa effekter av surstötter?	23
3.3 Kalkavslut i sjöar och vattendrag	24
3.3.1 I två sjöar syns tydliga tecken på återförsurning efter 13 respektive 17 år efter vilande kalkning	24
3.3.2 Modell av samband mellan Al_{org} och pH för att beräkna hur mycket kalkdoser kan minskas i sjöar.....	25
3.3.3 I ett vattendrag där kalkning upphört blev det surare men bottenfaunan fortsatte ändå att återhämta sig	25
3.3.4 Kalkningsdosen i IKEU-vattendragen har anpassats till minskad deposition	26

Detta är IKEU

3.4	Kvicksilver i abborre	26
3.4.1	Kalkning av sura sjöar minskar halterna av kvicksilver i fisk	26
3.4.2	Enligt nya EU-gränsvärdet är kvicksilverhalterna i fisk för höga i alla de 2881 sjöar som studerats i Sverige	27
3.5	Överkalkningseffekter	27
3.5.1	Överkalkning ledde till att stora mängder kalk samlas på sjöns botten vilket påverkade fastläggning av vissa metaller.....	27
3.5.2	Överkalkning av sjöar ger inga större negativa effekter på biota.....	28
4	Resultat från temaområden	29
4.1	Försurningsbedömningar.....	29
4.1.1	Sedimenten visar att sjöar varit påverkade av luftburna föroreningar under lång tid.....	29
4.1.2	Tofsmyggor i sediment visar vilken fisk som funnits i sjön ...	30
4.1.3	Surhetsindex för kiselalger.....	30
4.1.4	Bedömning av surhet och försurning i samtliga målvatten.....	30
4.1.5	Jämförelse av nordiska system att bedöma försurning.....	31
4.2	Effekter av höga halter av oorganiskt aluminium	31
4.2.1	Att hålla pH över 5,7 och oorganiskt aluminium under 15 µg/l skyddar nyckelarter i humösa vattendrag.....	31
4.2.2	Vid riktigt höga halter av oorganiskt aluminium gynnas endast dinoflagellater medan Gonyostomum minskar	32
4.3	Återhämtning från försurning.....	32
4.3.1	Vattendragens återhämtningstakt har stannat av Jämtland.....	32
4.3.2	Sjöar som återhämtats kemiskt kan behöva andra typer av åtgärder för att återställa fiskfaunan.....	32
4.4	Klimatförändringar och förbrukning	33
4.5	Kvalitetssäkring av vattenkemiska analyser.....	33
5	Diskussion och slutsatser	34
	Referenser	36
	Bilaga 1 Basprogrammets utformning år 2021	42
	Bilaga 2 Kartor över IKEU:s sjöar och vattendrag	45

Förord

Programmet Integrerad Kalkeffektuppföljning, IKEU, som startade 1989, utvärderades senast 2008 och resultaten sammanfattades i en omfattande rapport som publicerades 2009. Denna rapport sammanfattar IKEU 2008 – 2021 för att inte överlappa med den tidigare utvärderingen. Rapporten inleds med en presentation av det omfattande basprogrammet. Där ingår övervakning av vatten som kalkas, har vilande kalkning eller är referenser till de kalkade vattnen. Vad som övervakas presenteras liksom de minskningar av antalet stationer som skett kopplat till krympande anslag till programmet. Sedan är fokus på resultat som kommit ut i form av rapporter eller internationella vetenskapliga tidskriftsartiklar med koppling till programmet. Resultaten grupperas efter de delprojekt som IKEU är uppdelat i efter den tidigare utvärderingen samt efter temaområden som varit aktuella under perioden. Slutligen presenteras slutsatser med koppling till vad den tidigare utvärderingen hade som förbättringsförslag för att tydliggöra hur programmet lyckats fullfölja förslagen.

Författarna tackar för diskussioner inför skrivandet och granskning av rapporten från Marcus Sundbom, Jens Fölster, Lars Sonesten, Richard Johnson, Sandra Woronin och Stina Ausmeel.

Sammanfattning

Detta är en utvärderingsrapport som sammanfattar resultat som kommit ut från programmet Integrerad Kalkeffektuppföljning (IKEU) från 2008 till och med 2021. År 2008 valdes som startår då den senaste omfattande externa granskningen, inkluderande flera syntesbilagor, gjordes på data till och med 2007 från programmet som startade 1989. Kalkeffektuppföljning i IKEU:s regi innebär omfattande provtagning av biota, för att studera effekter på hela det akvatiska ekosystemet av åtgärden kalkning, något som oftast saknas i andra kalkeffektuppföljningar. IKEU fick som mest medel 2009, 16 miljoner kronor, men därefter har anslagen succesivt minskats och planat ut på en nivå runt 7,2 miljoner kronor. Den tydligaste effekten av nerdragningarna är att årliga specialstudier för att vetenskapligt undersöka olika frågeställningar och göra synteser har minskats och sedan 2017 uteblivit helt. Även provtagningsparametrar har tagits bort, t.ex. bottenfauna i sjöars profundal. Antalet sjöar och vattendrag som studeras har också minskats från som mest 74 sjöar till i nuläget 20 stycken, samt som mest 70 vattendrag till i nuläget 29. Effekten av minskningen är att IKEU inte längre täcker in hela den del av landet som kalkning sker i utan fokuserar mest på den södra halvan av landet där försurningspåverkan är störst.

IKEU består av fem delprogram vars resultat i rapporten presenteras genom sammanfattningar av de publikationer som kommit ut under tidsperioden. Från delprogram **Effekter av kalkning av sjöar** har åtta publikationer kommit ut. De visar bland annat att födoväven i sjöarna påverkas negativt av kalkning. Artrikedomen är i stor sett överlappande mellan de tre grupperna sjöar kalkade, neutrala referenser och sura referenser. Det är främst artrikedomen av växtplankton som är lägre i sura sjöar. Både neutrala och sura referenser har mer komplex födovävsstruktur än de kalkade sjöarna som vattenkemiskt liknar de neutrala referenserna. Födovävs längden är kortast i de kalkade sjöarna vilket tyder på att energiöverföringen mellan trofinivåerna är mindre effektiv i de kalkade sjöarna. Djurplankton påverkas positivt av kalkning, särskilt hjuldjur. Återhämtningen av fisk i kalkade sjöar är otydlig. I okalkade sjöar finns det tydliga positiva samband mellan ökande pH och artrikedomen, abundans, biomassa och förekomst av små och unga mörtar, men motsvarande samband är svaga eller obefintliga i kalkade sjöar. Från delprogram **Kalkeffekter i vattendrag** har det kommit fyra publikationer som bland annat visar att kalkning ger stora positiva effekter på fastsittande kiselalger, bottenfauna och fisk i vattendrag när samma index som används för försurningsbedömning används. Fisken återkommer till vattendrag redan efter 1 – 4 år med kalkning och i det långa tidsperspektivet på 16 år kom även arter tillbaka. Särskilt stor effekt blir det med kalkdoserare som är bra på att minimera surstötter. Inom detta delprogram kunde också visas att man inte får väsentligt mer information om pH-förhållanden med högfrekventa mätningar utan det räcker med provtagningar en gång per månad. Från delprogram **Kalkavslut i sjöar och vattendrag** finns det åtta publikationer under perioden. De visar bland annat att de sjöar i Tyresta som följts i upp till 17 år efter avslutad kalkning visar tydliga effekter på återförsurning. Oorganiskt aluminium ökar till nära gränsvärdet för vad som är toxiskt för fisk när pH sakta sjunker i sjöarna. En modell som tar hänsyn till partikel-fraktioner av aluminium och järn togs fram för att kunna beräkna hur kalkdoser kan

minskas utan att få för höga halter av toxiskt aluminium i vattnet. I de vattendrag där kalkning har avslutats sjönk pH något, men bottenfaunan fortsatte ändå att återkolonisera, särskilt natt- och bäcksländor. Det finns dock generellt sett få vattendrag som man vågar sluta kalka när populationer av fisk och stormusslor äntligen räddats. Från delprogram **Kvicksilver i abborre** visar två publikationer att kalkning av sura sjöar minskar halterna av kvicksilver i fisk. Kalkning fastlägger inte kvicksilver i sedimenten, så det är andra processer som minskar biotillgängligheten av kvicksilvret. IKEU-sjöarna ingick också i studien av de nya lägre gränsvärdena för kvicksilver i fisk, anpassade till vad vattenlevande organismer tål. Studien visade att alla 2881 studerade sjöar i Sverige hade för höga halter! Delprogrammet **Överkalkningseffekter** visade att det fungerar relativt bra att ha en sjö med hög kalkdos uppströms t.ex. ett målvattendrag, då det inte blir några större negativa effekter på biota i sjön som fått den höga kalkdosen. Däremot samlas stora mängder kalk på sjöns botten vilket kan ses som resursslöseri.

IKEU-vattnen har också ingått i andra studier, t.ex. för att utveckla **försurningsbedömningar**. Förhistoriskt pH har bestämts genom att använda sjösediment som historiskt arkiv, med hjälp av kiselalger bevarade i sedimentet. Sådana studier visar att flera av Sveriges sjöar har påverkats av försurande nedfall ända sedan medeltiden. Även rester av tofsmygglarvers käkar i sediment kan användas som historiskt arkiv, för att se vilka fiskarter det historiskt funnits i en sjö. De kan användas för att skilja ut perioder med mört, med bara abborre samt helt fisklösa perioder i en sjö. Även surhetsindexet för kiselalger, ACID, har tagits fram med hjälp data från bland annat IKEU-vatten. Nyligen har IKEU-vatten ingått i en norsk-svensk-finsk jämförelse av försurningsbedömningar för att harmonisera ländernas sätt att bedöma försurning, något som är viktigt särskilt i de vatten som delas mellan våra länder. Den visar att ANC, ett vattens syraneutraliserande förmåga, är ett bättre mått än pH som vattenkemisk indikator då det tydligare kopplar till effekter på biota. De toxiska fraktionerna av **aluminium** har studerats och resulterat i en avhandling med fokus på humösa vatten där det är visade sig vara viktigt att hålla pH över 5,7 och oorganiskt aluminium under 15 µg/l för att skydda biota. **Återhämtningen från försurningen** har stannat av i vissa vatten, t.ex. i Jämtland där återhämtningen avstannade 2005. Det är också tydligt att kemiskt återhämtade sjöar kan behöva andra typer av åtgärder t.ex. att ta bort vandringshinder så att fiskar kan återkolonisera. IKEU-data utgör idag långa tidsserier på 33 år vilket i ett internationellt perspektiv är unika dataserier. De ingår även allt oftare i studier av klimateffekter.

Tillsammans bidrar de publikationer som kommit ut från IKEU-programmet med en helhetssyn av hur kalkning påverkar de akvatiska ekosystemen kopplat till många av de andra miljöutmaningar som samtidigt sker i våra vatten med varmare klimat, förbrukning, samt ändrad konnektivitet.

Rapporten avslutas med en återkoppling av nyttan med IKEU, speciellt för Havs- och vattenmyndigheten som uppdragsgivare och länsstyrelser kalkhandläggare som avnämare, där styrningen från beställaren önskas bli tydligare.

Summary

This report summarizes results from the Integrated Studies of the Effects of Liming Acidified Waters (IKEU) program between 2008 and 2021. The starting point of this report (2008) was chosen because the previous comprehensive external review, including several synthesis appendices, included analyses from 1989 (start) to 2007. Studies of liming effects, under the umbrella of IKEU, involves extensive sampling of biota to measure aquatic ecosystem-level effects that are often lacking in many post-liming studies. IKEU received the highest funding in 2009 (SEK 16 million), but since then funding has gradually decreased to about SEK 7.2 million per year. The clearest effect of budget reductions is that annually financed special studies to scientifically investigate various issues and make syntheses have been reduced, and since 2017 have been completely absent. Sampling parameters have also been removed, e.g. macroinvertebrate assemblages in lake profundal habitats. The number of lakes and watercourses studied has also been reduced from a maximum of 74 lakes to currently 20, and a maximum of 70 watercourses to currently 29. These budget cuts have resulted in that IKEU no longer comprises ecosystems representative of limed populations, but focuses mostly on the southern half of the country where acidification impacts are relatively high.

IKEU consists of five sub-programs with results presented here as summaries of the publications during the time period. From sub-program **Effects of liming on lakes**, the eight publications show, among other things, that food webs in limed lakes differ from reference conditions; food webs in both neutral and acidic references are more complex than in limed lakes. Moreover, food-web length is shortest in limed lakes, indicating less efficient energy transfer between the trophic levels. Species richness largely overlaps among limed and neutral and acidic reference lakes. However, species richness of phytoplankton is lower in acidic lakes. Chemically, limed lakes were similar to the neutral references. Zooplankton was positively affected by liming, especially rotifers. The recovery of fish in limed lakes is unclear. In un-limed lakes, positive correlations was found between increasing pH and fish species richness, abundance and biomass, and the occurrence of small and young roaches, although corresponding correlations were statistically weak or non-existent in limed lakes. From the sub-program **Effects of liming on watercourses**, the four publications show, among other things, that liming has strong positive effects on fish, benthic macroinvertebrates and benthic diatoms in watercourses when biological indices for assessing acidity are used. Fish recolonize watercourses 1 – 4 years post liming and over longer time periods (16 years) fish species richness have increased. The effect was largest where liming dispensers were used, effective in mitigating the effects of acidic episodes. It was also shown that high frequency measures of pH conditions did not provide any additional information compared to monthly measures. From the sub-program **Effects of terminated liming on lakes and watercourses**, the eight publications show, among other things, that lakes in Tyresta region, that have been monitored for up to 17 years after the last liming event, show clear effects of re-acidification. Increases in inorganic aluminum are close to the limit of what is toxic to fish. A model accounting for particulate fractions of aluminum and iron was

developed to calculate safe minimal levels of lime doses without resulting in toxic levels of toxic aluminum in the water. In watercourses where liming has been terminated, pH dropped slightly, but the benthic macroinvertebrates continued to recolonize, especially caddis- and stoneflies. Justifiably, termination of liming in watercourses where populations of fish and mussels have recovered are few. From the sub-program **Mercury in perch**, two publications show that liming of acidic lakes result in lower mercury concentrations in fish. Liming did not lower mercury levels by sedimentation since no increase of mercury was found in the sediments, so there are other processes that reduce the bioavailability of the mercury. The IKEU lakes were also included in a study to test the new lower threshold for mercury concentrations in fish, adapted to what aquatic organisms can tolerate. The study showed that fish from all tested 2881 lakes in Sweden had too high levels! The sub-program **Effects of high dose liming** showed that such high dose liming of lakes works relatively well to mitigate downstream effects, e.g. in a target watercourse, as there will be no major negative effects on biota in the lake that has received the high dose of lime compared to lakes with more normal dose. On the other hand, large amounts of lime did accumulate on lake bottoms, which can be seen as a waste of resources.

Data from IKEU lakes and watercourses have been used in a number of other studies, e.g. to develop tools to better assess acidification. Prehistoric pH has been determined by using lake sediment as a historical archive, with the help of diatoms preserved in the sediment. Such studies show that several of Sweden's lakes have been affected by anthropogenic acidified precipitation since the Middle Ages. Phantom midge remains (mandibles) in sediments can also be used as a historical archive to determine past fish predation pressure and shifts in community composition, e.g. to separate periods of roach, only perch and fish-free periods in a lake. The acidity index for diatoms, ACID, was calibrated using data from, among others, IKEU waters. Recently, IKEU waters have been included in a Norwegian-Swedish-Finnish comparison of acidification assessments to harmonize the countries' ways of assessing acidification, something that is important in international reporting and especially in the waters shared between our countries. The study showed that ANC (acid neutralizing capacity) is more strongly correlated with biological effects than pH, and that pH – biological responses were confounded by other environmental variables that co-varied with pH. Toxic fractions of aluminum were studied in a dissertation focusing on humic waters. This thesis showed that it is important to keep the pH above 5.7 and inorganic aluminum below 15 µg/L to protect the aquatic organisms. Recovery from acidification has halted in some waters, e.g. in Jämtland recovery halted after 2005. It is also clear that chemically recovered lakes may need other types of measures, such as the removal of migration barriers. To date, IKEU constitutes a relatively long time series of 33 years, which, in an international perspective, comprises a unique data series. These long-term data are also being increasingly used in studies of climate effects.

Combined, the publications from the IKEU program contributes to a holistic understanding of how liming affects aquatic ecosystems, along with other environmental challenges that co-occur such as climate change, brownification and altered connectivity.

Detta är IKEU

The report concludes with feedback of the benefits of the IKEU program, especially for the Swedish Agency for Marine and Water Management (HaV), as the principal client, and county administrative boards' lime administrators as users of results and tools, where IKEU needs increased guidance from HaV.

1 Introduktion till IKEU

Integrerad Kalkeffektuppföljning (IKEU) är Havs- och vattenmyndighetens program för nationell uppföljning av effekter av kalkning i sjöar och vattendrag. Programmet startades 1989. Programmet finansierades genom det statliga kalkningsanslaget, som senare ingick i Naturvårdsverkets bredare anslag för biologisk mångfald. 2011 fördes det över till Havs- och vattenmiljöanslaget. Program och verksamhet utformas därmed sedan 2011 av Havs- och vattenmyndigheten. Större delen av anslaget går till ett basprogram som är själva övervakningen av de sjöar och vattendrag som ingår i programmet. Basprogrammet presenteras i kapitel 2. En mindre del har tidigare gått till olika fokus- och specialprojekt för att utvärdera data från basprogrammet och för att komplettera övervakningsdata med ytterligare prover för att kunna svara på specifika frågor från forskare eller de myndigheter som är inblandade i kalkningsverksamheten. Fokus- och specialprojekt har det dock inte funnits medel för sedan 2017. En mindre del av anslaget går till projektledning.

Under årens lopp har många olika forskare varit direkt eller indirekt knutna till IKEU-programmet, framförallt forskare vid följande institutioner på Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) och Stockholms universitet:

- Institutionen för vatten och miljö, SLU
- Institutionen för miljövetenskap, Stockholms universitet
- Institutionen för akvatiska resurser, Sötvattenslaboratoriet, SLU.

IKEU har i uppdrag att:

- Bedriva en nationell uppföljning av långsiktiga effekter av kalkning på sjö- och vattendragsekosystem (miljöövervakning).
- Genomföra vetenskapliga analyser som ökar kunskapen om försurning och kalkning (forskning och utveckling).
- Producera kunskap som bidrar till att Havs- och vattenmyndigheten, Länsstyrelserna och Vattenmyndigheterna kan bedriva en väl fungerande, effektiv och till försurningssituationen anpassad kalkningsverksamhet som vilar på vetenskaplig grund (myndighetsstöd).
- Kommunicera resultat, kunskaper och slutsatser från ovanstående uppdrag på ett sätt som är anpassat till användarnas behov och förutsättningar (kommunikation).

Detta är IKEU

IKEU är indelat i tematiska delprogram som vart och ett haft en ansvarig som föreslagit behov av utvärderingar oftast i form av special- eller fokusprojekt för att svara på olika frågeställningar. Delprogrammen var tidigare nio stycken:

1. Intensivt undersökta kalkade sjöar
2. Intensivt undersökta referenssjöar
3. Extensivt undersökta kalkade sjöar
4. Överdoseringsjöar
5. Sjöar med avslutad kalkning
6. Intensivt undersökta kalkade vattendrag
7. Intensivt undersökta referensvattendrag
8. Extensivt undersökta kalkade vattendrag
9. Vattendrag med avslutad kalkning

De nio delprogrammen ingår till viss del i denna rapport, särskilt i beskrivningen av övervakningsstationer (kapitel 2). Efter en revidering baserad på den förra utvärderingen är det sedan 2010 fem delprogram med följande inriktningar:

1. Effekter av kalkning i sjöar
2. Effekter av kalkning i vattendrag
3. Kalkavslut i sjöar och vattendrag
4. Kvicksilver i abborre
5. Överkalkningseffekter (avslutades 2011)

Resultat från de nya delprogrammen presenteras i kapitel 3.

1.1 IKEU-programmets kostnader 2008-2021

IKEU-programmets kostnader har delats in i tre delar: basprogram (miljöövervakningen), fokusprojekt och projektledning (Tabell 1). Efter utvärderingen 2008 satsades det mer pengar under några år och programmet hade totalt sett mest medel under 2009, lite mer än 16 miljoner kronor. Efter 2012 var det en stor nerdragning då flera stationer och analyser utgick och sedan dess har programmet slimmats ytterligare och planat ut på en nivå runt 7,2 miljoner kronor. Det har i själva verket även varit nerdragningar efter budgetutplaningen eftersom analyser och provtagning ökar över tid.

Detta är IKEU

Tabell 1. IKEU:s kostnadsutveckling sedan 2008 uppdelat på basprogram, fokusprojekt (inkl. litet anslag för webbsida) samt projektledning. Fokusprojekten har också kallats delprojekt och specialprojekt innan 2009. *År 2008 låg projektledning inbakat i basprogrammet.

År	Basprogram	Fokusprojekt och webb	Projektledning	Beställare	Fokusprojekt (antal)
2008	13 400 000	1 970 000	290 000*	NV	6
2009	14 441 000	1 389 000	300 000	NV	6
2010	11 986 000	1 670 000	303 000	NV	7
2011	11 546 000	1 252 000	310 000	NV	7
2012	11 701 000	1 213 000	309 000	HaV	9
2013	8 203 000	1 004 000	282 000	HaV	7
2014	8 211 000	484 000	282 000	HaV	4
2015	7 730 000	-	270 000	HaV	-
2016	7 484 000	247 000	270 000	HaV	1
2017	7 100 000	856 200	277 000	HaV	3
2018	7 311 000	100 000	277 000	HaV	-
2019	7 043 000	-	210 000	HaV	-
2020	7 035 000	-	215 000	HaV	-
2021	7 072 000	-	220 464	HaV	-

1.2 Tidigare utvärderingar av IKEU

Resultaten från IKEU har utvärderats 1992 och 1997 av utförargruppen. 1998 gjordes en extern utvärdering som också omfattade programmets upplägg. Den senast gjorda utvärderingen från 2008 gjordes av en extern utvärderare från IVL och i detta uppdrag ingick att bedöma resultat, programupplägg och effektivitet, samt att ta fram förslag på optimering av IKEU-programmet. I korthet kom utvärderingen fram till att IKEU:s resultat är vetenskapligt väl förankrade och ger en god bild av hur kalkningen påverkar ekosystemen. Den dåvarande beställaren Naturvårdsverket ansågs dock inte ha fungerat som en effektiv mellanhand mellan forskare och länsstyrelser/huvudmän, då resultaten sällan kommit till nytta för kalkningsverksamheten. Inför utvärderingen 2008 gjorde utförarna inom IKEU underlagsrapporter till granskarna på IVL och allt samlades i en rapport på 558 sidor ([Naturvårdsverket 2009](#)). En återkoppling till resultatet av rekommendationerna som gavs efter utvärderingen 2008 görs sist i denna rapport.

2 Basprogrammet

2.1 Ingående variabler

I nuläget ingår 20 sjöar och 29 vattendrag i IKEU:s basprogram. Det utförs en omfattande provtagning som följer säsongerna för flera variabler, t.ex. vattenkemi, växt- och djurplankton. Vattenkemiskt mäts variabler som ger grundläggande basinformation samt sådana som särskilt kopplas till försurning och kalkning, t.ex. pH, baskatjoner, alkalinitet, magnesium, kalcium, sulfat, löst oorganiskt aluminium och kvicksilver. Totalt analyseras 35 fysikalisk-kemiska parametrar (Tabell 2). I 18 av sjöarna används temperaturloggar. Biota identifieras så detaljerat som möjligt, oftast till art. Insamlade organismer mäts eller vägs för att kunna skatta biomassan. Fisken i sjöarna åldersbestäms för att kunna följa årsklassernas tillväxt och arternas rekrytering.

Standardiserade metoder, dvs. svenska och europeiska standarder, används för provtagning och analys. Vilka prover som tas eller vad som mäts, hur ofta och i vilka vatten i nuvarande basprogram visas i Bilaga 1. Sjöarnas och vattendragens läge i landet visas i Bilaga 2.

Biologisk provtagning i sjöar omfattar växtplankton, djurplankton, bottenfauna (litoral och sublitoral) och fisk. Bottenfaunan provtogs tidigare profundalt (djupbottnar) men sedan 2009 är det främst litoralprover (strandnära) som tas. Profundal bottenfauna togs bort som ett resultat av minskade anslag. I vissa sjöar tas även sublitorala (yttre, djupaste delen av strandnära zonen) bottenfaunaprover som sedan 1989 använts till rapportering för ICP Waters. ICP Waters är en av sex arbetsgrupper under FN:s luftkonvention som studerar effekter av långväga gränsöverskridande luftföroreningar.

Vattendragens biologiska provtagning omfattar fastsittande kiselalger, bottenfauna och fisk. Till skillnad från annan nationell övervakning av litoral bottenfauna använder IKEU-programmet metoden M42 ([Havs- och vattenmyndigheten 2016a](#)) i både sjöar och vattendrags strandzon istället för sparkmetoden ([Havs- och vattenmyndigheten 2016b](#), SS-EN ISO 10870:2012). IKEU har behållit M42-metoden för att inte bryta de långa tidsserier som skapats. I regional miljöövervakning är M42 vanlig för att den har ett stort sökområde vilket gör att ovanliga och rödlistade arter kan hittas med god sannolikhet.

Detta är IKEU

Tabell 2. Lista över de fysikalisk-kemiska parametrar som ingår i IKEU:s basprogram.

Parametrar	Sjöar			Vattendrag
	Yta	Mitten	Djup	
<i>Fysikaliska mätningar</i>				
1. Modellerat-flöde				x
2. Vattenstånd				x
3. Temperaturlogg	x			
4. Temperatur	x		x	x
<i>Vattenkemiska mätningar</i>				
5. Syrgas	x	x	x	
6. pH	x		x	x
7. Konduktivitet	x		x	x
8. Alkalinitet/aciditet	x		x	x
9. Absorbans (vid 420 nm, 5 cm kyvett)	x		x	x
10. Turbiditet	x		x	x
11. Siktdjup	x		x	
12. NH ₄ -N (ammoniumkväve)	x		x	x
13. NO ₂ +NO ₃ -N (nitrit- och nitratkväve)	x		x	x
14. Tot-N (totalkväve)	x		x	x
15. PO ₄ -P (fosfatfosfor)	x		x	x
16. Tot-P (totalfosfor)	x		x	x
17. TOC (totalt organiskt kol)	x		x	x
18. Si (kisel)	x		x	x
19. Ca (kalcium)	x			x
20. Mg (magnesium)	x			x
21. Na (natrium)	x			x
22. K (kalium)	x			x
23. SO ₄ (sulfat)	x			x
24. F (fluorid)	x			x
25. Cl (klorid)	x			x
26. Klorofyll	x		x	
<i>Metaller</i>				
27. Fe (järn)	x			x
28. Mn (mangan)	x			x
29. Al (aluminium)	x			x
30. Al org. (organiskt aluminium)	x			x
31. Al oorg. (oorganiskt aluminium)	x			x
32. Cd (kadmium)	x			x
33. Cu (koppar)	x			x
34. Zn (zink)	x			x
35. Pb (bly)	x			x

I sjöarna analyseras vattenkemi och metaller i vatten fyra gånger om året (februari, april, augusti och oktober) förutom i kalkavslutssjöarna som analyseras varje månad

från april till oktober. De flesta sjöarna har kontinuerlig registrering av temperatur. Växtplankton provtas i augusti i alla sjöar. I kalkavslutssjöarna tillkommer provtagning i april, maj och juli. Djurplankton provtas i augusti i alla programmets sjöar. I kalkavslutssjöarna tillkommer provtagning i juni, juli och september. Bottenfaunan tas en gång om året under hösten. Nätprovfiske i sjöarna sker under högsommaren (juli-augusti), i kalkavslutssjöarna varje år och i övriga vartannat år. Prover tas varje år för analys av kvicksilver i abborrar från främst de kalkade och kalkavslutssjöarna. Temperaturloggarernas data hämtas i samband med att vattnen besöks för provfiske.

Vattendragen provtas varje månad hela året för vattenkemiska parametrar inklusive metaller. I september sker provtagning av bentiska kiselalger och bottenfauna. Elfiske sker under augusti-september. Tidigare har vattenståndsmätningar och vattenföring registrerats automatiskt vid flera vattendragsstationer, men från och med 2020 har dessa stationer monterats ner och avvecklats, då det inte funnits medel för att behålla och underhålla dem.

2.2 Sjöarna

Sammanlagt 74 sjöar har ingått i IKEU. I nuläget ingår 20 sjöar varav 7 är kalkade, 6 är referenser och 7 tillhör gruppen vilande kalkning (Tabell 3). Vid starten 1989 ingick 14 kalkade sjöar som valdes då det fanns data från äldre vattenkemiska och biologiska undersökningar för dem. Referenssjöarna valdes i närheten av kalkade sjöar och är antingen neutrala eller sura referenser. En del sjöar i det nationella trendsjöprogrammet används också som referenser. Sjöurvalet gjordes ursprungligen för att representera olika regioner i Sverige vad gäller luftförorening och försurning av känsliga sjöar. De sjöar som fortsatt ingår i IKEU ligger endast i södra halvan av landet där försurningspåverkan är störst. Ett sjösystem med fyra sjöar i Tyresta nationalpark utanför Stockholm började kalkas 1978 och för att studera återförsurningseffekter avslutades kalkningen i tre av dem 1991, 1995 respektive 2010. Undersökningarna av dem togs med i IKEU 1999. År 2007 kompletterades dessa med ytterligare fem sjöar med vilande kalkning, men i nuläget är det nerbantat till totalt 7 sjöar.

Överkalkningssjöar ingick i ett IKEU-delprogram under 2006-2010 för att studera effekterna av att medvetet kalka med för hög kalkdos (Tabell 4). Detta görs främst för att också ge effekter i nedströms liggande vattendrag. Vattenkemi, plankton och bottenfauna undersöktes i sjöarna med kompletterande provfisken vid ett tillfälle i varje sjö 2009-2010. Eftersom överdoserade sjöar ofta är små och används för att utjämna kalktillförseln till nedströms liggande målobjekt var alla sjöar i denna grupp relativt små. De var i första hand rena åtgärdssjöar och i andra hand kombinerade åtgärds- och målsjöar. I denna rapport kan du i del 3.5 läsa om resultatet från utvärderingen som gjordes när delprogrammet avslutades.

I ett delprogram som kallades ”Extensivt undersökta kalkade sjöar” utfördes vattenkemisk provtagning under åren 2006-2010 (Tabell 4). De 26 utvalda sjöarna skulle i stor utsträckning representera kalkade sjöar i allmänhet. Urvalsprocessen skedde därför i två

Detta är IKEU

steg; först valdes slumpvis sjöar ur hela populationen av kalkade sjöar och vidare ett urval baserat på lämplighet.

Tabell 3. IKEU-sjöar grupperade efter funktion i det nuvarande programmet. Sjöar utan listnumrering har utgått ur programmet.

Sjönamn	ID-nummer	Län	Grupp
Kalkade			
1. Bösjön	SE680235-141799	Dalarnas	
2. Ejgdesjön	SE653737-125017	Västra Götalands	
3. Gyslättsjön	SE633209-141991	Kronobergs	
4. Stengårdshultasjön	SE638317-138010	Jönköpings	
5. Stora Härsjön	SE640364-129240	Västra Götalands	
6. Tryssjön	SE670275-146052	Dalarnas	
7. Västra Skälsjön	SE664620-148590	Västmanlands	
Blanksjön	SE623175-146111	Blekinge	
Gyltigesjön	SE629489-133906	Hallands	
Lien	SE663216-148449	Västmanlands	
Nedre Särnmanssjön	SE683421-133742	Dalarnas	
Nässjön	SE634180-133441	Västra Götalands	
Rödingträsket	SE711924-163150	Västerbottens	
Upprämmen	SE669253-139468	Dalarnas	
Kalkavslut – vilande kalkning			
1. Geten	SE649314-149514	Östergötlands	
2. Långsjön, Tiveden	SE652412-143738	Örebro	
3. Långsjön, Tyresta	SE656590-164240	Stockholms	
4. Rådsjön	SE674570-141911	Dalarnas	
5. Skifsen	SE666268-142230	Dalarnas	
6. Stensjön, Tyresta	SE656419-164404	Stockholms	
7. Källsjön	SE683582-154935	Gävleborgs	
Trehörningen	SE656664-164238	Stockholms	
Referenser			
1. Fräcksjön	SE645289-128665	Västra Götalands	neutral
2. Älgsjön	SE655275-153234	Södermanlands	neutral
3. Årsjön	SE656612-164132	Stockholms	sur
4. Örvattnet	SE662682-132860	Värmlands	sur
5. Härsvatten	SE643914-127698	Västra Götalands	sur, fisklös
6. Lillesjö	SE623161-142148	Skåne	sur, fisklös
Övre Särnmanssjön	SE683337-133785	Dalarnas	sur

Detta är IKEU

Tabell 4. Totalt 36 IKEU-sjöar som ingått i nu de avslutade programmen överkalkning (2006-2010) och extensiv övervakning av kalkade sjöar (2006-2010).

Sjönamn	ID-nummer	Län
Överkalkning		
Gärsjön	SE643361-130371	Västra Götalands
Hagsjön	SE635072-137217	Jönköpings
Härbillingen	SE632023-131345	Hallands
Kånkåstjärnen	SE694411-155613	Västernorrlands
Lillasjön	SE623304-145888	Blekinge
Motjärn	SE656804-128027	Västra Götalands
St Vrångstjärnet	SE654508-127219	Västra Götalands
Stora Silevatten	SE644964-128088	Västra Götalands
Stora Ålagylet	SE624015-143187	Blekinge
Västra Hultasjön	SE624718-141590	Blekinge
Extensivsjöar		
Anderssjön	SE695713-157380	Västernorrlands
Bråtesjön	SE646011-127840	Västra Götalands
Brändasjö	SE629643-142937	Kronobergs
Djurasjön	SE632786-136275	Hallands
Dyrsjön	SE672886-137331	Dalarnas
Fagerhultasjön	SE637469-147319	Jönköpings
Fjällbu	SE664009-128042	Värmlands
Grundasjön	SE639806-129563	Västra Götalands
Grytsjön	SE632710-150042	Kalmar
Hedgårdessjö	SE638018-130993	Västra Götalands
Hjärtasjön	SE625269-140569	Skåne
Klosjön	SE636930-137344	Jönköpings
Knutsnabben	SE629880-135351	Kronobergs
Kroktjärn	SE662962-133480	Värmlands
Lomsjön	SE637523-138710	Jönköpings
Långesjön	SE632657-132932	Hallands
Mossjön	SE624052-148976	Blekinge
Norra Baksjön	SE663117-133585	Värmlands
Stora Hagasjö	SE638416-132958	Västra Götalands
Stöpsjön	SE666123-134259	Värmlands
Södra Marktjärnen	SE669011-136312	Värmlands
Södra Vålsjön	SE671213-139438	Dalarnas
Trehörningen	SE626238-148299	Blekinge
Uggenäsdypen	SE673339-132750	Värmlands
Åbervattnet	SE709681-138996	Jämtlands
Äntasjön	SE633842-130490	Hallands

2.3 Vattendragen

Fler än 70 vattendrag har ingått i IKEU. I nuläget ingår 29 vattendrag varav 12 är kalkade, 11 är referenser och 6 ingår i kalkavslutsgruppen (vilande kalkning). Det ursprungliga vattendragsprogrammet från 1989 omfattade 7 kalkade vattendrag, i huvudsak valda på grund av att undersökningar tidigare genomförts i dessa. Till år 1994 genomfördes en omfattande revidering av vattendragsprogrammet varvid flera vattendrag

Detta är IKEU

uteslöts och bland de som behölls flyttades vissa provtagningslokaler. I det nya programmet för rinnande vatten ingick inledningsvis totalt 15 kalkade vattendrag av vilka 12 fortfarande kvarstår (Tabell 5). Urvalsgrunderna för vattendragen i 1994 års program var:

- att vattendragen skulle vara fördelade över sex olika naturgeografiska regioner,
- att inom varje region skulle tre vattendrag som representerar var sin kalkningsmetod ingå (uppströms sjökalkning, doserare och våtmarkskalkning),
- att avrinningsområdet skulle domineras av skogsmark,
- att avrinningsområdets storlek var i intervallet 25-250 km²,
- och att öring ingick i fiskfaunan och att provtagningslokalerna dominerades av hårbottnar.

De fem vattendragen med vilande kalkning är Djursvasslan, Hammarbäcken, Källsjöån, Prästvallsbäcken och Örvallsbäcken (Tabell 5). I Örvallsbäcken undersöks lokaler både uppströms och nedströms Örvallssjön. Uppströms sjön kallas vattendraget Havssvalgsbäcken.

IKEU-programmet har som mest haft 19 okalkade vattendrag (Tabell 5) som används som referenser till kalkade vatten, samt för att beskriva utvecklingen vad gäller surhet/försurning och klimat. Referensvattendragen inom IKEU-programmet kan också användas tillsammans med det nationella miljöovervakningsprogrammets trendvattendrag för att spegla miljöutvecklingen i landet. Vattendragsvalet gjordes ursprungligen för att representera olika regioner i Sverige. I det nuvarande programmet ingår 11 referensvattendrag.

Detta är IKEU

Tabell 5. IKEU-vattendrag grupperade efter funktion i det nuvarande programmet. Vattendrag utan listnumrering har utgått ur programmet.

Vattendrag	ID-nummer	Län	Grupp
<i>Kalkade</i>			
1. Arån	SE697805-139065	Jämtlands	
2. Blankan	SE627432-134607	Hallands	
3. Enån	SE664307-137031	Värmlands	
4. Hovgårdsån	SE630960-131620	Hallands	
5. Hästgångsån	SE638300-141085	Jönköpings	
6. Lillån (Fylleån)	SE628975-133250	Hallands	
7. Skuggälven	SE654141-124734	Västra Götalands	
8. Storselsån	SE707195-161570	Västernorrlands	
9. Stridbäcken	SE704640-167395	Västerbottens	
10. Strönhultsån (Tosthultsån)	SE625195-141220	Skåne	
11. Svanån	SE638475-137575	Jönköpings	
12. Ådalsån	SE696000-156850	Västernorrlands	
Enångersån	SE682605-155185	Gävleborgs	
Haraldsjöån	SE663410-148295	Västmanlands	
Ljungaån	SE637710-131480	Västra Götalands	
Rökeå	SE623325-136500	Skåne	
Sällevadsån	SE636825-148825	Kalmar	
<i>Vilande kalkning</i>			
13. Djursvasslan	SE688175-137882	Jämtlands	
14. Hammarbäcken	SE688278-138278	Jämtlands	
15. Källsjöån	SE683563-155010	Gävleborgs	
16. Prästvallsbäcken	SE683560-154758	Gävleborgs	
17. Örvallsbäcken 4241 (4240)	SE684091-154384	Gävleborgs	
18. Örvallsbäcken Gravbacka	SE684262-154542	Gävleborgs	
<i>Referens</i>			
1. Bastuån	SE699972-140367	Jämtlands	neutral
2. Havssvalgsbäcken	SE683983-154323	Gävleborgs	sur
3. Hornsjöbäcken	SE697145-157980	Västernorrlands	neutral
4. Härån (Storån)	SE684705-153450	Gävleborgs	neutral
5. Laxbäcken	SE663718-148037	Västmanlands	sur
6. Lillån, E4:an	SE706025-169395	Uppsala	sur
7. Lillån-Bosgårdsån	SE631840-133310	Hallands	sur
8. Sörjabäcken (Lillån)	SE673815-153365	Gävleborgs	neutral
9. Trollbäcken	SE624715-133405	Skåne	neutral
10. Vingån	SE673341-134207	Värmlands	sur
11. Övre Häggingån	SE688000-137230	Jämtlands	neutral
Ejgstån, Övre Ejgst	SE654552-123925	Västra Götalands	neutral
Gnyltån (Byarum)	SE638065-139975	Jönköpings	neutral
Hörlingeån-Rökeå	SE623562-136656	Skåne	neutral
Lillån (Gnyltån)	SE636770-147525	Jönköpings	neutral
Morån	SE634570-150290	Kalmar	neutral
Musån, Åsvedjan	SE637183-135330	Västra Götalands	sur
Stråfulan	SE684875-133226	Dalarnas	neutral
Tangån, Tangådsstugan	SE682240-134235	Dalarnas	neutral

Detta är IKEU

I extensivprogrammets vattendrag ingick 26 kalkade vattendrag (Tabell 6). I dessa utfördes under åren 2005-2009 endast vattenkemisk provtagning. De 26 utvalda vattendragen skulle i stor utsträckning representera kalkade vattendrag i allmänhet. Urvalsprocessen skedde på samma sätt som för extensivprogrammets sjöar beskrivet ovan.

Tabell 6. Totalt 36 IKEU-vattendrag ingick i programmet extensiv övervakning av kalkade vattendrag (2005-2009). Övervakningsstationens ID anges samt länsbokstav anges efter vattendragsnamnet

Vattendrag	ID-nummer	Län
<i>Extensivt</i>		
Agunnarydsån	SE631075-140695	Jönköpings
Bjässjöån	SE694100-156630	Västernorrlands
Blåbergssjöbäcken	SE709620-164750	Västerbottens
Bubäcken	SE661335-127400	Värmlands
Faxerödsbäcken	SE624825-132677	Skåne
Fjällbäcken	SE712030-163140	Västerbottens
Getåbäcken	SE650505-152842	Östergötlands
Grindeforsälven	SE661600-126832	Värmlands
Hagbyån	SE627435-151031	Kalmar
Hjorsetån	SE636716-142038	Jönköpings
Högvadsån Nydala	SE633125-130905	Hallands
Ivarsbyälven	SE662285-128165	Värmlands
Joholabäcken	SE670375-133140	Värmlands
Kroksjöbäcken	SE639213-128457	Västra Götalands
Kylsnäsån	SE702382-160412	Västernorrlands
Kölaråsälven	SE668654-141985	Dalarnas
Lill-Fämtan	SE674510-135655	Dalarnas
Lillån (Enån)	SE637450-129813	Västra Götalands
Nordån	SE641122-131725	Västra Götalands
Rällan	SE682525-140275	Dalarnas
Silbodalsälven	SE659200-129115	Värmlands
Svartbäcken	SE683376-155722	Gävleborgs
Unnån	SE680785-142630	Dalarnas
Västerån	SE638660-136780	Västra Götalands
Älgsjöbäcken	SE655473-124735	Västra Götalands
Öradebäcken	SE628007-134056	Hallands

3 Resultat från delprogrammen

IKEU:s långsiktiga kalkeffektuppföljning är organiserad i delprogram, vilka integreras med varandra med avseende på praktiskt genomförande (planering, provtagning, provanalys), vetenskapligt arbete (bearbetning, statistisk analys, utvärdering) och kommunikation (internt och externt). Delprogrammen är sedan 2010:

1. Effekter av kalkning i sjöar
2. Effekter av kalkning i vattendrag
3. Effekter av kalkavslut i sjöar och vattendrag
4. Kvicksilver i abborre
5. Överkalkningseffekter

I följande avsnitt presenteras resultat som publicerats under åren 2008 – 2021 grupperat till fem delprogrammen. Samtliga publikationer kopplade till IKEU från projektet start 1989 finns samlade på <https://www.slu.se/ikeu/publikationer>.

3.1 Effekter av kalkning i sjöar

Syftet med delprogrammet är att analysera de långsiktiga effekterna av kalkning i försurade sjöar. Den grundläggande frågan är: Hur skiljer sig försurade sjöar som kalkas jämfört med hur de såg ut före försurningen med avseende på artsammansättning, biologisk mångfald och samhällsstruktur? Eftersom det i de flesta fall inte finns data från innan sjöarna försurades studeras dessa frågor genom att jämföra kalkade försurade sjöar (kalkade sjöar) med neutrala sjöar samt med försurade sjöar som inte kalkats (sura sjöar).

Vi tar också reda på vilka oönskade effekter kalkningsverksamheten leder till och hur allvarliga dessa är för att kunna ge generella råd om så optimala kalkningsåtgärder som möjligt. IKEU eftersträvar att göra en integrerad analys av vattenkemiska parametrar med biota, samt undersöka förändringar i födovävs- och ekosystemstruktur då denna koppling oftast saknas i annan typ av kalkeffektuppföljning. Flera tidigare fokusprojekt har fått medel för att följa upp effekter av kalkning i sjöar och nedan presenteras resultat från projekt som publicerats sedan förra utvärderingen 2008.

3.1.1 De långa provtagningsserierna gör att trender kan följas väl men ett bredare urval behövs

De kalkade IKEU-sjöarna är inte många om man jämför med hur många sjöar som kalkats i Sverige. För att veta hur representativa de är jämfört med den större populationen av målsjöar gjordes jämfördes kemi- och fiskdata från tolv kalkade IKEU-sjöar med 3086 målsjöar, sjöar som ligger i målområden för kalkning (Holmgren & Fölster 2010).

Det fanns uppgifter om fiskförekomst i 68 % av målsjöarna. Artrikedomen av fisk ökade med sjöns area och den var högre i Södra Östersjöns vattendistrikt än de andra distrikten. Målsjöarna hade en mindre artrikedomen än förväntat, utom i de allra minsta sjöarna, vilket indikerar att kalkningen inte hade återskapat den ursprungliga biologiska

mångfalden. Även vattenkemi och försurningsstatus varierade mellan storleksklasser av sjöar, vilket tyder på att både biologiska och kemiska parametrar behöver relateras till objekt- eller typspecifika referensvärden. IKEU-sjöarna representerade målsjöarna väl med avseende på sjöyta, men de var i genomsnitt djupare än resten av målsjöarna och IKEU-sjöar saknas i hälften av de län som har målsjöar för kalkning. IKEU-sjöarna hade kalkats under längre tid och höga Ca/Mg-kvoter antyder att de kalkats med högre doser än många av de andra målsjöarna. Flera kallvattensarter av fisk var överrepresenterade i IKEU-sjöarna, troligtvis för att de är djupare, medan den försurningskänsliga mörten var mindre frekvent än i övriga målsjöar. Urvalet av sjöar med speciella biologiska och kemiska förutsättningar kunde spåras till att IKEU ursprungligen ville inkludera sjöar med olika typer av fisksamhällen, snarare än att få ett slumpmässigt urval av kalkade sjöar. För mer övergripande utvärdering av ekologisk status i kalkade sjöar behövs dock data från ett betydligt bredare urval sjöar i den svenska kalkningsverksamheten.

3.1.2 Komplex påverkan på födoväven i kalkade sjöar

I detta fokusprojekt analyserades data från nio sjöar 2003-2007. Av dessa sjöar var tre från varje grupp av sura, neutrala och kalkade sjöar. Inom projektet mättes stabila isotoper (C och N) och lipidinnehåll hos djurplankton, bottenfauna och fisk för att kunna studera födovävens struktur och effektivitet (Lau et al. 2017). Resultaten från denna studie visar att bland annat att växtplanktonarten *Gonyostomum semen* oftare dominerade i de sura sjöarna än i de neutrala eller kalkade sjöarna. *Gonyostomum* förekomst var främst korrelerad till koncentrationen av totalt organiskt kol och inte med pH, alkalinitet eller andra miljövariabler. Biodiversiteten av växtplankton, bottenfauna och fisk minskade med ökande biovolym av *Gonyostomum*, men födovävs längden och fiskproduktionen minskade inte med minskad diversitet. Isotopdata visade att födokedjelängden var kortast i kalkade sjöar (3,9 nivåer), intermediär i sura sjöar (4,2 nivåer) och längst i neutrala sjöar (4,4 nivåer). De kalkade sjöarna hade lägst fisktillväxt och minst fångst per nätt vilket tyder på att den korta födovävs längden i dessa sjöar främst kopplas till mindre effektiv energiöverföring mellan trofinivåer. Fisken i sura sjöar hade mer litoral signal i sin föda än i de andra två grupperna, vilket skulle kunna kopplas till att den pelagiska näringskedjan till toppredatorerna är hindrad av den höga andelen *Gonyostomum* i pelagialen. Sammantaget visade resultatet från studien att försurning, alginvasioner och kalkning tillsammans kan styra variationen i födovävs längd och fiskproduktion i små skogssjöar och ändra födoval hos fisk genom att påverka artdiversiteten i sjöarna. Återhämtning i biodiversitet genom kalkning resulterade inte nödvändigtvis i återhämtad ekosystemfunktion, något som i denna region främst verkar bero på en enskild algarts samtidiga spridning och etablering till nya sjöar.

3.1.3 Sjöalkning som en pulsstörning kan påverka födoväven negativt

Fokusprojektet omfattade provtagningar i 22 sjöar 2000-2004. Av dessa 22 sjöar var, fyra sura, sju neutrala och elva kalkade sjöar. I sjöarna studerades artsammansättningen hos växtplankton, djurplankton, bottenfauna och fisk, och delade in dessa i funktionella födovalsgrupper för att kunna studera födovävsstrukturen (Angeler & Goedkoop 2010).

Studien visade att artsammansättningen och olika mått på diversitet i de flesta fall var överlappande mellan de tre grupperna av sjöar med undantaget av att det fanns färre arter av växtplankton i sura sjöar. Organismerna delades in i födovalsgrupper. Studien visade svagare samband mellan födovalsgrupper och en mindre komplex födoväv i kalkade sjöar jämfört med sura och neutrala sjöar. Anledningen som föreslogs var att födovävens behov av stabila trofiska interaktioner mellan organismer skulle kunna störas av upprepade kalkningar.

Ytterligare studier skulle behövas för att bekräfta om upprepad kalkning stör födoväven. Om det stämmer skulle kalkning av sjöar ge bättre resultat på födovävsstrukturen med tätare eller kontinuerlig dosering med låga halter av kalk, snarare än med stora doser med stor giva en gång om året eller ännu mera sällan.

3.1.4 Otydlig återhämtning av fisk i kalkade sjöar

I en pilotstudie analyserades fiskdata från IKEU och flera andra övervakningsprogram finansierade av Havs- och vattenmyndigheten, Naturvårdsverket och andra aktörer. Studien inkluderade data från 101 okalkade sjöar och 750 kalkade sjöar (Holmgren et al. 2016), och fokuserade på artrikedom, dvs. antalet arter, och relativ abundans uttryckt som antal individer per nätnatt. För 294 sjöar fanns fiskdata från tiden innan kalkning. Antalet fiskarter i dessa sjöar var lika lågt som i sura referenssjöar (ca 3 arter), medan lågalkalina referenssjöar och högalkalina referenssjöar hade fler (5 respektive 6,5 arter). I den här studien undersöktes även trender över tid inom ovan nämnda sjögrupper. Tanken var att generella förändringar skulle kunna upptäckas tack vare ett relativt stort antal sjöar, även om de flesta sjöar bara hade provfiskats vid enstaka tillfällen. Artantalet ökade inte signifikant med antalet år efter kalkning. Fiskabundansen ökade med tiden efter kalkning och nådde en topp 5-8 år efter första kalkning, men abundansen ökade också i okalkade sjöar. Denna ökning tros snarare bero på förbättrade fisknät för övervakning, som klarar av att även få med de minsta fiskarna. I sjöar rekommenderas åldersanalys av fisk för att kunna följa hur lyckosam förökningen är enskilda år och koppla detta till väder och kalkbehov. Vid övervakning av fisk i sjöar övervakas alla bentiska habitat vilket gör att naturliga skillnader i djup och produktivitet mellan sjöar riskerar att maskera förväntade effekter av kalkning.

3.1.5 Fler frågor och svar om effekter av kalkning på fisk i sjöar

Ovan nämnda pilotstudie (3.1.4) följdes upp med ett mer omfattande arbete, för att svara på många olika frågor om fiskfiskfaunans utveckling i kalkade sjöar och i jämförelse med okalkade sjöar (Holmgren & Petersson 2021). Totalt inkluderades provfisken från 1343 kalkade sjöar och 698 okalkade sjöar. I datasetet fanns 282 sjöar med provfisken både före och efter kalkning. Där ökade som väntat både antal arter, abundans och biomassa av fisk efter kalkning. Särskilt mört, röding och öring kunde återkomma i de sjöar som studerats både innan och efter kalkning. En fråga om mörtens respons på pH utvidgades till analys av flera fiskvariabler längs en pH-gradient, med fokus på om fisk i kalkade sjöar reagerar på samma sätt som i okalkade sjöar. Antal arter, abundans och biomassa ökade som väntat med pH i okalkade sjöar, liksom indikatorvärden enligt två

multimetriska fiskindex (EQR8 och AindexW5). Effekter av pH på mörtens reproduktion indikerades av positiva samband med sannolikheten att fånga små individer och andelen små mörtar i fångsten, samt lägre medelvikt av mört vid högre pH i okalkade sjöar. Alla dessa samband med pH var dock svagare eller inte signifikanta i de kalkade sjöarna. Fisken i kalkade sjöar verkar därför inte påverkas radikalt av måttliga pH-förändringar från år till år, och sporadiska surstötter verkar inte hota överlevnaden av de arter som kalkningen avser att bevara. Åldersanalyser från kalkade IKEU-sjöar visade också att mörtens rekrytering sällan eller aldrig misslyckas flera år i rad, vilket ibland händer i två sura sjöar från det nationella trendsjöprogrammet där mörtpopulationerna trots allt överlevde den värsta försurningsfasen på 1900-talet (Holmgren 2014).

3.1.6 Djurplankton påverkas positivt av kalkning

Att artrikedomen av djurplankton ökar betydligt efter kalkning visas i en studie som presenterar data både innan och under kalkning av nio IKEU-sjöar (Persson 2008). Särskilt rotatorier (hjuldjur) påverkas positivt. I jämförelsen mellan kalkade och okalkade neutrala sjöar visade det sig att djurplanktons samhällsstruktur liknar varandra i de flesta aspekter. I dessa sjöar är de reglerade av näringsämnen och födotillgång. I gruppen sura okalkade sjöar påverkades djurplanktonsamhället troligtvis negativt av toxiska metaller.

3.1.7 Kalkning ökar fastläggning av Al, As, Cd, Co, Fe, Mn, Ni and Zn i sjösediment, men inte av Hg, Pb, Cr, V and P

Genom att normalisera metallkoncentrationer till Cu var det möjligt att skilja ut kalkningseffekter från effekter av luftburen metalldeposition och korttidsvariationer i sedimentackumuleringshastighet och visa att kalkning ökar fastläggningen av Al, As, Cd, Co, Fe, Mn, Ni och Zn i sedimenten (Wällstedt et al. 2008). I fallet As och Co beror det på troligtvis delvis p.g.a. att de fastläggs tillsammans med oxyhydroxider av Al, Fe och Mn. Trots en pH-ökning på två enheter kunde vi inte visa att något motsvarande skedde för Hg, Pb, Cr, V och P. I studien användes sedimentkärnor från elva IKEU-sjöar där åldersdatering med hjälp av Pb-210 (beräknat via Cs-137 och tot-Pb) gjorde det möjligt att jämföra sedimentlager före och efter kalkning i samma sjö. Slutsatsen av studien är att kalkning påverkar sedimenten måttligt, som mest med en dubblering av halten, genom att öka halterna av många metaller i sedimentet.

3.1.8 Utfällningsgranulat av kalciumkarbonat från vattenverk bör användas för kalkning av vatten bara om halten av uran är lägre än 2,5 mg/kg TS

I samband med revision av kalkningshandboken (Naturvårdsverket 2010) reviderades också gränsvärdena för metaller i kalkprodukter. Uran var dock inte aktuellt att ta med i revisionen (Ekvall et al. 2007), utan det blev aktuellt först när avfallsprodukter från vattenverk med höga halter av uran föreslogs som kalkprodukt. I rapporten (Borg & Wällstedt 2011) redovisas urandata i vatten och sediment från ett femtontal svenska sjöar och beräkningar av belastningen på sjöar vid en eventuell användning av avfallsgranulat för kalkning. Halterna av uran i sjövattnet uppvisar medelhalter på 0,02-0,05

$\mu\text{g/l}$ och ingen skillnad kunde ses mellan kalkade och okalkade vatten. Halten i ytsediment var något högre i norra än södra Sverige och låg i medeltal på ca 6 mg/kg TS, medan de fem IKEU-sjöar som undersöktes hade halter på ca 2 mg/kg TS. Det fanns ingen anrikning av uran mot sedimentytan, vilket visar att det inte finns någon märkbar påverkan från antropogena källor. Med hjälp av bakgrundshalter och ekotoxikologiska antaganden beräknades ett föreslaget gränsvärde för uran i kalkprodukter på 2,5 mg/kg TS. Denna halt bör som mest leda till en fördubbling av bakgrundshalterna i vatten och sediment, även vid kalkning med höga doser. En del reningsverk hade halter över det föreslagna gränsvärdet. Därför bör uran analyseras, i varje enskilt fall, innan utfällningsgranuler används som kalkningsprodukt.

3.2 Effekter av kalkning i vattendrag

Syftet med delprogrammet är att analysera de långsiktiga effekterna av kalkning i försurade vattendrag. Vi analyserar och bedömer i vilken grad kalkade vattendrag inom IKEU liknar situationen före försurning med avseende på artsammansättning, biologisk mångfald och samhällsstruktur, samt avgör om kalkningsverksamheten leder till oönskade effekter och hur allvarliga dessa i så fall är.

Eftersom det i de flesta fall inte finns data från innan vattendragen försurades studeras dessa frågor genom att jämföra kalkade försurade vattendrag med neutrala vattendrag samt med försurade vattendrag som inte kalkats. IKEU eftersträvar att göra en integrerad analys av vattenkemiska parametrar med biota samt förändringar i födovävs- och ekosystemstruktur då denna koppling oftast saknas i annan typ av kalkeffektuppföljning.

3.2.1 Positiv effekt på bottenfauna i kalkade vattendrag

I denna studie jämfördes de tre vattendragsgrupperna okalkade sura och neutrala vattendrag med kalkade försurade vattendrag (Andrén et al. 2015a,b). Som mest har IKEU följt 42 vattendrag och vissa så länge som 25 år. Sura vattendrag skilde sig från övriga genom att de hade lägre pH, och Ca samt högre TOC och oorganiskt aluminium (Al_{org}). Kalkade och neutrala vattendrag hade samma Ca- och Al_{org} -halter, däremot hade de neutrala vattendragen något högre pH samt något lägre TOC. Även de surhetsindex för biologiska parametrar som testades visade att de tre grupperna av vattendrag skilde sig åt, t.ex. för kiselalgsindexet ACID och Henricssons & Medins försurningsindex för bottenfauna, samt mängden öring. Fiskindexet VIX visade att kalkade och neutrala vattendragen tillsammans skilde sig från de sura. Både indexet för kiselalger och bottenfauna hade en stark korrelation till pH, medan fiskindexet inte var starkt kopplat till surhet utan istället till habitattyp och hydromorfologi. Indexen jämfördes med olika multivariata analyser som styrkte indexens bedömningar. Femtonårs tidserier i de kalkade sjöarna visade på en positiv effekt på bottenfauna.

3.2.2 Stor positiv effekt på fiskfaunan med kalkning i vattendrag

Fisk i vattendrag ingår i huvuddelen av analyserna i tidigare nämnda studie (3.1.4) baserad på data från flera övervakningsprogram finansierade av Havs- och vattenmyndigheten och tidigare Naturvårdsverket (Holmgren et al. 2016). Vattendragsdelen av studien består av 195 referensvattendrag och 1029 kalkade vattendrag. Som mått på fisk-samhällets struktur användes fiskförekomst (ja/nej), antalet fiskarter, förekomst av öringungar (ja/nej), samt fiskabundans (beräknad täthet per 100 m² elfiskad yta). För 300 lokaler fanns det provtagningar gjorda innan de kalkades. Innan kalkning fanns det ingen fisk i 11,5 % av de lokaler som senare kalkades. I referensvattendragen fanns det åtminstone en fisk i varje prov. Med kalkning reducerades antalet provtagningar utan fiskfångst signifikant redan efter 1-4 år med kalkning. Även antalet arter ökade signifikant efter kalkning och tydligast sett i det långa tidsperspektivet på mer än 16 år där genomsnittsantalet ökat från mindre än två till 2,6 arter. Förekomsten av öringungar ökade i både kalkade system och referenser. Abundansen hos de flesta arter av fisk (även stor-kräftor) ökade med tiden, utom harr som minskade. Fiskfaunan i kalkade vattendrag återfår succesivt samma medelvärden som i neutrala referensvattendrag, medan sura referensvattendrag inte återhämtat sig alls i samma takt. Resultaten från denna studie visar att kalkning har haft stor och önskad effekt på fiskfaunan i vattendrag, särskilt med de förbättringar som gjorts med doserare för att minimera surstötter.

3.2.3 Behövs högfrekventa mätningar för att följa effekter av surstötter?

Högvattenperioder förknippas ofta med surstötter, under snösmältning och vid kraftig nederbörd efter torka under sommaren. Surstötter påverkar biota, men fångas inte alltid upp vid reguljär provtagning inom IKEU-programmet. Flera fokusprojekt har använts för att studera surstötter.

En rapport om kontinuerlig pH-mätning i vattendrag (Andrén & Nilsson 2009) visar att denna funkar väl och över förväntan. Eventuella problem kopplas främst till stopp i vattenintaget p.g.a. lågflöde eller insugna löv. De mätvärden som registrerats samtidigt som ordinarie provtagning stämmer bra överens. Metoden är arbetsintensiv då mätutrustningen kräver tillsyn minst en gång i veckan.

För att ta reda på om surstötter främst uppkommer vid högvattenperioder installerades pglar i 16 vattendrag och jämfördes med vattenkemiska prover. Peglarna registrerar vattenstånd, vattentemperatur och numera även lufttemperatur. En första utvärdering visade att relationen mellan vattenstånd och pH-värde är så svagt att det inte kan användas för att beräkna ett lägsta pH (Wilander et al. 2013). Högst vattenstånd i vattendragen mättes oftast i april och december. Högvattenperioder identifierades som perioder med ett vattenstånd överstigande 90-percentilen för årsvärdet och med en längd av minst tre dygn och det visade sig för denna typ av högflöden var variationen mellan år ofta liten. Pegelmätningarna stämde oftast inte så bra mot modellerad vattenföring enligt S-HYPE (SMHI:s modellerade dygnsvattenföring), vilket troligtvis beror på att dessa vattendrag ligger i mycket mindre avrinningsområden än vad modellen är anpassad för. Vi visade också med denna studie att tätare vattenkemiskprovtagning än en gång per månad i

dessa vattendrag inte ger någon väsentlig ytterligare information om pH-förhållanden än om provtagningar görs 20 gånger per år och då fokuserar på höglödesperioder.

3.3 Kalkavslut i sjöar och vattendrag

Försurning kommer att vara ett problem i stora områden under överskådlig tid, men en minskande deposition av försurande ämnen har lett till att många akvatiska ekosystem är på väg att återhämta sig. Inom kalkningsverksamheten avspeglas det i att kalkbehovet gradvis minskar och i att ett ökande antal målobjekt läggs vilande eller avslutas med avseende på kalkning.

Såväl Havs- och vattenmyndigheten som flera länsstyrelser har poängterat vikten av studier av minskad och avslutad kalkning för att möta kalkningsverksamhetens behov av kunskap, råd och riktlinjer för att göra minskningen av kalkning på ett sätt som inte äventyrar de populationer av t.ex. fisk och musslor man ville skydda med kalkningen.

Målet med delprogrammet är att bedöma effekterna på vattenkemi och biota när kalkningen avslutats i sjöar och vattendrag, att bedöma om avslutad kalkning leder till biologiska förändringar i ekosystemen som kan anses vara negativa, samt att utveckla riktlinjer för kalkavslut. Vi studerar särskilt de organismer som angetts som mål för kalkningen samt effekter på diversitet, samhällsstruktur och andra effekter på ekosystemnivå.

3.3.1 I två sjöar syns tydliga tecken på återförsurning efter 13 respektive 17 år efter vilande kalkning

IKEU har följt flera sjöar i Tyresta nationalpark utanför Stockholm under lång tid. Av tre kalkade sjöar slutade två kalkas 1990 respektive 1995. Efter sista kalkning sjönk pH stadigt, men har stabiliserats på 5,5-6 respektive 6,2-6,5 (Wällstedt et al. 2009). Vattnets syraneutraliserande förmåga (ANC) och icke-marin Ca och Mg minskade också efter avslutad kalkning. Sjunkande pH har lett till ökade halter av oorganiskt Al, till nivåer som kan skada fisk. Det indikerar att kalkningen kanske avslutades för tidigt i dessa två sjöar. I en närliggande sur sjö som inte kalkats ökade både pH och ANC under studieperioden. Sulfathalterna minskade i områdets alla sjöar, vilket visar att det generellt finns möjlighet till återhämtning från försurning. Den totala bilden förändrades obetydligt när tidsserierna kompletterades med ytterligare några års data för var och en av de fyra sjöarna (Vrede 2015). Då hade kalkningen avslutats (sista kalkning 2010) även i den tredje kalkade sjön, dock utan samma snabba minskning av pH som under de första åren efter avslutad kalkning i de andra två sjöarna.

Ytterligare studier visar att alkaliniteten och pH minskar snabbare i en av de tre Tyrestasjöarna, och att effekten av avslutad kalkning på plankton därför skiljer sig åt (Sundbom et al. 2012). I den suraste sjön av de tidigare kalkade liknar planktonsamhället numera det i en närliggande sur sjö som aldrig kalkats, medan planktonsamhället i sjön med högre pH i stort sett inte ändrats sedan kalkningen slutade. De ändringar som sågs för abborr- och mörtpopulationerna kunde inte säkert kopplas till återförsurning.

Artsammansättningen hos bottenfaunan ändrades inte, men ett försurningsindex för bottenfauna tyder på återförsurning i sjöarna.

Resultaten visar att det krävs fortsatt noggrann övervakning i sjöar som har slutat kalkas, så att kalkning kan återupptas vid allvarlig återförsurning (Sundbom et al. 2012). På grund av att uppföljning är så viktig används numera termen vilande kalkning i de vatten där kalkningen har upphört, men uppföljning fortgår, medan termen avslutad kalkning innebär att både kalkning och uppföljning avslutats (Naturvårdsverket 2010).

3.3.2 Modell av samband mellan Al_{org} och pH för att beräkna hur mycket kalkdoser kan minskas i sjöar

När försurningspåverkan minskar och man vill minska kalkdoserna är det viktigt att känna till hur detta inverkar på pH och halten oorganiskt aluminium (Al_{org}) eftersom Al_{org} är giftigt för organismerna. Dessa parametrar simulerades därför med en geochemisk jämnviktsmodell vid nuvarande uppmätta förhållanden samt vid olika scenarier där Ca- och Mg-halterna minskats som vid minskad kalkning (Sjöstedt & Andrén 2011). Som dataunderlag användes Målsjöinventeringen från 2007-2008 som består av ca 3000 kalkningspåverkade sjöar (inklusive de kalkade IKEU-sjöarna), samt ca 2000 okalkade referenssjöar i målsjöarnas närområden. Information om halt Al_{org} fanns från ca 300 av dessa. Enligt modellen hade mindre än 1 % av de kalkade sjöarna halter av Al_{org} över 30 $\mu\text{g/l}$ och pH låg i medeltal på 6,8. Simuleringen att helt upphöra med kalkning ledde till att 35 % av sjöarna fick Al_{org} -halter över 30 $\mu\text{g/l}$ och pH minskade till i medeltal 5,7. De län som var mest drabbade av både surt pH och höga Al_{org} -halter var Skåne, Halland, Västra Götaland, Kronoberg och Örebro län, där man bör vara försiktig med kalkavslut. I några län blev de simulerade ändringarna så små att man bör kunna dra ner på kalkningen, speciellt Gävleborg och Jämtlands län. Modellen indikerar också att kalkningen skulle kunna halveras i de flesta kalkade sjöar utan allvarliga biologiska effekter, förutom sjöar i Kronoberg, Örebro och Västra Götalands län som även då fick för höga halter av Al_{org} . Genom att inkludera mer data, även från bäckar, samt bygga in även hur partikelfraktioner av Al och Fe beter sig vid olika förhållanden finns det nu en ännu bättre modell som kan simulera pH eller Al_{org} och samtidigt tar hänsyn till humusämnen och partikelfractionen av Al och Fe (Sjöstedt et al. 2010).

3.3.3 I ett vattendrag där kalkning upphört blev det surare men bottenfaunan fortsatte ändå att återhämta sig

Örvallsbäcken är ett av få vattendrag där biologiska effekter följts både innan, under kalkning samt efter avslutad kalkning (Andrén & Andersson 2015). Bäckens kalkades 1985-2000 och i denna studie finns data fram till 2014. Bäckens kalkning avslutades blivit mer sur, dock inte så sur som innan kalkningen började. Antalet arter av nattsländor och bäcksländor har fortsatt öka liksom att ett surhetsindex för bottenfauna förbättrats trots att pH minskat. Effekten på fisk är oklar men det verkar som att örningen som kom tillbaka med kalkningen fortfarande lyckas reproducera sig i bäcken.

3.3.4 Kalkningsdosen i IKEU-vattendragen har anpassats till minskad deposition

Vilande kalkningar i vattendrag har genomförts i mindre omfattning än i sjöar, vattendrag är till sin natur mindre stabila och en enda surstöt kan slå ut en öringpopulation. Inom IKEU-programmet finns ett fåtal vattendrag i Jämtland samt Gävleborg som studerats sedan åttio-talet under perioder med försurning, kalkning och nu vilande kalkning. Övriga kalkade IKEU-vattendrag har använts för att studera hur förändringen i sulfatbelastning och sulfatkoncentrationer kan användas som underlag för anpassad kalkning (Wilander 2008). Säsongsvariation i sulfatkoncentrationen är betydligt högre i vattendragen än i sjöarna och är som regel högst under vintern och minst under sommaren. Flertalet vattendrag har en högre transport av sulfat än deposition, vilket tyder på att marken läcker sulfat som deponerats tidigare. Trender för transporter av andra ämnen, som kalcium, tyder på att kalkningsdosen ibland anpassats till minskad deposition men resultaten visar inte om den mängd kalk som tillförts är anpassad till rådande försurningsnivå.

På vattendragssidan saknas det alltså både bra underlag och studier om effekter på biota vid olika grad av minskad kalkning.

3.4 Kvicksilver i abborre

Höga halter av kvicksilver i insjöfisk är ett känt problem sedan decennier. Tidigt uppmärksammades ett samband mellan surt pH i vattnet och höga halter av kvicksilver i fisk. Sambandet varierar dock kraftigt mellan sjöar och de bakomliggande orsakerna är komplexa med många processer i luft, mark och vatten som direkt och indirekt påverkar både kvicksilver i fisk och pH i vattnet. Likväl föddes en förhoppning om att kvicksilverhalterna i fisk skulle kunna sänkas genom en höjning av vattnets pH.

Delprogrammet har till syfte att undersöka förekomsten och bedöma trender i kvicksilverhalter i abborre kopplat till pH och kalkdoser i sjöar samt att bedöma om avslutad kalkning leder till förändringar av halterna kvicksilver i abborre. Abborrar från tretton IKEU-sjöar (kalkade, kalkavslut och referenser) samt fyra referenser från det nationella trendsjöprogrammet omfattas av studien. Valet av småabborre istället för enkilosgäddor, som ofta används för att beräkna risken för hälsoeffekter på människa, beror på att små fiskar är lättare att samla in i tillräcklig mängd, samt att deras kvicksilverhalt förväntas svara snabbare på förändringar.

3.4.1 Kalkning av sura sjöar minskar halterna av kvicksilver i fisk

IKEU:s långa tidsserier för kvicksilver i abborre visar att kalkning minskar halterna av Hg i abborre (Sundbom 2016). I gruppen sura okalkade sjöar är Hg-halterna höga men sjunker långsamt när pH återhämtar sig. När kalkningen upphör kan fiskens Hg-halt öka igen om sjön återförsuras, vilket är fallet i Tyrestasjöarna. Omräknat till det dåvarande kvicksilvergränsvärdet för saluförande av gädda, på 1 mg/kg färskvikt, överskreds halten i hälften av IKEU:s sura referenssjöar men endast i en av de kalkade sjöarna i stu-

dien. Kvicksilvers giftighet har nyligen omvärderats i och med EU-direktivet om kemisk ytvattenstatus och prioriterade ämnen. Tidigare gränsvärdet gällde för saluförande av matfisk. Det nya EU-gemensamma gränsvärdet, som är satt till 20 µg/kg färskvikt, är för att skydda de fåglar och däggdjur som lever på fisk och andra vattenlevande organismer och är en nivå som i stort sett alltid överskrids i fisk från svenska vatten. Det finns ett stort överskott av kvicksilver i marken och det tillförs hela tiden nytt från avlägsna källor. Därför kommer kvicksilver under lång tid att vara ett problem i svenska vatten.

Eftersom [Wällstedt et al. \(2008\)](#) visade att Hg inte fastläggs i sedimentet vid kalkning är det sannolikt andra processer som gör att biotillgängligheten av Hg för fisk minskar i de kalkade sjöarna.

3.4.2 Enligt nya EU-gränsvärdet är kvicksilverhalterna i fisk för höga i alla de 2881 sjöar som studerats i Sverige

Variationen i Hg-halten i fisk från svenska sjöar kunde bedömas genom att använda alla tillgängliga data om Hg-halter i fisk från 44 900 observationer i 2881 sjöar under nästan 50 år ([Åkerblom et al. 2014](#)). IKEU-programmet står för ca en tredjedel av observationerna under senare år. EU:s gränsvärde på 0,02 mg/kg överskreds i samtliga sjöar medan gränsvärdet för konsumtionsfisk på 0,5-1,0 mg/kg (olika för olika fiskarter) överskreds i 52,5 % av sjöarna även efter år 2000. Trendanalyser visade en långsiktig minskning av Hg på minst 20 % mellan 1965-2012, utan tydliga regionala mönster. Under senaste tioårsperioden, 2003-2012, var det regionala skillnader med minskande halter av Hg främst i sydvästra Sverige.

3.5 Överkalkningseffekter

IKEU började studera effekter av överdosering med kalk i sjöar 2006. Överkalkningsprogrammet bestod av 10 relativt små sjöar som var målsjöar och/eller användes för att utjämma kalktillförsel till nedströms liggande målobjekt. Provtagningarna upphörde 2011 enligt planen att studien skulle pågå under fem år.

3.5.1 Överkalkning ledde till att stora mängder kalk samlas på sjöns botten vilket påverkade fastläggning av vissa metaller

Överkalkningen ledde till att stora mängder kalk samlades i sjöarnas bottensediment där upp till 70 % av torrvikten av sedimentet kunde bestå av kalk ([Wällstedt 2011](#)). Både överkalkning och mer normala kalkdoser ledde till ökad fastläggning av Cd, Co, Ni och Zn i sedimentet. Mobiliteten av dessa metaller är i hög grad är pH-beroende. Kalkdosen verkade dock inte påverka halten av dessa metaller i sedimentet. Snarare kunde metallhalten spädas ut i sediment med mycket stort kalkinnehåll, troligtvis p.g.a. kalkprodukter generellt sett har låga halter av dessa metaller jämfört med sjösediment.

På motsvarande sätt studerades i vilken form potentiellt giftiga metaller som Al, As och Mo var i de överkalkade sjöarnas bottenvatten och sediment ([Sjöstedt et al. 2009](#)). Arsenik och molybden fanns främst (>79 % respektive > 92 %) i den minsta partikelfraktion (mindre än 1 kDa) och beräknades då existera som fria eller adsorberade anjoner.

Aluminium fanns mest i den kolloida fraktionen (51-81 %) och modellberäkningar föreslog att detta borde vara i form av kolloider eller bundet till löst organiskt kol som humusämnen. Studien kunde därmed bekräfta att koncentrationerna av toxiska oxyanjoner av dessa tre metaller sannolikt var låga.

3.5.2 Överkalkning av sjöar ger inga större negativa effekter på biota

De överkalkade sjöarna har i en utvärdering jämförts med de övriga grupper av sjöar som ingår i IKEU; sura och neutrala referenssjöar samt kalkade sjöar för att svara på frågan vilka strukturella och funktionella effekter ses i sjöar som överdoseras med kalk, samt om biologiskt önskvärda halter av kalk kan rekommenderas i sjöar som ska användas som utjämnande kalkningsmagasin? Utvärderingen ([Drakare et al. 2012](#)) visade att de överkalkade sjöarna hade tydligt högre pH och Ca^{2+} -koncentration, men som helhet var det inga större negativa effekter med överkalkning i de sjöar som ingick i studien. Det var främst växtplanktonsamhället som påverkades negativt av överkalkning. Växtplanktonsamhället i de överkalkade sjöarna liknade det i hårdvattenssjöar. Övriga organismgrupper - djurplankton, litoral bottenfauna, profundal bottenfauna och fisk – utmärkte sig inte i de överkalkade sjöarna jämfört med övriga kalkade sjöar eller neutrala referenssjöar. De halter som användes i dessa sjöar var alltså acceptabla för biologin, men den stora mängden kalk i bottensedimenten ([Wällstedt 2011](#)) visar ändå att mängderna varit onödigt stora.

4 Resultat från temaområden

4.1 Försurningsbedömningar

Surhetsindexet för kiselalger finns som en av många verktyg i nuvarande bedömningsgrunder för ekologisk status i sjöar och vattendrag ([Havs- och vattenmyndigheten 2019](#)). Där finns även liknande surhetsindex för växtplankton, bottenfauna och fisk. De biologiska surhetsindexen skiljer inte på anledningen till att ett vatten är surt. Därför behövs alternativa sätt att bestämma detta. Organismerna integrerar dock förhållanden över tid bra något som är särskilt viktigt när det är frågan om pulser med sura eller toxiska förhållanden, som vid surstötter, och de ger därför värdefull information om ett vattnes ekologiska status.

I försurningsbedömningar behöver istället nuvarande tillstånd jämföras med ett referensvärde som avser ett oförsurat tillstånd. MAGIC-modellen ([Moldan et al. 2004](#)) predikterar förhistoriskt pH, det värde som används som referensvärde, baserat på framförallt depositionsdata och jordkemiska data i avrinningsområdet. Flera projekt inom IKEU har försökt använda paleologiska metoder för att bestämma vattnets grad av försurning som komplement. IKEU-vattendrag har också ingått i större undersökningar av så kallade målvattendrag för att ge underlag till kalkningsverksamheten. Senast ut är en jämförelse mellan sätt att bedöma försurning mellan våra grannländer så att inte bedömningen skiljer sig åt inom ett vatten som delas mellan länder.

4.1.1 Sedimenten visar att sjöar varit påverkade av luftburna föroreningar under lång tid

Genom att använda paleolimnologiska metoder kan man använda sjöns sediment som ett arkiv bakåt i tiden för att hitta referensvärden att bedöma försurningen mot, det värde som gällde innan försurningen. Det klassiska sättet är att använda kiselalger, vilka är bra pH-indikatorer. Kalkade sjöar från IKEU-programmet användes i en studie och tydliga bevis på antropogen försurning kunde bara påvisas i fem av tolv sjöar trots att de tidigare alla klassats som försurade baserat andra metoder baserade på bland annat övervakningsdata ([Norberg et al. 2008](#)). I ytterligare tre sjöar var resultaten oklara då sedimentet var för omrört för att kunna ge en bra åldersgradient i sedimentkärnan eller på grund av mycket låga sedimenthastigheter. Sedimentkärnorna sträckte sig åldersmässigt över 2000 år och sjöarna genomgick först en alkaliseringsperiod på grund av förändrad markanvändning. Flera sjöar i södra Sverige har påverkats av luftburna föroreningar sedan medeltiden, det är alltså oklart när referensförhållandet ska anses vara. Studien ovan ingår i Matilda Norbergs avhandling ([Norberg 2009](#)) där det går att läsa mer om kiselalger som paleolimnologisk metod för att definiera referensförhållanden för försurning i svenska sjöar.

Att studera kiselalger i sedimenten är intressant och användbart för trender och regionala bedömningar men begränsas av sin relativt låga tidsupplösning där surstötter inte syns även i de fall då övervakningsdata visar att fiskbestånden påverkats.

4.1.2 Tofsmyggor i sediment visar vilken fisk som funnits i sjön

Ett annat paleolimnologiskt sätt är att använda tofsmyggor med olika känslighet för fiskpredation. Det kan gå att rekonstruera mängden fisk, eller ibland vilka fiskarter, som fanns innan försurningen började, genom att jämföra nutida populationer av tofsmyggor och fisk med rester av tofsmyggor i sedimentkärnor.

I en studie visades att tofsmyggan *Chaoborus flavicans* fanns i nästan varje sjö och att mängden minskade vid med ökande täthet av fisk, medan *C. obscuripes* endast fanns i fisklösa sjöar (Tolonen et al. 2012). Modellerna som togs fram beskrev variationen i fisktäthet väl och ansågs vara ett bra första steg för att använda tofsmyggor för att beräkna historiska tätheter av fisk. Om t.ex. *C. obscuripes* endast finns i de översta sedimenten är det ett tecken på att sjön kan vara svårt försurad. Med åldersbestämning av sedimenten går det att uppskatta när fisklösheten uppstod. En studie i en numera försurad och fisklös IKEU-sjö visade att krossador på tofsmyggoras käkar kan indikera vilken fiskart som ätit dem (Palm et al. 2011). Den försurningskänsliga mörten krossar mandiblerna på tofsmyggor i mycket högre grad än abborrar gör. Detta gör att det i efterhand går att uppskatta när mörten försvann från en försurad sjö med hjälp av sedimentkärnor.

Bestämning av referensförhållanden för försurning med hjälp av sedimentkärnor är arbetskrävande och det behövs taxonomisk expertis. Alla sjöars sediment passar inte för metoden, vilket gör att den tyvärr inte kan användas i Sverigeskala för att bestämma referensvärden för pH. Paleolimnologiska metoder baserade på kiselalger har jämförts med MAGIC-modellering av historiskt pH i svenska sjöar (t.ex. Erlandsson et al. 2008), men vi känner inte till några liknande jämförelser mellan MAGIC och paleolimnologiska studier av tofsmyggor eller andra djur.

4.1.3 Surhetsindex för kiselalger

I försurningsbedömningar av vatten ingår också att det ska finnas bedömningsgrunder för olika organismgrupper. För vattendrag har ett surhetsindex tagits fram för kiselalger (Andrén & Jarlman 2008). Detta index har under åren utvecklats och artlistor har uppdaterats (Kahlert 2016), samt att samma grundindex med kompletteringarna nu anses kunna användas även för att bedöma surhetsstatus i sjöar (Kahlert & Gottschalk 2014).

4.1.4 Bedömning av surhet och försurning i samtliga målvatten

Syftet med denna studie var att få en övergripande bild av försurningsläget i kalkade vattendrag och att utveckla bedömningssystemet för att anpassa kalkning till den minskade försurningen utan att riskera att slå ut arter man återanpassat i kalkade vattendrag. Syftet var också att avsluta kalkning i naturligt sura vatten som inte är försurade. Undersökningen visade att ungefär hälften av de drygt 1500 undersökta målvattendragen är försurade enligt bedömningsgrunderna och att de främst förekommer i sydvästra Sverige (Fölster et al. 2020). I övriga Sverige skulle kalkningen kunna minskas. Författarna identifierade grupper av vattendrag med olika säkerhet i bedömningen som stöd till att i första hand avsluta kalkning i de vatten där bedömningen är mest säker. Rådet är att

följa upp avslutad kalkning noga för att vid behov kunna återuppta kalkningen om bedömningen att vattnet inte var antropogent försurat visar sig vara felaktig.

Tidigare har en studie av ca 3000 målsjöarna visat samma sak, att många vatten inte längre är försurade och därför behöver få anpassad kalkning till det nya läget med uppföljning för att inte riskera återförsurning (Fölster et al. 2011). Rapporterna togs fram som stöd i arbetet med att justera kalkningen till den minskade försurningen.

4.1.5 Jämförelse av nordiska system att bedöma försurning

Sverige, Norge och Finland har under årens lopp tagit fram helt olika system för att bedöma försurning. Genom att samla ihop ländernas övervakningsdata kunde de olika systemen jämföras på ett gemensamt dataunderlag. Rapportförfattarna presenterar ett förslag till ett harmoniserat nordiskt klassificeringssystem för att bedöma försurning (Fölster et al. 2021). ANC, syraneutraliserande förmåga, föreslås framför pH som vattenkemisk indikator, då den hade tydligast koppling till effekter på biota. IKEU-vatten bidrog med dataunderlag och rapporten var ett samarbete mellan SLU och IVL i Sverige, NIVA, NORCE och NINA i Norge samt YMPARISTO i Finland och finansierades av Havs- och vattenmyndigheten och det norska Miljødirektoratet.

4.2 Effekter av höga halter av oorganiskt aluminium

4.2.1 Att hålla pH över 5,7 och oorganiskt aluminium under 15 µg/l skyddar nyckelarter i humösa vattendrag

En doktorsavhandling av Cecilia Andrén (2012) är nära kopplad till IKEU-programmet och sammanfattar bra arbetet som gjorts inom området aluminium och dess toxicitet i försurade sjöar. Al kan bli giftigt för organismer i försurade vattenkosystem. Fokus på avhandlingen var att studera oorganiskt Al (Al_{org}) i höghumösa vattendrag och i dessa bestämma toxiciteten och koncentrationen av Al_{org} . Al_{org} studerades både analytiskt och ekotoxikologiskt. Tröskelnivåer bestämdes för öring i humösa bäckar genom både kontrollerade exponeringar och med burförsök i bäckar under vårfloden (Andrén et al 2006, Teien et al 2005, Andrén & Rydin 2012). Öring behöver ett pH-värde över 5,0 och ett värde på Al_{org} under 20 µg/l för att undvika skadliga effekter. Vid koncentrationer på Al_{org} över 50 µg/l var den akuta dödligheten alltid hög. Två vanliga födoorganismer för laxfiskar var ännu känsligare än öringen (Andrén & Eriksson-Wiklund 2013). Dödligheten för *Gammarus pulex* uppstod redan vid ett pH under 6,0 och ett Al_{org} över 15 µg/l och för *Baetis rhodani* vid pH under 5,7 och ett Al_{org} över 20 µg/l. För dessa organismer tillsammans bör ett gränsvärde för pH vara över 5,7 och Al_{org} under 15 µg/l för att skydda vattendragsekosystemet som helhet. Kalkdoser kan försiktigt anpassas till pH- och Al_{org} -mål på dessa nivåer, och i så fall rekommenderas övervakning av Al_i -halter i det aktuella vattnet.

Genom avhandlingen visades också att det var möjligt att modellera Al_{org} -fraktionen för vanliga miljöövervakningsdata från hela Sverige (Cory et al. 2007) och olika sätt att

analysera Al_{org} jämfördes så att anpassade metoder nu kan föreslås för olika typer av behov (Andrén & Rydin 2009).

4.2.2 Vid riktigt höga halter av oorganiskt aluminium gynnas endast dinoflagellater medan *Gonyostomum* minskar

En poster på norsk-svenska försurnings- och kalkningskonferensen visade att det var svårt att skilja ut den negativa effekten av lågt pH från den från höga halter av Al_i på växt- och djurplankton i sura sjöar (Vrede & Sundbom 2015). Växtplanktons artrikedom går ner med minskande pH och dinoflagellater och *Gonyostomum* gynnas då relativt andra växtplankton. Vid Al_{org} -halter på över 100 $\mu\text{g/l}$ försvinner dock *Gonyostomum* medan dinoflagellater fortsätter att gynnas. Växt- och djurplanktons totala biomassa påverkades inte av Al_{org} och pH. För djurplankton var det främst cladocerer (hinnkräftor) som minskade med ökande Al_{org} och minskande pH.

4.3 Återhämtning från försurning

4.3.1 Vattendragens återhämtningstakt har stannat av Jämtland

Trettio års övervakningsdata från fem vattendrag i södra Jämtland visar att naturlig återhämtning mot försurning tar tid (Borg & Sundbom 2014). Mellan 1975 och 1978 minskade pH-värdet i snö drastiskt från 5,4 till 4,0, vilket också syntes i bäckarnas pH-värden som minskade på liknande sätt. I ett okalkat referensvattendrag ökade pH under perioden 1994-2010 med i medeltal 0,03 pH-enheter per år. Sulfatdepositionen minskade snabbt i området från 80 kiloekvivalenter per kvadratkilometer (kekV/km^2) år 1985 till 25 kekV/km^2 år 1990. Efter detta var minskningstakten långsammare och sedan år 2000 har sulfatdepositionen stabiliserats på ett värde på 5 kekV/km^2 och år. Trots att sulfatdepositionen så tydligt har minskat är förändringen i vattendragen långsam, och sedan 1990 har sulfathalterna i vattendragen till och med ökat något. Det kan bero på att tidigare fastlagd sulfat läcker ut från våtmarker i avrinningsområdet vid ändrad avrinning p.g.a. varmare väder i området under den aktuella perioden. Det var ett komplext kemiskt samband kopplat till avrinning. Vattendragen var relativt välbuffrade under basflöde men under högflöden under våren försvann oftast all buffringsförmåga på några timmar. Under surstötter blev det extremt höga koncentrationer av Fe, Mn och Al vilka sedan delvis fällades ut nedströms som MnO_2 och FeOOH . Höga halter av dessa metaller minskade i de vattendrag som kalkats i uppströms liggande våtmarker. Riktigt allvarliga surstötter har inte uppkommit efter 2004 men det är inte heller någon tydlig ytterligare återhämtning sedan 2005.

4.3.2 Sjöar som återhämtats kemiskt kan behöva andra typer av åtgärder för att återställa fiskfaunan

Tre försurade sjöar med årlig provtagning av fisk jämfördes för att studera om kemisk och biologisk återhämtning skett (Holmgren 2014). Under studieperioden från 1994-2012 minskade sulfat- och Ca-halterna i sjöarna signifikant. I alla tre sjöar låg pH-värdet i medeltal under 6, och två av sjöarna hade signifikant ökande pH-värdet under perioden. Ingen av sjöarna nådde dock sitt förindustriella pH-värde under den undersökta

perioden. Även totalfosforhalterna minskade under perioden. Artrikedomen ändrades inte med tid för fisk och växtplankton, men för djurplankton och bottenfauna ökade artrikedomen i två av sjöarna. Ändringar i abundans fanns men var oftast inte tydligt kopplade till försurningsparametrar. Det starkaste sambandet var mellan andelen ung abborre och ökande pH i en av sjöarna. Den känsliga mörten fanns i reproducerande bestånd i två av sjöarna och borde även ha återfunnits i den tredje där den funnits tidigare. Det är möjligt att vandringshinder förhindrar naturlig återkolonisering. Vi vet inte heller om gäddbeståndet i sjön är tillräckligt starkt för att möjliggöra uthållig samexistens av abborre och mört. Denna studie visar att långsam återhämtning sker i sjöar och att det är möjligt att organismer kan behöva hjälp med att återintroduceras till vissa sjöar.

4.4 Klimatförändringar och förbrukning

IKEU:s miljöövervakningsdata har varit värdefulla komplement i flera studier av olika miljöförändringar utöver försurning och kalkning. Till exempel har åldersbestämning av fisk (Holmgren 2013, Appelberg et al. 2020) varit en självklar del i både IKEU och i nationell miljöövervakning av okalkade trendsjöar. Åldersbestämning görs mer sällan vid provfisken i andra sjöar i Sverige och utomlands. Därför har våra data gett unika bidrag till förståelsen av hur sötvattensfiskars åldersstruktur och tillväxt varierar geografiskt i klimatgradienter (Jeppesen et al. 2010) och i sjöar med långa tidsserier (Jeppesen et al. 2012). Data från IKEU:s sjöar bidrog också till två doktorandavhandlingar, som ur olika perspektiv behandlade effekter på fisk av både vattnets temperatur och brunhet (van Dorst 2020, Andersson 2021).

4.5 Kvalitetssäkring av vattenkemiska analyser

Inom IKEU har vattenkemiska parametrar analyserats vid två laboratorier och i samband med att vissa analyser bytte laboratorium gjordes en jämförelse av analysmetoder för parametrar som kalcium, sulfat, alkalinitet, TOC, absorbans och pH för att säkerställa att metoderna är jämförbara och ger likvärdiga resultat, särskilt som de är viktiga vid surhetsbedömningar. Granskningen visade att metoderna var tillräckligt lika så att det inte ska synas några brott på tidserierna vid byte av laboratorium (Wallman & Sundbom 2017).

5 Diskussion och slutsatser

Denna rapport handlar om vad som hänt inom IKEU sedan den förra utvärderingen 2008. De externa granskarna sammanfattade då i sina rekommendationer att miljöövervakningsdelen av IKEU:s uppdrag sköts på ett mycket bra sätt. De önskade att utvärderingar och forskning om kalkningens effekter skulle fokusera på generaliseringar och synteser snarare än på mer detaljkunskap. De tyckte också att kommunikationsdelen var eftersatt. IKEU borde få ökad möjlighet att kommunicera genom rådgivning och dialog med de tänkta avnämarna, dvs. kalkningshandläggare på länsstyrelser, och säkra dessa gruppers medverkan i IKEU:s verksamhet. Granskarna påtalade särskilt att det skulle behövas stöd när kalkningsverksamheten behöver minskas för att följa den minskade belastningen av surt nedfall. De önskade att beställaren skulle våga ta ställning kring kalkningsverksamheten utifrån vetenskapliga underlag och att bättre samordna nationell och regional vattenverksamhet, mellan miljöövervakning, miljömålsarbete och IKEU. Särskilt ville de att ansvarsfördelningen mellan beställaren (då Naturvårdsverket, sedan 2011 Havs- och vattenmyndigheten), Vattenmyndigheterna och Länsstyrelserna skulle klargöras för att öka möjligheterna att IKEU:s resultat och kompetenser kommer till användning.

Hur blev det? Utformningen av IKEU efter utvärderingen ledde till mer synteser med hjälp av de olika delprogrammen som skapades. De var fokuserade på att studera både effekter av kalkning och av minskad kalkning med risk för surstötar så att kalkningen inte avslutas alltför abrupt. Vi konstaterar också att IKEU-programmets data har använts i många olika sammanhang sedan utvärderingen 2008. Resultaten från IKEU har använts i internationella vetenskapliga publikationer och i nationella rapporter. I denna rapport hänvisar vi till över 50 publikationer. Vi har presenterat och diskuterat försurnings- och kalkningsfrågor på internationella konferenser som Acid Rain och nationellt på kalkhandläggartreffen samt på IKEU:s årliga workshop med beställare och referensgrupp. IKEU:s webbsida uppdateras kontinuerligt med länkar till publikationer och de datavårdar där data finns tillgängliga tillsammans med indexberäkningar för vattenförvaltningen.

Vi har haft god nytta av vår referensgrupp med representanter från länsstyrelser som kunnat uppdatera oss om deras behov. Däremot har inte styrningen från beställaren varit tydlig då de inte klargjort behovet av ett program som IKEU inom sin egen organisation. Miljöövervakningsinriktade avdelningar på Havs- och vattenmyndigheten har haft större intresse av programmet än åtgärdsinriktade avdelningar. Havs- och vattenmyndigheten har under åren byggt upp sin verksamhet inom åtgärder på ett sätt som inte direkt inkluderar IKEU, vilket kan anses vara ett resursslöseri. Till exempel har de tidigare årliga utlysningarna av ett eller flera fokusprojekt hanterade inom IKEU, vilka avsågs ge önskade svar på frågor inom åtgärdsarbetet, ersatts av separata projekt från Havs- och vattenmyndigheten. Speciellt märkligt är detta när det är personer som är inkluderade i IKEU som ombeds utföra projekten. Tidigare har fokusprojekten vid behov också inkluderat en bredare grupp forskare från andra universitet. Det har varit givande för alla inblandade, men det kräver en tydlig beställning. Detta kan tyda på dålig kommunikation

och utnyttjande av kompetenser, dvs. att myndigheten inte verkar känna till att dessa projekt skulle kunna vara fokusprojekt under IKEU-paraplyet. Med ett nationellt program som ska studera effekter av kalkning och hur kalkningen kan minskas utan att riskera negativa effekter på miljön så kan det tyckas märkligt att köra detta i ett parallellt spår från myndighetens sida. Inga fokusprojekt har lagts inom programmet sedan 2017, men projekt som skulle kunna ligga under IKEU:s paraply har ändå genomförts. Vi hänvisar till och med till några av dem i denna rapport, eftersom IKEU-data har använts och IKEU-forskare har deltagit i några fall. Vi önskar därför bättre samplanering inom Havs- och vattenmyndigheten vad gäller försurnings- och kalkningsfrågorna.

Styrkan med IKEU:s dataserier är den integrerade övervakningen av flera olika biologiska kvalitetsfaktorer och vattenkemi i samma sjöar och vattendrag. Dataserierna utgör också alltmer unika tidsserier ju längre provtagningen pågår med samma metoder. Nu har programmet pågått under så många år att det kan ingå i studier av effekter orsakade av t.ex. klimatförändringar ihop med förändrad försurningsbelastning och kalkning. Det kommer att vara viktigt att veta hur kombinationer av flera miljöproblem påverkar samtidigt, för att kunna utföra rätt åtgärder. Till exempel hjälper inte kalkning av ett vattendrag för att skydda kallvattensarter av fisk om man inte samtidigt ser till att skydda vattendraget mot att värmas upp för mycket sommartid. Det kan, exempelvis ske genom att se till att beskuggningen av träd är tillräcklig när klimatet blir varmare, eller att uppströms liggande dammar inte värmer upp vattnet som tappas nedströms alltför mycket. Likaså kan bedömningsgrunderna behöva justeras då gränsen för god ekologisk status kan vara annorlunda när flera miljöproblem samverkar. De forskare och universitet som idag är inblandade i IKEU har även andra uppdrag från Havs- och vattenmyndigheten och stöttar med underlag till vattendirektiv, art- och habitatdirektiv, bedömningsgrunder och nationell omprövning av vattenkraft. De utgör därför en resurs med helhetssyn på miljöproblematik inom området.

Vi ser att det finns mycket kvar att göra för att förbättra programmet så att det ger ännu större nytta för både miljöövervakning och kalkningsverksamhet, särskilt vad gäller kommunikationen mellan Havs- och vattenmyndigheten och IKEU, men även mellan IKEU och avnämare i form av kalkhandläggare ute på länsstyrelserna.

Referenser

- Andersson, M.L. (2021). Fish population responses to climate change. Causes and consequences. Digital Comprehensive Summaries of Uppsala Dissertations from the Faculty of Science and Technology 2060, 50 pp. (<http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1585312/FULLTEXT01.pdf>)
- Andrén, C. M. (2012) Doctoral Thesis: Toxicity of Inorganic Aluminium in Humic Streams. ITM, Stockholm. (<http://su.diva-portal.org/smash/get/diva2:556606/FULLTEXT01.pdf>)
- Andrén, A. & Andersson P. (2015) Recovery/Re-acidification in a previously limed humic stream. Poster Acid Rain 2015, Rochester USA. (http://acid-rain2015.org/Documents/AcidRain2015_Proceedings.pdf)
- Andrén, C., Bergqvist, B. & Jarlman A. (2015a) Status and trends in stream ecosystems in limed, acidic or neutral waters (benthic diatoms, benthic fauna, fish) - [O7C-2] Föredrag Acid Rain 2015, Rochester USA.
- Andrén, C. , Bergqvist B. & Jarlman A. (2015b) Biologisk status och trender i sura, neutrala samt kalkade vattendrag – Föredrag norsk-svensk försurnings- och kalkningskonferens Hamar 2015. (<https://uofi.app.box.com/s/d2pk8f6r6kjyc3s71mglu-luys4t4ip95/file/46365729977>)
- Andrén, C. M. & Eriksson Wiklund A.-K. (2013) Response of *Gammarus pulex* and *Baetis rhodani* to springtime acid episodes in humic brooks. Science of the Total Environment 463-464: 690-699. (<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2013.06.059>)
- Andrén, C. & Jarlman, A. (2008) Benthic diatoms as indicators of acidity in streams. Fundamental and Applied Limnology, 173(3): 237-253. (<https://doi.org/10.1127/1863-9135/2008/0173-0237>)
- Andrén, C. M. & Nilsson, F. (2009) IKEU 2008 surstötter i vattendrag: Årsrapport episoder & Kontinuerlig pH-mätning. Inst. för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet, ITM-rapport 182. (https://www.slu.se/contentassets/9ea53c75d1bd42a98c1acbef13200636/pdf/andren_itm_182.pdf)
- Andrén, C. M., Kroglund, F. & Teien, H.-C. (2006) Controlled exposure of brown trout to a limed acid and aluminium-rich humic water. Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen 29: 1548-1552. (<https://doi.org/10.1080/03680770.2005.11902941>)
- Andrén, C. M. & Rydin. E. (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. (<https://doi.org/10.1039/B902846C>)
- Andren, C. M. & Rydin, E. (2012) Toxicity of inorganic aluminium at spring snowmelt-In-stream bioassays with brown trout (*Salmo trutta* L.). Science of the Total Environment 437: 422-432. (<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2012.08.006>)
- Angeler, D. G. & Goedkoop, W. (2010) Biological responses to liming in boreal lakes: an assessment using plankton, macroinvertebrate and fish communities.

- Journal of Applied Ecology 47(2): 478-486. (<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2010.01794.x>)
- Appelberg, M., Blass, M., Dahlberg, M., Holmgren, K., Kokkin, M. & Yngwe R. (2020) Åldersanalys i fiskövervakningen. Viktig miljöinformation finns i fiskars hårda vävnader. Aqua reports 2020:19. Institutionen för akvatiska resurser, Sveriges lantbruksuniversitet, Drottningholm Lysekil Öregrund. 64 s. (https://pub.epsilon.slu.se/21192/1/appelberg_m_et_al_210111.pdf)
- Bergquist, B. (redaktör) (2000). Kalkade vattendrag – miljö kvalitet och biologisk mångfald. Utvärdering av IKEU-programmets första sex år. Naturvårdsverket Rapport 5076, 98 sidor + appendix.
- Borg, H. & Sundbom, M. (2014) Long-term trends of water chemistry in mountain streams in Sweden – slow recovery from acidification. Biogeosciences 11:173-184. (<https://doi.org/10.5194/bg-11-173-2014>)
- Borg, H. & Wällstedt, T. (2011) Uran i kalkprodukter – beräkning av belastningen på sjöar. Inst. för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet, ITM-rapport 207. (<http://www.slu.se/contentassets/9ea53c75d1bd42a98c1acbef13200636/pdf/itmrapport207uran.pdf>)
- Cory, N., Andrén, C. M. & Bishop, K. (2007) Modelling inorganic aluminium with WHAM in environmental monitoring. Applied Geochemistry 22: 1196–1201. (<https://doi.org/10.1016/j.apgeochem.2007.03.011>)
- Drakare, S., Persson, G., Angeler D. & Holmgren K. (2012) IKEUs överkalkningsprogram 2006-2010: Vilka effekter på biota ser man i överkalkade sjöar? Sveriges lantbruksuniversitet. Rapport / Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö 2012:16, 63 sidor. (https://pub.epsilon.slu.se/10661/1/drakare_et_al_130813.pdf)
- Ekvall, A., Wällstedt T., Borg, H. & von Bahr, B. (2007) Föreningar i kalk – förekomst och miljöeffekter, SP rapport 2007:22
- Erlandsson, M., Bishop, K., Fölster, J., Guhrén, M., Korsman, T., Kronnäs, V. & Moldan, F. (2008) A comparison of MAGIC and paleolimnological predictions of preindustrial pH for 55 Swedish lakes. Environmental Science and Technology 42: 43-48. (<https://doi.org/10.1021/es070432a>)
- Fölster, J. Moldan, F. & Stadmark J. (2011) Målsjöundersökningen 2007-2008. Naturvårdsverket Rapport 6412. Juni 2011. (<https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1616502/FULLTEXT01.pdf>)
- Fölster, J., Garmo, Ø.A., Carlson, P., Johnson, R., Velle, G., Austnes, K., Hallstan, S., Holmgren, K., Schartau, A.K., Moldan F. & Aroviita, J. (2021) Acidified or not? A comparison of Nordic systems for classification of physicochemical acidification status and suggestions towards a harmonized system. Inst. för vatten och miljö, SLU, Uppsala, Rapport 2021:1, 100 p. (https://pub.epsilon.slu.se/22175/1/folster_j_et_al_210210.pdf)
- Fölster, J., Wallman K. & Moldan, F. (2020) Målvattendragsundersökningen 2010–2016. Bedömning av surhet och försurning i kalkade vattendrag. Havs- och vattenmyndigheten. Rapport 2020:29, 58 s. (<https://www.havochvatten.se/download/18.7d45de5c174e8f2dabed757c/1602576565960/rapport-malvattendragsundersakningen-2010-2016.pdf>)

- Havs- och vattenmyndigheten (2016a) Bottenfauna i sjöars litoral och vattendrag – inventering med oberoende urval (M42). Undersökningstyp. Programområde Sötvatten. Version 1:2: 2016-11-01. (<https://www.havochvatten.se/download/18.2a9deb63158ceb2b44e924/1481197150482/bottenfaunasjoarslitoralovattendragm42oberoende.pdf>)
- Havs- och vattenmyndigheten (2016b) Bottenfauna i sjöars litoral och vattendrag – tidsserier. Undersökningstyp. Programområde Sötvatten. Version 1:2 2016-11-01. (<https://www.havochvatten.se/download/18.2a9deb63158ceb2b44ea2a/1481197602239/bottenfaunasjoarslitoralovattendragtids-serier.pdf>)
- Havs- och vattenmyndigheten (2019) Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25), 88 s. (<https://www.havochvatten.se/download/18.4705beb516f0bcf57ce1c145/1576576601249/HVMFS%202019-25-ev.pdf>)
- Holmgren, K. (2013) Betydelse av fiskens ålder vid bedömning av fiskfaunans status. Aqua reports 2013:5, 66 sidor. (https://pub.epsilon.slu.se/10231/8/holmgren_k_130423.pdf)
- Holmgren K. (2014) Challenges in assessing biological recovery from acidification in Swedish lakes. *Ambio* 43(Suppl. 1): 19-29. (<https://doi.org/10.1007/s13280-014-0559-y>)
- Holmgren K., Degerman E., Petersson E. & Bergquist B. (2016) Long term trends of fish after liming of Swedish streams and lakes. *Atmospheric Environment* 146: 245-251. (<https://doi.org/10.1016/j.atmosenv.2016.08.033>)
- Holmgren, K. & Fölster, J. (2010) Biologisk och vattenkemisk variation i kalkningsverksamhetens målsjöar – ett förbättrat underlag för bedömning av IKEU-sjöarnas representativitet. Inst. för vatten och miljö, SLU, Uppsala, Rapport 2010:11. (http://www.slu.se/contentassets/9ea53c75d1bd42a98c1acbef13200636/pdf/holmgren_rapport201011.pdf)
- Holmgren, K. & Petersson, E. (2021) Effekter av kalkning på fisk i sjöar. Resultat av 48 års nätprovfisken. Havs- och vattenmyndighetens rapport 2021:1, 79 s. (<https://www.havochvatten.se/download/18.776ad62917899264670b8bfb/1618492022253/rapport-2021-1-effekter-av-kalkning-pa-fisk-i-sjoar.pdf>)
- Jeppesen, E., Meerhoff, M., Holmgren, K., Gonzalez-Bergonzoni, I., Teixeira-de Mello, F., Declerck, S. A. J., De Meester, L., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L., Bjerring, R., Conde-Porcuna, J. M., Mazzeo, N., Iglesias, C., Reizenstein, M., Malmquist, H. J., Liu, Z. W., Balayla, D. & Lazzaro, X. (2010) Impacts of climate warming on lake fish community structure and potential effects on ecosystem function. *Hydrobiologia* 646(1):73-90. (<https://doi.org/10.1007/s10750-010-0171-5>)
- Jeppesen, E., Mehner, T., Winfield, I. J., Kangur, K., Sarvala, J., Gerdeaux, D., Rask, M., Malmquist, H. J., Holmgren, K., Volta, P., Romo, S., Eckmann, R., Sandström, A., Blanco, S., Kangur, A., Stabo, H. R., Tarvainen, M., Ventela, A. M., Søndergaard, M., Lauridsen, T. L. & Meerhoff, M. (2012) Impacts of climate

- warming on the long-term dynamics of key fish species in 24 European lakes. *Hydrobiologia* 694(1):1-39. (<https://doi.org/10.1007/s10750-012-1182-1>)
- Kahlert, M. (2016) Benthic diatoms in streams and lakes. Pp. 44-49 in Lindegarth M, Carstensen, J., Drakare, S., Johnson, R.K. Nyström Sandman, A., Söderpalm, A. & Wikström, S.A. (Editors) Ecological Assessment of Swedish Water Bodies; development, harmonisation and integration of biological indicators. Final report of the research programme WATERS. Deliverable 1.1-4, WATERS report no 2016:10. Havsmiljöinstitutet, Sweden. (https://waters.gu.se/digitalAssets/1592/1592593_waters-report-2016_10.pdf)
- Kahlert, M. & Gottschalk, S. (2014) Differences in benthic assemblages between streams and lakes in Sweden and implications for ecological assessment. *Freshwater Science* 33: 655-669. (<https://doi.org/10.1086/675727>)
- Lau, D. C. P., Vrede T. & Goedkoop, W. (2017) Lake responses to long-term disturbances and management practices. *Freshwater Biology* 62: 791-806. (<https://doi.org/10.1111/fwb.12902>)
- Moldan, F., Kronnäs, V. Wilander, A., Karlun, E. & Cosby J.B. 2004. Modelling acidification and recovery of Swedish lakes. *Water, Air, and Soil Pollution, Focus*. 4: 139-160. (https://doi.org/10.1007/978-94-007-0952-2_11)
- Naturvårdsverket (2009) Utvärdering av IKEU 1990-2006. Syntes och förslag. Rapport 6302. November 2009. ISBN 978-91-620-6302-3. Med bilagor 558 sidor. (<https://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:1617656/FULLTEXT01.pdf>)
- Naturvårdsverket (2010) Handbok för kalkning av sjöar och vattendrag. Handbok 2010;2, utgåva 1. 90 sidor. (<https://www.havochvatten.se/download/18.304994b6159ebdae8ba84ac3/1485956088365/handbok-for-kalkning-av-sjoar-och-vattendrag-isbn-978-91-620-0165-0.pdf>)
- Norberg, M. (2009) A paleolimnological perspective on liming – implications for defining reference conditions in Swedish lakes. PhD thesis. Umeå universitet. ISBN: 978-91-7264-761-9. 14 sidor, 4 artiklar. (<http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:209082/FULLTEXT01.pdf>)
- Norberg, M., Bigler, C. & Renberg, I. (2008) Monitoring compared with paleolimnology: implications for the definition of reference condition in limed lakes in Sweden. *Environmental Monitoring and Assessment* 146(1): 295-308. (<https://doi.org/10.1007/s10661-007-0081-9>)
- Palm, F., El-Daoushy, F., & Svensson, J. E. (2011). Fragmented subfossil *Chaoborus mandibles* reveal periods of cyprinid presence in lake histories. *Journal of Paleolimnology* 45(1): 101-113. (<https://doi.org/10.1007/s10933-010-9483-8>)
- Persson, G. (2008) Zooplankton response to long-term liming: Comparison of 15 limed and 15 reference lakes in Sweden. *Limnologica* 38(1): 1-13. (<https://doi.org/10.1016/j.limno.2007.07.004>)
- Sjöstedt, C. & Andrén, C. (2011) Målsjöinventeringen 07/08 – modellering av Ali och pH vid förändrad kalkning. KTH, Institutionen för mark- och vattenteknik, Rapport. (http://www.slu.se/contentassets/9ea53c75d1bd42a98c1acbef13200636/pdf/sjostedt_2011_malsjoinv.pdf)
- Sjöstedt, C. S., Gustafsson, J. P. & Köhler, S. J. (2010) Chemical Equilibrium Modeling of Organic Acids, pH, Aluminum, and Iron in Swedish Surface Waters.

- Environmental Science & Technology 44(22): 8587-8593.
(<https://doi.org/10.1021/es102415r>)
- Sjöstedt, C., Wällstedt, T., Gustafsson, J. P. & Borg, H. (2009) Speciation of aluminium, arsenic and molybdenum in excessively limed lakes. *Science of the Total Environment* 407(18): 5119-5127. (<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.05.034>)
- SS-EN ISO 10870:2012. (2012) Vattenundersökningar – Vägledning för val av metoder och utrustning för provtagning av bottenfauna (bentiska makrovertebrater) i sötvatten (ISO 10870:2012).
- Sundbom, M. (2016) Kvicksilver i kalkade och sura sjöar (kapitel i tidskriften Sötvatten). Havs- och vattenmyndigheten, Göteborg, Sötvatten 2016:32-35.
(<https://www.havochvatten.se/download/18.5665afb41572747bd32bac3e/1474448844975/rapport-sotvatten-2016.pdf>)
- Teien, H.-C., Andrén, C. M. & Kroglund, F. (2005) Changes in gill reactivity of aluminium species following liming of acid and aluminium-rich humic water. *Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie: Verhandlungen* 29: 837-8401. (<https://doi.org/10.1080/03680770.2005.11902797>)
- Tolonen, K. T., Brodersen, K. P., Kleisborg, T. A., Holmgren, K., Dahlberg, M., Hamerlik, L. & Hämäläinen, H. (2012) Phantom midge-based models for inferring past fish abundances. *Journal of Paleolimnology* 47(4): 531-547.
(<https://doi.org/10.1007/s10933-012-9579-4>)
- Van Dorst, R. (2020). Warmer and browner waters: fish responses vary with size, sex, and species. *Acta Universitatis Sueciae Doctoral Thesis No. 2020:38*, Faculty of Natural Resources and Agricultural Sciences. (https://pub.epsilon.slu.se/17355/1/van_dorst_r_200813.pdf)
- Vrede, T. (2015) Integrerad kalkningseffektuppföljning i Tyresta nationalpark. Föredrag för Tyrestastiftelsens styrelse 2015. (<http://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/ikeu/publ/posteretc/2015/vrede-tyresta-2015.pdf>)
- Vrede, T. & Sundbom, M. (2015) Phytoplankton and zooplankton communities in Swedish lakes covering a gradient of inorganic aluminium (Al_i) concentrations. Poster till "Acid Rain 2015. 9th International Conference on Acid Deposition. Successes Achieved and the Challenges Ahead", i Rochester, NY, USA, 19-23 oktober 2015. (<http://www.slu.se/globalassets/ew/org/centrb/ikeu/publ/posteretc/2015/vrede--sundbom-poster-ali-plankton-acid-rain-2015.pdf>)
- Wallman, K. & Sundbom, M. (2017) Granskning av vattenkemidata inom delprogrammet IKEU. Inst. för vatten och miljö, SLU, Uppsala, Rapport 2017:1.
(https://pub.epsilon.slu.se/14237/7/wallman_et_al_170413.pdf)
- Wilander, A. (2008) Förändringar i sulfatbelastning och sulfatkoncentrationer i IKEU-sjöar och vattendrag – ett underlag för anpassad kalkning. Inst. för miljöanalys, SLU, Uppsala. (<http://www.slu.se/contentassets/sets/9ea53c75d1bd42a98c1acbef13200636/pdf/wilander2008sulfat.pdf>)
- Wilander, A., Östlund, M. & Andrén, C. (2013) Utvärdering av pegelmätningar i IKEU-vattendrag 2007-2011. Inst. för vatten och miljö, SLU, Uppsala, Rapport

- 2013:2. (http://www.slu.se/contentassets/9ea53c75d1bd42a98c1ac-bef13200636/pdf/wilander_ivm_rapport_2013_2.pdf)
- Wällstedt, T. (2011) Lime Residues and Metal Sequestration in Sediments of Excessively Limed Lakes. *Water, Air, & Soil Pollution* 219: 535-546. (<https://doi.org/10.1007/s11270-010-0726-0>)
- Wällstedt, T., Borg, H., Meili, M. & Mörth, C.-M. (2008) Influence of liming on metal sequestration in lake sediments over recent decades. *Science of the Total Environment* 407(1): 405-417. (<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.07.062>)
- Wällstedt, T., Edberg, F. & Borg, H. (2009) Long-term water chemical trends in two Swedish lakes after termination of liming. *Science of the Total Environment* 407(11): 3554-3562. (<https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2009.01.031>)
- Åkerblom, S., Bignert, A., Meili, M., Sonesten, L. & Sundbom, M. (2014) Half a century of changing mercury levels in Swedish freshwater fish. *Ambio* 43: 91-103. (<https://doi.org/10.1007/s13280-014-0564-1>)

Bilaga 1 Basprogrammets utformning år 2021

Tabell B1. Provtagningsfrekvens av vattenkemiska parametrar inkl. kontinuerlig mätning av temperatur

	Sjö/Vattendrag (länsbokstav)	Vattenkemi och metaller												Temp-log		
		Månad	Jan	Feb	Mar	Apr	Maj	Jun	Jul	Aug	Sep	Okt	Nov		Dec	1-12
Kalkade	1 Stengårdshultasjön (F)		1		1				1		1					T
	2 Gyslättsjön (G)		1		1				1		1					T
	3 Ejgdesjön (O)		1		1				1		1					T
	4 Stora Härsjön (O)		1		1				1		1					T
	5 Västra Skälsjön (U)		1		1				1		1					T
	6 Tryssjön (W)		1		1				1		1					T
	7 Bösjön (W)		1		1	1	1	1	1	1	1	1				T
Referenser	1 Lillesjö (M)		1		1				1		1					
	2 Härsvatten (O)		1		1				1		1					
	3 Fräcksjön (O)		1		1				1		1					T
	4 Örvattnet (S)		1		1				1		1					T
	5 Älgsjön (D)		1		1				1		1					T
	6 Årsjön (AB)		1		1	1	1	1	1	1	1	1				T
Kalkavslut	1 Källsjön (X)		1		1	1	1	1	1	1	1	1				T
	2 Stensjön (AB)		1		1	1	1	1	1	1	1	1				T
	3 Långsjön (AB)		1		1	1	1	1	1	1	1	1				T
	4 Långsjön (T)		1		1	1	1	1	1	1	1	1				T
	5 Rådsjön (W)		1		1	1	1	1	1	1	1	1				T
	6 Skifsen (W)		1		1	1	1	1	1	1	1	1				T
	7 Geten (E)		1		1	1	1	1	1	1	1	1				T
Kalkade	1 Hästgångsåån, Hästgången (F)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	2 Strönhultsåån, G:a kvarnen (M)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	3 Hovgårdsåån, Munkhättan (N)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	4 Lillån, G:a järnvägsbron (N)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	5 Blankan, Ryerna (N)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	6 Skuggälven, Ångarna (O)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	7 Ådalsåån, Lyckemyran D (Y)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	8 Storselsåån, Storsele (Y)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	9 Arån, Arålund (Z)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	10 Svanån, vid vägen (F)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	11 Enån, nedan sågen (S)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	12 Stridbäcken, ovan E4 (AC)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Referenser	1 Lillån-Bosgårdsåån, nedan Bosgårdsfallet (N)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	2 Sörjabäcken, Mombyvägen (X)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	3 Härån, Väster Stybberget (X)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	4 Bastuån, 300 m uppströms väg (Z)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	5 Hornsjöbäcken, Nedre (Y)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	6 Laxbäcken, nedre (U)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	7 Trollbäcken, mynningen (M)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	8 Vingån, Vingång (S)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	9 Lillån, E4 (AC)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	10 Övre Häggingån, Bron, 5111 (Z)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	11 Havssvalgsbäcken, Dubblanv. 4070 (X)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
Kalkavslut	1 Källsjöån, Källsjöklack (X)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	2 Prästvallsbäcken, Finnbaracken, 4141(X)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	3 Hammarbäcken, ovan bron, 5005 (Z)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	4 Djursvasslan, Huvudfåran, 5004 (Z)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	5 Örvallsbäcken 4241 (X)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	6 Örvallsbäcken, Gravbacka, 4250 (X)	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	1	
	Summa prover	464														

Detta är IKEU

Tabell B2. Provtagningsfrekvens av plankton och bentiska kiselalger.

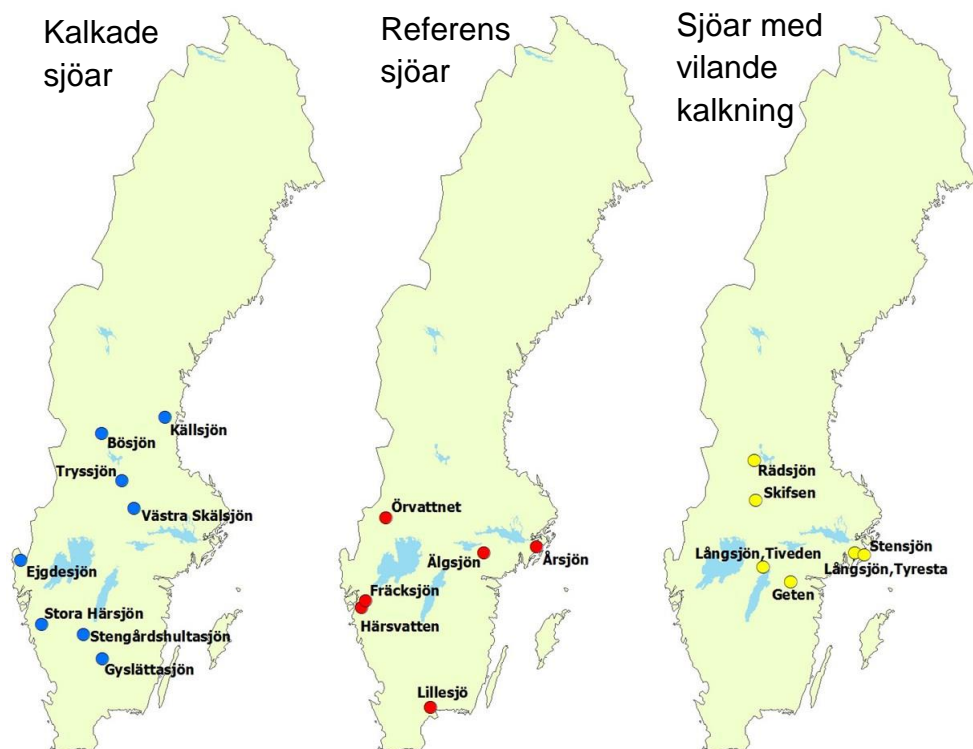
		Sjö/Vattendrag (länsbokstav)	Plankton (VP=växt, ZP=djur) & bentiska kiselalger (KA)					
			Månad	Apr	Maj	Jul	Aug	Sep
Kalkade	1	Stengårdshultasjön (F)					1 VP & 2 ZP	
	2	Gyslättsjön (G)					1 VP & 1 ZP	
	3	Ejgdesjön (O)					1 VP & 2 ZP	
	4	Stora Härsjön (O)					1 VP & 2 ZP	
	5	Västra Skälsjön (U)					1 VP & 2 ZP	
	6	Tryssjön (W)					1 VP & 2 ZP	
	7	Bösjön (W)		1 VP	1 VP & 2 ZP	1 VP & 2 ZP	1 VP & 2 ZP	2 ZP
Referenser	1	Lillesjö (M)					1 VP & 1 ZP	
	2	Härsvatten (O)					1 VP & 2 ZP	
	3	Fräcksjön (O)					1 VP & 2 ZP	
	4	Örvattnet (S)					1 VP & 2 ZP	
	5	Älgsjön (D)					1 VP & 1 ZP	
	6	Årsjön (AB)		1 VP	1 VP & 1 ZP	1 VP & 1 ZP	1 VP & 1 ZP	1 ZP
Kalkavslut	1	Källsjön (X)		1 VP	1 VP & 2 ZP	1 VP & 2 ZP	1 VP & 2 ZP	2 ZP
	2	Stensjön (AB)		1 VP	1 VP & 2 ZP	1 VP & 2 ZP	1 VP & 2 ZP	2 ZP
	3	Långsjön (AB)		1 VP	1 VP & 1 ZP	1 VP & 1 ZP	1 VP & 1 ZP	1 ZP
	4	Långsjön (T)		1 VP	1 VP & 2 ZP	1 VP & 2 ZP	1 VP & 2 ZP	2 ZP
	5	Rädsjön (W)		1 VP	1 VP & 2 ZP	1 VP & 2 ZP	1 VP & 2 ZP	2 ZP
	6	Skifsens (W)		1 VP	1 VP & 1 ZP	1 VP & 1 ZP	1 VP & 1 ZP	1 ZP
	7	Geten (E)		1 VP	1 VP & 1 ZP	1 VP & 1 ZP	1 VP & 1 ZP	1 ZP
Kalkade	1	Hästgångsån, Hästgången (F)						1 KA
	2	Strönhultsån, G:a kvarnen (M)						1 KA
	3	Hovgårdsån, Munkhättan (N)						1 KA
	4	Lillån, G:a järnvägsbron (N)						1 KA
	5	Blankan, Ryerna (N)						1 KA
	6	Skuggälven, Ångarna (O)						1 KA
	7	Ådalsån, Lyckemyran D (Y)						1 KA
	8	Storselsån, Storsele (Y)						1 KA
	9	Arån, Arålund (Z)						1 KA
	10	Svanån, vid vägen (F)						1 KA
	11	Enån, nedan sågen (S)						1 KA
	12	Stridbäcken, ovan E4 (AC)						1 KA
Referenser	1	Lillån-Bosgårdsån, nedan Bosgårdsfallet (N)						1 KA
	2	Sörjabäcken, Mombyvägen (X)						1 KA
	3	Härån, Väster Stybberget (X)						1 KA
	4	Bastuån, 300 m uppströms väg (Z)						1 KA
	5	Hornsjobäcken, Nedre (Y)						1 KA
	6	Laxbäcken, nedre (U)						1 KA
	7	Trollbäcken, mynningen (M)						1 KA
	8	Vingån, Vingäng (S)						1 KA
	9	Lillån, E4 (AC)						1 KA
	10	Övre Häggingån, Bron, 5111 (Z)						1 KA
	11	Havssvalgsbäcken, Dubblanv. 4070 (X)						1 KA
Kalkavslut	1	Källsjöån, Källsjöklack (X)						1 KA
	2	Prästvallsbäcken, Finnbaracken, 4141(X)						1 KA
	3	Hammarbäcken, ovan bron, 5005 (Z)						1 KA
	4	Djursvasslan, Huvudfåran, 5004 (Z)						1 KA
	5	Örvallsbäcken 4241 (X)						1 KA
	6	Örvallsbäcken, Gravbacka, 4250 (X)						1 KA
		Summa prover						
		Växtplankton		47				
		Djurplankton		75				
		Bentiska kiselalger		29				

Detta är IKEU

Tabell B3. Provtagningsfrekvens av bottenfauna och fisk. Kvicksilver i abborre analyseras även från fyra sjöar från trendsjöprogrammet.

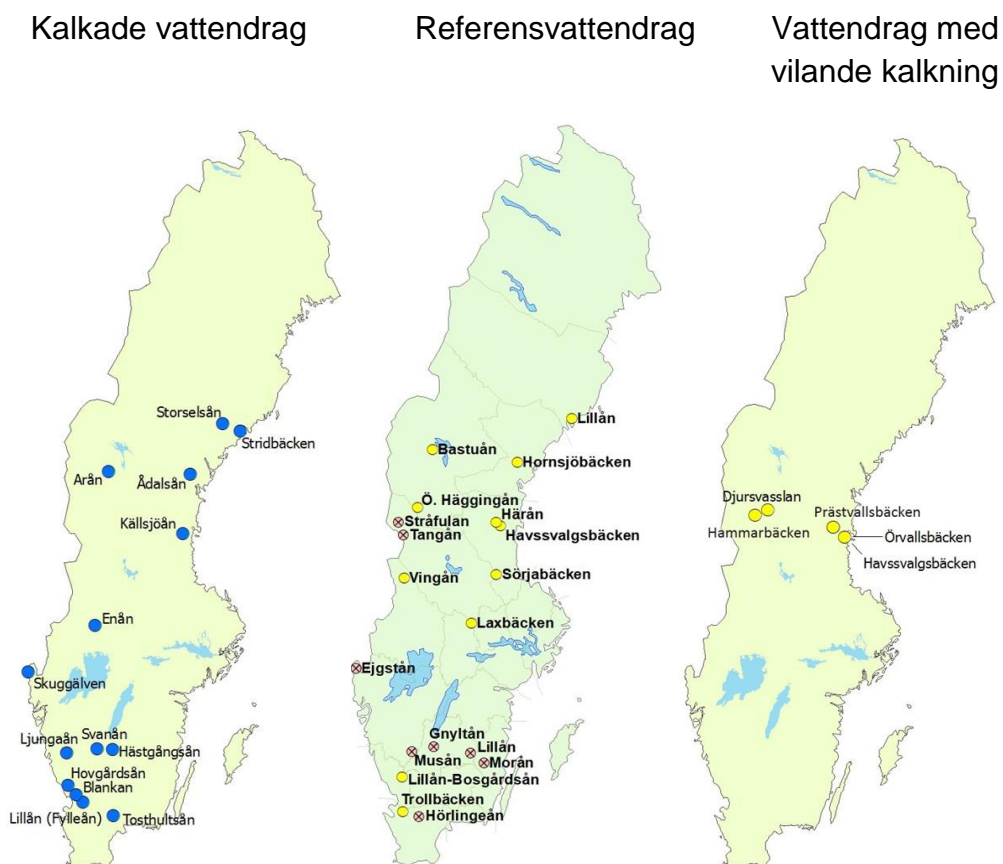
		Sjö/Vattendrag (länsbokstav)	Littoral	Sublittoral	Fisk	Hg i abborre	
			bottenfauna	bottenfauna	Jul-Aug	Jul-Aug	
			Månad	Aug-Nov	Sep-Dec	Jul-Aug	Jul-Aug
Kalkade	1	Stengårdshultasjön (F)	1	1	0,5	0,5	
	2	Gyslättasjön (G)	1	1	0,5	0,5	
	3	Ejgdesjön (O)	1	1	0,5		
	4	Stora Härsjön (O)	1	1	0,5	0,5	
	5	Västra Skälsjön (U)	1	1	0,5	0,5	
	6	Tryssjön (W)	1	1	0,5	0,5	
	7	Bösjön (W)	1	1	0,5		
Referenser	1	Lillesjö (M)	1	1	0,5		
	2	Härsvatten (O)	1	1	0,5		
	3	Fräcksjön (O)	1	1	0,5		
	4	Örvattnet (S)	1	1	0,5		
	5	Älgsjön (D)	1	1	0,5		
	6	Årsjön (AB)	1	1	1	1	
Kalkavslut	1	Källsjön (X)	1	1	1	1	
	2	Stensjön (AB)	1	1	1	1	
	3	Långsjön (AB)	1	1	1	1	
	4	Långsjön (T)	1	1	1	1	
	5	Rädsjön (W)	1	1	1	1	
	6	Skifsen (W)	1	1	1	1	
	7	Geten (E)	1	1	1	1	
Trendsjöar	1	Brunnsjön (H)					1
	2	Rotehogstjärnen (O)					1
	3	Övre Skärsjön (U)					1
	4	Stensjön (X)					1
			Månad	Sep	Sep		
Kalkade	1	Hästgångsåån, Hästgången (F)	1		1		
	2	Strönhultsåån, G:a kvarnen (M)	1		1		
	3	Hovgårdsåån, Munkhättan (N)	1		1		
	4	Lillån, G:a järnvägsbron (N)	1		1		
	5	Blankan, Ryerna (N)	1		1		
	6	Skuggälven, Ångarna (O)	1		1		
	7	Ådalsåån, Lyckemyran D (Y)	1		1		
	8	Storselsåån, Storsele (Y)	1		1		
	9	Arån, Arålund (Z)	1		1		
	10	Svanån, vid vägen (F)	1		1		
	11	Enån, nedan sågen (S)	1		1		
	12	Stridbäcken, ovan E4 (AC)	1		1		
Referenser	1	Lillån-Bosgårdsåån, nedan Bosgårdsfallet (N)	1		1		
	2	Sörjabäcken, Mombyvägen (X)	1		1		
	3	Härån, Väster Stybberget (X)	1		1		
	4	Bastuån, 300 m uppströms väg (Z)	1		1		
	5	Hornsjobäcken, Nedre (Y)	1		1		
	6	Laxbäcken, nedre (U)	1		1		
	7	Trollbäcken, mynningen (M)	1		1		
	8	Vingån, Vingäng (S)	1		1		
	9	Lillån, E4 (AC)	1		1		
	10	Övre Häggingån, Bron, 5111 (Z)	1		1		
	11	Havssvalgsbäcken, Dubblanv. 4070 (X)	1		1		
Kalkavslut	1	Källsjöån, Källsjöklack (X)	1		1		
	2	Prästvallebäcken, Finnbaracken, 4141(X)	1		1		
	3	Hammarbäcken, ovan bron, 5005 (Z)	1		1		
	4	Djursvasslan, Huvudfåran, 5004 (Z)	1		1		
	5	Örvalsbäcken 4241 (X)	1		1		
	6	Örvalsbäcken, Gravbacka, 4250 (X)	1		1		
	Summa prover						
		Littoral bottenfauna	49				
		Sublittoral bottenfauna	20				
		Fisk	43				
		Kvicksilver i fisk	14,5				

Bilaga 2 Kartor över IKEU:s sjöar och vattendrag



Figur B1. Sjöar som ingår i IKEU:s nuvarande provtagningsprogram. Källsjön (i vänstra kartan) ingår numera i gruppen sjöar med vilande kalkning (högra kartan).

Detta är IKEU



Figur B1. Vattendrag som ingår i IKEU:s provtagningsprogram. Källsjöån (i vänstra kartan) ingår numera i gruppen vattendrag med vilande kalkning (högra kartan). Tosthultsån i vänstra kartan kallas också Strönhultsån i t.ex. tabell B3. Åtta vattendrag med överkryssade symboler i gruppen referensvattendrag (mittenkartan) ingår inte längre i programmet.