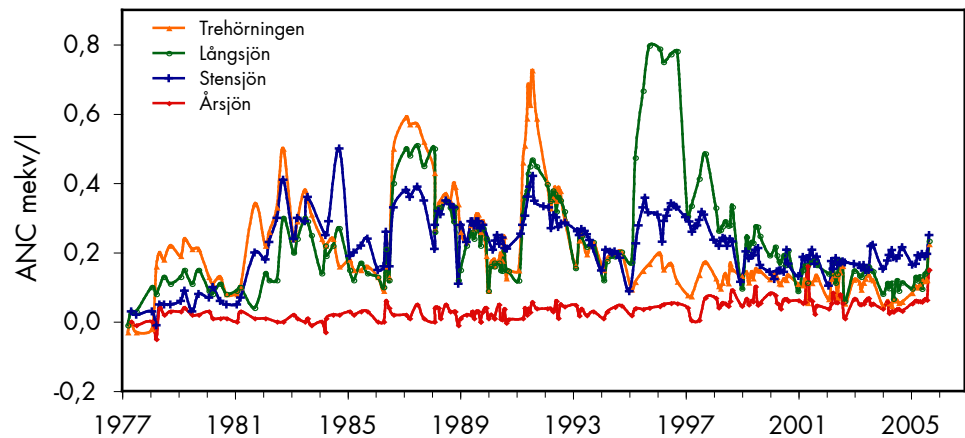




Kalkningsavslut

Underlag till revision av Naturvårdsverkets handbok
för kalkning av sjöar och vattendrag



*Marcus Sundbom (editor), Cecilia Andrén, Hans Borg,
Frida Edberg, Gunnar Persson, Teresia Wällstedt*

Institutionen för tillämpad miljövetenskap

Department of Applied Environmental Science

Kalkningsavslut

Underlag till revision av Naturvårdsverkets handbok för
kalkning av sjöar och vattendrag

*Marcus Sundbom (editor),
Cecilia Andrén, Hans Borg, Frida Edberg, Gunnar Persson¹ & Teresia Wällstedt*

Institutionen för tillämpad miljövetenskap, ITM
Stockholms universitet
106 91 Stockholm
e-post: marcus.sundbom@itm.su.se

¹Institutionen för miljöanalys
Sveriges lantbruksuniversitet (SLU)
750 07 Uppsala

Rapportering av uppdrag från Naturvårdsverket Dnr 235-5918-06 N1, 2006:
Utvärderingar inför revideringen av Naturvårdsverkets kalkningshandbok
Delprojekt U4: Kalkningsavslut

ISSN 1103-341
Tryckeri: PrintCenter, SU 2007-03-30
ISRN SU-ITM-R-161-SE

Innehållsförteckning

1. Sammanfattning	2
2. Uppdragsbeskrivning	4
3. Inledning	4
4. Orsaker till att sluta kalka	5
5. Tidigare erfarenheter	6
5.1 Två litteraturoversikter	6
5.2 Vad händer med vattenkemin efter kalkningsavslut?	7
5.2.1 Kinetik – hur snabbt går återförsurningen?	7
5.2.2 Jämviktsnivå – hur surt kommer det att bli?	8
5.2.3 Mobilisering av metaller från sediment	9
5.2.4 Utvecklingen i Lofsdalsområdet – vattenkemi efter avslutad kalkning i Hammarbäcken	10
5.3 Vad händer med biologin efter kalkningsavslut?	12
5.3.1 Kunskapsläget och förväntade effekter av kalkavslut på plankton, påväxtalger och makrofyter	13
5.4 Integrerade fallstudier	14
5.4.1 Tyresta-Åva – Återförsurning i Trehörningen och Långsjön	15
5.4.2 Kalkavslut i Örvallssystemet	20
6. Hur bedöms om kalkning kan avslutas?	22
6.1 Tidigare rekommendationer	22
6.2 Ett exempel från Norge på metod för att identifiera sjöar som kan sluta kalkas	23
6.3 De svenska bedömningsgrunderna för kalkade vatten	25
6.3.1 Okalkat Ca^{2+}	25
6.3.2 Försurningsbedömning	25
6.3.3 Risken för skador på biologi	26
6.4 Kan bedömningsgrunderna användas för planering av kalkningsavslut?	26
7. Sammanfattning och rekommendationer	28
8. Oklarheter och framtida forskning	29
9. Acknowledgements	30
10. Referenser	31

1. Sammanfattning

Till följd av den pågående depositionsminskningen kommer kalkning att kunna minska eller helt upphöra i många områden under de närmaste decennierna. Huvudtemat i denna rapport är hur man identifierar objekt som kan sluta kalkas och samtidigt minimerar risken för återförsurningsskador. Tyngdpunkten ligger på sjöar, dels för att det mesta av tidigare studier, IKEUs återförsurningsprogram och de nya bedömningsgrunderna för försurning huvudsakligen har varit inriktade på sjöar. Men också för att återhämtningsförloppet karaktär, en övergång från basflödesförsurning till episodförsurning, innebär att sjöar som bättre buffrar mot sura episoder kommer att kunna sluta kalkas tidigare än vattendrag. Rinnande vatten kommer sannolikt i större utsträckning än sjöar att kräva en längre period av successivt sänkta doser innan kalkning helt kan upphöra.

Tidigare erfarenheter av kalkningsavslut

Återförsurning till följd av avbruten kalkning kan medföra vattenkemiska och biologiska effekter som liknar dem vid den initiala försurningen. Det visar tidiga erfarenheter från Lysevatten och Råvekärrs Långevatten i svårt försurade områden på västkusten. Tidigare litteraturstudier har utpekat oorganiskt aluminium (Al) som den största riskfaktorn vid återförsurning på grundval av att toxiska nivåer förekommer i okalkade vatten. Även metaller (t.ex. aluminium, kadmium och zink) som ackumulerat i sediment under den kalkade perioden kan frigöras och utgöra ett hot om pH understiger 5,5 i bottenvattnet.

De få fältundersökningar som pågår i måttligt försurade områden indikerar en snabb initial återförsurning men visar också tecken på en stabilisering på högre nivåer än förväntat, förmodligen beroende på minskad tillförsel av syra från avrinningsområdet eller kvarliggande kalkdepåer. Däremot ökar frekvensen och magnituden av sura episoder.

- *Lofsdalen*: Depositionsminskningen har varit påtaglig i området och återförsurningen i hammarbäcken har endast medfört måttligt förändrade mediannivåer. Under basflödesperioder förefaller bäcken vara välbuffrad. Däremot har fluktuationerna i pH, alkalinitet och Al ökat markant sedan kalkning upphörde med förekomst av flera extrema värden under högflöden.
- *Tyresta-Åva*: I Trehörningen (sista kalkning 1991) och Långsjön (sista kalkning 1995) sjönk pH ner med c:a en enhet i bägge sjöarna till en års-median av pH 6,0 i Trehörningen och 6,5 i Långsjön, även ANC och alkaliniteten minskade. Perioden efter det har pH, ANC och alkalinitet minskat ytterligare, men i betydligt långsammare takt och nivåerna ser ut att ha planat ut. I båda sjöarna förekommer under den sista perioden perioder med extremt låga pH, ANC och alkalinitetsnivåer (pH < 5 och Alk < 0 mekv/l). Generellt kan man säga att Trehörningen nått lägre nivåer av pH, ANC och alkalinitet jämfört med Långsjön. Om biologiska effekter sägas att diversiteten av både växt- och djurplankton minskar i Trehörningen men ännu inte i Långsjön. En förskjutning av artsammansättningen mot syratoleranta arter är tydlig i Trehörningen. Enligt surhetsindex finns inga effekter på bottenfauna i Långsjön där artsammansättningen liknar den i kalkade Stensjön. Rekryteringen av mört förefaller oförändrad i Långsjön och storleksfördelningen av mört skiljer sig inte från den i Stensjön. Man bör dock ha i åtanke att låga pH-nivåer förekommit under relativt kort tid och att eventuella effekter av återförsurningen syns först om några år.

- *Örvalsbäcken:* Under de första fem åren efter avslutad kalkning har medel- och min-pH sjunkit i mätpunkter nedströms kalkdoseraren men mål-pH har hittills bara understigits ett fåtal gånger. Surhetsindex för bottenfauna visar ännu inga tecken på skador. De närmast kommande åren kommer sannolikt bli avgörande för att bedöma utfallet av avslutad kalkning i Örvallssystemet.

Var, när och hur ska man sluta kalka?

- För att peka ut objekt eller områden där kalkningsavslut bör övervägas, granskas effektuppföljningen för enskilda objekt, särskilt sådana som regelmässigt uppfyller de vattenkemiska målen med god marginal. Aktuella kartor för kritisk belastning bör också studeras för att identifiera vilka områden där man kan förvänta sig att försurningsläget har förbättrats.
- Det framtida försurningsläget kan åtminstone i sjöar bedömas med hjälp av metoder framtagna eller sammanställda för de nya bedömningsgrunderna för försurning. De går kortfattat ut på att beräkna den förväntade förändring i pH (ΔpH) som erhålls vid avslutad kalkning. Därefter avgörs om kalkning kan upphöra genom att jämföra ΔpH med en klassindelning som anger försurningspåverkan. Klassindelningen baseras på empiriska samband mellan surhetsvariabler och biota, men uppges avspegla skillnader mellan antropogen och naturlig försurning. Metoderna kräver dock en vattenkemisk effektuppföljning för både kalkade och närliggande referensobjekt av en omfattning som varit ovanlig inom kalkningsverksamheten. Dessutom innehåller både metoderna och klassindelningen en serie antaganden och approximationer, varför man bör vara försiktig med att enbart förlita sig på bedömningsgrundernas beslutsordning.
- De vattenkemiska analysprogrammen bör utökas med full jonbalans, TOC och Ali. Vid regionala eller nationella inventeringar bör även totalaluminium och fluorid ingå (eller ersätta Ali) för att möjliggöra modellering av Ali.
- Utöver vattenkemisk effektuppföljning bör även relevanta biologiska indikatorer följas upp och vid tecken på oacceptabla återförsurningsskador ska doserna kunna återanpassas uppåt. Effektuppföljning bör fortsätta efter avslutad/anpassad kalkning under en period av 2,3-3 gånger den teoretiska omsättningstiden.
- Vid svårbedömda fall eller då känsliga naturvärden står på spel bör doserna sänkas successivt snarare än att sluta kalka plötsligt.

Framtida satsningar bör inkludera:

- fler empiriska studier av kalkningsavslut.
- bättre dataunderlag, särskilt för vattendrag för att kunna validera de bedömningsverktyg (MAGIC och episodmodellen) som rekommenderas i bedömningsgrunderna.
- undersökningar av möjliga implikationer av klimatförändring och de ökande halterna DOC i många vatten i södra Sverige.
- en sammanställning av dos-effekt-samband för relevanta surhetsvariabler och organismer/index, fr.a. de samband som bildar underlag för de nya bedömningsgrunderna. Sammanställningen ska syfta till att vara ett komplement till bedömningsgrundernas förenklade påverkansklassning och ge användare möjlighet att själva beräkna och bedöma risker för återförsurningsskador på biota.

2. Uppdragsbeskrivning

Det utredningsuppdrag som sammanfattas i denna rapport är en beställning av Naturvårdsverket. Enligt avtalstexten (Dnr 235-5918-06-N1) åtar sig leverantören att under 2006 utföra det uppdrag som finns preciserat i Bilaga 4 (Utredningsprojekt U4, Kalkningsavslut) till detta avtal. Rapporten ska utgöra ett underlag för en uppdatering av kalkningshandboken (Naturvårdsverket, 2002). Uppdraget syftar till att genom litteratursammanställning och erfarenheter från IKEU-projektet dra slutsatser om vad som händer när kalkning avslutas och utifrån det ta fram riktlinjer för var/när/hur man kan upphöra kalka i sjöar och vattendrag. Projektet omfattar vattenkemi, metaller i sediment, plankton, bottenfauna, fisk, påväxtalger och makrofyter. Utöver det som finns specificerat i Bilaga 4 har ansträngningar gjorts för att inkludera de nya (preliminära) bedömningsgrunderna för försurning, speciellt ett antal underlagsrapporter som vi bedömde vara relevanta för utredningen.

3. Inledning

I syfte att samordna, förbättra och effektivisera kalkningsverksamheten utgavs 2002 "kalkningshandboken" (Naturvårdsverket, 2002). Den riktar sig till myndigheter och utförare och ger råd om planering, genomförande och uppföljning av kalkning av sjöar och vattendrag. Det är viktigt att en handbok anpassas efter ny kunskap, nya direktiv och en föränderlig miljö vad gäller försurningpåverkan och klimat. Inte minst gäller detta frågan om när man ska sluta kalka som i nuvarande handbok behandlas mycket summariskt. Föreliggande arbete utgör ett av flera underlag för ett utökat avsnitt om kalkningsavslut i en omarbetad kalkningshandbok. Utredningen syftar till att ge en uppdaterad kunskapssammanställning och peka ut de områden där vi vet för lite, men är långt ifrån heltäckande. Arbetet med att förbättra underlaget kommer att fortsätta under 2007 med nya specialprojekt flera nya kalkningsavslutsobjekt inom IKEU, samt en omfattande vattenkemisk provtagning i samtliga målsjöar.

Naturvårdsverket initierade i slutet av 1990-talet två projekt som inkluderade omfattande litteratursammanställningar om återförsurning av sjöar. Dessa ledde till flera publikationer (Lydersen & Löfgren, 2000b; Andersson *et al.*, 2002; Lydersen & Löfgren, 2002; Lydersen *et al.*, 2002) som naturligtvis utgör en del av underlaget i denna rapport. Bakgrunden till dessa utredningsuppdrag var att kalkningsverksamheten då hotades med stora ekonomiska neddragningar och att man helt enkelt skulle vara tvungen att sluta kalka många sjöar. Nu är bakgrunden en annan och denna utredning om kalkningsavslut har snarare aktualiserats av att försurningssituationen har förbättrats i många områden till följd av den minskande depositionen av försurande ämnen.

Denna utredning baseras på tidigare litteratur och aktuella fältstudier inom IKEU. Förväntade och observerade effekter av kalkningsavslut sammanfattas. Tidigare förslag till hur man bör välja objekt för kalkningsavslut, bl.a. ett färskt norskt sådant (Hindar & Larssen, 2005a), jämförs och vi diskuterar hur de nya (preliminära) bedömningsgrunderna för försurning kan tillämpas. Avslutningsvis ges kortfattade rekommendationer och vi försöker identifiera områden där kunskaperna fortfarande är bristfälliga. Slutsatserna i denna rapport kan användas som underlag för den nya kalkningshandboken, men utgör inte ett slutgiltigt förslag på ställningstaganden eller formuleringar.

4. Orsaker till att sluta kalka

Varken då kalkningen inleddes eller senare har avsikten varit att kalkning av sjöar och vattendrag skulle vara en permanent åtgärd. Parallellt med kalkningen har andra mer långsiktiga åtgärder vidtagits. Ett omfattande arbete med att minska utsläpp av försurande ämnen både i Sverige och utomlands har gett resultat, åtminstone vad gäller sulfatdepositionen som minskat i genomsnitt med 6,2 % per år sedan 1990. Denna takt innebär ungefär en minskning med 70 % under perioden 1990-2010, vilket motsvarar den reduktion som under tidigt 1990-tal bedömdes krävas för att inte ytterligare förvärra försurningen av svenska ytvatten (Henrikson & Brodin, 1995). Den framtida utvecklingen är naturligtvis svår att förutspå beroende på hur nyligen ingångna avtal efterlevs (t.ex. Göteborgsprotokollet och EU:s takt direktiv) och osäkerhet kring klimatutveckling och långtidseffekter av kvävedepositionen som inte har minskat i samma utsträckning som för svavel (Warfvinge & Bertills, 2000). Dessutom har reduktionen av svavelutsläppen bromsats under senare år; en orsak är okontrollerad ökning av emissioner från sjöfarten (Ågren, 2006). Oavsett hur snabbt den fortsatta återhämtningen från försurning blir framöver, är det ofrånkomligt att fortsatt kalkning i många områden inom en nära framtid kommer att omprövas. Men lika klart är det att det finns regioner där den kritiska belastningen har överskridits under lång tid och där minskande deposition inte kommer att ge påtagliga effekter än på flera decennier på grund av en omfattande markförsurning (Bernes & Naylor, 1991; Brodin, 1993). I sådana områden leder kalkningsavslut med stor sannolikhet till kraftig återförsurning och påverkan på flora och fauna, vilket bör undvikas. I denna rapport förutsättes därför att diskussionen om kalkningsavslut förs på rationella grunder och inte är framtvingade av exempelvis slojade anslag. Bortsett från att det kan saknas pengar, finns det flera anledningar till att sluta kalka:

1. *Kalkning anses inte längre vara nödvändig p.g.a. att*
 - a) *försurningstillståndet har förbättrats.* På längre sikt förmodar vi att detta blir den vanligaste orsaken till att upphöra med kalkning.
 - b) *mål-pH har sänkts till en nivå som inte kräver kalkning för att upprätthållas.* Differentierade mål-pH som kalkhandboken rekommenderar har inte riktigt slagit igenom än (Persson & Wilander, 2004), men kommer sannolikt få större i samband med den pågående revisionen av åtgärdsplaner för kalkning i flera län. På kort sikt kan detta bli en vanlig orsak till att kalkning minskar/avslutas.
 - c) *motiv för kalkning saknas.* Det är inte ovanligt att motiv eller biologiskt mål "saknas" i länens åtgärdsplaner (Persson & Wilander, 2004). Det behöver inte betyda att objektet saknar naturvärden men nödvändiga inventeringar för att fastställa motiv och mål har kanske inte prioriterats. Om natur- och nyttjandevärden saknas eller är små bör kalkning kunna upphöra utan vidare diskussion.
2. *Kalkning är inte verkningsfull.*
 - a) *De vattenkemiska målen underskrids regelmässigt.* Kort omsättningstid eller hög vattenfärg kan leda till att effekten av rimliga kalkdoser blir kortvarig eller otillräcklig.
 - b) *Målområdet påverkas marginellt av kalkningsinsatserna i ett uppströms åtgärdsobjekt.* Kalkning kan därför avslutas i det rena åtgärdsobjektet och om nödvändigt kompenseras för genom att öka kalkningen på en lämpligare plats.
3. *Kalkning bör eller måste avbrytas.* Till exempel därför att kalkningens negativa effekter på markvegetation överväger de positiva effekterna av kalkningen, eller p.g.a. reservatsbildning, forskning, dammbygge, markägarens godtycke etc.

Av ovan angivna orsaker till att sluta kalka är det väl egentligen bara punkterna under 1. ovan som kräver djupare eftertanke och som alltså behöver behandlas i handboken. I dessa fall har kalkning ansetts vara nödvändig men förutsättningarna eller bedömningarna har förändrats så pass mycket fortsatt kalkning kan ifrågasättas. Vi återkommer till hur man kan avgöra detta men först ett avsnitt om utifrån tidigare erfarenheter sammanfattar förväntade och observerade effekter av avslutad kalkning.

5. Tidigare erfarenheter

5.1 Två litteraturoversikter

De två stora litteratursammanställningar (Andersson *et al.*, 2002; Lydersen *et al.*, 2002) om återförsurning i sjöar som gjordes åren kring sekelskiftet rekommenderas som fördjupningslitteratur. Båda arbetena har omfattande referenslistor som naturligtvis till stor del är överlappande. Vi kommer inte att gå igenom dessa rapporter i detalj utan endast lyfta fram de viktigaste slutsatserna. Ytterligare referenser till dessa arbeten förekommer i de olika fallstudierna och specialavsnitten nedan.

I den ena utredningen (sammanfattad i Lydersen & Löfgren, 2000b) ligger fokus på metaller och riskanalys främst med laxartad fisk i åtanke. Argumentationen stöder sig till stor del på data från riksinventeringen 1995 och norska erfarenheter. Risker med återförsurning tonades ner och bedömdes som små. De drog slutsatsen utifrån vattenkemidata att labilt oorganiskt aluminium (Al) är den enda riskfaktorn av egentlig betydelse. Av de övriga potentiellt toxiska metaller överskreds den "lägsta biologiska risknivån" (enligt Alm *et al.*, 1999) i mycket få av de undersökta sjöarna. Sveriges användning av alkalinitet som kalkningskriterium kritiseras och författarna rekommenderar ANC (acid neutralizing capacity) för att bedöma såväl kalkningsbehov som riskerna med återförsurning. Anledningen är, enligt författarna, att ANC bättre tar hänsyn till båda de buffrande systemen (karbonat och DOC) och ANC var den enskilda kemiska faktor som bäst förklarade surhetsrelaterade skador på fiskpopulationer (i Norge). Detta antogs hänga samman med att ANC bättre tar hänsyn till DOC och då indirekt även effekterna av DOC på aluminiums toxicitet.

I den andra utredningen (Andersson *et al.*, 2002) fick några svenska fallstudier stort utrymme och man diskuterade även effekter av (åter)försurning på andra organismer än fisk. Rapporten präglas av försiktighetsprincipen och riskerna för skador av återförsurning bedöms vara potentiellt stora och i många fall svåröversägbare. Av den kalkade populationen förväntas 4000 sjöar få ett $\text{pH} < 6,0$, varav 1700 når $\text{pH} < 5,4$ vid ett generellt kalkningsavslut. Detta betecknas som oroande, samtidigt konstateras att 3500 kalkade sjöar inte skulle återförsuras. De flesta sjöar som skulle återförsuras ligger som väntat i sydvästra Sverige. Beräkningarna baseras på pH före kalkning i 744 sjöar men framhålls som osäkra eftersom inverkan på pH endas beräknats översiktligt med hjälp av F-faktorn, som inte väger in den minskande depositionen och kinetiska effekter på ett adekvat sätt. Även här framhålls Al som den största risken för skador på biota till följd av återförsurning.

Även om rapporterna skilde sig åt både avseende innehåll och fokus, kom de fram till likartade slutsatser i flera fall. Båda anser att många sjöar där försurningen initialt var måttlig sannolikt skulle klara sig utan kalkning idag. Båda utpekar Al som den metall som innebär flest risker och varnar den stora osäkerhet om vad som händer med koncentrationerna av metylkvicksilver i fisk vid återförsurning.

5.2 Vad händer med vattenkemin efter kalkningsavslut?

Det finns två aspekter av återförsurningsförloppet som bör beaktas. Dels en kinetisk aspekt som handlar om återförsurningen hastighet, dels en steady-state- eller jämviktsaspekt som handlar om vilket sluttillstånd som uppnås efter avslutad kalkning. Den förra kan vara viktig att beakta för att avgöra om det går att sluta kalka tvärt eller om det krävs en stegvis anpassning av doserna till en förbättrad försurningssituation och för att öka känsliga organismers möjligheter att anpassa sig till förändringarna. Jämviktsaspekten, som alltså omfattar situationen då en ny balans mellan försurning och naturlig buffring närmar sig, är viktig för att avgöra om vi får en återförsurning överhuvudtaget, och i så fall hur allvarlig den blir. Detta är naturligtvis avgörande för om man kan sluta kalka eller inte. Mer om hur man kan bestämma det nya ”referenstillståndet” diskuteras i avsnittet om hur man ska sluta kalka nedan (avsnitt 6).

5.2.1 Kinetik – hur snabbt går återförsurningen?

Den första tiden efter avslutad kalkning kan sägas motsvaras av utvecklingen mellan mellan kalkningar, vilken beskrivits bl.a. i Wilander *et al.* (1995). Återförsurningen efter en sjökalkning kan förenklat beskrivas av en exponentiellt avtagande kurva med en avklingningshastighetskonstant som beror på sjöns teoretiska omsättningstid och hur snabbt och fullständigt kalken går i lösning. Funktionen har en slutnivå som motsvaras av vattenkemin i tillrinnande vatten. Wilander *et al.* (1995) tillämpade denna funktion på data från 77 kalkade sjöar och visade att utspädning är den klart viktigaste styrande faktorn medan tillförsel av syra spelade roll för minskningen i alkalinitet endast i ett fåtal sjöar. Detta har även visats tidigare (Sverdrup & Warfvinge, 1984). För de flesta av sjöarna minskade kalkeffekten långsammare än den teoretiska utspädningen vilket kan bero på att kalken löstes upp under en utdragen period. Ett mindre antal sjöar hade ett snabbare förlopp än väntat vilket kan tolkas som att kalk inaktiverats av sediment eller humus (Wilander *et al.*, 1995). Det finns mer avancerade modeller som även tar hänsyn till upplösning av kalk i sediment, inaktivering i sediment och sjöstratifiering (Sverdrup *et al.*, 1984).

Om de kinetiska aspekterna är viktiga kan man försöka använda en modell av ovan nämnda typ för att förutsäga hur snabbt kalkeffekterna i en sjö försvinner. Kurvanpassningar till kemidata mellan kalkningar kan användas för att parameterisera modellerna för att sedan tillämpa dem på ett hypotetiskt kalkningavslut. Men i praktiken saknas antagligen ofta tillräckligt med vattenkemidata, tillrinningsuppgifter och morfometriska data för att ge säkra resultat. Men i princip kan man använda effektuppföljningen av vattenkemi för perioden mellan tidigare kalkningar som ”facit” för vad som händer på kort sikt, åtminstone för sjökalkningar och om den vattenkemiska effektuppföljningen är tillräcklig (beror på både kalknings- och provtagningsfrekvens).

För våtmarkskalkningar beror kalkningseffektens varaktighet på många faktorer och det är vanskligt att föreslå en generell modell eller peka ut en enskild styrande faktor. Men även för våtmarkskalkningar borde effektuppföljningen mellan tidigare kalkningar kunna ge viss information om hur hastigt återförsurningsförlopp man kan förvänta sig.

Vattendrag som enbart kalkas med doserare återförsuras i regel mycket fort. I en studie i Västerbottens län stängdes doseraren av i experimentellt syfte i ett vattendrag som nyligen börjat kalkas (Ahlström *et al.*, 2006). Återförsurningen var i stort sett omedelbar

och ”surstöten” transporterades snabbt nedströms. I en tidigare studie i Skåne där två kalkdoserare stängdes av observerades visserligen ”sekundära” effekter av kalkningen vilket fördröjde återförsurningen (Widarsson, 1988). Dessa vattendrag hade kalkats en längre tid än det i Västerbotten och outnyttjad kalk i bäckfåran kan eventuellt förklara dessa effekter (jmf. Hindar, 1987), även om de i sammanhanget var kortvariga (doserarna var bara avstängda i sju dygn). För ren doserarkalkning kan man alltså i många fall bortse från den kinetiska aspekten av återförsurningen och helt enkelt anta att vattnet närmast nedströms en skrotad doserare kommer få samma egenskaper som vattnet ovan doseraren. Återigen, en väl utformad effektuppföljning är alltså avgörande för att bedöma om man kan sluta kalka. Ett kontrasterande exempel utgör Örvallsbäcken i Hälsingland som har studerats i flera år efter att doseraren lagts ned. Här verkar återförsurningen gå långsammare och det är fortfarande långt kvar till de sura förhållanden som råder uppströms doseraren. Detta beror delvis på skaleffekten (dvs det är surare högre upp i avrinningsområdet; Temnerud & Bishop, 2005) men även på den buffrande effekten av Örvallsjön som ligger mellan doseraren och målområdet. På sjöbotten finns troligen kvar kalkdepåer som ansamlats under vårfloderna under den kalkade perioden. Mer om pågående studier i Örvallssystemet återfinns i avsnitt 5.4.2 nedan.

5.2.2 Jämviktsnivå – hur surt kommer det att bli?

Någon egentlig jämvikt nås aldrig eftersom de olika processerna (deposition, vittring etc) förändras under året och över tiden. Man kan tänka sig att jämviktsnivån är det medeltillstånd som de olika surhets variablerna fluktuerar kring efter att kalkningseffekterna i praktiken helt har klingat av. Att säga hur försurningssituationen kommer att bli på längre sikt efter kalkning är inte helt lätt. Det antagande man utgår ifrån i både de gamla bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket, 1999) och i underlaget för de nya bedömningsgrunderna (Fölster & Wilander, 2005) är att när man slutar kalka kommer vattenkemin på sikt bli som om sjön aldrig hade kalkats. Detta antagande kan tyckas vara rimligt. Det som bestämmer medelnivåerna för vattenkemin är balansen mellan utspädning, vittring och deposition. Alla spår av några decenniers kalkning bör alltså vara utplånade på längre sikt. Men i ett något kortare perspektiv finns det ändå anledning att ifrågasätta att det kommer att bli som om kalkningen inte hade funnits.

- Kalk som inaktiverats i sediment eller på land kan åter bli tillgängligt längre fram.
- Sekundära effekter orsakade av inte självklart reversibla förändringar av biologiska processer, t.ex. balansen mellan primärproduktion och nedbrytning, nyckelarter missgynnade av kalkning har utrotats, förskjutning till alternativa ekologiska jämvikter, förändringar i fisksamhället leder till trofiska kaskader som påverkar vattenkemin, invasionsarter eller förändrat marktäcke efter våtmarkskalkning.
- Ökad mobilisering av metaller som ackumuleras i sedimenten under den kalkade perioden.

Den första mekanismen är möjlig men har begränsad varaktighet, de följande ekologiska invändningarna är intressanta men spekulativa och betydelsen av dem är svårbedömd. Den sista punkten är omdebatterad men relativt välstuderad och behandlas mer utförligt nedan. Sammanfattningsvis kan sägas att antagandet om ett hypotetiskt okalkat tillstånd inte är invändningsfritt men nödvändigt. Vi återkommer till det här ämnet i samband med redogörelsen av de metoder som rekommenderas i Sverige (och Norge) för att bedöma försurningspåverkan i kalkade vatten (avsnitt 6).

5.2.3 Mobilisering av metaller från sediment

Ett flertal studier har visat att koncentrationer av många metaller ökar i sediment efter kalkning och att kalkade sjöar har en högre belastning av t.ex. Al, Cd, Co, Mn, Ni och Zn i sedimenten jämfört med okalkade referenssjöar (Dillon & Smith, 1984; Andersson & Borg, 1988; Driscoll *et al.*, 1989; Egeberg & Håkedal, 1998; Andersen & Pempkowiak, 1999; Wällstedt, 2005a; Wällstedt & Borg, 2005). Kalkning leder till ökat pH och då de flesta metaller har en minskad rörlighet vid lägre pH leder kalkningen till att metallerna faller ut till sedimenten. Medfällning med partiklar som tillförs med kalken samt med hydroxider av t.ex. Al, Fe och Mn underlättar den ökade sedimentationen. Kalkprodukterna innehåller också metaller i varierande grad, vilket också bidrar till den ökade belastningen på kalkade sjösediment. Detta gäller särskilt i sjöar kalkade direkt på sjöytan. Al, Cu och Ni är exempel på metaller där kalkprodukternas bidrag till belastningen i sedimenten kan vara påtaglig (Wällstedt, 2005b).

Det har under många år diskuterats huruvida utlakning av metaller från sedimenten kan ske vid en eventuell återförsurning, efter avslutad kalkning. I en litteratursammanställning drar Nelson & Campbell (1991) slutsatsen att trots att utlakning kan påvisas i labbförsök, är utlakning från sediment i naturen osannolik p.g.a. den kraftiga pH-gradienten vid sediment-vattenytan. Liknande slutsatser drar Lydersen & Löfgren (2000b) i en litteraturstudie om effekter av återförsurning. Detta trots att flera labbförsök har gett resultat som tyder på att metaller kan lakas ut från sediment vid försurning (Gambrell *et al.*, 1991; Matschullat & Wyrobek, 1993; Fimreite *et al.*, 1996). Dessa försök gjordes dock med homogeniserade sediment, vilket i hög grad kan påverka förutsättningarna för utlakning och det är dessutom svårt att avgöra hur stort bidraget från sedimenten skulle vara jämfört med t.ex. tillrinningen från ett försurat avrinningsområde. I en studie av kraftig återförsurning av sjön Råvekärrs Långevatten konstaterar Dickson *et al.* (1995) att metaller kan lösas ut från sedimenten vid återförsurning och bidra till ökade koncentrationer.

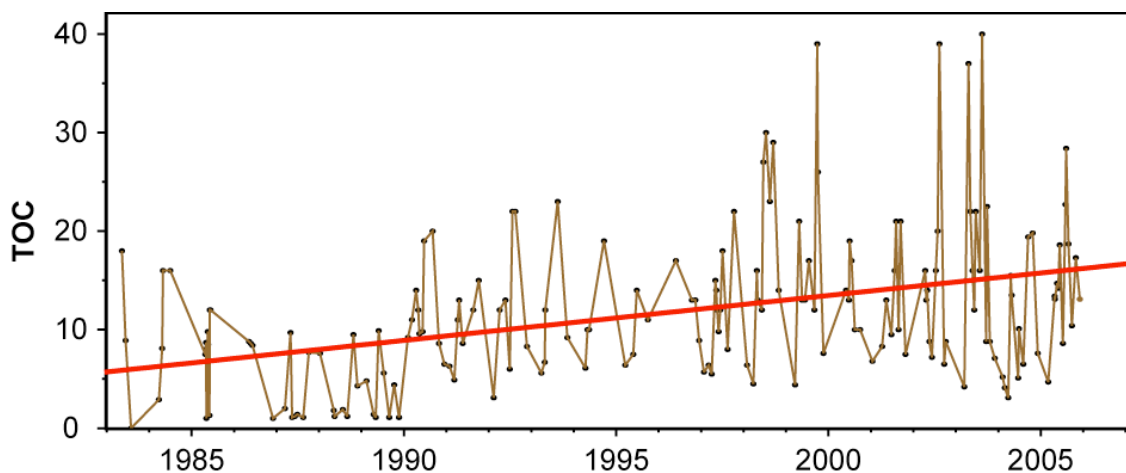
I ett senare labbförsök togs intakta sedimentproppar med överstående vatten från den kalkade sjön Långsjön och den försurade referenssjön Årsjön i Tyresta Nationalpark, Stockholm (Wällstedt & Borg, 2003). Det överstående vattnet försurades successivt och prover för metallanalyser togs kontinuerligt på det överstående vattnet. Resultaten visar att metaller kan lakas ut från sedimenten till det överstående vattnet. Försöket visar vidare att sedimenten från den kalkade sjön var en större metallkälla än sedimenten från den sura sjön. Vid försurning av det överstående vattnet till pH-värden under 5,4 uppnås högre halter av Cd och Zn i det kalkade provet jämfört med den sura referensen. För Al uppnås högre koncentrationer i proven från den kalkade sjön när pH sjunker under 5,0.

Detta tyder på att metaller kan lakas ut från sediment vid en ev. återförsurning och bidra till ökade halter av t.ex. Al, Cd och Zn, åtminstone periodvis i bottenvattnet. Dock anser vi att risken för att utlakning ska bidra signifikant till ökade koncentrationer är liten så länge pH-värdet i bottenvattnet inte understiger 5,5. Detta stöds av hittills publicerade data från återförsurningsstudien i sjöarna Långsjön och Trehörningen i Tyresta Nationalpark. I Trehörningen, där kalkningen avslutades för 15 år sedan, sjunker pH i både yt- och bottenvattnet periodvis under 5 och där uppmäts halter av labilt oorganiskt aluminium på över 100 µg/l. I Långsjön som kalkades senast 1995, har däremot pH-värden under 5,5 och oorganiskt labilt Al över 40 µg/l uppmäts endast vid ett fåtal tillfällen.

5.2.4 Utvecklingen i Lofsdalsområdet – vattenkemi efter avslutad kalkning i Hammarbäcken

På 1970-talet konstaterades låga pH-värden i flera vattendrag i Lofsdalsområdet i Härjedalen, samtidigt med låga pH-värden i nederbörden. I samband med sura episoder uppmättes också höga halter av aluminium, järn och mangan, med åtföljande effekter på fisk och bottenfauna i vattendragen (Andersson & Nyberg, 1984; Borg, 1986; Nyberg *et al.*, 1995; Olofsson *et al.*, 1995). För att motverka effekterna av de tilltagande surstötarna i vattendragen och i Lofsenmagasinet inleddes våtmarkskalkningar 1983 i tillflöden till magasinet, som avrinner till Ljusnan. Dessa resulterade i förbättrad vattenkemi med högre och stabilare pH-värden och betydligt mindre variation i metallhalter i vattendragen. De extremvärden som tidigare konstaterades vid högflöden har inte återkommit efter det att kalkningarna inleddes (Borg *et al.*, 1995; Borg *et al.*, 2001)

Djursvasslan (Huvudfåran 5004) är påverkad av våtmarkskalkning sedan 1985 och Hammarbäcken (5005) från 1983 till 1995. Då beslutades att Hammarbäcken skulle användas för att studera vad som hände efter att kalkningen avslutades. Sulfathalten i båda bäckarna har genomsnittligt minskat med ca 4 ggr under 20-årsperioden. TOC-halten uppvisar däremot en ökning i vattendragen med 2-3 gånger under denna period (Fig. 1). Den påtagligt minskade sulfathalten pekar alltså på en pågående återhämtning från belastningen av sur nederbörd, åtminstone vad gäller svaveldepositionen. Nitrathalterna i bäckarna visar dock ingen minskning under motsvarande period.

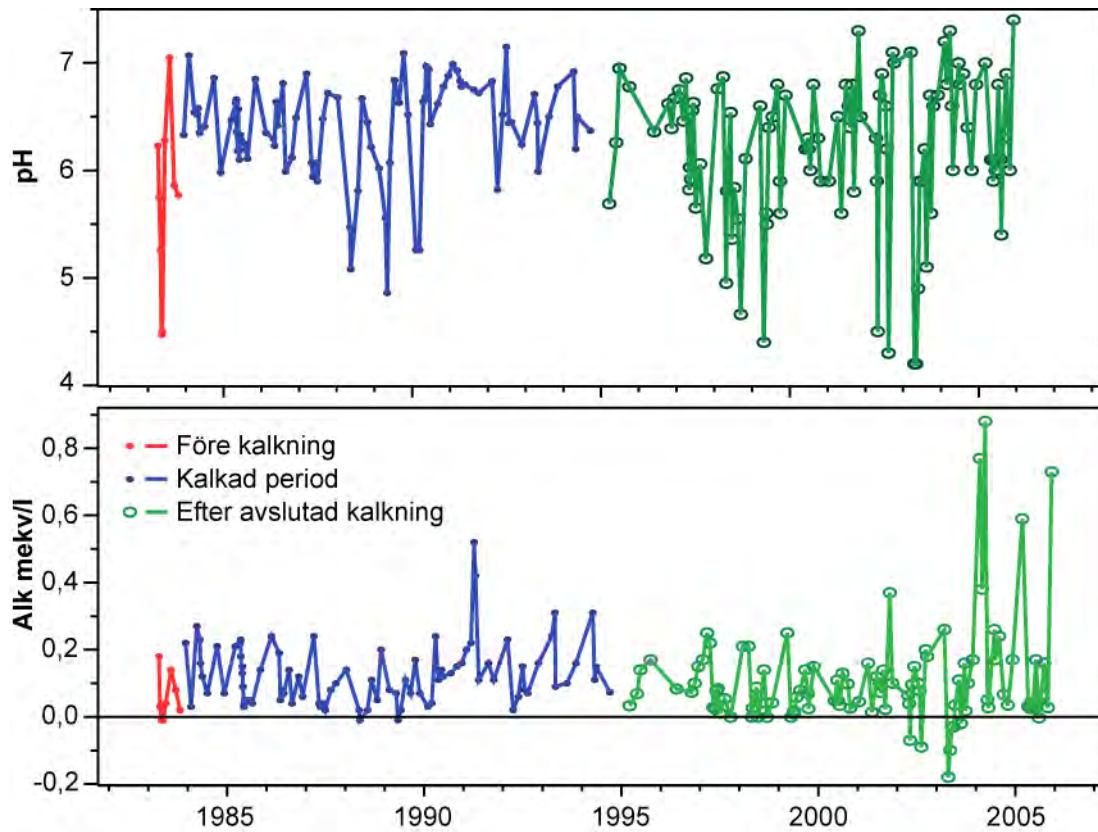


Figur 1. Totalt organiskt kol (TOC) i Hammarbäcken, Lofsdalen. Regressionslinjen visar en signifikant ökning under perioden 1983-2005 trots en påtaglig säsongsvariation.

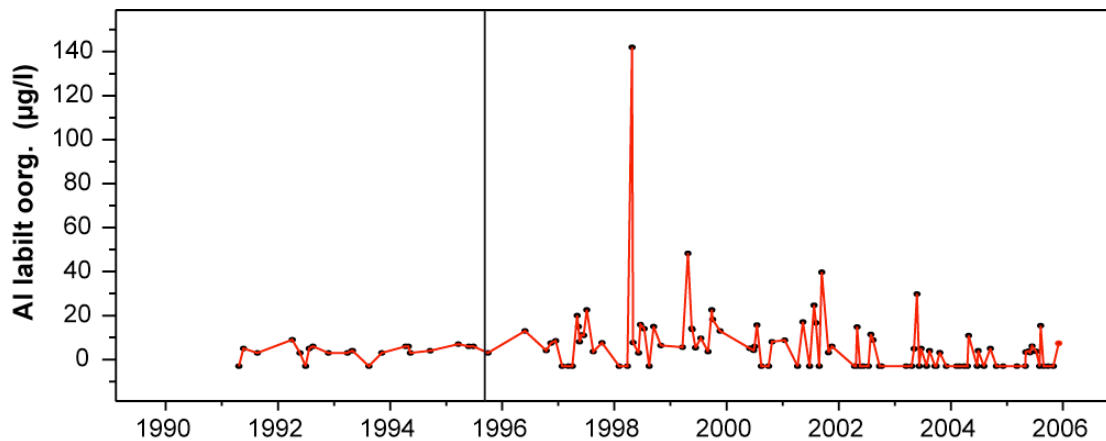
Efter att kalkningen avslutades har pH-variationerna ökat i Hammarbäcken och ett flertal episoder har förekommit med pH under 5,5 och vid sju tillfällen även under 5,0 (Fig. 2). Alkaliniteten har varit 0 eller under vid dessa tillfällen. Vid lågflöden under vintern har höga alkalinitetsvärden noterats vid fyra tillfällen 2004 och 2005, ibland åtföljda av ökade kisel och kalciumhalter, vilket antyder ett ökat inflytande av grundvatten. Orsaken kan också vara kvarvarande kalkdepåer i övre delarna av systemet som får proportionellt större betydelse vid lågflöde.

Oorganiskt Al, som under den kalkade perioden uppvisade liten variation med koncentrationer under 10 µg/l, har varierat mycket mer efter det att kalkningen avslutats (Fig. 3). Maxvärden på 20-50 och i något fall 150 µg/l har förekommit i samband med

flödestoppar och pH-sänkningar. Medianvärdet för oorganiskt Al under perioden efter kalkavslut har fördubblats jämfört med under den kalkade perioden.



Figur 2. Uppmätt pH och alkalinitet 1983-2005 i våtmarkskalkade Hammarbäcken, Lofsdalen. Sista kalkning skedde 1995.

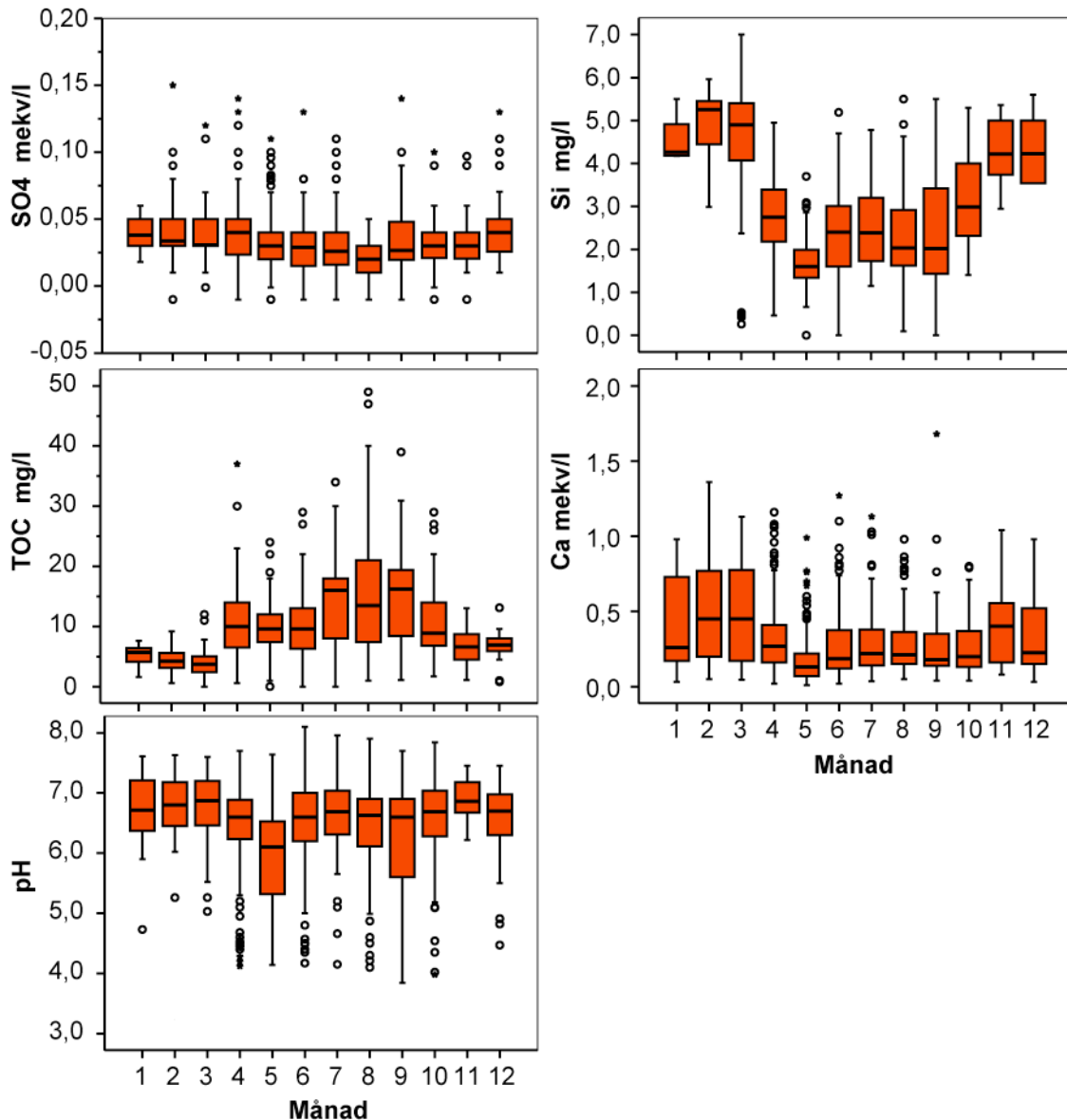


Figur 3. Labilt oorganiskt aluminium i Hammarbäcken 1991-2005. Den lodräta linjen visar tidpunkt för sista kalkning.

Säsongsvariationerna har varit relativt stora (Fig. 4), med högre halter kisel och i viss mån kalcium och alkalinitet under vintern, minskning p.g.a. utspädning under maj och sedan successivt ökande nivåer igen under sommaren och hösten. Även pH följer denna trend men med mindre variationer. Oorganiskt Al varierar omvänt mot pH med låga halter under vintern och ökning under april-maj. Sulfat har visat en jämnare fördelning under året, med obetydlig utspädning under vårfloden, vilket pekar på innehållet av sulfat

i snön. TOC har uppvisat en motsatt säsongvariation med låga halter under vintern och ökande från april-maj och maximum under lågvatten i augusti.

Sammantaget har inte vattnet i Hammarbäcken blivit genomsnittligt surare utan snarare visat tecken på en viss återhämtning, med högre medel-pH och alkalinitet än under våtmarkskalkade perioden. Kraftiga surstötter med pH < 5, och ökade halter av oorganiskt Al, vilka inte förekom under den kalkade perioden, har dock återkommit igen.



Figur 4. Säsongvariation för olika vattenkemiska parametrar i Hammarbäcken, Lofsenområdet. Diagrammen baseras på samtliga mätningar 1983-2005 och inkluderar således både kalkade och okalkade perioder.

5.3 Vad händer med biologin efter kalkningsavslut?

Det saknas här utrymme för en generell sammanfattning av biologiska och ekologiska effekter av återförsurning till följd av kalkningsavslut. Från biologisk synvinkel kan många aspekter av återförsurning antas motsvara den initiala försurningen, även om tidsaspekten skiljer sig. Det finns många studier av försurningseffekter på fisk och vi

hänvisar till tidigare sammanfattande arbeten (t.ex. Andersson *et al.*, 2002; Lydersen *et al.*, 2002) samt till avsnitt 5.4.1 där mörtrekryteringen i Långsjön, Tyresta beskrivs. Om övriga organismgrupper finns inte lika mycket publicerat och därför har vi valt att ta med en kortfattad sammanfattning i denna rapport.

5.3.1 Kunskapsläget och förväntade effekter av kalkavslut på plankton, påväxtalger och makrofyter

I de målsjöar och vattendrag där kalkning pågått under många år har flora och fauna i regel kommit att i mycket stor utsträckning likna den som funnits i IKEU-sjöarnas neutrala referenssjöar (Östlund, 2005; Willén, 2006; Persson, manuskript). Eftersom de Ca^{2+} -joner som tillförs med kalken finns kvar i de behandlade sjöarnas vatten avviker deras jonbalans från de neutrala referenssjöarnas vid samma pH. Vid en reducerad eller avslutad kalkning minskar kalköverskottet i tidigare kalkade objekt och en mer normal balans mellan de större jonerna blir följden. Effekten kan bli att mer kalkkrävande växt och djurarter på sikt minskar i betydelse och att mjukvattenarter ökar.

Speciellt tydligt blir detta om objekten varit ”överkalkade” och kalkhalten sänks. Förloppet kan i princip behandlas som en reversering av vad som sker vid överkalkning, vilket behandlas i Utredningsuppdrag U1 (Persson *et al.*, 2007). Där redovisas både för växt- och djurarter de toleransområden på en Ca^{2+} - pH- och alkalinitets-skala som gäller enskilda arter eller överordnade taxa. Olika taxa kan t.ex. klassas som kalkkrävande och bör då minska vid reducerad kalkning. Detta gäller både växter och djur men det kan vara komplicerat att tolka deras förekomst inom olika intervall. Koncentrationsintervallet mellan 25 och 75 %-percentilen anses ofta vara optimalt för arten medan intervallet mellan 5 och 95 % visar vad arten tolererar. Andra bedömningar finns också t.ex. min-max.

Antar man att alkaliniteten i en sjö sjunker till 0,05 mekv/l när kalkningen upphör finns många planktonalger som inte klarar så låg alkalinitet. Sätts toleransgränsen vid minimalt uppmätt alkalinitet där arten förekommer visar sig 121 taxa inte klara så låg alkalinitet (se Tabell 1 i Persson *et al.*, 2007). Med gränsen 0,10 mekv/l tolererar 67 arter inte lägre alkalinitet än så. En sänkning av alkaliniteten kan således påverka många arter negativt även om dessa alkalinitetssänkningar knappast ger pH-värden mycket under 6. Man kan således potentiellt se stora förändringar i artstocken redan vid pH- och alkalinitetsvärden i nivå med vanliga jonsvaga skogssjöars.

Vad gäller zooplankton finns motsvarande tabellverk med min-pH som olika taxa tolererar (se Figur 16 i Persson *et al.*, 2007). I detta fall finns 12 arter som inte tolererar lägre pH än 6,0, vilket ofta motsvarar alkaliniteten 0,05 mekv/l. (24 arter med min-pH > 5,5). Där finns flera arter av *Daphnia* och *Bosmina* samt 4 hjuldjursarter. Sätts min-gränsen vid 6,5 finns 5 arter som inte tolererar lägre pH och som knappast skulle klara ett kalkningsupphörande även om pH-sänkningen blev måttlig. Om kalkningsavslutningen i stället leder till min-pH 5,5 finns 24 arter som inte tolererar så lågt pH.

Förändringar i makrofytförekomst, epifytiska och bentiska alger finns rapporterade från Trehörningen och Långsjön i Åva (Östlund, 2005) samt från Lysevattnet och Råvekärrs Långevatten samt i viss mån Gårdsjön (Larsson, 1995). Vid kalkning upplöstes ”mattor” av *Sphagnum* och trådalger men små områden med *Sphagnum* började uppträda strandnära och grunt. Detta gör det sannolikt att bestånden kan expandera även om pH vid en avslutad kalkning inte blir särskilt lågt. I Trehörningen där detta var särskilt tydligt

låg pH omkring 5,5 och i Långsjön där *Sphagnum* bara fanns fläckvis var pH omkring 6,0. Det kan också finnas en koppling till surt vatten som tillförs på vissa ställen längs stränderna. I Råvekärrens Långevatten upplöstes ett betydande bestånd av *Myriophyllum alterniflorum* vid återförsurning efter kalkning.

Sphagnum och den trådformiga grönalgen *Mougeotia* assimilerar liksom andra mossor och vissa trådalger CO₂ mycket effektivt. Detta är gynnsamt i sura vatten där obetydligt av vätekarbonat finns tillgängligt för assimilation men rikligt med CO₂ finns.

Vid den avbrutna kalkningen i Lysevatten (nära Gårdsjön) sjönk pH tämligen djupt och en massvegetation av *Mougeotia* utvecklades i hela sjön (Alenäs *et al.*, 1991). En annan trådformig alg, *Oedogonium*, har i Kanada visat sig reagera på liknande sätt som *Mougeotia* vid återförsurning (Jackson *et al.*, 1990). Det finns därför anledning att bokföra dessa trådalger som potentiella invasionsarter vid kalkningsavslutning, särskilt om pH faller relativt lågt.

Det finns anledning att även beakta den tidsfördröjning som kan uppstå vid en återetablering av den flora och fauna som fanns före försurning. Som nämnts kan man vid profylaktisk kalkning ha tämligen intakta ekosystem liksom vid en långvarig restaurerande kalkning. Man behöver då inte räkna med någon koloniseringstid eller etableringstid. Om en eller flera sura episoder skulle drabba sjön eller vattendraget i samband med kalkavslutning kan dock läget bli ett annat. Blir biota utslagna eller allvarligt reducerade kan det dröja många år innan en jämvikt uppstår efter en eller flera nya koloniserings och etableringsfaser. Vid ett ”recovery”-symposium i Grimstad, Norge (Wright & Lie, 2002), framfördes tidsuppskattningar för dessa faser för olika arter (Tabell 1).

Tabell 1. Uppskattade kolonisering och etableringstider för olika organismer i samband med återhämtning från försurning.

Taxa	Koloniseringstid (år)	Etableringstid (år)	Summa tid (år)
Dagsländor	4-8	3	7-11
<i>Baetis Rhodani</i>	3-5		
Zooplankton			10
Insjööring	5-15		
”Bass”	3-5		
”Fisk”			10-20
<i>Limnaea peregra</i>	10-15		

Vid en enstaka sur episod när kalkning avslutas i ett objekt kan gynnsamma omständigheter råda. I så fall finns troligen refugier och en stor cyst- och äggbank i sedimenten som ger en återetablering som kan följa de snabbare alternativen ovan. Under ogynnsamma förhållanden kan sura episoder orsaka större skada. Därför bör mycket arbete bör läggas ned på att få till stånd en kalkavslutning som inte störs av eventuella sura episoder. Återetablering av snäckor (*Limnaea peregra* ovan) kräver även under gynnsamma förhållanden lång tid.

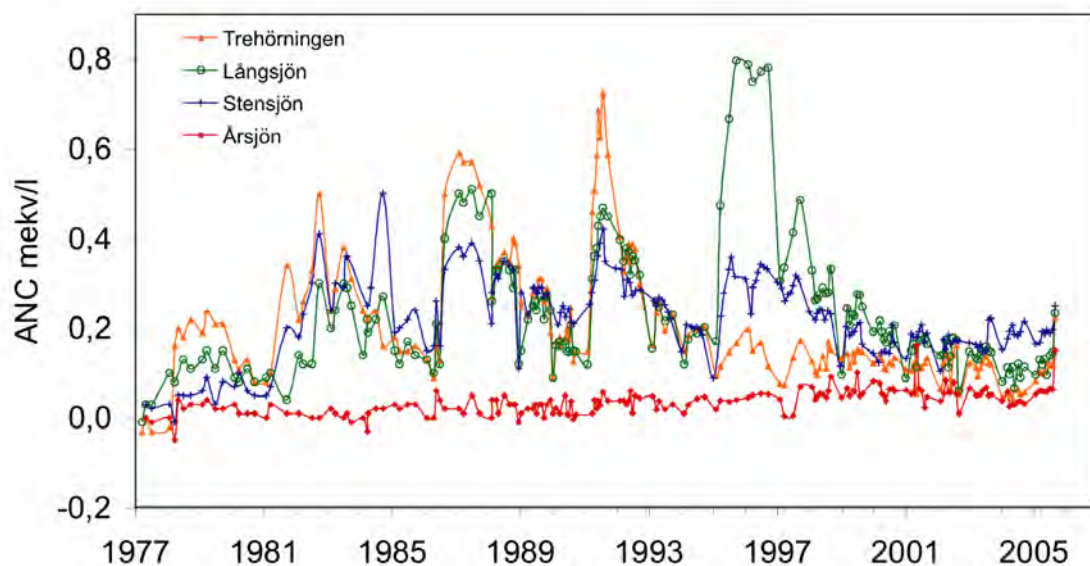
5.4 Integrerade fallstudier

Det finns relativt få svenska undersökningar av effekterna av kalkningavslut och återförsurning som innehåller både vattenkemi och biologi. Vid sidan av pågående IKEU-program existerar det endast två äldre publicerade undersökningar; Lysevatten i Bohuslän

(Alenäs *et al.*, 1991; Andersson & Hultberg, 1997) och Råvekärrens Långevatten utanför Göteborg (Dickson *et al.*, 1995). Båda sjöarna ligger i svårt basflödesförsurade områden och återförsurades följaktligen kraftigt då kalkningen upphörde. De representerar således sådana sjöar där kalkningsavslut knappast kommer bli aktuellt än på länge. Därför kommer vi inte fördjupa oss vidare i Lysevatten och Råvekärrens Långevatten – de viktigaste resultaten från dessa studier finns sammanfattade i Andersson *et al.* (2002) – utan istället redovisa några resultat från IKEUs återförsurningsprogram.

5.4.1 Tyresta-Åva – Återförsurning i Trehörningen och Långsjön

Sedan slutet av 1970-talet har vattenkemi och biologi undersökts kontinuerligt i fyra sjöar i Tyresta Nationalpark. 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). År 1991 och 1995 kalkades Trehörningen respektive Långsjön för sista gången för att studera eventuella återförsurningseffekter. Stensjön kalkas däremot fortfarande. Exempel på tidigare publikationer som behandlar effekter av kalkning eller återförsurning i Åva-området är Andersson & Holm (1995), Edberg *et al.* (2001), Andersson *et al.* (2002) och Hörnström *et al.* (2004).

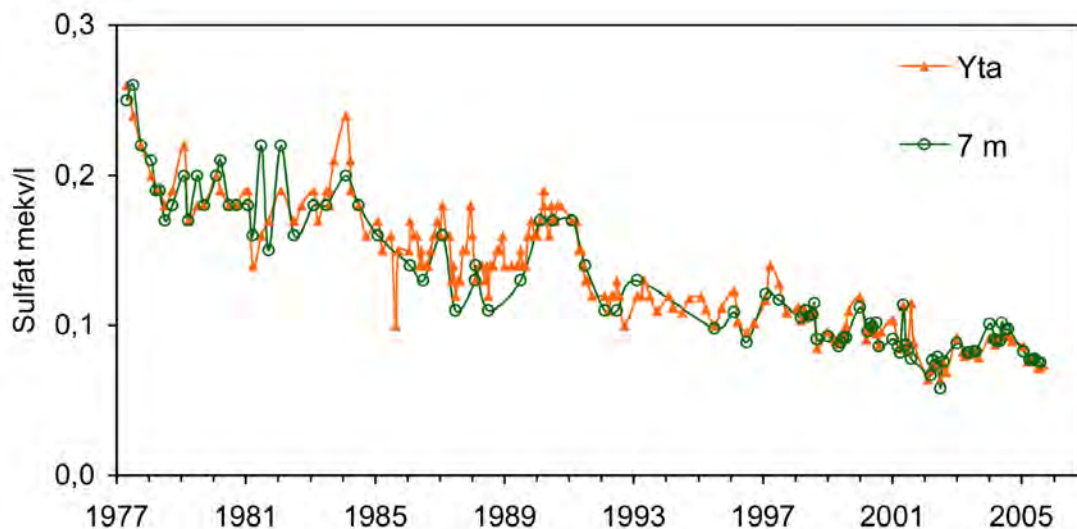


Figur 5. ANC på 0-1 m djup under nästan 30 år i fyra sjöar i Tyresta nationalpark. Stensjön, Långsjön och Trehörningen kalkades första gången 1978. Kalkning avslutades 1991 i Trehörningen och 1995 i Långsjön. Årsjön har aldrig kalkats.

Effekter på vattenkemi: Okalkade Årsjön kan användas som sur referens men även för att studera eventuell återhämtning från försurning på grund av den minskande svaveldepositionen. I Årsjön låg pH (års-median) runt, eller strax under, 5,5 från 1977 till 1995, med extremvärden ner till 4,4. Efter 1995 har års-medianen ökat något till en nivå runt 5,8 och de extrema värdena, som oftast inträffar under våren, har inte nått lägre än 5,0. Under samma period har även års-medianen av ANC ökat från en nivå på 0,02 mekv/l mellan 1977-1995, till en nivå efter 1995 på ca 0,05 mekv/l, med några få undantag (Fig. 5). Alkaliniteten har alltid legat under 0,05 mekv/l med några få undantag. Svaveldepositionen har minskat under hela perioden vilket visar sig i att sulfathalterna i sjön minskat med mer än 50 % mellan 1977 och 2005 (Fig. 6). Med andra ord ses en viss återhämtning men fortfarande ligger års-medianen av pH under 6,0 och extremvärden

under våren kan gå ner till 5,0. Under tidsperioden 1984-2005 kan man även se en ökning i TOC, i storleksordningen en fördubbling.

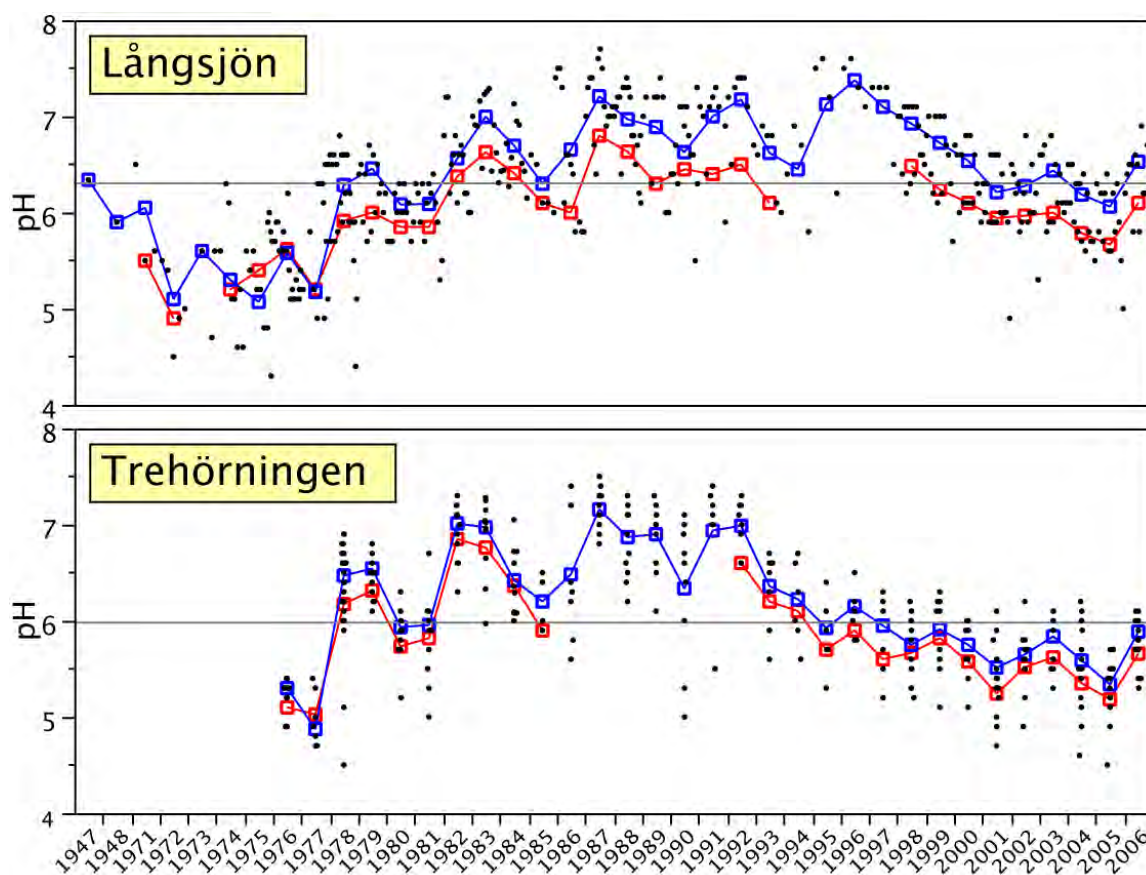
Kalkningarna i Stensjön startades 1978 och sjön kalkas idag årligen. I början av den kalkade perioden (1978-1981) ökade varken pH eller ANC nämnvärt utan låg på årsmedian under 6,0 vilket troligen beror på att den första kalkningen endast gjordes i uppströms sjöar (Fig. 5). 1982 kalkades Stensjön direkt på sjöytan och från det har pH värdet legat på klart högre nivåer. Under perioden 1982-2001 kalkades sjön med 5-års intervaller och höga doser vilket gav års-medan av pH på mellan 6,6-7,3 och ANC mellan 0,13-0,57 mekv/l (Fig. 5). Från 2001 har sjön kalkats med 1-2 års intervaller och klart lägre kalkdoser vilket har gett pH nivåer (års-medan) på 6,7-7,0. Sedan 2000 har ANC legat på en betydligt jämnare nivå med års-medan på 0,1-0,2 mekv/l ((Fig.5). Även i Stensjön kan man se en mer än 50 % minskning av sulfat halterna i vattnet under hela perioden (1976-2005), med undantag för perioden direkt efter branden i Tyresta Nationalpark (1999) då halterna fördubblades för att sedan 2004 åter ha nått ned till de gamla nivåerna. Till skillnad från Årsjön har TOC inte ökat i Stensjön utan legat på en relativt konstant nivå.



Figur 6. Sulfatkoncentrationer (mekv/l) i yt- och bottenvatten i Årsjön, Tyresta Nationalpark.

Under den kalkade perioden (1978-1991) i Trehörningen ökade pH radikalt från en årsmedian runt 5,0 före kalkningarna till 6,2-7,2 under den kalkade perioden (Fig. 7). ANC ökade från en nivå innan kalkningarna på 0 mekv/l till en års-medan som varierade mellan 0,1-0,6. Både pH och ANC har visat stora variationer under den kalkade perioden vilket sannolikt beror på kalkningsfrekvensen (5 år) och de höga doserna. Efter den sista kalkningen 1991 sjönk både pH och ANC snabbt 1991-1996 till pH 6,0 (års-medan), ANC 0,15 mekv/l (års-medan) och alkalinitet 0,05 mekv/l (års-medan). Under perioden 1997-2006 har pH, ANC och alkalinitet minskat ytterligare men i långsammare takt och förefaller ha stabiliserat sig kring 5,5-6,0, 0,06-0,14 mekv/l respektive 0-0,03 mekv/l. Under samma period har det förekommit extremt låga pH-nivåer, främst under våren, med pH värden ner till 4,5 och alkalinitet 0 vilket är lägre än motsvarande extremnivåer i Årsjön. Även i Trehörningen kan man se en minskning i sulfathalterna i ytvattnet med ca 50 %.

Den kalkade perioden i Långsjön (1978-1995) är längre än i Trehörningen och kalkningarna har skett med 5-års intervaller. Innan kalkningarna startade låg pH (årsmedian) mellan 5,0 och 5,6 och alkaliniteten var runt noll (Fig. 7). Med kalkningarna höjdes pH och ANC till 6,2-7,4 (års-median) respektive 0,1-0,9 mekv/l. Både pH och alkalinitet varierade mycket under perioden, 5,5-7,6 respektive 0,01-0,6 mekv/l, vilket beror på de relativt långa kalkningsintervallerna. Den sista kalkningen som gjordes i Långsjön höjde både pH, ANC och alkalinitet till de högsta nivåerna under hela perioden; 7,6, 0,8 mekv/l och 0,6 mekv/l, vilket för ANC är nästan dubbelt så höga nivåer som vid de tidigare kalkningarna. Efter den sista kalkningen sjönk pH, ANC och alkalinitet relativt snabbt under de första fem åren (1995-2000) till års-medianvärden runt 6,5, 0,16 mekv/l 0,06 respektive mekv/l. De sista fem åren har nivåerna hållit sig relativt konstanta, eventuellt minskat något med års-median pH 6,2-6,5, ANC 0,1-0,16 mekv/l och alkalinitet 0,04-0,06 mekv/l. De sista fem åren har det vid ett par tillfällen förekommit extremt låga värden med pH under 5 och alkalinitet 0 mekv/l.



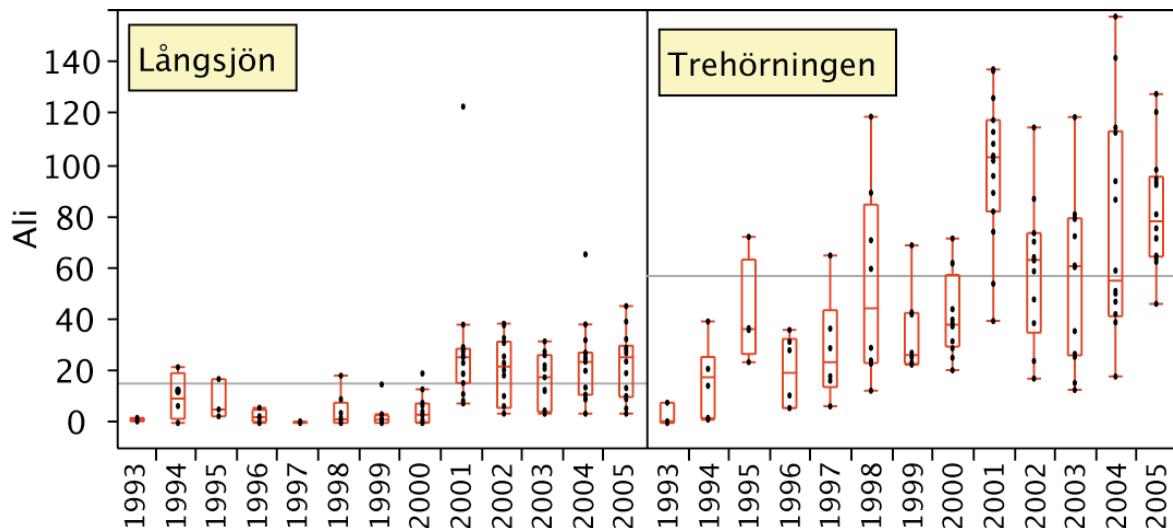
Figur 7. Surhet under före, under pågående och efter avslutad kalkning i Långsjön och Trehörningen, Tyresta Nationalpark. Punkterna representerar enskilda mätvärden under ett år medan de färgade fyrkanterna är årsmedelvärden av pH i ytvatten (blått) och under språngskiktet (rött). Det vertikala strecket visar det sammantagna medelvärdet för hela perioden. Observera att tidsskalan inte är linjär utan har ett stort hopp mellan 1948 och 1971.

Labilt oorganiskt aluminium (Ali) har mätts i Långsjön och Trehörningen sedan 1993. Koncentrationerna i humösa Trehörningen är mycket variabla men har stigit under hela återförsurningsperioden och är ofta påfallande höga (Fig. 8). Halter över 100 µg/l har förekommit årligen sedan 2001. I Långsjön steg Ali-halterna först sex år efter sista

kalkning och års-medianerna har sedan 2001 legat ganska stabilt kring 20 µg/l (Fig. 8). I Trehörningen förekom halter av zink som är potentiellt toxiska (> 10 µg/l) för vissa växtplanktongrupper (Hörnström *et al.*, 2004).

Gemensamt för alla sjöarna är att pH och ANC varit lägre i hypolimnion än i epilimnion (under respektive ovan språngskiktet) under hela perioden (Fig. 7). Även labilt oorganiskt aluminium uppvisade motsvarande skillnad med högre halter i hypolimnion.

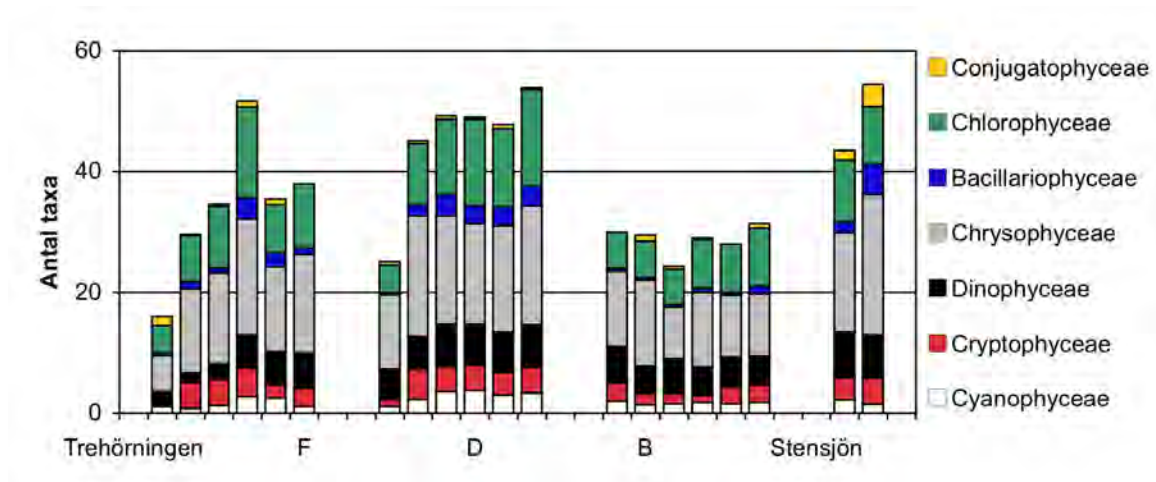
Plankton: Planktondata för de senaste tre åren är ännu inte färdigbearbetade. Här redogörs kortfattat för utvecklingen av växtplankton (Fig. 9) och djurplankton fram t.o.m. 2002. Ämnet behandlas mer grundligt i Hörnström *et al.* (2004). Före kalkning i Trehörningen och Långsjön var växtplanktons diversitet låg i jämförelse med neutrala sjöar, medan djurplanktons sammansättning var relativt normal. Ökningen efter kalkning innebar således en ökning av antalet taxa, vilket var väntat eftersom många arter gynnas av pH 6,5-7,5. Ett flertal arter som endast uppträder i pH-neutrala vatten blev vanliga. Växtplanktonvolymens dominans av grupperna Cyanophyceae och Dinophyceae ersattes till stor del av Chrysophyceae och Chlorophyceae.



Figur 8. Labilt oorganiskt aluminium (Ali, µg/l) efter kalkningsavslut i Långsjön (1995) och Trehörningen (1991), Tyresta Nationalpark. Boxplottarna (median, kvartiler, "icke-parametriskt konfidensintervall") omfattar alla provtagningar och djup under ett år. De vågräta linjerna visar totalmedelvärde.

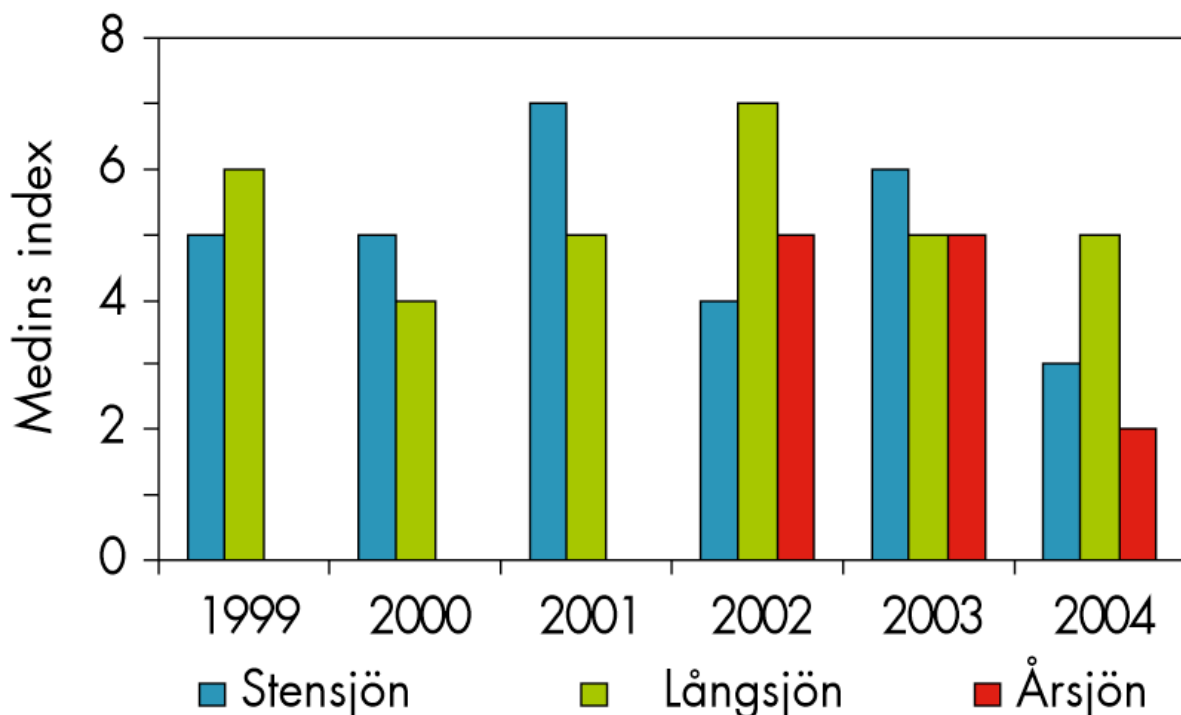
Bland djurplankton tillkom arter av särskilt Rotatoria efter kalkning i Trehörningen och Långsjön, samtidigt som frekvensen av *Cyclops* (Copepoda) ökade. I Stensjön tillkom *Asplanchna* och *Synchaeta* efter kalkning, medan *Gastropus* och *Daphnia cristata* blev vanligare.

Efter avslutad kalkning i Trehörningen, minskade antalet arter av växtplankton från i medeltal 52 (1992-1996) till ca 35 (år 2000-2002). De sista åren kom volymssammansättningen återigen att domineras av dinoflagellater och chrysophyséer. I Långsjön förekom ingen motsvarande minskning av artantalet, troligen beroende på fortsatt höga fosfornivåer, och på att arter känsliga för kalkningen i sig eller alltför höga pH-värden, kunnat utvecklas. Dosen var som nämnts mycket kraftig vid den sista kalkningen 1995.



Figur 9. Antal taxa av växtplankton och deras sammansättning i Åvasjöarna, före kalkning (A), 1978-84 (B), 1985-91 (C), 1992-95 (D), 1996-99 (E) och 2000-2002 (F). I Stensjön, B = 1982-88.

För djurplankton innebar återförsurningen i Trehörningen och Långsjön en gradvis minskad frekvens av rotatorierna *Gastropus*, *Ploesoma* och *Synchaeta*, släkten som tidigare ökat efter kalkning. Daphnider var dock fortfarande vanliga i Långsjön, där antalet arter av Rotatoria, liksom det totala antalet djurplanktontaxa inte minskat, åtminstone inte fram till 2002. I den fisktomma Trehörningen minskade artdiversiteten under åren kring millennieskiftet och cladocerer saknades nästan helt, sannolikt en kombinerad effekt av återförsurning och predation från *Chaoborus*-larver.



Figur 10. Henrikson & Medins surhetsindex (Henrikson & Medin, 1986) för litoralbottenfauna i kalkade Stensjön, åter-försurade Långsjön och sura referensen Årsjön.

Bottenfauna: Provtagning av bottenfauna har inte skett systematiskt under hela återförsurningsperioden, men de prover som hittills analyserats tyder på att det inte hittills inte observerats några tydliga, skadliga effekter i Långsjön till följd av avslutad kalkning. Under 1999-2004 ligger Henrikson & Medins surhetsindex (Henrikson & Medin, 1986) för bottenfauna i Långsjön i samma nivå som i Stensjön (Fig. 10). Surhetsindex är 1999-2003 måttligt högt till högt och 2004 sjunker det i Stensjön och Årsjön till lågt enligt bedömningsgrunder, bottenfauna i sjöar och vattendrag; (Naturvårdsverket, 1999), medan Långsjön ligger kvar på måttligt höga nivåer. Provtagningar av bottenfauna saknas under perioden efter den sista kalkningen i Trehörningen.

Fisk: Enligt provfisken som utförts i Långsjön 1998-2006 kan man inte se någon påverkan på mörtens storleksfördelning och småmört har påträffats vid alla provfisken. Detta tyder på att mörtens rekrytering inte ännu har påverkats av sjunkande pH. Mörtens storleksfördelning i Långsjön skiljer sig dessutom inte markant från mörtens storleksfördelning i Stensjön. Vad man däremot bör tänka på är att de biologiska effekterna ofta är tröga och att vi i Långsjön inte har haft en speciellt lång tidsperiod med låga pH, vilket gör att vi ännu inte kan utesluta några biologiska effekter.

5.4.2 Kalkavslut i Örvallssystemet

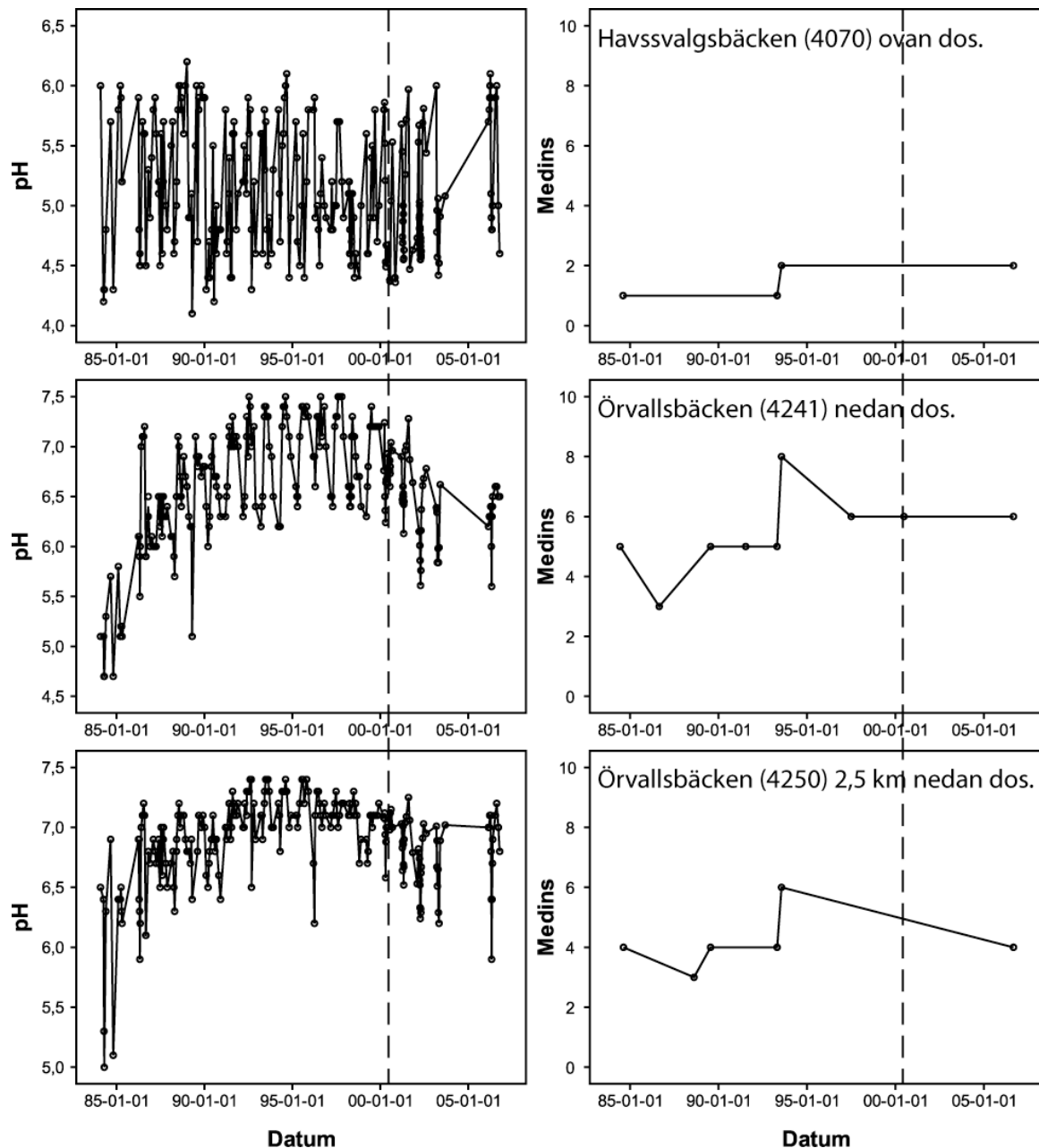
Tre lokaler i Örvallssystemet, Hälsingland, har ingått i projekt som studerat effekter av försurning och kalkning i ITMs regi (speciellt avseende Kvicksilver och Aluminium) och det finns vattenkemiska data från 1984-2003. Från år 2000, då kalkning upphörde, är programmet bredare och inkluderade även bottenfauna, kiselalger och elfiske. Här presenteras kortfattad information om projektets bakgrund samt preliminära slutsatser från återförsurningsperioden.

Elfisken utfördes så tidigt som 1978 på 23 lokaler i området och resultaten presenteras i en artikel som sätter öringförekomsten i relation till pH (Andersson & Andersson, 1984). Senare ingår Örvallsjön i en beskrivning av kvicksilverläget och vattenkemi i typsjöar, efter kalkning (Andersson *et al.*, 1991). Kalkningseffekter på plankton och vattenkemi vari Örvallsjön ingick rapporterades 1992 (Hörnström *et al.*, 1992). Vattenkemiska resultat från vårfloden 1998 presenterades vid AcidRain 2000 (Andrén *et al.*, 2001) och fler resultat från Al-projektet kommer att publiceras under det närmaste året.

Efter ett kortare uppehåll i provtagningen (2004-2005) har området under 2006 upptagits i IKEUs återförsurningsprogram. Doseraren togs ur drift år 2000 och vi planerar att fortsätta studera Örvallssystemet ytterligare några år. Referenslokalen uppströms doseraren, Havssvalgsbäcken 4070, var på 50-talet ett av södra Delsbos bästa öringvatten - nu kan man om man har tur får se enstaka individer på besök sommartid. Nedströms doseraren finns en liten sjö och i dess utloppsback har två lokaler följts: Örvallsbäcken 4241 och 4250 som ligger 100 m respektive 2500 m nedströms sjön.

Uppströms doseraren uppvisar pH en kraftig variation med talrika surstötter med pH runt 4,5. Henriksons & Medins surhetsindex (Henrikson & Medin, 1986) vittnar om en starkt försurningspåverkad bottenfauna (Fig. 11). Stationen närmast nedan doseraren uppvisar sjunkande pH och enstaka episoder med pH ned mot 5,5 (Fig. 11). Bottenfaunan visar ännu inga tecken på skador till följd av kalkningsuppehållet. Surhetsindex ligger runt sex vilket betraktas som relativt högt (Naturvårdsverket, 1999). Vid elfiske år 2002 noterades dock inga öringar vid denna lokal. I lokalen längre nedströms finns ingen tydlig pH-minskning även om skillnaden i pH mellan bas- och högflöde verkar ha ökat. Vid ett

tillfälle har $\text{pH} < 6$ har observerats sedan kalkning avbröts. Surhetsindex är däremot lägre än i den surare uppströms lokalen, vilket är förbryllande vid en första anblick (Fig. 11). Skillnaden i indexvärde beror emellertid på förekomst av hundigeln *Erpobdella octoculata* och ärtmusslan *Pisidium sp.* och avspeglar snarare lugnare, sjönära vatten än olikheter i surhetstatus, vilket även avspeglar att indexet inte är optimalt för surhetsbedömning av vattendrag.



Figur 11. Uppmått pH och Medins surhetsindex för bottenfauna (Henrikson & Medin, 1986) i tre stationer i Örvallsområdet 1984-2006. De vertikala streckade linjerna indikerar den ungefärliga tidpunkten då kalkdoseraren togs ur bruk.

Intressant att observera i Fig. 11 är likformigheten i ökningen av pH (till följd av kalkningen) och minskningen vid kalkningens slut för de två lokalerna nedan doseraren i Örvallsbäcken. Den skenbara avsaknaden av trend i pH på referenslokalen Havssvalgsbäcken uppströms doseraren gör att man frågar sig hur lågt pH kommer att sjunka nedåt i vattendraget under de kommande åren.

6. Hur bedöms om kalkning kan avslutas?

Här kommer vi att sammanfatta de metoder och kriterier som i olika sammanhang har föreslagits för bedömning av huruvida kalkning kan avslutas (eller minskas). Först redogör vi för tidigare rekommendationer från svenska och norska publikationer, sedan försöker vi utvärdera hur de nya bedömningsgrunderna för försurning kan användas. Vi vill först bara förtydliga att merparten av såväl tidigare arbeten som bedömningsgrunderna har fokuserat på sjöar, vilket också präglar följande avsnitt. Men det ligger i återhämtningens natur, övergången från basflödesförsurning till episodförsurning, att sjöarna som bättre buffrar mot sura episoder kommer att kunna sluta kalkas före vattendragen som i större utsträckning antagligen kommer att kräva en längre period av successivt sänkta doser innan kalkning kan upphöra helt.

6.1 Tidigare rekommendationer

- Enligt Kalkningshandboken (Naturvårdsverket, 2002) ska kalkningen avslutas då det inte förekommer någon risk för att de organismer som utgjort motiv för kalkningen skadas av försurning. I praktiken ska kalkning avslutas när den inte längre är nödvändig för att uppnå de vattenkemiska målen. Handboken ger alltså anvisningar för de förutsättningar som ska gälla för att kunna sluta kalka men inga konkreta råd om hur man tar reda på om förutsättningarna verkligen kommer att uppfyllas.
- Lydersen & Löfgren (2000b) rekommenderar en prioriteringsordning i sex steg baserat på kriterier för Ali och ANC i olika kombinationer samt förekomsten av lax eller mört. Enbart sjöar behandlas. I första hand kan man sluta kalka sjöar där Ali < 30 µg Al/l och ANC > 50 µeq/l före kalkning eller i återförsurat tillstånd, såvida det inte finns lax eller mört. I andra hand ska man välja sjöar utan lax eller mört där Ali kommer att understiga 30 µg/l men utan krav på ANC. Punkt tre är den omvända; sjöar med ANC > 50 µeq/l och inget kriterium för Ali. Sedan följer två snarlika punkter som gäller sjöar där det finns lax eller mört och förväntat Ali < 20 µg/l; kortare episoder med högre Ali kan dock accepteras. I sista hand ska kalkning upphöra i sjöar som före kalkning eller i återförsurat tillstånd antas ha haft/få en koncentration av Ali < 50 µg/l och som saknat naturliga populationer av lax, mört, havsöring eller elritsa. Om dessa känsliga arter saknas kan man alltså acceptera en högre Ali-koncentration.

Kommentar: rekommendationerna förutsätter att man känner till Ali eller ANC före kalkning (vilket är ovanligt) eller att man kan förutsäga framtida återförsurat tillstånd. Det ges dock inga förslag på hur detta ska göras, annat än att effektuppföljningen måste utökas med Ali, TOC samt full jonbalans för att kunna beräkna ANC. Vidare är det tveksamt om situationen före kalkning och den vid ett potentiellt återförsurat tillstånd går att likställa med tanke på den omfattande minskningen i syradeposition. En annan begränsning hos rekommendationerna är att de i fyra av sex punkter förutsätter att lax och mört saknas. Lax förekommer visserligen knappt alls i svenska sjöar, men mört har funnits i 70 % av sjöarna (vilket har minskat till c:a 60% till följd av försurning enligt Appelberg *et al.*, 2004). En mycket stor del av de kalkade sjöarna utesluts alltså från diskussionen om ett eventuellt kalkningsavslut enbart på grundval av att de innehåller mört.

- Andersson *et al.* (2002) menar att kalkningen sannolikt kan minskas i områden där kritisk belastning underskrids och i objekt där de initiala försurningsskadorna var små

eller obefintliga. Samtidigt manas till försiktighet och man rekommenderar i första hand att sänka doserna snarare än att upphöra med kalkningen. I likhet med studien ovan tillämpas förväntad halt oorganiskt aluminium ($Al_i < 20 \mu\text{g/l}$) som kriterium för att återförsurningsskador ska undvikas vid anpassad kalkning. Parallellt används $\text{pH} > 6$ (6,2-6,4 för lax) som kriterium, vilket skiljer sig från Lydersen & Löfgren (2000b) som istället rekommenderar ANC. Man varnar dock för surstötar, ekologiska kaskadeffekter, skador på känsliga arter eller hotklassade arter och minskad biologisk mångfald.

Kommentar: Även här saknas verktyg för att bedöma det återförsurade tillståndet i det enskilda fallet. F-faktorn används för att skatta förväntade effekter av ett generellt kalkningsavslut på det nationella planet men metoden anses inte längre vara tillförlitlig p.g.a av den minskande depositionen.

Kalkningshandboken eller studierna ovan anger vilka principer man bör följa vid avslutande av kalkning. Litteratursammanställningarna ger också rekommendationer om gränsvärden för Al_i , ANC eller pH som inte bör överskridas för att undvika skador på framför allt fisk. De ger emellertid mycket liten vägledning om vilka verktyg som kan användas för att prediktera om och när dessa gränsvärden överskrids vid upphörande (eller minskning) av kalkningen. I praktiken får man pröva sig fram med sänkta doser och med hjälp av en omfattande vattenkemisk och biologisk effektuppföljning avgöra om man klarar de gränsvärden som rekommenderas. Om så inte är fallet får man öka dosen igen. Detta är ingen dålig metod, tvärtom. I enskilda fall och speciellt om målområdet hyser känsliga naturvärden kan tillvägagångssättet rekommenderas.

Däremot är metoden inte effektiv om man ska göra en omfattande regional översyn av kalkningsbehovet. Då krävs, som sagts tidigare, instrument för att prediktera återförsurningen i olika typer av vatten. Sådana instrument ska kunna bedöma försurningpåverkan och ge riktvärden för motsvarande vattenkemi (pH , ANC, alkalinitet, Al_i ...) som erhålls när kalkningseffekten har klingat av. Detta är ekvivalent med att bedöma det aktuella och framtida surhetstillståndet under antagandet att kalkning aldrig har ha ägt rum (men givet försurnings- och återhämtningshistorien). Om man lyckas ställa en sådan prognos kan sedan risken för skador på ekosystemet uppskattas med hjälp av empiriska samband mellan vattenkemi och biologi. Men endast en kritisk nivå som använts i exemplen ovan kan vara för grovt. Möjligen är separata nivåer för olika taxa och vattentyper bättre, och det bör finnas möjlighet att skatta sannolikheter för skador (som funktion av surhetstillståndet) för att kunna jämföra risker mellan objekt. I Sverige har ett omfattande arbete lagts ned inom dessa områden i samband med framtagandet av nya bedömningsgrunder för försurning (Fölster, 2006 samt ett 20-tal underlagsrapporter som återfinns på www.vattenportalen.se). Även om bedömningsgrunderna i skrivande stund ännu får betraktas som preliminära är det i princip det lagda förslaget som gäller, åtminstone vad gäller avsnittet om kalkade sjöar (Jens Fölster, muntligen). Innan vi går närmare in på bedömningsgrunderna ges ett exempel från Norge. Där har man nyligen presenterat ett förslag på hur man bör gå till väga för att avgöra huruvida kalkning i sjöar kan upphöra.

6.2 Ett exempel från Norge på metod för att identifiera sjöar som kan sluta kalkas

I en ganska ny Norsk rapport (Hindar & Larssen, 2005a) om hur man bör gå till väga för att peka ut objekt för kalkningsavslut rekommenderas följande arbetsordning.

1. *Skatta ANC (TOC-korrigerat) för sjön i ett hypotetiskt okalkat tillstånd*
 Detta kan göras genom att *a)* korrigera ANC med hjälp av Ca/Mg (eller Ca/K vid dolomitkalkning) i en närliggande okalkad sjö, eller *b)* finna ANC för en liknande sjö m.h.a. MAGIC-bibliotek, ett användarvänligt verktyg som finns tillgängligt på IVLs hemsida (www.ivl.se/affar/grundl_miljos/proj/magic). Fördelen med MAGIC är enligt författarna att man slipper mäta jonbalans och ANC i närliggande sjöar. Dessutom får man en dynamisk modellering fram till 2030 på köpet (se punkt 3). Detta avsnitt är dock något oklart formulerat i rapporten och det är svårt att se de två alternativen som helt fristående. Även vid användning av MAGIC-bibliotek måste kalciumkoncentrationen korrigeras för Ca tillfört med kalk.
2. *Beräkna sannolikheten för skador på fisk.*
 En lookup-tabell i MS Excel har tagits fram för detta ändamål, där sannolikheten för skador ges som funktion av ANC beräknat enligt ovan. Sambandet baseras på 1000-sjöarsundersökningen 1986 (Henriksen *et al.*, 1999; Lydersen *et al.*, 2004).
3. *Beräkna eventuellt sannolikheter för skador på fisk vid olika tidpunkter i framtiden.*
 Detta kan göras med hjälp av det nämnda MAGIC-verktyget.
4. *Upprepa detta för alla aktuella sjöar och gör utifrån de beräknade sannolikheterna en prioritering av vilka och i vilken ordning som de kan sluta kalkas.*
5. *Korrigera listan genom att ta hänsyn till konsekvenserna av eventuella skador.*
 Med detta menas att man vid riksbedömningen inte bara beaktar sannolikheten utan även de naturvärden som kan gå förlorade.

Rapporten framför en rad argument för att ANC (TOC-korrigerat) är den parameter som ska användas för att bedöma det återförsurade tillståndet. TOC korrigeringen görs enligt formeln $ANC_{\text{aaa}} = ANC - 3,4 \cdot \text{TOC}$ (Lydersen *et al.*, 2004; Hindar & Larssen, 2005b). Deras viktigaste argument för ANC_{aaa} är att parametern uppvisar bäst samband med skador på fisk enligt Norska undersökningar. Aluminium och pH ger inte lika bra samband och de är dessutom svåra både att mäta och att modellera, enligt rapporten. Å andra sidan berör de inte problemet att ANC är ett beräknat index baserat på ett flertal oberoende analyser och därför kan ge problem med heterogena data och felpropagering.

Intressant med de norska rekommendationerna är att man undviker att ange kritiska koncentrationer för skador. Man ger istället sannolikheten för skador som funktion av ett kemiskt tillstånd (ANC i detta fall). Användaren är fri att själv välja den kritiska nivå som motsvarar den sannolikhet som kan accepteras, vilken alltså kan skilja från fall till fall. Man kan t.ex. acceptera en högre sannolikhet för skador på ett abborrbestånd i en skogssjö än på ett unikt laxbestånd. I rapporten definieras risken för skador alltså som något mer än bara sannolikhet (punkt 5 ovan): Risk = Sannolikhet * Konsekvenserna av ett felaktigt beslutat kalkningsavslut.

Sammanfattningsvis är det norska förslaget ett bra initiativ som föreslår ett relativt enkelt och rättfram tillvägagångssätt för urval av sjöar för kalkningsavslut. Författarna medger dock att det inte är trivialt att hitta en lämplig referenssjö och beklagar att MAGIC-biblioteket inte innehåller några norska sjöar. Geologi och marktäcke är viktigare än geografisk närhet, och det är här de största felkällorna lurar. Dessutom kan dolomitkalkning och havssaltsepisoder försvåra bedömningen. I rapporten presenteras exempel på tillämpningar av metoden där dessa problem bemöts. För två av sjöarna gav metoden ett ”riskfritt” ANC och kalkning kan avslutas. I en annan delvis dolomitkalkad sjö borde man inte sluta kalka förrän tidigast 2050. I ett sista exempel gick det inte avgöra om kalkning kunde avslutas p.g.a. inslag av havssaltsepisoder som försvårade bedömningen.

6.3 De svenska bedömningsgrunderna för kalkade vatten

I de nya bedömningsgrunderna för försurning som håller på att ta sin slutliga form (Fölster, 2006) rekommenderas metoder för att bedöma kalkade vatten. Eftersom den slutliga versionen inte är färdig och verktyg fortfarande är under utveckling (t.ex. MAGIC-bibliotek för vattendrag) kommer vi inte gå in i alla delar i detalj. För vattendrag verkar läget vara extra preliminärt, varför det mesta av det som följer här gäller sjöar. I Norrland där episodförsurning är vanligare än basflödesförsurning föreslås episodmodellen (<http://ccrew.sek.slu.se/bdm>) användas för försurningsbedömning av vattendrag.

Den preliminära beslutsordningen för sjöar liknar i grunden den norska men skiljer sig på flera sätt. Bland annat förefaller den mer komplicerad vilket kan bero på att de svenska bedömningsgrunderna försöker skilja på antropogen och naturlig försurning. Då fungerar det inte att bara luta sig på en statisk surhetsklassning (okalkat ANC i det norska fallet) utan man bedömer försurningen med hjälp av ΔpH som definieras som förändringen i pH under perioden 1860 (referensår i MAGIC-biblioteket) fram till idag (eller valfritt år i framtiden om man vill inberäkna ytterligare återhämtning). Egentligen är det förändringen i ANC (ΔANC) som beräknas med MAGIC men ΔANC omräknas sedan till motsvarande förändring i pH med hjälp av kemisk jämviktsteori. Anledningen till omräkningen är att ΔpH ger en enklare indelning i klasser som är oberoende av TOC, samt att pH är lika bra eller bättre korrelerat till biologiska variabler än ANC och andra surhetsvariabler enligt flera underlagsrapporter (Andrén & Jarlman, 2006; Fölster, 2006). I Norge var däremot sambandet starkast för ANC, som sagt, och det var bl.a. kritik från norska kollegor som föranledde jämförelsen av olika surhetsvariabler i de biologiska underlagsrapporterna (t.ex. Holmgren & Buffam, 2005). En annan skillnad är att bedömningsgrunderna tagit fram diskreta påverkansklasser efter en femgradig skala med fördefinierade omdömen av typen ”måttlig försurningspåverkan” (Tabell 2). Norrmännen nöjde sig med att skatta sannolikheten för skador och lämnar alltså mer utrymme för att göra egna riskbedömningar. Det bör dock tilläggas att de svenska bedömningsgrunderna huvudsakligen skall bedöma surhet för uppföljning av EU:s ramdirektiv för vatten och svenska miljö kvalitetsmål och är alltså inte primärt en handledning i kalkningsavslut.

6.3.1 Okalkat Ca^{2+}

Första steget består liksom i den norska rapporten av att korrigera Ca-koncentrationen för Ca^{2+} som tillförts med kalken. Denna föreslås beräknas ur kvoten Ca^*/Mg^* (* anger icke-marina koncentrationer) före kalkning. I första hand används då mätdata från tiden före kalkning eller från uppströms doserare. Om sådana data saknas används data från närliggande sjöar enligt rutiner vars möjligheter och begränsningar utförligt redovisas i Fölster & Wilander (2005). Om man i det följande steget ska använda sig av MAGIC-bibliotek måste även ett okalkat pH beräknas utifrån TOC och korrigerat ANC.

6.3.2 Försurningsbedömning

Den korrigerade vattenkemin används för att köra en MAGIC-modellering, antagligen som ett uppdrag åt IVL, eller för att matchas mot MAGIC-biblioteket. Båda förfarandena genererar mått på hur försurad sjön är vid vald tidpunkt. Erhållen ΔANC översätts till ΔpH och jämförs med en tabell över hur allvarligt läget skulle vara om sjön inte hade kalkats (Tabell 2). Gränserna i tabellen är satta efter aktuella empiriska samband, i detta

fall ofta logistiska regressioner mellan pH och surhetskänslig fisk och Henrikson & Medins index för littoralbottenfauna. En pH-förändring mindre än 0,4 bedöms alltså inte bero på antropogen försurning och kalkningsbehov föreligger ej. Detta gäller även om vattnet är surt, naturligt surt.

Tabell 2. Klassning av försurningspåverkan i sjöar (efter Fölster, 2006).

Klass	pH-minskning	EUs ramdirektiv	Svenska miljömål
1	< 0,2	Hög status	Ingen försurningspåverkan
2	0,2 – 0,4	God status	
3	0,4 – 0,6	Måttlig status	Måttlig försurningspåverkan
4	0,6 – 0,8	Otillfredsställande status	Stor försurningspåverkan
5	> 0,8	Dålig status	Mycket stor försurningspåverkan

6.3.3 Risken för skador på biologi

Tabell 2 baseras på samband mellan vattenkemiska förändringar och biologiska effekter. Kan man använda den för att avgöra om man kan sluta kalka och vilka är egentligen de biologiska effekter som motsvarar de olika klasserna? Om det finns en skarp gräns mellan naturlig surhet och antropogen försurning bör skulle man kunna hävda att man inte behöver bekymra sig om skador på biologin utan lita på att Tabell 2 gör en korrekt klassning. Antag att vi efter konstens alla regler modellerar ett ΔpH motsvarande klass 1 eller 2 och på grundval därav beslutar att sluta kalka. Om vi sedan efter en jämviktningssperiod går ut och mäter pH och erhåller $\Delta\text{pH} > 0,4$, då har vi underskattat försurningen oavsett om vi finner några biologiska skador eller inte. Om vi däremot får ett $\Delta\text{pH} < 0,4$ men fisken dör är det helt naturligt, eller det beror i alla fall inte på försurning. Här ryms ett pedagogiskt problem: Är människor medvetna om vilken typ av artsammansättning som kännetecknar ett naturligt surt system eller hur den skiljer sig från artsammansättningen i ett försurat vatten?

I enskilda fall, speciellt om objektet har stora naturvärden, vill man sannolikt veta mer om hur det kommer att gå för de organismer som utgör biologiska kalkningsmotiv och kanske jämföra olika scenarion. Har man bara tillgång till tabellen framgår det inte för vilka sannolikheter för påverkan eller för vilka organismer klassgränserna är satta. Flera av underlagsrapporterna behandlar samband mellan vattenkemi och olika organismgrupper och där går att utläsa detaljer om vilka effekter som förväntas vid en återförsurning. Dessa samband inte alltid enkla att tillämpa på alla situationer och tanken med Tabell 2 är nog just att det ska vara enkelt att fatta ett beslut.

6.4 Kan bedömningsgrunderna användas för planering av kalkningsavslut?

Bedömningsgrunderna är framtagna för okalkade vatten. De statistiska underlagen för undersökningar om samband mellan vattenkemi och biologi inkluderar endast okalkade vatten. Grundantagandet i både den norska rapporten och det resonemang som förs i bedömningsgrunderna är att det kalkade vattnet blir som en för området typisk okalkad lokal när man slutat kalka. Man beräknar ett hypotetiskt ”okalkat” tillstånd och använder sig av samband baserade på okalkade sjöar eller vattendrag för att bedöma riskerna för skador på biota när den kalkade sjön återförsuras. Det kan finnas invändningar mot detta antagande (se avsnitt 5.2.2) men de största problemen lär ändå bli av praktisk natur: att det inte finns ett tillräckligt dataunderlag. Mätningar av full jonbalans och TOC före eller

under kalkad period tillhör ovanligheterna (Sundbom, 2005). Att hitta vattenkemidata från likvärdiga sjöar i närområdet är inte heller alltid lätt även om kemidata från riksinventeringarna kan vara mycket värdefulla i sammanhanget (Fölster & Wilander, 2005). En satsning på vattenkemi (inkl. full jonbalans och TOC) i samtliga målsjöar planeras dock att genomföras under 2007 vilken sannolikt kommer att bli en stor tillgång för bedömningen av kalkade sjöar i framtiden. Vi anser dock att analyspaketet även bör inkludera (total-)aluminium och fluorid för att kunna modellera oorganiskt aluminium. Ali har identifierats som den faktor som utgör det största hotet vid återförsurning (Lydersen & Löfgren, 2000a), därför är det mycket angeläget att kunna modellera Ali områdesvis vid storskalig planering av kalkningsavslut.

Binär logistisk regression användes för att skatta samband mellan olika surhetsvariabler och fiskstatus (Buffam *et al.*, 2004; Serrano *et al.*, 2005b, a). I många fall gav medianvärdet för pH den bästa förklaringsgraden, men skillnaderna mot andra surhetsvariabler var sällan betydande. Och sambanden var ibland svaga (flacka logistiska kurvor) vilket innebär att konfidensintervallen för de kritiska gränserna blir breda. Binär logistisk regression har bara två utfall: t.ex. finns det överhuvudtaget försurningskänslig fisk (Klass 1 = förekomst av nissöga, kräftor eller ungar av mört, elritsa, lake, harr eller röding) eller inte. Ett ganska grovt mått på påverkan. Och beroende på vilken ekoregion eller vilken sammanslagning av ekoregioner man betraktade kunde resultatet skilja sig avseende kritiska gränser eller vilken variabel som var starkast korrelerad till biologiska effekter. Sammantaget riskerar komprimeringen av all denna svårtolkade information ned till en fem-gradig skala att framstå som godtycklig, oavsett hur man motiverar valet av gränser för de olika klasserna (t.ex. 10 %, 50 %, 90 %-kvantilerna). Påverkansklassningen fyller sannolikt en funktion vid bedömning av surhetstillståndet för en region, och kan utgöra ett effektivt administrativt verktyg. För att bedöma kalkningsbehov i enskilda fall vore det dock önskvärt om den stora kunskap som underlagsrapporterna omfattar kunde göras mer tillgänglig. Ett verktyg liknande den sannolikhetstabell som lanserades i den norska rapporten kan vara ett sätt göra det på. Den baseras på data insamlade under 1000-sjöarsundersökningen (Henriksen *et al.*, 1999; Lydersen *et al.*, 2004) där påverkan angavs efter en trenivå-skala istället för en binär respons. Lokala uppgiftslämnare fick fylla i en enkät hur de uppfattade utvecklingen av olika populationer. En liknande enkät distribuerades i Sverige vid riksfiskinventeringen 1996 (Appelberg *et al.*, 2004). En översikt av dessa förändringsdata har publicerats (Tammi *et al.*, 2003) men verkar inte ha använts i bedömningsgrundsarbetet och anledningen kan vara en låg svarsfrekvens eller att en stor andel svar bedömts vara otillförlitliga (K. Holmgren, muntligen).

Ett annat potentiellt problem rör osäkerheten i bedömningarna. Dels finns det vanliga problemet om hur representativa enstaka mätningar av vattenkemi är. Vissa variabler varierar mer än andra i tiden. Sedan kan det uppstå felbedömningar vid korrigeringen av kalciumkoncentrationen vilket adderas till antaganden och approximationer inbyggda i MAGIC, fel i samband med matchning mot MAGIC-biblioteket och fel i beräkningen av pH utifrån ANC. Den erhållna skattningen av ΔpH ska sedan jämföras med den ganska grova klassindelningen för att ge en uppfattning om det är försurat eller inte. Och då har vi knappt berört problemet med sura episoder. Episodförsurning i kalkade och okalkade vatten redogörs utförligt för i en annan underlagsrapport för revision av kalkningshandboken (Borg *et al.*, 2007).

7. Sammanfattning och rekommendationer

Kalkningsavslut kan leda till återförsurning som medför vattenkemiska och biologiska effekter som liknar dem vid den initiala försurningen. De få fältundersökningar som finns i måttligt försurade områden visar på en tydlig återförsurning men att den går långsamt, förmodligen beroende på minskad tillförsel av syra från avrinningsområdet. Ännu har inga tydliga biologiska förändringar observerats (undantaget plankton i Trehörningen). Sediment kan vara en källa till ökade metallhalter vid återförsurning men risken för att skadliga koncentrationer ska uppnås är liten så länge pH inte understiger 5,5.

För att hitta objekt eller områden där kalkningsavslut bör övervägas, granskas lämpligen den ordinarie effektuppföljningen för enskilda objekt. Aktuella kartor för kritisk belastning bör också studeras för att identifiera vilka områden där man kan förvänta sig att försurningsläget har förbättrats.

När kandidaterna väl har valts ut kan tillämpliga delar av de nya bedömningsgrunderna vara till stor hjälp under den fortsatta planeringen. Användningen av en dynamisk modell som MAGIC är bra därför att den kan ta med i beräkningen att olika processer har olika kinetik. Att förlita sig enbart på kritisk belastning är inte att rekommendera då man inte tar hänsyn till långsamma markprocesser som kan fördröja återhämtningen i sjöarna. Vi rekommenderar för sjöar en beslutsordning som i stora drag ser ut enligt följande:

- Garantera en tillräcklig vattenkemisk effektuppföljning inklusive full jonbalans, Ali och TOC för att få representativa medianvärden som kan användas försurningsbedömning med hjälp av MAGIC-biblioteket.
- Skatta okalkat Ca via Ca^*/Mg^* så bra det bara går (se Fölster & Wilander, 2005), vilket oftast innebär att det även behövs mätdata av vattenkemi i närliggande okalkade sjöar.
- Kontrollera resultaten från en eventuell matchning mot MAGIC-biblioteket så att matchnings-verktygets sjöval är rimligt. Jämför sedan modellerad ANC-utveckling (eller pH) med empiriska toleranssamband för den eller de arter som utgör kalkningsmotiv, och alltså inte enbart med Tabell 2.
- Om risken bedöms som tillräckligt liten, sluta kalka.
- Om risken är stor för återförsurningsskador, fortsätt kalka.
- Om risken är svårbedömd eller om det finns risk för sura episoder, trappa ner kalkningen stegvis och kontrollera regelbundet måluppfyllelsen.

Men det är uppenbart att bedömningarna kan bli fel även med MAGIC, särskild vid användning av matchningsverkyget. Graden av osäkerhet kan vi inte bedöma, men antagligen varierar den mellan olika regioner och sjötyper. Osäkerheten blir naturligtvis större om det saknas data för Ca och Mg före kalkning, vilket det ofta gör. Hur ska då den här osäkerheten tacklas? Man skulle kunna säga att om man börjat kalka på lösa grunder kan man också sluta kalka på lösa grunder. Om det inte finns starka motiv för kalkning riskeras inte heller så mycket av ett felaktigt beslut. Om det saknas motiv för kalkning på grund av att det aldrig gjorts några inventeringar rekommenderas självklart att relevanta biologiska undersökningar genomförs innan beslut om kalkningsavslut fattas. I många fall finns det värdefulla, naturliga populationer och lokala intressen som kan äventyras och då bör man inte lita blint på resultat av de förfaringssätt som beskrivits ovan (6.1-6.3). Bedömningsverkygen är inte hundra procentiga utan expertbedömningar/handarbete kommer att krävas.

För sjöar där försurningsbedömningen varit svår eller som har värdefulla populationer, rekommenderas att behålla en vattenkemisk och biologisk effektuppföljning under en period av 2,3-3 gånger den teoretiska omsättningstiden. Under denna tidrymd har kalkningseffekten reducerats till mellan 10 % och 5 % och har det gått bra så långt är risken liten för dramatiska förändringar längre fram. Siffrorna har beräknats med den ekvation för kalkutnyttjande som beskrivits ovan (5.2.1; Wilander *et al.*, 1995, p. 132) under antagandet att utspädning dominerar avklingningen. Detta är ett konservativt antagande eftersom kalkningsinsatserna för majoriteten av undröskta sjöar uppvisar en kvardröjande buffrande effekt (Wilander *et al.*, 1995, pp. 134-135).

För vattendrag kan vi ännu inte ge några omfattande riktlinjer annat än att mana till försiktighet och att stärka effektuppföljningen. Återförsurning av rinnande vatten går mycket snabbt och risken för surstötter är större än i sjöar. Det bör finnas beredskap att åter höja doserna om upprepade surstötter uppträder. Eventuellt kan biologisk återställning användas som komplement till fortsatt/återupptagen kalkning. Om det t.ex. finns risk för surstötter vid en kritisk tidpunkt kan återställande av lekbottenar, röjande av vandringshinder eller stödutsättningar sprida riskerna och kompensera för de årsklasser som drabbats. Det bör dock betonas att biologisk återställning inte får ske lättvindligt eftersom det finns risk att man förstör snarare än förbättrar situationen för känsliga populationer, t.ex. genom att underlätta för oönskade konkurrenter eller predatorer. I bedömningsgrunderna utlovas bättre verktyg för vattendrag och vi avvaktar med detaljerade riktlinjer tills dessa är färdiga.

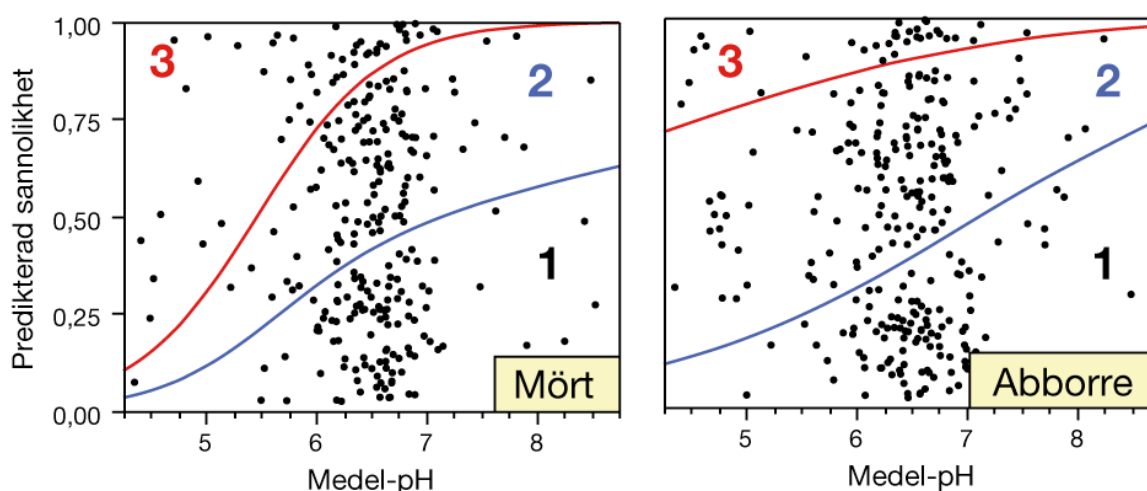
8. Oklarheter och framtida forskning

Nedan följer i godtycklig ordning några områden där vi vet för lite idag.

- Försurningsbedömning i vattendrag behöver helt klart utredas vidare. Dataunderlaget för att ta fram ett MAGIC-verktyg liknande det som lanserats för sjöar är jämförelsevis svagt. Den nu rådande inställningen är att använda MAGIC för sjöar även på vattendrag (F. Moldan, muntligen). Det bör undersökas om den ansatsen är rimlig och hur i så fall sura episoder ska hanteras, särskild i södra Sverige där episodmodellen inte är tillämpbar.
- Hur påverkar klimatförändringar och den ofta observerade ökningen av TOC i ytvatten återhämtningen från försurning? En följdfråga är vad som orsakar den ökande koncentrationerna: klimatförändring, markanvändning eller minskande sulfatdeposition (Evans *et al.*, 2006). Dessutom kan både klimat och DOC ha effekter på mobilisering och speciering av aluminium och kvicksilver, kanske de två viktigaste riskfaktorerna att ta hänsyn vid återförsurning.
- Det behövs fler fallstudier i både sjöar och vattendrag som inkluderar biologiska mätprogram. Under 2007 kommer integrerade fältstudier påbörjas i flera nya objekt inom IKEU vilket avsevärt kommer att bredda den empiriska kunskapsbasen om återförsurning i måttligt försurade områden.
- Den stora kunskapssammanställning om kopplingen mellan surhetsvariabler och biota som omfattats av arbetet med bedömningsgrunder bör sammanställas på ett mer tillgängligt sätt. De många underlagsrapporterna behandlar allt från påväxtalger till fisk. Vi efterlyser ett användarvänligt verktyg som samtidigt erbjuder möjligheter att

göra mer avancerade riskbedömningar. Vilka principer ska styra och på vilken taxonomisk nivå ska riskanalysen göras i ett sådant verktyg eller beslutsunderlag bör diskuteras:

- a) Utvalda indikatororganismer eller taxonomiskt avgränsade surhetsindex (traditionellt)
 - b) Enbart för den eller de arter som anges som motiv eller biologiskt mål för kalkningen i fråga (nuvarande kalkhandbok)
 - c) Rödlistade arter eller ett annat mått inspirerat av biologisk mångfald (miljömålen *levande sjöar och vattendrag* och kanske även *myllrande våtmarker*).
 - d) Ett integrerat index som syftar till att ta hänsyn till hela organismsamhället i sjön genom att väga in riskerna för olika grupper på ett lämpligt sätt (detta är på sätt och vis det man har gjort för att ta fram bedömningsgrundernas femgradiga skala för påverkansklassning).
- Kan en flernivåskala baserad på riksfiskinventeringen (Appelberg *et al.*, 2004) användas för riskbedömning på ett användarvänligt sätt liknande Norrmännens "Lookup-tabell" (Hindar & Larssen, 2005a)? Med hjälp av en generalisering av logistisk regression (multicategory logistic regression) kan sannolikheter för fler än två utfall skattas i samma procedur. För att illustrera vad vi menar har vi beräknat dessa sannolikheter för mört och abborre (Fig. 12). Det framgår tydligt att mört är känsligare än abborre och att man får ut mer information än om man istället använde enbart binära data: närvaro eller frånvaro av t.ex. mört. Detta kan vara ett sätt att förbättra verktygen för riskbedömningen vid återförsurning som bör utredas vidare.



Figur 12. Exempel på logistisk regression med flera kategorier där ytorna mellan kurvorna representerar den skattade sannolikheten för olika grad av förändring i fiskbestånd som funktion av sjöns medel-pH. 1 \approx ingen förändring, 2 \approx minskning, 3 \approx försvunnen enligt uppgiftslämnare till Riksfiskinventeringen 1996. Punkterna illustrerar pH-fördelningen inom varje klass

9. Acknowledgements

Tack till Kerstin Holmgren (FV) för leverans av provfiskedata för Långsjön, Tyresta, synpunkter på texten och diskussioner om riksfiskinventeringen. Tack också till Jens Fölster (SLU) och Filip Moldan (IVL) för allmänna diskussioner kring de nya bedömningsgrunderna respektive MAGIC.

10. Referenser

- Ahlström, J., Andersson, S., Lindgren, L., Norberg, M. & Owusu-Ansah, E. (2006) *Försurning och kalkning av sjöar och vattendrag i Västerbottens län – Årsrapport 2004*. Länsstyrelsen i Västerbotten.
- Alenäs, I., Andersson, B. I., Hultberg, H. & Rosemarin, A. (1991) Liming and reacidification reactions of a forest lake ecosystem, Lake Lysevatten, in SW Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution*, **59**, 55-77.
- Alm, G., Tröjbom, M., Borg, H., Göthberg, A., Johansson, K., Lindeström, L. & Lithner, G. (1999) Metaller. in *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag. Bakgrundsdokument 1, kemiska och fysikaliska parametrar* (ed. Wiederholm, T.). Naturvårdsverket rapport 4920.
- Andersen, D. O. & Pempkowiak, J. (1999) Sediment content of metals before and after lake water liming. *Science of the Total Environment*, **244**, 107-118.
- Andersson, B. & Andersson, P. (1984) *The distribution of trout (Salmo trutta L.) in relation to pH – an inventory of small streams in Delsbo, central Sweden*. Institute of Freshwater Research, Drottningholm, Report 61.
- Andersson, B. I., Borg, H., Edberg, F. & Hultberg, H. (2002) *Återförsurning av sjöar: observerade och förväntade biologiska och kemiska effekter*. Naturvårdsverket, Rapport 5249.
- Andersson, B. I. & Hultberg, H. (1997) *Lake Lysevatten – a study of liming and reacidification effects in a forest lake ecosystem in Southwestern Sweden*. IVL-report B 1250.
- Andersson, P. & Borg, H. (1988) Effects of Liming on the Distribution of Cadmium in Water, Sediment, and Organisms in a Swedish Lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **45**, 1154-1162.
- Andersson, P., Borg, H. & Kärrhage, P. (1991) *Kalkningseffekter på kvicksilver i fisk. Läget efter genomförda åtgärder i 19 typs sjöar – projekt Kalkning-Kvicksilver-Cesium*. Statens naturvårdsverk, Rapport 3883.
- Andersson, P. & Holm, K. (1995) Cadmium in water and perch (*Perca fluviatilis*) liver in limed L. Stensjön in Tyresta National Park, Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution*, **85**, 805-810.
- Andersson, P. & Nyberg, P. (1984) *Experiments with brown trout (Salmo trutta L.) during spring in mountain streams at low pH and elevated levels of iron, manganese and aluminium*. Inst. Freshwater Research, Drottningholm, Report 61.
- Andrén, C., Andersson, P. & Fröberg, E. (2001) Temporal variations of aluminium fractions in streams in the Delsbo area, central Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution*, **130**, 1715-1720.
- Andrén, C. & Jarlman, A. (2006) *Bentiska kiselalger som surhetsindikatorer i rinnande vatten*. Inst. för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet, ITM-rapport 149.
- Appelberg, M., Ridderborg, S. & Beier, U. (2004) Riksfiskinventering -96: En nationell inventering av den svenska fiskfaunan 1996. Fiskeriverket informerar 2004:1.
- Bernes, C. & Naylor, M. (1991) *Acidification and liming of Swedish freshwaters*. Swedish Environmental Protection Agency (Naturvårdsverket), Solna.
- Borg, H. (1986) Metal speciation in acidified mountain streams in central Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution*, **30**, 1007-1014.
- Borg, H., Andersson, P., Nyberg, P. & Olofsson, E. (1995) Influence of wetland liming on water chemistry of acidified mountain streams in Lofsdalen, central Sweden. *Water, Air, and Soil Pollution*, **85**, 907-912.

- Borg, H., Andrén, C., Sundbom, M., Wilander, A. & Wällstedt, T. (2007) *Episodförsurning – Underlag till revision av Naturvårdsverkets handbok för kalkning av sjöar och vattendrag*. Inst. för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet, ITM-rapport 160.
- Borg, H., Ek, J. & Holm, K. (2001) Influence of acidification and liming on the distribution of trace elements in surface waters. *Water, Air, and Soil Pollution*, **130**, 1757-1762.
- Brodin, Y. W. (1993) *Acidification - an everlasting problem, or is there hope?* Swedish Environmental Protection Agency (Naturvårdsverket), Solna.
- Buffam, I., Laudon, H. & Holmgren, K. (2004) *A statistical analysis of the relationship between fish populations and chemical acidity status in Swedish lakes*. (Underlagsrapport 4, bedömningsgrunder för försurning) http://www.vattenportalen.se/docs/SUR_rapport4.pdf.
- Dickson, W., Borg, H., Ekström, C., Hörnström, E. & Grönlund, T. (1995) Reliming and reacidification effects on lakewater, chemistry, plankton and macrophytes. *Water, Air, and Soil Pollution*, **85**, 919-924.
- Dillon, P. J. & Smith, P. J. (1984) Trace metal and nutrient accumulation in the sediments of lakes near Sudbury, Ontario. in *Environmental Impacts of Smelters* (ed. Nriagu, J. O.), pp. 375-416. John Wiley & Sons, Inc., New York.
- Driscoll, C. T., Fordham, G. F., Ayling, W. A. & Oliver, L. M. (1989) Short term changes in the chemistry of trace metals following calcium carbonate treatment of acidic lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **46**, 249-257.
- 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.
- Egeberg, P. K. & Håkedal, J. T. (1998) The effect of river liming on the trace metal budgets of a down stream lake. *Water, Air, and Soil Pollution*, **104**, 57-75.
- Evans, C. D., Chapman, P. J., Clark, J. M., Monteith, D. T. & Cresser, M. S. (2006) Alternative explanations for rising dissolved organic carbon export from organic soils. *Global Change Biology*, **12**, 2044-2053.
- Fimreite, N., Nenseter, B. & Steen, B. (1996) Liming, reacidification, and the mobilization of cadmium from sediments. *Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology*, **57**, 888-894.
- Fölster, J. (2006) *Bedömningsgrunder för försurning i sjöar och vattendrag – Preliminärt förslag för cirkulation*. http://www.vattenportalen.se/docs/Bedomningsgrunder_forsurning_april2006.pdf.
- Fölster, J. & Wilander, A. (2005) *Försurningsbedömning i kalkade vatten med kvoten Ca*/Mg**. Inst. för Miljöanalys, SLU, Rapport 2005:3.
- Gambrell, R. P., Wiesepape, J. B., Patrick, J. W. H. & Duff, M. C. (1991) The effects of pH, redox and salinity on metal release from a contaminated sediment. *Water, Air, and Soil Pollution*, **57-58**, 359-367.
- Henriksen, A., Fjeld, E. & Hesthagen, T. (1999) Critical load exceedance and damage to fish populations. *Ambio*, **28**, 583-586.
- Henrikson, L. & Brodin, Y. W. eds (1995) *Liming of acidified surface waters – A Swedish synthesis*. Springer Verlag, Berlin Heidelberg.
- Henrikson, L. & Medin, M. (1986) *Biologisk bedömning av försurningspåverkan på Lelångens tillflöden och grundområden 1986*. Aquaekologerna, Rapport till länsstyrelsen i Älvsborgs län.
- Hindar, A. (1987) Long-term dissolution of sedimented limestone powder in running water. Consequences for liming strategy and interpretation of liming efficiency data. *Vatten*, **43**, 54-58.

- Hindar, A. & Larssen, T. (2005a) *Metodikk for å avgjøre om og når kalking av innsjøer kan avsluttes i områder med redusert sur nedbør*. NIVA, Rapport 5029-2005.
- Hindar, A. & Larssen, T. (2005b) *Modifisering av ANC- og tålegrenseberegninger ved å inkludere sterke organiske syrer*. NIVA, Rapport 5030-2005.
- Holmgren, K. & Buffam, I. (2005) Critical values of different acidity indices as evaluated by fish communities of Swedish lakes. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie*, **29**, 654-660.
- Hörnström, E., Ekström, C. & Andersson, P. (1992) *Tio mellansvenska sjöar: Kalkningseffekter på plankton och vattenkemi*. Statens naturvårdsverk, Rapport 4048.
- Hörnström, E., Ekström, C., Sundbom, M. & Edberg, F. (2004) *Vattenkemi och plankton före och efter kalkning i sjöar i Åvaområdet*. Inst. för miljöanalys, SLU, Rapport 2004:20.
- Jackson, M. B., Vandermeer, E. M., Lester, N., Booth, J. A., Molot, L. & Gray, I. M. (1990) Effects of neutralization and early reacidification on filamentous algae and macrophytes in bowland lake. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **47**, 432-439.
- Larsson, S. (1995) The effects of liming on aquatic flora. in *Liming of Acidified Surface Waters – a Swedish Synthesis* (eds Henrikson, L. & Brodin, Y. W.), pp. 125-178. Springer Verlag, Berlin Heidelberg.
- Lydersen, E., Larssen, T. & Fjeld, E. (2004) The influence of total organic carbon (TOC) on the relationship between acid neutralizing capacity (ANC) and fish status in Norwegian lakes. *Science of the Total Environment*, **326**, 63-69.
- Lydersen, E. & Löfgren, S. (2000a) *Vad händer när kalkade sjöar återförsuras? (What will happen when limed lakes reacidify?)*. Swedish Environmental Protection Agency 5074.
- Lydersen, E. & Löfgren, S. (2000b) *Vad händer när kalkade sjöar återförsuras? En kunskapsöversikt och riskanalys*. Naturvårdsverket, Rapport 5074.
- Lydersen, E. & Löfgren, S. (2002) Potential effects of metals in reacidified limed water bodies in Norway and Sweden. *Environmental Monitoring and Assessment*, **73**, 155-178.
- Lydersen, E., Löfgren, S. & Arnesen, R. T. (2002) Metals in Scandinavian surface waters: Effects of acidification, liming, and potential reacidification. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **32**, 73-295.
- Matschullat, J. & Wyrobek, M. (1993) Controlled experimental acidification of lake sediments and resulting trace metal behaviour. *Water, Air, and Soil Pollution*, **69**, 393-403.
- Naturvårdsverket (1999) *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag*. Rapport 4913.
- Naturvårdsverket (2002) *Kalkning av sjöar och vattendrag*. Naturvårdsverkets förlag, Stockholm.
- Nelson, W. O. & Campbell, P. G. C. (1991) The effects of acidification on the geochemistry of Al, Cd, Pb and Hg in freshwater environments: A literature review. *Environmental Pollution*, **71**, 91-130.
- Nyberg, P., Andersson, P., Degerman, E., Borg, H. & Olofsson, E. (1995) Labile inorganic manganese - An overlooked reason for fish mortality in acidified streams? *Water, Air, and Soil Pollution*, **85**, 333-340.
- Olofsson, E., Melin, E. & Degerman, E. (1995) The decline of fauna in small streams in the Swedish mountain range. *Water, Air, and Soil Pollution*, **85**, 419-424.
- Persson, G. & Wilander, A. (2004) *Utveckling av IKEU inför 2000-talet; redovisning av ett utredningsuppdrag*. Inst. för miljöanalys, SLU, Rapport 2004:25.

- Persson, G., Wilander, A., Willén, E. & Wällstedt, T. (2007) *Överdoser av kalk; Underlag till revision av Naturvårdsverkets handbok för kalkning av sjöar och vattendrag*. Inst. för miljöanalys, SLU, Rapport 2007:3.
- Serrano, I., Buffam, I. & Laudon, H. (2005a) *Critical Acidity Values for Fish Communities in Swedish Watercourses – Evaluation of the one-point episode model (IPM)*. (Underlagsrapport 18, bedömningsgrunder för försurning) http://www.vattenportalen.se/docs/SUR_rapport18.pdf.
- Serrano, I., Buffam, I. & Laudon, H. (2005b) *Defining Sampling Intervals to Accurately Characterize the Acid-Base Status of Surface Watercourses*. (Underlagsrapport 19, bedömningsgrunder för försurning) http://www.vattenportalen.se/docs/SUR_rapport19.pdf.
- Sundbom, M. (2005) *Om möjligheten att infoga regionala objekt i IKEU*. Inst. för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet, ITM-rapport 143.
- Sverdrup, H., Rasmussen, R. & Bjerle, I. (1984) A simple model for the reacidification of limed lakes, taking the simultaneous deactivation and dissolution of calcite in the sediments into account. *Chemica Scripta*, **24**, 53-66.
- Sverdrup, H. & Warfvinge, P. (1984) Omsettnings tidens inflytelse på resultatet av en sjökalkning/Influence of the average retention time on the reacidification rate for limed lakes *Vatten/Water*, **40**, 10-17.
- Tammi, J., Appelberg, M., Beier, U., Hesthagen, T., Lappalainen, A. & Rask, M. (2003) Fish status survey of Nordic lakes: Effects of acidification, eutrophication and stocking activity on present fish species composition. *Ambio*, **32**, 98-105.
- Temnerud, J. & Bishop, K. (2005) Spatial variation of streamwater chemistry in two Swedish boreal catchments: Implications for environmental assessment. *Environmental Science & Technology*, **39**, 1463-1469.
- Warfvinge, P. & Bertills, U. (2000) *Naturens återhämtning från försurning*. Naturvårdsverket, Rapport 5028.
- Widarsson, L.-E. (1988) *Återförsurning vid avstängning av två kalkdoserare i Kristianstad län*. Rapport på uppdrag av Osby kommun och Ö. Örkeneds fiskevårdsområde.
- Wilander, A., Andersson, P., Borg, H. & Broberg, O. (1995) The effects of liming on water chemistry. in *Liming of Acidified Surface Waters – a Swedish Synthesis* (eds Henrikson, L. & Brodin, Y. W.), pp. 125-178. Springer Verlag, Berlin Heidelberg.
- Willén, E. (2006) *Växtplanktons rehabilitering i försurade sjöar efter kalkning; Resultat från IKEU-sjöar*. Inst. för miljöanalys, SLU, Rapport 2006:11.
- Wright, R. F. & Lie, M. C. (2002) *Workshop on models for biological recovery from acidification in a changing climate 9-11 September 2002 in Grimstad, Norway*. NIVA, report 4589-2002.
- Wällstedt, T. (2005a) *Influence of acidification and liming on metals in lake sediments*. Doctoral thesis, Stockholm University.
- Wällstedt, T. (2005b) *Kalkens bidrag till metallbelastningen i sjösediment*. Inst. för tillämpad miljövetenskap, Stockholms universitet, ITM-Rapport 142.
- Wällstedt, T. & Borg, H. (2003) Effects of experimental acidification on mobilisation of metals from sediments of limed and non-limed lakes. *Environmental Pollution*, **126**, 381-391.
- Wällstedt, T. & Borg, H. (2005) Metal burdens in surface sediments of limed and nonlimed lakes. *Science of the Total Environment*, **336**, 135-154.
- Ågren, C. (2006) Break in downward trends? *Acid News*, **No. 3**.
- Östlund, M. (2005) *Vattenvegetation i kalkade sjöar – tillstånd och utveckling i IKEU-sjöar*. Inst. för miljöanalys, SLU, Rapport 2004:25.