

3b

Förändringar efter avslutad kalkning

FÖRFATTARE

Frida Edberg, ITM, Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet

Cecilia Andrén, ITM, Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet

Teresia Wällstedt, IMA, Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet

3b

Förändringar efter avslutad kalkning

FÖRFATTARE

Frida Edberg, ITM, Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet
Cecilia Andrén, ITM, Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet
Teresia Wällstedt, IMA, Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet

INNEHÅLL

Sammanfattning 521

Sjöar 521

Vattendrag 521

Rekommendationer för fortsatt uppföljning 521

Inledning 522

Sjöar; Kalkavslutsobjekt i Tyresta 522

Bakgrund 522

Kemi i vatten och sediment 522

Biologi 523

Matchning mot MAGIC bibliotek 526

Vattendrag; Kalkavslutsobjekt i Lofsdalen 528

Bakgrund 528

Kemi 529

Biologi 529

Vattendrag; Kalkavsluts-objekt i Örvallssystemet 532

Bakgrund 532

Kemi 532

Biologi 532

Kalkavslutsvattendragen – generella biologiska drag 533

Status 533

Skillnader mellan vattendragstyperna 534

Korrelationer – inverkan av abiotiska faktorer på de biologiska variablerna 535

Rekommendationer för fortsatt uppföljning 535

Sjöar 535

Vattendrag 535

Slutligen 535

Referenser 536

Ange sidorna 520–536 om du vill skriva ut detta kapitel.

SAMMANFATTNING

Detta är en utvärdering av de kemiska och biologiska förändringarna efter avslutad kalkning i de objekt inom IKEU-projektet som har följts mer än 5 år efter avslutad kalkning.

Sjöar

Efter de avslutade kalkningarna i Trehörningen och Långsjön i Tyresta nationalpark har pH, konduktivitet, alkalinitet, ANC och Ca+Mg (ickemarint) i vattnet visat signifikant minskade trender. För metallerna kan vi se signifikant ökande trender för järn, bly och oorganiskt aluminium. Att vi inte finner ökande trender för de pH-beroende metallerna kadmium och zink kan bero på att den minskade depositionen döljer en eventuell ökning pga. de avslutade kalkningarna. I alla sjöarna, såväl kalkavslutningsobjekt som kalkade och okalkade referenssjöar, kan vi även se en signifikant minskning av sulfathalten i vattnet vilket tillsammans med den signifikant ökande trenden för pH i den okalkade Årsjön tyder på en viss återhämtning i området. Långsjön ligger idag på pH nivåer som liknar den okalkade Årsjön medan Trehörningen ligger lägre.

Resultat från analyser av sedimentproppar i de kalkavslutade sjöarna tyder på att mängderna pH-känsliga metaller (t.ex. Al, Fe, Mn, Ni, Zn och Cd) minskar i sedimenten efter avslutad kalkning. Detta kan vara ett resultat av frigörelse av tidigare fastlagda metaller.

När det gäller de biologiska effekterna av de avslutade kalkningarna kunde man i kalkavslutningsobjektet Trehörningen se en radikal minskning av antalet växt- och djurplanktonarter efter den sista kalkningen 1991. Förändringen av fördelningen mellan olika växtplanktonklasser kan även tyda på en återgång till ett surare ekosystem. Men man bör observera att den sista kalkningen var mycket kraftig och att speciellt antalet växtplanktonarter nådde det högsta antalet någonsin strax efter kalkningen 1991. Denna förändring märktes inte i den kalkningsavslutade Långsjön där antalet växt- och djurplanktonarter på senare år visar ökande trender. Den okalkade Årsjön visar en relativt stor variation för både växt- och djurplanktonarter med vissa tendenser till en stabilisering under de senaste åren som kan tyda på en påbörjad återhämtning.

Vattendrag

I kalkavslutningsobjektet Hammarbäcken i Lofsdalen ökade pH-variationen markant efter den sista kalkningen 1995 med betydligt surare episoder och som följd ökade halten oorganiskt aluminium markant. Under de senaste åren har dock de sura episoderna minskat något och även halten oorganiskt aluminium. I både den kalkavslutade Hammarbäcken och

den kalkade referensen (Djursvasslan kalkad 1983–2005) minskar sulfathalten i vattnet vilket tyder på en återhämtning. Sulfat visar dock inte en utspädning under vårfloden utan en relativt jämn fördelning under året vilket tyder på en tillförsel av antropogent sulfat med nederbörden.

Hammarbäcken, som har följts längst tidsperiod efter avslutad kalkning visar i bottenfaunasamhället tecken på en återförsurning med sjunkande surhets- och diversitetsindex. Tecken på en återförsurning visar sig även i att artantalet minskar för de känsliga ordningarna *Ephemeroptera*, *Plecoptera* och *Trichoptera*. Samtidigt ökar individantalet för bäcksländelarver (*Plecoptera*), nattsländelarver (*Trichoptera*) och tvåvingelarver (*Diptera*) som nu dominerar vattendraget på samma sätt som i sura referensvattnen.

I Örvallssystemets kalkavslutningslokaler har vi sett början till återförsurningseffekter efter de avslutade kalkningarna i framförallt i lokalen Örvallbäcken 4241, med lägre pH nivåer och fler sura episoder. I den okalkade Havssvalgsbäcken kan man inte se någon tendens till återhämtning utan den har under hela perioden haft ett relativt lågt pH och återkommande sura episoder.

I Örvallssystemet uppvisar också bottenfaunasamhället signifikanta förändringar. Den nedre lokalen har ökande artantal för bäcksländor vilket tyder på en återförsurning. Individantalet har även ökat markant för tvåvingelarver som 2007 stod för 76 % av individerna vid 4242 och 40 % vid 4250 jämfört med tidigare runt 25 %. Även detta är ett tecken på återförsurning – lokalerna nedan Örvallssjön börjar likna den sura Havssvalgsbäcken uppströms ur bottenfaunasynpunkt med dominans av tvåvinge- och nattsländelarver. Bäcksländorna är dock fortfarande färre jämfört med samhällena i de sura vattnen.

För elfiskena är serierna korta – inga signifikanta resultat har kommit fram för något kalkavslutningsobjekt. Dock verkar örningarna i Örvallssystemet minska och istället ökar stensimpan.

Rekommendationer för fortsatt uppföljning

De kalkavslutningsobjekt som ingår i denna genomgång har enligt vår åsikt gett bra kunskaper om vad som händer vid en avslutad kalkning och även gett en inblick i återhämtningen. Därför rekommenderar vi en fortsatt uppföljning i alla de kalkningsavslutningsobjekt som finns i projektet idag. Bristen är självklart antalet objekt och en bredare representativitet. En slutlig rekommendation blir att försöka hitta fler lämpliga objekt, speciellt på vattendragssidan. Dessutom bör man minska kalkningen gradvis som en kalkningsanpassning för att förhindra skador på biologin.

INLEDNING

Syftet med detta delprojekt är att utvärdera hur avslut av kalkning och minskande kalkdoser har påverkat kemin och biologin utifrån de kalkavslutsobjekt vi har inom IKEU. Kalkavslutsdelen inom IKEU är unik och kom in i projektet 1999 då de första kalkavslutsobjekten fördes över från andra naturvårdsverksfinansierade projekt. Fler objekt har tillkommit under senare år och idag utgörs det av sex sjöar och tre vattendrag (varav ett med 2 lokaler). I alla objekt finns både kemiska och vissa biologiska data från tiden före, under och efter avslutad kalkning.

Denna rapport behandlar de sjöar och vattendrag med mer än 5 år efter avslutad kalkning dvs.; sjöarna Trehörningen och Långsjön i Tyresta, vattendraget Hammarbäcken och 2 lokaler i vattendraget Örvallsbäcken i Hälsingland. Utvärderingen inkluderar även okalkade referenser; Årsjön, den neutrala Övre Hägingeån och den sura Havssvalgsbäcken och Stensjön som fortfarande kalkas. Det finns numera även 4 andra sjöar som ingår i kalkavslutsdelen av IKEU men dessa har max ett par år efter avslutad kalkning och inkluderas därför inte. Det finns även ytterligare ett vattendrag i Lofsdalen (Djursvasslan) men även denna lokal har en kort period efter sista kalkningen (2005) och har endast utvärderats marginellt.

Denna sammanfattande rapport bygger främst på tidigare rapporter men till viss del av ny utvärdering. Växt- och djurplankton tidsserierna för Tyrestasjöarna har aktualiserats och biologin i vattendragen i Hälsingland och Lofsdalen har tillkommit. Resultaten från biologin i vattendragen har tagits fram i samband med den övergripande utvärderingen av vattendragen 2008.

Avsnittet om matchning med MAGIC bibliotek är nytt och bygger på en matchning gjord i januari 2009.

SJÖAR; KALKAVSLUTSOBJEKT I TYRESTA

Bakgrund

I ett sjösystem i Tyresta Nationalpark, pågår sedan 1991 studier av kemiska och biologiska effekter efter avslutade kalkningar. Stensjön, Långsjön och Trehörningen började kalkas 1978 medan Årsjön aldrig har kalkats. Sjöarna har till största del kalkats direkt i sjön men även våtmarker har kalkats (till och med 1991). Kalkningarna avslutades i Trehörningen och Långsjön (1991 respektive 1995) för att studera eventuella återförsurningseffekter. Stensjön kalkas fortfarande, sedan 2003 årligen (Edberg et al 2008).

Kemi i vatten och sediment

Vatten

Kemin i de kalkavslutade sjöarna och deras referenser har utvärderats i flera omgångar och här sammanfattas slutsatserna huvudsakligen från Wällstedt mfl 2009 och Edberg mfl 2008, men även Sundbom mfl, 2007; Hörnström mfl, 2004 och Edberg mfl, 2001.

I och med kalkningarna (startades 1978) höjdes pH i Trehörningen, Långsjön och Stensjön från en nivå mellan 5–6 till 7. Det har dock varit stora variationer under den kalkade perioden, speciellt 1978–1995 då sjöarna kalkades med 4–6 års intervaller vilket krävde höga kalkdoser.

Årsjön har aldrig kalkats och här kan man se en viss återhämtning från försurningen under hela mätperioden (1976–2007). Årsmedian av pH har ökat från ca 5,5 på 1970- och 80 talet till ca 6,0 idag och även alkalinitet och ANC har ökat. Trendanalys visar att pH-ökningen i Årsjöns ytvatten är signifikant under perioden 1992–2007 (Edberg et al. 2008, Wällstedt et al. 2009) och att pH i Årsjön ökat med i snitt 0,03 pH enheter/år. Dessutom kan man se en generell minskande trend av sulfathalterna i alla sjöarna (signifikant under perioden 1992–2007) (Edberg et al. 2008, Wällstedt et al. 2009) i Årsjön med mer än 50 %, vilket är ett tecken på avklingande antropogen försurning (Sundbom et al., 2007, Wällstedt et al. 2009). Årsjön visar även signifikant minskade trender för zink (Zn) och toxiskt oorganiskt aluminium (Al), Wällstedt et al. 2009) i ytvattnet och även för mangan (Mn), kadmium (Cd) och bly (Pb) i bottenvattnet (1992–2007). Detta är troligen en effekt av de minskande långväga transporterade föroreningarna som är tydlig i hela landet men skulle även delvis kunna förklaras av en allmän återhämtning i marken i området.

I Stensjön, som fortfarande kalkas, utförs nu kalkningarna årligen (sedan 2003) vilket har gett något mindre variationer och en något lägre nivå för pH (års median strax under 7,0 mot tidigare över 7,0). Trend analyser för perioden 1992–2007 visar signifikant minskande trender för ANC, Ca+Mg och SO₄ (Edberg et al. 2008). Den minskande trenden för Ca+Mg beror troligen huvudsakligen på de minskade kalkdoserna i och med att kalkningsfrekvensen ökat medan trenderna för SO₄ och ANC tyder på en viss återhämtning i området.

Efter de sista kalkningarna i Trehörningen (1991) och Långsjön (1995) minskar pH, alkalinitet och även ANC ganska radikalt under de första 6–8 åren för att sedan plana ut och lägga sig på en relativt konstant nivå. Idag (2007) ligger pH i Trehörningen och Långsjön på årsmedian 5,2–5,8 respektive 5,8–6,3 och alkaliniteten på 0,02 mekv/l respektive

0,04 mekv/l. Trendanalyser för perioden efter avslutad kalkning visar på signifikant minskande trender för pH, konduktivitet, alkalinitet, ANC och Ca+Mg i båda sjöarna. När det gäller metaller kan vi se signifikant ökande trender för Fe, Pb och Al i båda sjöarnas ytvatten och även för totalt Al i Trehörningen, däremot inte för Zn och Cd. Det sistnämnda är oväntat eftersom även dessa metaller kontrolleras av pH. Men det kan även förklaras av minskande deposition (vi ser minskade trender för dessa metaller i den okalkade Årsjön) vilket kan kamouflera en ökning i de kalkavslutade sjöarna.

Efter att kalkningarna avslutats i Långsjön har pH hamnat på en liknande nivå som den okalkade Årsjön. Trehörningen ligger dock på en lägre nivå. Detta kan förklaras av skillnader i avrinningsområdenas egenskaper och den högre koncentrationen av humusämnen i Trehörningen jämfört med Långsjön. Trehörningen är källsjön i sjösystemet och har sin avrinning från skog och våtmark medan Långsjön ligger direkt nedströms Trehörningen, och får en stor del av sitt vatten från Trehörningen. Detta styrks även av kemin innan kalkningarna startade då Trehörningen låg på en lägre pH nivå jämfört med Långsjön.

Vad är då en naturlig nivå för sjöarna i Tyresta? Kommer återhämtningen att fortgå och därmed innebära en fortsatt pH-ökning i Långsjön och Trehörningen? Bakgrundsdata före försurningen är som vanligt den svaga punkten och vi har bara ett fåtal pH-värden från Långsjön och Stensjön 1946–47 som visar att sjöarna kan ha haft pH-nivåer på 5,9–6,3. Däremot visar paleolimnologiska analyser i Stensjön att naturligt pH för sjön ska ligga på 6,5–7. Vad som kommer att hända återstår att se.

Sediment

I specialprojektet S10-07 (Edberg et al., 2008) ingick förutom utvärdering av kemin även provtagning och analys av sediment i de kalkavslutade sjöarna Trehörningen och Långsjön eftersom dessa inte var med i den stora sedimentstudien inom IKEU 1998–1999. För metoder och analyser se rapporten Edberg et al., 2008.

I tidigare studier har anrikningsskikt använts för att jämföra olika grupper av sjöar (kalkade, överkalkade, neutrala referenser och sura referenser) med varandra (Wällstedt, 2007; Wällstedt et al., 2008). Även för de kalkavslutade sjöarna i denna studie beräknades anrikningsskikt där den kalkade perioden jämförs med perioden före kalkning. För att få jämförbara tidsperioder och därmed kunna jämföra anrikningsskikt med tidigare studier (Wällstedt, 2007; Wällstedt mfl, 2008) uteslöts här de 2 översta skikten (0–2 cm). Detta innebär att endast ett skikt (2–3 cm, vilket enligt dateringen motsvarar ungefär

1981/1983–1993) representerar kalkningsperioden, och att detta skikt till största delen bör ha avsatts redan innan kalkningarna upphörde. Resultaten tyder på att koncentrationerna i sedimenten av flera pH-känsliga metaller (t.ex. Al, Fe, Mn, Ni, Zn och Cd) minskar efter avslutad kalkning. Detta kan tyda på att en frigörelse av tidigare fastlagda metaller bidrar till de minskande koncentrationerna i sedimenten. Skillnaderna mellan de kalkavslutade sjöarna i denna studie och övriga sjögrupper är dock oftast inte statistiskt signifikanta och dessutom ska man komma ihåg att den kalkavslutade gruppen i denna studie innehåller endast två sjöar, vilket innebär att den statistiska analysen är osäker.

Biologi

Plankton

Plankton i de kalkavslutade sjöarna och deras referenser har utvärderats i flera omgångar och här sammanfattas slutsatserna huvudsakligen från Sundbom 2008, Sundbom et al., 2007, Hörnström et al., 2004 och Edberg et al., 2001. Datamaterialet har kompletterats med resultaten för 2003–2006 till denna rapport.

Kalkningarna av Trehörningen resulterade i en ökning av antalet växtplankton arter och en viss förändring av växtplankton volymerna med en förskjutning av dominansen från Cyanophyceae och Dinophyceae mot Chrysophyceae och Chlorophyceae (Sundbom 2007, Hörnström et al. 2004). Det är dock svårt att dra långtgående slutsatser pga. den korta perioden med biologiska data före kalkningarna startades.

När det gäller växtplankton innebar den sista kalkningen i Trehörningen 1991 en radikal ökning av antalet arter. Den högsta noteringen gjordes 1993 med ca 60 arter (medel juli–sept) och därefter en gradvis minskning till en relativt stabil nivå på ca 30–40 arter (1996–2006) (Figur 1). Under den radikala ökningen 1992–95 ökade framförallt grupperna Chlorophyceae, Bacillariophyceae, Dinophyceae och även Cyanophyceae. Efter den radikala ökningen 1993–1995 återgick fördelningen av antalet taxa i de olika klasserna till något som kan liknas vid tillståndet före den sista kalkningen men med mindre variation jämfört med den kalkade perioden. Växtp planktonvolymerna efter den avslutade kalkningen förändrades med en ökning av andelen dinoflagellater och även en viss ökning av Cyanophyceerna vilket kan tyda på en återgång till ett mera försurningstolerant ekosystem.

Trehörningen

Volymssammansättningen dominerades av dinoflagellater och dinophyceer. Men man bör notera att den

sista kalkningen i Trehörningen 1991 var kraftig och den högsta noteringen av antalet taxa 1993 ligger betydligt högre än under den övriga kalkade perioden (Figur 1). Detta styrks även av trendanalysen av antalet arter växtplankton i Trehörningen där resultaten visar en signifikant minskning med 1 art/år (Sundbom 2008). Den stora minskningen av antalet taxa i Trehörningen beror troligen främst på tidsperioden 1992–2006 vilket innefattar den extrema ökningen efter den sista kalkningen. Den stora tillväxten av plankton kan bero på att ett bredare spektrum av arter kunde växa till sig efter den kraftiga kalkningen, dels de som tolererade något surare förhållanden men även de som kräver högre pH. När det gäller volymerna sker även här den största förändringen strax efter den sista kalkningen och minskar sedan något (Hörnström et al., 2004). Även här kan man med trendanalys för biomassa av växtplankton i Trehörningen (Sundbom 2008) se en minskning av volymen. Återigen beror detta troligen främst på tidsperioden 1992–2006 vilket innefattar den extrema ökningen efter den sista kalkningen.

För djurplankton ledde de avslutade kalkningarna till en minskning av det totala antalet taxa från en nivå under 1987–1992 på 22–28 arter till en nivå på 15–20 (Figur 2). Den största minskningen har skett i gruppen Cladocerer men gruppen har ökat något under de senaste åren (2003–2006). Rotatorierna och Copepoderna ligger kvar på ungefär samma nivå

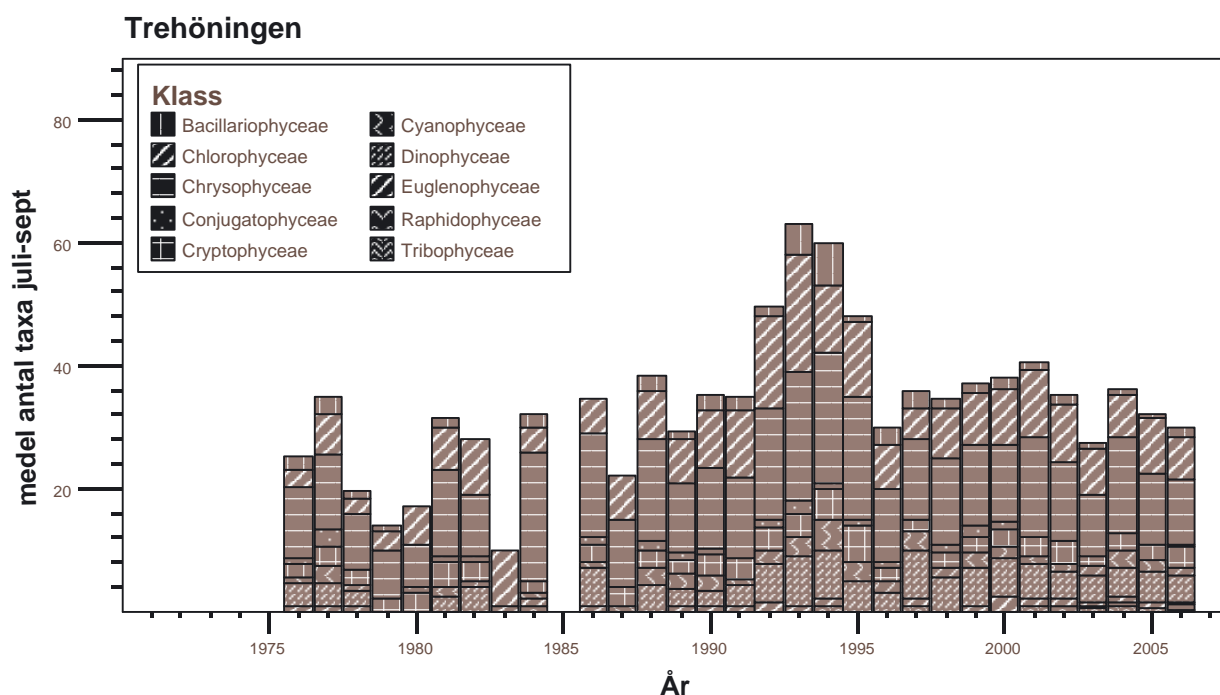
som under den kalkade perioden liksom Chaoborus. En förklaring till minskningen av antalet Cladocerer förutom minskande pH kan även vara predation av Chaoborus (Sundbom 2007).

Långsjön

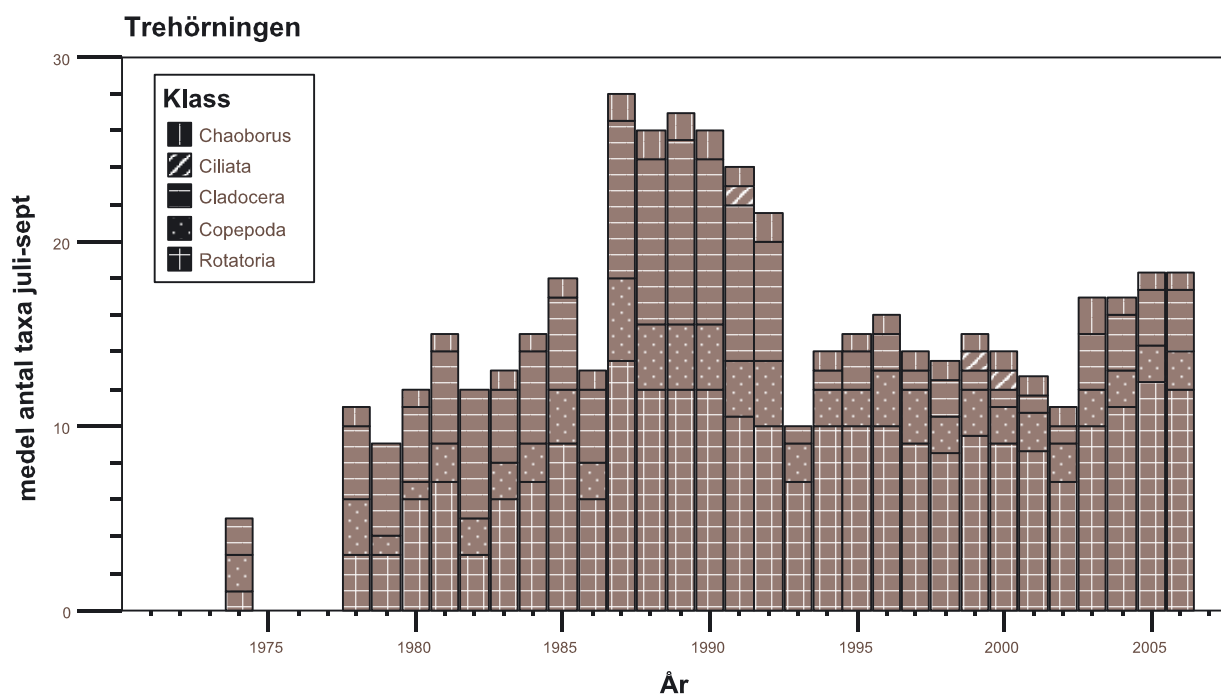
Med kalkningarna i Långsjön 1978 ökade antalet växtplanktontaxa, och växtplankton volymerna förändrades där framförallt gruppen Chrysophyceae ökade (Sundbom 2007, Hörnström et al 2004). Efter den sista kalkningen i Långsjön märktes inte samma förändring som i Trehörningen och antalet taxa och dess fördelning liknar tillståndet under den kalkade perioden (Figur 3). De sista åren däremot (2000–2005) har antalet taxa ökat något från ca 60–80. Ökningen ses framförallt i klasserna Chrysophyceae och Chlorophyceae men även i viss mån även Dinophyceae. En förklaring kan vara ökande närsaltsnivåer (Hörnström et al. 2004) men även att pH i Långsjön inte har sjunkit lika mycket som i Trehörningen. För växtplanktonvolymerna kan vi inte se någon större förändring vad gäller fördelningen mellan olika klasser efter de avslutade kalkningarna (Sundbom 2008).

I Långsjön kan man inte se en minskning av antalet djurplanktonarter efter den sista kalkningen på samma sätt som i Trehörningen i stället ser man en ökning (1996–2004) framförallt av antalet arter i grupperna Rotatoria och Cladocera och de sista åren även Chaoborus som periodvis saknats i Långsjön (Figur 4).

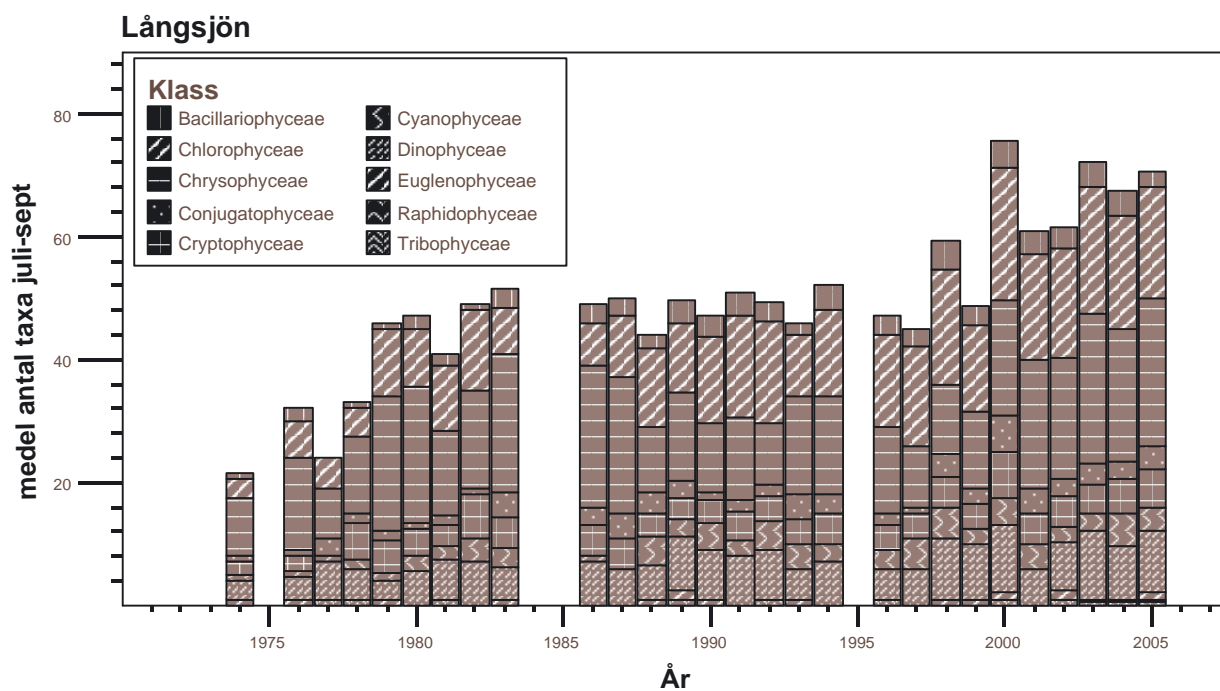
FIGUR 1. Växtplanktontaxa i Trehörningen. Staplarna utgör ett medelvärde av antalet taxa i de olika klasserna under juli–september.



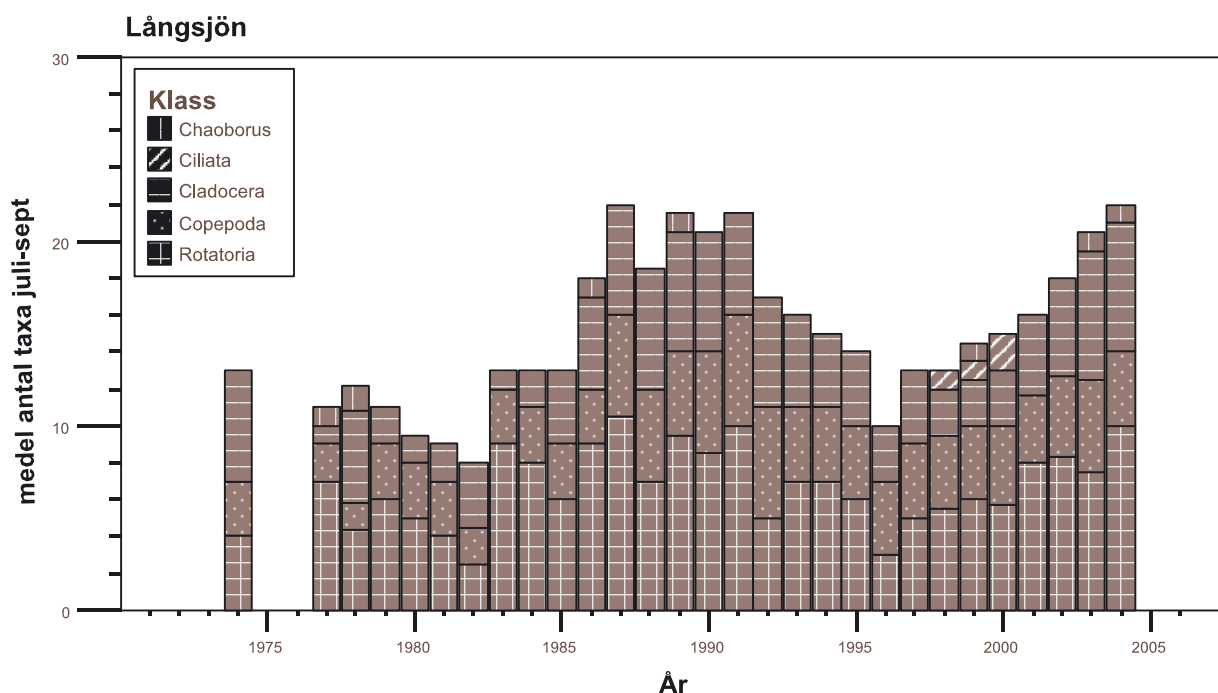
FIGUR 2. Djurplankton taxa i Trehörningen. Staplarna utgör ett medelvärde av antalet taxa i de olika klasserna under juli–september.



FIGUR 3. Växtplankton taxa i Långsjön. Staplarna utgör ett medelvärde av antalet taxa i de olika klasserna under juli–september.



FIGUR 4. Djurplanktontaxa i Långsjön. Staplarna utgör ett medelvärde av antalet taxa i de olika klasserna under juli-september.



Årsjön

Under hela perioden (1975–2006) har antalet växtplanktontaxa varit lägre i Årsjön jämfört med speciellt Långsjön men även i viss mån Trehörningen. Antalet taxa och fördelningen mellan de olika klasserna har varierat en del men ser ut att ha stabiliserat sig något under senare år och det kan finnas en tendens till en ökning (Figur 5). För växplanktonvolymernas fördelning mellan klasserna kan vi se en ganska stor variation under början av perioden. Den ser dock ut att stabilisera sig med en dominans av klasserna Chlorophyceae, Chrysophyceae och Cyanophyceae (Hörnström et al. 2004).

När det gäller djurplankton i Årsjön kan man se en större variation än vi ser i t.ex. Långsjön efter den avslutade kalkningen (Figur 6). Det största antalet taxa ser vi under perioden 1987–1990 men därefter minskar antalet arter för att på senare år öka igen. Copepoderna och Cladoceraerna har varit relativt konstant i antalet taxa under hela perioden, den största variationen ser vi i gruppen Rotatoria och även Chaoborus som kommit och gått under perioden.

Bottenfauna och fisk

Tyvär har inte bottenfauna provtagits under den kalkade perioden i vare sig Långsjön eller Trehörningen. Proverna tagna efter den sista kalkningen (1999 och framåt) i Långsjön visar inte på någon större skillnad jämfört med den kalkade Stensjön eller den okalkade

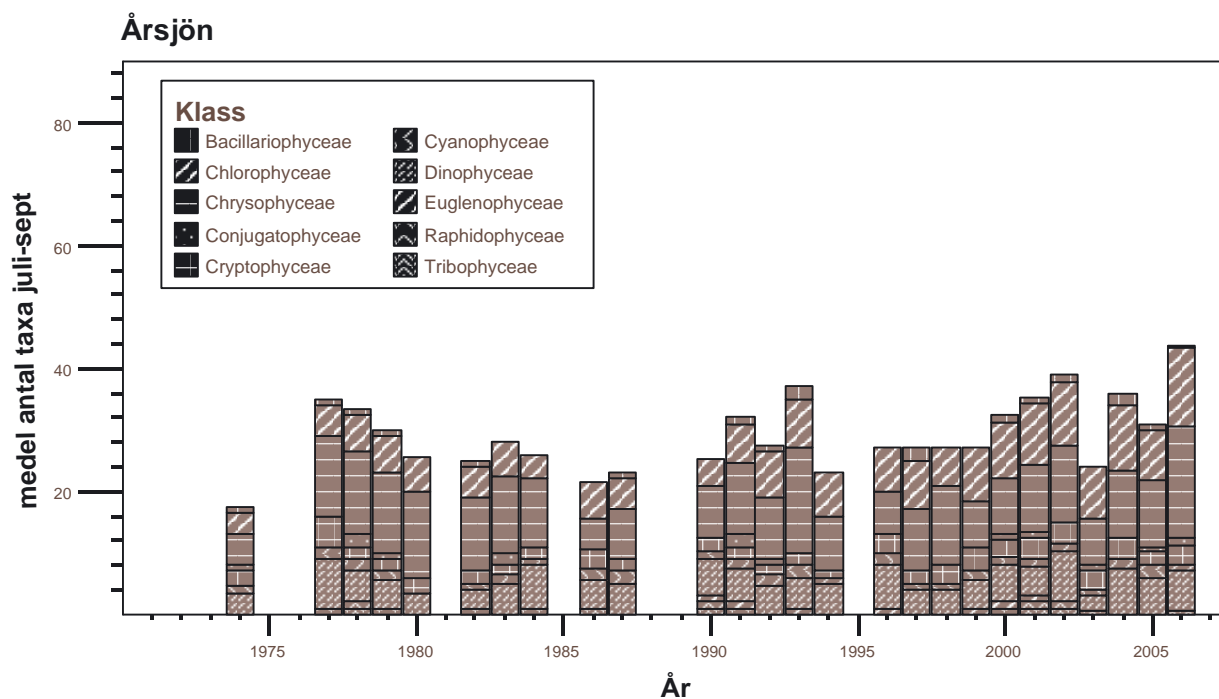
Årsjön (2002 och framåt) enligt Medins surhetsindex (Sundbom et al. 2007).

De avslutade kalkningarna har inte gett några synliga effekter på fiskbestånden och fortfarande finns inga tecken på att mörtens rekrytering påverkats i Långsjön. Trehörningen är enligt 2007 års provfiske fisktom och har troligen varit det sedan rotenonbehandlingarna på 70-talet, med undantag för en utsättning av öring efter rotenonbehandlingen. Enligt rykten kunde öringar påträffas i sjön under några år efter utsättningen men har därefter försvunnit.

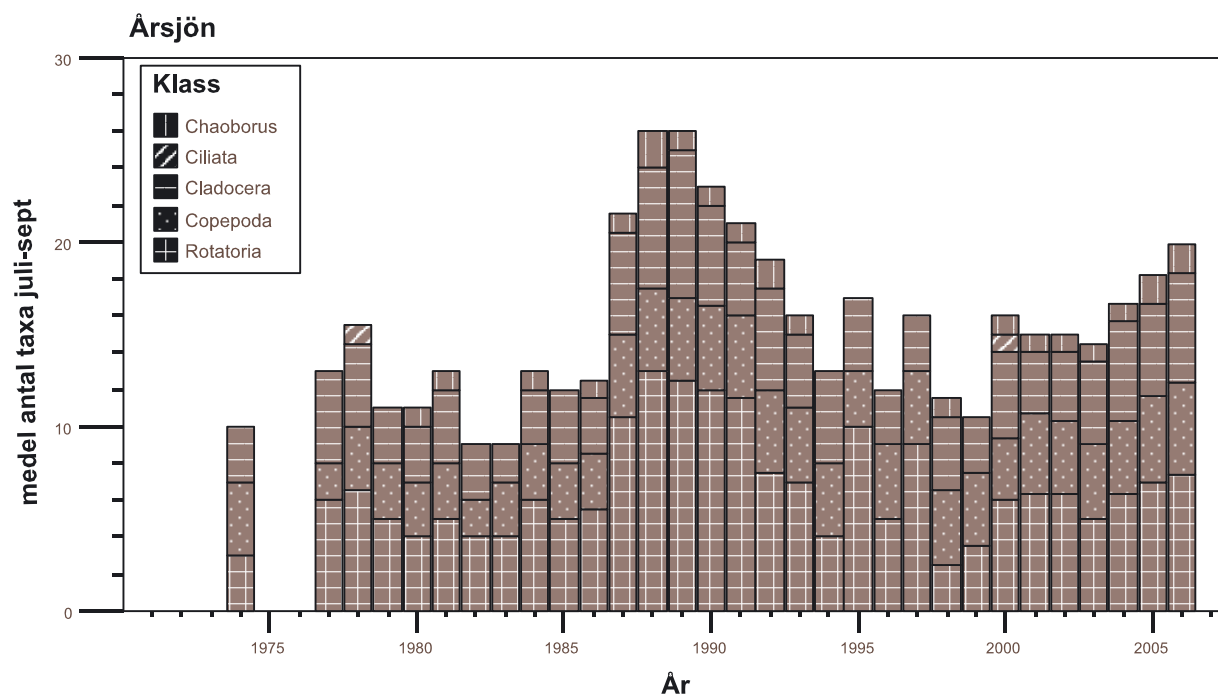
Matchning mot MAGIC bibliotek

För att bedöma dagens försurningsstatus i sjöarna i Tyrestaområdet matchades sjöarna mot MAGIC biblioteket (http://www3.ivl.se/affar/grundl_miljos/Proj/magic/bibliotek.asp), vilket är den metod som ska användas enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder (Naturvårdsverket, 2007). MAGIC biblioteket uppskattar preindustriellt (år 1860) ANC utifrån den MAGIC-modellerade sjö som bäst överensstämmer vattenkemiskt med den sjö som ska bedömas och beräknar utifrån detta det preindustriella pH-värdet. Detta pH-värde jämförs sedan med pH beräknat utifrån dagens uppmätta ANC och skillnaden mellan dessa två värden används för att bedöma försurningsstatus. Om skillnaden (ΔpH) är mindre än 0,4 enheter bedöms sjön som icke försurad (Naturvårdsverket, 2007).

FIGUR 5. Växtplanktontaxa i Årsjön. Staplarna utgör ett medelvärde av antalet taxa i de olika klasserna under juli–september.



FIGUR 6. Djurplanktontaxa i Årsjön. Staplarna utgör ett medelvärde av antalet taxa i de olika klasserna under juli–september.



I de kalkade sjöarna (Stensjön, Långsjön och Trehörningen) korrigerades Ca-koncentrationen med hjälp av kvoten icke-marint kalcium (Ca*) och icke-marint magnesium (Mg*) (Fölster och Wilander, 2005) enligt:

$$Ca^*_{\text{kor}} = Mg^* (Ca^*/Mg^*)_{\text{ref}}$$

Som referensvärde för Ca*/Mg* användes dels de 3-5 analyser som finns från vardera sjön från tiden före kalkning, dels värdet för Årsjön som är den okalkade referenssjön i området. De kalkavslutade sjöarna matchades också mot MAGIC bibliotek utan korrigering för kalkpåverkan, eftersom kalkpåverkan kan antas vara liten idag, mer än 10 år efter sista kalkningen. Matchningen gjordes med hjälp av data från 3 olika år.

Korrigeringen för kalkpåverkan i Långsjön och Trehörningen hade liten eller ingen effekt på försurningsbedömningen, med undantag för Långsjön år 2007 (Tabell 1).

Den okalkade referensen Årsjön bedömdes entydigt som försurad medan den kalkade Stensjön entydigt bedömdes som icke försurad. De kalkavslutade sjöarna Långsjön och Trehörningen bedömdes som icke försurade år 2005 och 2006. År 2007 bedömdes Trehörningen som försurad, medan Långsjön bedömdes som försurad om Ca-halten korrigerades för kalkpåverkan men som oförsurad om Ca-halten ej korrigerades (Tabell 1).

De skillnader i resultat man får beroende på vilket år och vilken metod för korrigering av kalkpåverkan man använder visar att resultat från matchning med MAGIC bibliotek än så länge bör tolkas med en viss

försiktighet, speciellt då värden från ett enskilt år används. De relativt stora skillnaderna beror troligen på att biblioteket än så länge innehåller relativt få sjöar och det får därmed stor betydelse för bedömningen vilken bibliotekssjö den sjö som ska bedömas matchas mot. Detta är också tydligt i en annan matchning av Stensjön (Wilander och Sundbom, denna volym), där resultatet av matchningen spänner över ett mycket stort intervall ((ΔpH 0,1-1,1) beroende på vilken korrigering som används).

Ett förvånande resultat är skillnaden i bedömning för Årsjön och Långsjön, där Årsjön entydigt bedöms som försurad, medan Långsjön generellt bedöms som icke försurad. Dessa båda sjöar liknade varandra kemiskt innan kalkningen startade och de är idag också mycket lika varandra kemiskt (Figur 7, (Wällstedt et al., 2009)). Detta kan tolkas som att små kemiska skillnader ger ett relativt stort utslag vid matchning med MAGIC biblioteket, troligen pga det begränsade antalet sjöar i biblioteket. Detta problem kommer troligen att minska då antalet sjöar i biblioteket ökar, men i dagsläget gör detta att det är svårt att bedöma utifrån matchning med MAGIC bibliotek om enskilda sjöar kan sluta kalkas.

VATTENDRAG; KALKAVSLUTSOBJEKT I LOFSDALEN

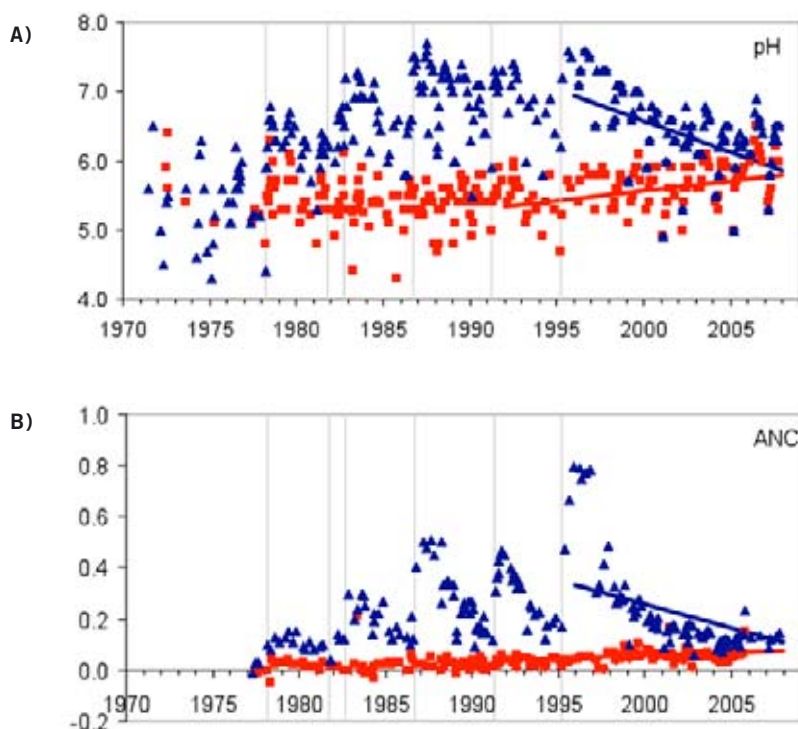
Bakgrund

Som en följd av sura episoder och effekter på fisk och bottenfauna under 1970-talet i vattendrag i Lofsda-len, Härjedalen startade kalkningar i området. Två av

TABELL 1. Delta-pH enligt matchning med MAGIC bibliotek, data från olika år samt korrigering för kalkpåverkan med olika Ca*/Mg*.

Sjö/år	ΔpH , Ca ej korrigerad	ΔpH , Ca korrigerad mha Ca*/Mg* före kalkning	ΔpH , Ca korrigerad mha Ca*/Mg* i Årsjön samma år
Årsjön 2005	0.65	0.65	---
Årsjön 2006	0.62	0.62	---
Årsjön 2007	0.61	0.61	---
Långsjön 2005	0.22	0.22	0.22
Långsjön 2006	0.28	0.21	0.21
Långsjön 2007	0.25	0.48	0.48
Trehörningen 2005	0.18	0.18	0.18
Trehörningen 2006	0.12	0.12	0.12
Trehörningen 2007	0.48	0.48	0.48
Stensjön 2005		0.22	0.29
Stensjön 2006		0.21	0.28
Stensjön 2007		0.21	0.21

FIGUR 7. pH (a) och ANC (b, mekv/l) i Långsjön (blå trianglar) och Årsjön (röda kvadrater). De lodräta grå linjerna visar kalkningarna i Långsjön.



dessa vattendrag är idag kalkavslutsobjekt; Hammarbäcken (våtmarkskalkad 1983–1995) och Djursvasslan (våtmark och doserarkalkad 1983–2005). Det finns även en okalkad svagt sur referens, Övre Hägingeån, som inkluderades efter beslutet att kalkning även skulle avslutas i Djursvasslan. Alla dessa lokaler har följts under en längre period och kemidata finns från tiden före kalkning.

Här presenteras ett sammandrag ur utvärderingen av kemin som gjordes i samband med rapporten Kalkningsavslut (Sundbom et al. 2007).

Kemi

Kalkningarna i Hammarbäcken startade 1983 i och med att området uppströms Hammarbäcken våtmarkskalkades. Kalkningarna utfördes med 1–5 års intervall till den sista kalkningen 1995. Djursvasslan våtmarkskalkades till en början (1983–1995) men en doserare har använts de sista tio åren (1995–2005). I båda vattendragen har sulfathalten minskat med ca 4 ggr under 20 år vilket tyder på en återhämtning medan nitrathalten inte minskat under perioden.

Efter den sista kalkningen har genomsnittet för pH eller alkaliniteten inte minskat. Från 1997 ökade dock pH-variationen markant i Hammarbäcken med

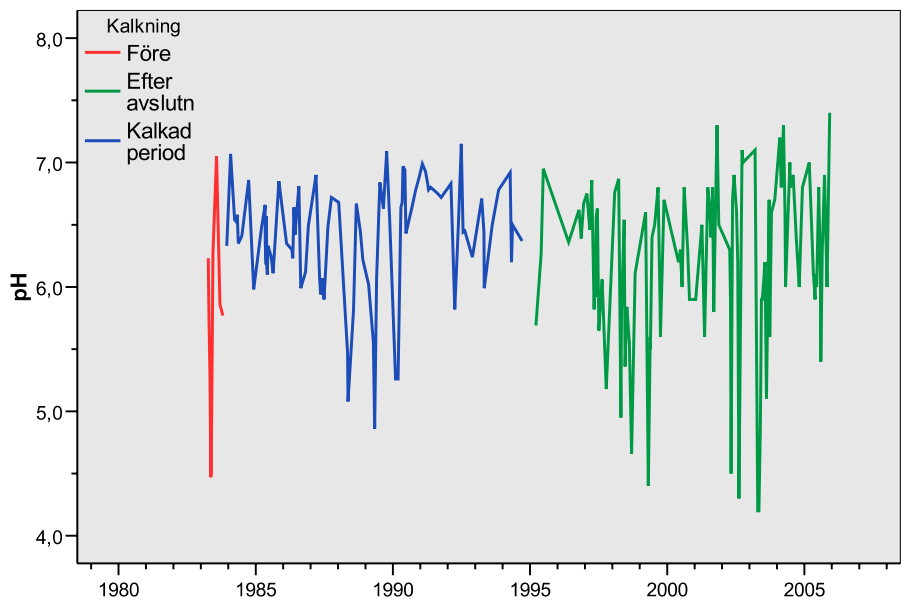
ett flertal sura episoder ner till 5.0. Detta förekom bara enstaka gånger under den kalkade perioden (figur 8). Som en följd av de sura episoderna fördubblades medianvärdet för oorganiskt Al (Ali) jämfört med den kalkade perioden. Den sista tvåårsperioden (2004–2005) minskade de sura episoderna dock och som en följd även Ali topparna.

Efter den avslutade kalkningen har säsongsvariationerna varit relativt stora. Kiselhalterna (och i viss mån även alkalinitet och kalcium) ökade under vintern, minskade under våren och sedan ökade halterna successivt igen under sommar och höst. De högre halterna kisel under vinter tyder på ett ökat inflytande av grundvatten och sedan en utspädning under våren som resultat av snösmältningen. Sulfat visar dock inte en utspädningseffekt under vårfloden utan en jämnare fördelning under året vilket pekar på att det fortfarande finns en tillförsel av antropogent sulfat med nederbörden.

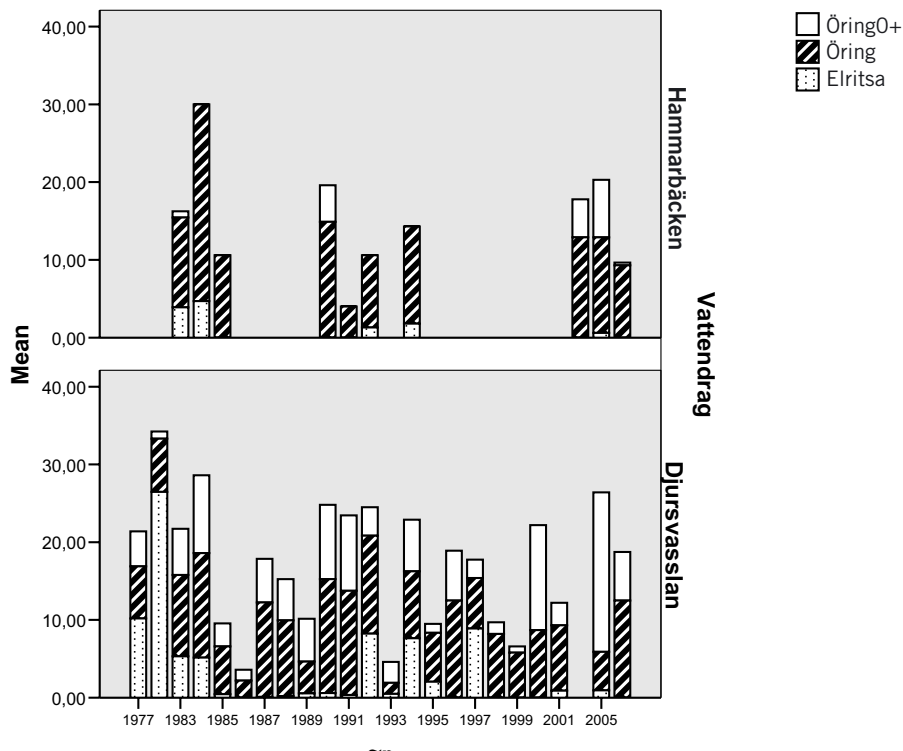
Biologi

Elfisken har utförts i båda de kalkavslutade lokalerna både under den kalkade perioden och efter den sista kalkningen. Övrig biologi har historiskt sett undersökts sporadiskt men sedan ett par år finns båda de

FIGUR 8. Uppmätt pH 1984-2006 i våtmarkskalkade Hammarbäcken, Lofsdalen. Sista kalkningen skedde 1995.



FIGUR 9. Stapeldiagram som redovisar tätheter (ant.ind/100 m²) av fiskarter/åldersklasser vid kvantitativa elfisken; årsyngel av öring, äldre öring och elritsa i Hammarbäcken och Djursvasslan. Tidsperioden sträcker sig mellan 1977 och 2006 dock har inte fiskena utförts varje år (se x-axeln för fiskade årtal).



kalkavslutade objekten med i programmet för litoral bottenfauna och bentiska kiselalger. Det finns dock data från tidigt nittital då vattendragen ingick i IKEU-programmet som därför kan ingå i denna utvärdering. Dessutom har mer bottenfaunadata levererats från länsstyrelsen i Östersund och dessa data kan ingå i framtida utvärderingar.

Fisk

Försurningen påverkade öringbestånden klart negativt med sjunkande tätheter av öring fram tills kalkningen började ge effekt i mitten av åttioalet (figur 9). Detta trots att kalkinsatsen bedömdes vara otillräcklig för att skapa livskraftiga öringbestånd (Bergquist, 2000). Någon tydlig effekt av kalkavslutet 1995 i Hammarbäcksen går inte att urskilja och för Djursvasslan har för kort tid ännu gått efter kalkavslut. Underlaget medger ännu inte en relevant trendanalys efter kalkavslutet. För Hammarbäcksen har dock ett enkelt t-test genomförts som jämför tätheterna under kalkningen och de fisken som utförts efter kalkavslutet – inga signifikanta skillnader fanns mellan dessa två perioderna.

En tydlig skillnad mellan de två vattendragen är att det förekommer betydligt högre tätheter av årsvungar av öring i Djursvasslan än i Hammarbäcksen. För att avgöra om detta beror på om fiskelokalernas

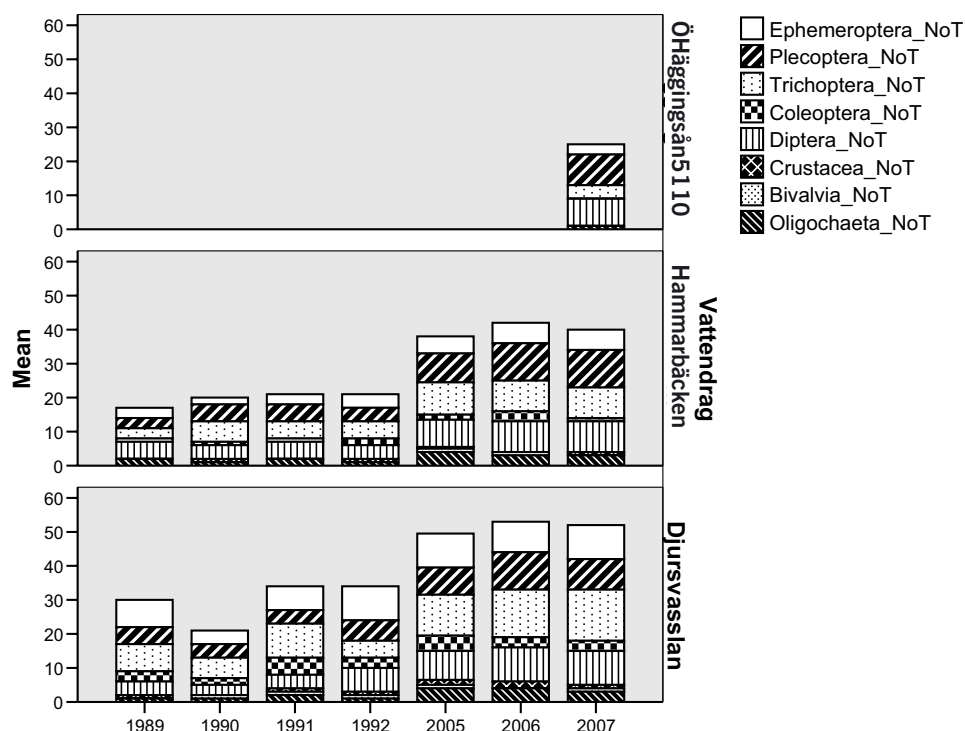
lämplighet som uppväxtplats för öring är olika eller om kalkningseffekten är varierande krävs en mer ingående analys.

Bottenfauna

Ett generellt ökat artantal beror främst på ökning i antalet arter för bäcksländelarver (*Plecoptera*), nattsländelarver (*Trichoptera*) och tvåvingelarver (*Diptera*) (figur 10). Djursvasslan är genomgående artrikare än Hammarbäcksen oberoende av kalkning men eventuellt avhängigt varierande vattenkvalitet i tillflödena.

För Djursvasslan, där endast kort tid gått sen kalkavslut, finns inga signifikanta skillnader för bottenfaunan mellan kalkad period (90-tal) och okalkad period (06–07). För Hammarbäcksen är däremot skillnaderna signifikanta (t-test) mellan kalkat 90-tal och okalkad period (05–07) för; surhetsindexet MISA ($p=0.01$), Simpsons diversitets index ($p=0.002$), relativt abundans av skalbaggar (*Coleoptera*, $p=0.002$), totalt artantal ($p=0.000$) och artantalen för tre känsliga ordningar; dagsländelarver (*Ephemeroptera*, $p=0.008$), nattsländelarver (*Trichoptera*, $p=0.001$) samt bäcksländelarver (*Plecoptera*, $p=0.006$). Detta är tecken på en återförsurning med sjunkande surhets- och diversitetsindex. Artantalen minskar för de känsliga ordningarna *Ephemeroptera*, *Plecoptera* och

FIGUR 10. Artantal för de åtta vanligaste bottenfaunaordningarna i Lofsdalen. Staplarna representerar antalet taxa i de olika ordningarna från höstprovtagningen dels tidigt nittital (kalkad period) och sen de tre senaste årens provtagning. Övre Haggingeån är en svagt sur referens och Hammarbäcksen kalkades senast 1995 medan Djursvasslan kalkades till och med år 2005.



Trichoptera medan individantalen ökar för bäcksländelarver (*Plecoptera*), nattsländelarver (*Trichoptera*) och tvåvingelarver (*Diptera*) som nu dominerar vattendraget likt de sura referensvattnen.

VATTENDRAG; KALKAVSLUTS-OBJEKT I ÖRVALLSSYSTEMET

Bakgrund

Två lokaler i Örvallssystemet i Hälsingland (Örvallsbäcken 4241 och 4250) ingår idag i kalkavslutsprojektet i IKEU tillsammans med en okalkad referens uppströms doseraren (Havssvalgsbäcken). Kalkningarna inleddes 1985 med kalkning dels i Örvallssjön (uppströms Örvallsbäcken) och fortsatte med kalkning med en doserare i Havssvalgsbäcken som ligger ovanför Örvallssjön. Kalkningarna avslutades i slutet av 2000 då doseraren stängdes av.

Även här presenteras för kemin en kort sammanfattning utifrån rapporten Kalkningsavslut (Sundbom mfl 2007).

Kemi

Efter att doseraren tagits ur bruk 2000 har pH sjunkit i lokalen vid Örvallssjöns utlopp närmast nedströms doseraren (4241) och antalet sura episoder

har ökat (figur 11). I lokalen längre nedströms (2.5 km, 4250) kan man inte se lika stora förändringar.

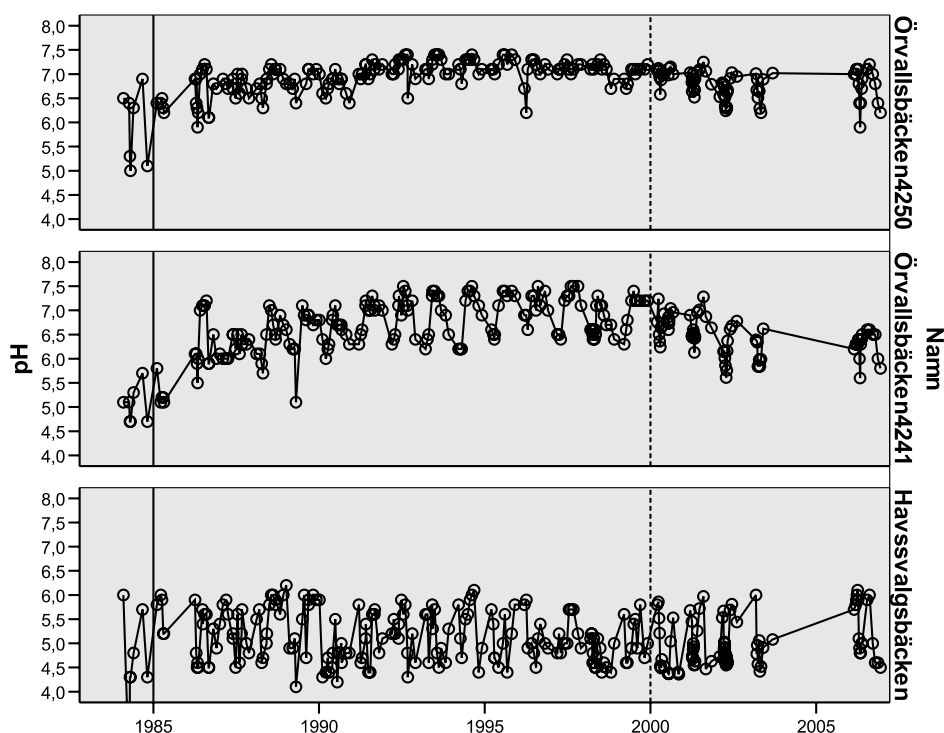
Det finns dock en tendens till större antal sura episoder även här längre nedströms från sjön och det har förekommit pH under 6 vilket inte förekom under den kalkade perioden. Notera att pH ökade mer markant i Örvallsbäcken 4241 efter det att kalkningen startats i jämförelse med lokalen 4250. I den okalkade Havssvalgsbäcken har det under hela perioden (1984–2006) varit en stor variation av pH med rikligt förekommande sura episoder ner till under 4,5. Men man kan inte se någon tendens till återhämtning och frågan är vad som kommer att hända de närmaste åren.

Biologi

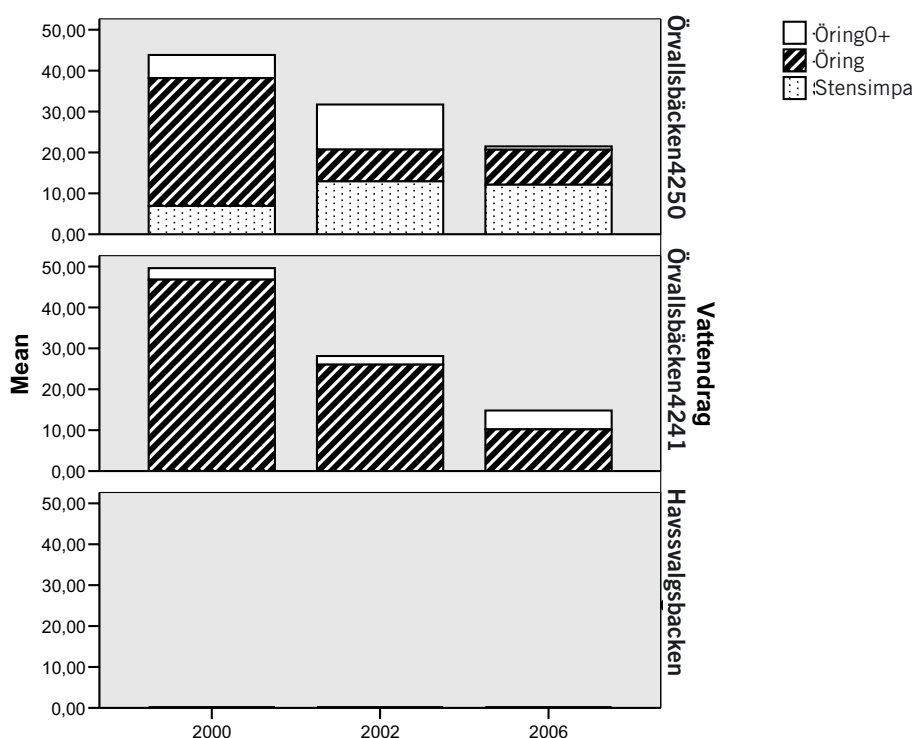
Fisk

Öringbeståndet i Örvallsbäcken verkar krympa efter kalkavslut medan tätheterna av stensimpa ökar (figur 12). Tidsserierna är dock ännu för korta för att en relevant trendanalys skall kunna genomföras. Ökningen av stensimpa skulle kunna vara ett tecken på en återförsurning då stensimpa generellt är vanlig i de sura referenserna (Bergquist & Dahlberg denna volym). Den okalkade Havssvalgsbäcken längst upp i systemet var på 50-talet ett av Delsbos bästa öringvatten men idag undviker öringen bäcken.

FIGUR 11. Uppmått pH 1984–2006 i Örvallssystemet, Hälsingland. Kalkningen påbörjades 1985 (heldragen linje) och avslutades under år 2000 (streckad linje).



FIGUR 12. Stapeldiagram som redovisar tätheter (ant.ind/100 m²) av fiskarter/åldersklasser vid kvantitativa elfisken; årsyngel av öring, äldre öring, och stensimpa i Örvallssystemet. Alla fisken som har utförts fanns tyvärr inte tillgängliga vid denna analys där endast tre års data ingår; sista kalkåret 2000 samt två fisken efter kalkslut 2002 och 2006.



Bottenfauna

I den okalkade referensen Havssvalgsbäck syns inga tecken till återhämtning. På samma sätt som i övriga sura referenser belägna längre söderut i Sverige domineras bottenfaunasamhället av tvåvingelarver *Diptera*, nattsländelarver *Trichoptera* och bäcksländelarver *Plecoptera* (figur 13). Dagsländelarver *Ephemeroptera* har inte noterats på denna lokal ännu.

I Örvallsbäckens två lokaler syns en relativt tydlig skillnad mellan de första åren efter kalkavslutet (2000–2002) och de två senaste årens (2006–2007) provtagningar, speciellt för den nedersta lokalen 4250 (figur 13). Den relativa abundansen skiljer sig signifikant för skalbaggar *Coleoptera* och fåborstmaskar *Oligochaeta* i lokal 4242 ($p < 0.01$, t-test) och bäcksländelarver *Plecoptera* i lokal 4250 ($p < 0.01$, t-test). I den nedersta lokalen 4250 uppvisar även artantalet EPT (summan för ordningarna *Ephemeroptera*, *Plecoptera* och *Trichoptera*) en signifikant skillnad mellan perioden direkt efter kalkslut och sex år senare ($p = 0.002$, t-test). Bottenfaunasamhället uppvisar alltså signifikanta förändringar, för den övre lokalen 4242 med ökande antal arter skalbaggar och fåborstmaskar och för den nedre lokalen ökande artantal för

bäcksländor. Det senare tyder på en återförsurning. Individantalen har även ökat markant för tvåvingarna som 2007 stod för 76 % av individerna vid 4242 och 40 % vid 4250 jämfört med tidigare runt 25 %. Även detta är ett tecken på återförsurning – lokalerna nedan Örvallssjön börjar likna den sura Havssvalgsbäck uppströms ur bottenfaunasynpunkt.

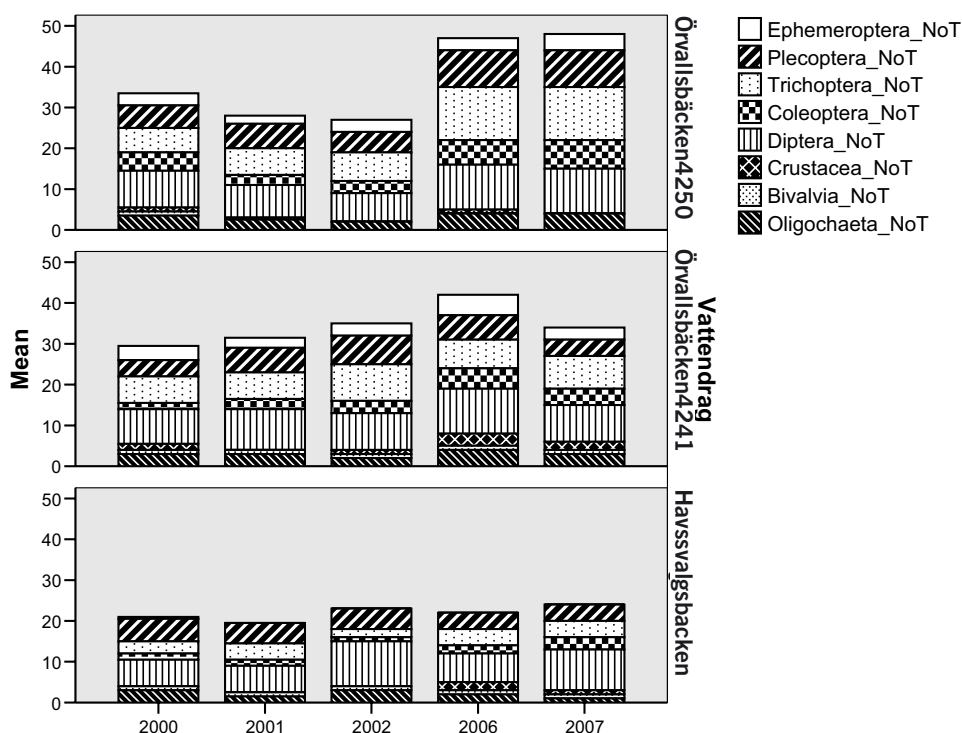
KALKAVSLUTSVATTENDRAGEN – GENERELLA BIOLOGISKA DRAG

Här nedan sammanfattas de övergripande resultaten för kalkavslutsvattnen som grupp i jämförelse med de andra tre typerna av vattendrag som ingår i IKEU-projektet (sura och neutrala referenser samt kalkade vatten). Resultaten kommer från utvärderingen av bottenfauna och bentiska kiselalger i vattendrag (Andrén, denna volym).

Status

Kalkavslutsvattendragen domineras av tvåvingelarver (*Diptera*, likt i sura referenserna), nattsländelarver (*Trichoptera*, likt i neutrala referenserna) och bäck-

FIGUR 13. Artantal för de åtta vanligaste bottenfaunaordningarna i Örvallssystemet. Staplarna representerar antalet taxa i de olika ordningarna från provtagningen dels direkt efter kalkavslut (00-02) och sen de två senaste årens provtagning. Havssvalgsbäcken är en sur referens uppströms doseraren och Örvallsbäcken 4242 ligger vid Örvallssjöns utlopp medan Örvallsbäcken 4250 ligger 2.5 km nedströms sjön, doseraren användes till och med år 2000.



sländelarver (*Plecoptera*, återigen likt i sura referenserna). Dagsländelarvernas (*Ephemeroptera*) andel av populationen är minskande mot de låga nivåer som annars återfinns i de sura referenserna. Kalkavslutsvattendragen liknar de sura vattnen med minskande andel av skrapare tillsammans med detritusätare, vilka återfinns bland dag- och nattsländelarver, tvåvingar och snäckor. Kalkavslutsvattnen har likt de sura vattnen en stor andel bottenlevande insekter av odefinierad födosökstyp. Andelen sönderdelare, vilka återfinns bland natt- och bäcksländelarver samt kräftdjur, är störst i kalkavslutsvattendragen medan andelen predatorer är lika i de fyra vattendragstyperna.

Kalkavslutsvattnen placerar sig med kiselalger-
nas surhetspreferenser mittemellan de kalkade och de neutrala vattnen med avseende på de acidofila algerna samt de circumneutrala algerna.

Skillnader mellan vattendragstyperna

Bottenfaunaabundansen skiljer sig inte åt mellan de fyra vattendragstyperna: sura, neutrala, kalkade vatten samt kalkavslutsvatten. De sura vattnen har för övriga fem bottenfauna-variabler (artantal, Simpson och Shannons diversitetsindex samt surhets-

indexen Medins och MISA) signifikant lägre värden. De kalkade vattnen uppvisar för samma variabler signifikant högre värden. De neutrala samt kalkavslutsvattnen placerar sig i varierande mellanlägen. För surhetsindexen Medin, MISA samt artantal så liknar kalkavslutsvattendragen både sura och neutrala vattendrag.

Kalkavslutsvattnen klassas av MISA som måttligt sura. Shannon diversitetsindex är lågt till måttligt högt i kalkavslutsvattnen och i de sura vattnen. I de neutrala samt kalkade vattnen är diversiteten istället hög. För summavariabeln EPT_NoT (sammanlagt antal arter av de känsliga ordningarna *Ephemeroptera*, *Trichoptera* och *Plecoptera*) finns det lägsta artantalet i de sura vattnen, följt av kalkavslutsvattnen, neutrala vatten och högsta antal i de kalkade vattnen.

Fem av sex kiselalgsvariabler (artantal, relativ abundans *Eunotia* arter, relativ abundans artkomplexet *Achnanthes minutissimum*, surhetsindexet ACID samt vattenkvalitetsindexet IPS) uppvisar signifikanta skillnader mellan de sura vattnen och resterande tre vattendragstyper (undantaget Simpsons diversitet). Dock finns inga inbördes signifikanta skillnader mellan neutrala, kalkade och kalkavsluts-

vattendrag. Surhetsindexet ACID klassificerar de sura vattnen som mycket sura och övriga som nära neutrala. Några outliers bland de kalkade och kalkavsluts-vattnen klassas som alkaliska.

Korrelationer – inverkan av abiotiska faktorer på de biologiska variablerna

I kalkavslutsvattendragen består ännu underlaget endast av ett fåtal prov så sambanden är svaga till bottenfaunavariablerna, ett fåtal kopplingar finns med oklar betydelse. Antalet arter är positivt korrelerat till magnesium (tau_b 0.786). Av surhetsvariablerna är TOC och Ali korrelerad till Shannon diversitet och antalet bäcksländelarvs individer (tau_b -0.733 alla fyra). Bäcksländelarverna är även korrelerade till maximum Ali och sulfat (tau_b -0.733). Dagsländelarverna är korrelerade till sulfat och summa nitritnitratkväve (tau_b -0.785 resp -0.815). Summavariabeln EPT_NoT är korrelerad till Alimax samt totalkväve (tau_b -0,894 samt -0,849). De flesta sambanden är negativa vilket tyder på en återförsurning som börjar med minskande antal bäcksländelarvs-individer och minskande antal arter dagsländelarver eller summa EPT.

För kiselalgerna som består av ännu färre prov än bottenfaunan är sambanden svagare ($p < 0,05$), ett fåtal kopplingar finns med oklar relevans ännu. Till ACID finns ett svagt samband med Ali, sulfat och konduktivitet (tau_b 0,62, 0,71 respektive 0,62). Även det alkalifila artkomplexet ADMI har ett svagt men positivt samband med konduktivitet (tau_b 0,71).

REKOMMENDATIONER FÖR FORTSATT UPPFÖLJNING

Sjöar

Efter de avslutade kalkningarna i Trehörningen och Långsjön i Tyresta har pH minskat. Långsjön ligger idag på pH nivåer som liknar den okalkade Årsjön medan Trehörningen ligger lägre. Vad som kommer att hända framöver återstår att se och vad som är naturligt tillstånd kan diskuteras. För att följa vad som händer de närmaste åren rekommenderar vi starkt en fortsatt uppföljning av alla sjöarna i området, vilket bör ge intressanta resultat och viktig kunskap om återhämtning från försurning och effekter av avslutad kalkning.

För att kunna dra säkrare slutsatser om effekterna av avslutad kalkning på metaller i sjösediment bör alla de kalkavslutade sjöarna inom IKEU-programmet studeras vidare, med sedimentprovtagning i samband med att kalkningen avslutas och därefter med intervaller på 5–10 år. Dessutom bör man även fortsättningsvis provta bottenvatten, framförallt i de kalkavslutade

sjöarna men helst även i kalkade sjöar och referenssjöar, för att ha ett material att jämföra med.

När det gäller biologiska effekter i de kalkavslutade sjöarna har vi hittills inte sett några större effekter av de avslutade kalkningarna. Det bör påpekas att den utvärdering som gjort i denna rapport inte är på artnivå och vi har inte tittat närmre på t.ex. specifika försurningskänsliga växtplankton arter. Dessutom finns det ofta en tröghet hos den biologiska responsen och perioden efter den sista kalkningen är ännu inte så lång i Långsjön. Därför bör den biologiska uppföljningen fortsätta i alla sjöarna för att inte missa en eventuell effekt av de avslutade kalkningarna. I den okalkade Årsjön har vi sett tendenser till återhämtning för kemin men ännu inte några tydliga tecken på att biologin återhämtat sig. Detta är ytterligare ett argument att fortsätta den biologiska uppföljningen.

Vattendrag

I Lofsdalens vattendrag har vi sett en viss effekt av de avslutade kalkningarna och vi bör även följa upp vad som händer i den nya lokalen Djursvasslan. Det finns även tecken på en återhämtning och det är därför intressant ur båda dessa synvinklar att fortsätta uppföljningen i området både kemiskt och biologiskt.

I Örvallssystemets lokaler har vi sett början till återförsurningseffekter efter de avslutade kalkningarna i framförallt den ena lokalen och det är även här för tidigt att kunna säga vad som kommer att hända då perioden efter avslutad kalkning ännu är kort. Dessutom ser vi ännu så länge inga större tecken på återhämtning vilket gör en uppföljning ännu mer intressant och ytterligare motiverar en fortsättning av undersökningarna.

Slutligen

De kalkavslutningsobjekt som ingår i denna genomgång har enligt vår åsikt gett bra kunskaper om vad som händer vid en avslutad kalkning och även gett en inblick i återhämtningen. Bristen är självklart antalet objekt och en bredare representativitet. Nu finns fyra nya sjöar och ett ytterligare vattendrag vilket är ett steg framåt. Men fortfarande bör fler objekt tillföras speciellt på vattendragssidan där sydliga objekt saknas helt. En slutlig rekommendation blir därför att försöka hitta fler lämpliga objekt även om länsstyrelserna har svårt att lämna över dem. Dock bör man med tanke på de relativt tydliga resultat vi ser i denna rapport genomföra kalkavsluten gradvis som en *kalkningsanpassning* för att förhindra skador på biologin. Det är ju trots allt för att skydda biologin som kalkningen startades från början.

REFERENSER

- Andrén, C. (2008) Bottenfauna och kiselalger i rinnande vatten inom IKEU-projektet – Status, typvis jämförelser och trender. *denna volym*
- Bergquist, B. (2000) Kalkade vattendrag – miljö kvalitet och biologisk mångfald; utvärdering av IKEU-programmets sex första år. Naturvårdsverket Rapport 5076.
- Bergquist, B. & Dahlberg, M. (2008) Fisksamhällen i kalkade IKEU-vattendrag och okalkade referensvattendrag – Status och trender. *denna volym*
- Edberg, F., Wällstedt, T. Borg, H. (2008) Kalkningsavslut i Tyresta, utvärdering och komplettering av kemi och metaller i vatten och sediment S10-07.
- Edberg, F., Andersson, P., Borg, H., Ekström, C., Hörnström, E., 2001. Reacidification effects on water chemistry and plankton in a limed lake in Sweden. *Water Air and Soil Pollution*. 130, 1763-1768.
- Fölster, J., Wilander, A., 2005. Försurningsbedömning i kalkade vatten med kvoten Ca^*/Mg^* , IMA Rapport 2005:3. Institutionen för miljöanalys, SLU.
- Hörnström, E., Ekström, C., Sundbom, M., Edberg, F. (2004) Vattenkemi och plankton före och efter kalkning i sjöar i Åvaområdet. Inst. för miljöanalys Rapport 2004:20 ISSN 1403-977X.
- Naturvårdsverket, 2007. Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag, bilaga A till Handbok 2007:4.
- Sundbom, M (2008). Kalkningseffekter på växtplankton. *denna volym*
- Sundbom, M., Andrén, C., Borg, H., Edberg, F., Persson, G., & Wällstedt, T. (2007) Kalkningsavslut: Underlag till revision av Naturvårdsverkets handbok för kalkning av sjöar och vattendrag, U4, ITM-rapport 161. ISSN 1103-341. ISRN SU-ITM-R-161-SE.
- Wällstedt, T., 2007. Fastläggning av metaller i sediment i överkalkade sjöar, ITM rapport, report 167. Department of Applied Environmental Science, Stockholm University, Stockholm.
- Wällstedt, T., Borg, H., Meili, M., Mörth, C.M., 2008. Influence of liming on metal sequestration in lake sediments over the past decades. *Science of the Total Environment* 407, 405-417.
- 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. 3554-3562.