

4

Oönskade effekter av kalkning

FÖRFATTARE

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

4

Oönskade effekter av kalkning

FÖRFATTARE

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

INNEHÅLL

Sammanfattning 539

Inledning 539

Definition av oönskade effekter 539

Frågeställningar 540

Resultat och diskussion 540

Sjöar 540

Vattendrag 545

Sammanfattande diskussion och förslag för framtiden 546

Slutsatser 547

Referenser 547

SAMMANFATTNING

Denna rapport syftar till att sammanställa och diskutera de oönskade effekter av kalkning som framkommit i utvärderingen av IKEU 2008. Rapporten grundar sig framför allt på underlag från övriga delprojekt inom utvärderingen, främst delprojekt 2a och b, kemiska och biologiska effekter av kalkning i sjöar och vattendrag, men också på tidigare utvärderingar inom IKEU.

Generellt har få oönskade effekter påvisats. Dessa är främst kemiska, och är då ofta kopplade till kalkning med onödigt höga doser där bl.a. höga pH-värden och något förhöjda halter av potentiellt toxiska oxoanjoner av bl.a. Al och Cr har uppmätts. Dessutom leder höga kalkdosor till stora outnyttjade kalkdepåer i sedimenten och en ökad fastläggning av metaller i sedimenten. Det är troligt att den utfällning av Fe- och Al-oxider/hydroxider som kalkningen orsakar leder till medfällning av fosfat, vilket kan ha en negativ effekt på bl.a. planktonsamhällen i våra ofta näringsfattiga sjöekosystem. En sekundär effekt av detta kan vara ett ökat kväveläckage till havet, då sjöekosystemen blir fosforbegränsade i högre grad, något som borde studeras vidare.

När det gäller kemiska effekter i övrigt kan man konstatera att en svaghet i programmet är att data ofta saknas från tiden före kalkning. Många kemiska effekter, som t.ex. utfällning av metaller, bör generellt förväntas inträffa i princip direkt när kalkningen påbörjas och sannolikheten för att man ska hitta trender orsakade av kalkning är liten då man bara tittar på den kalkade perioden.

När det gäller biologiska effekter försvåras tolkningarna ofta av att det här kan vara svårare att jämföra grupper, eftersom biologin och dess återhämtning beror av så mycket mer än rena kemiska parametrar, t.ex. lämpliga habitat och möjliga kolonisationsvägar. Ett exempel på detta är fisk i IKEU-sjöarna, där de kalkade sjöarna troligen inte är jämförbara med referenssjöarna. Dessutom är definitionen av "naturligt tillstånd" inte bekymmersfri. Det som ligger närmast till hands är att jämföra de kalkade vattnen med de neutrala referenserna, men det kan diskuteras i vilken mån de olika objekten var lika varandra före försurning, då naturliga skillnader i avrinningsområdena har lett till att vissa sjöar och vattendrag har blivit sura medan andra har förblivit neutrala, trots liknande syradeposition.

För några biologiska variabler finns dock skillnader mellan kalkade och neutrala grupper som ev. kan tolkas som negativa effekter. Detta gäller t.ex. bottenfauna i vattendrag där utvärderingen visar på små men signifikanta skillnader mellan kalkade objekt och neutrala referenser. Ett annat exempel är

makrofyter, där det är möjligt att kalkningen har bidragit till att vissa arter av makrofyter, t.ex. rostnate (*Potamogeton alpinus*), "fått fäste" vilket de annars kanske inte skulle ha fått.

Utöver detta har utredningen pekat på ett antal oönskade effekter och trender där orsaken inte har kunnat fastställas, men där kalkningen skulle kunna bidra, bl.a. minskande trender i abundans och individtäthet av ovanliga fiskarter i de kalkade sjöarna jämfört med okalkade referenser och skillnader i växtplanktonsamhällen mellan de kalkade sjöarna och referenssjöarna.

Sammanfattningsvis förekommer vissa negativa effekter av kalkning, men de är troligen generellt mindre än effekterna av att inte kalka försurade sjöar och vattendrag.

INLEDNING

Under 2008 utvärderas det nationella kalkningsövervakningsprogrammet IKEU, Integrerad Kalknings Effekt Uppföljning, vetenskapligt och organisatoriskt. Syftet med denna rapport är främst att sammanställa och diskutera de ev. oönskade effekter av kalkning som har framkommit vid utvärderingsarbetet för delprojekt 2a och b, kemiska och biologiska effekter av kalkning i sjöar och vattendrag, samt i tidigare utvärderingar inom IKEU. Rapporter från de olika delprojekten i utvärderingen samt tidigare rapporter inom projektet utgör därför underlag för denna sammanställning.

Definition av oönskade effekter

Målet för kalkningsverksamheten definieras som:

- Att återställa och bibehålla biologisk mångfald så att den liknar de biologiska samhällen som fanns före den antropogena försurningen
- Att därigenom uppfylla kravet för "god ekologisk status" enligt "Ramdirektivet för vatten" samt uppfylla de svenska miljömålen "Levande sjöar och vattendrag" och "Bara naturlig försurning".

Motsvarande definition av en oönskad effekt av kalkning blir då:

- Effekter av kalkning som leder till att de biologiska samhällena blir mindre lika de naturliga/ursprungliga samhällena
- Eller kemiskt; att kalkningarna bidrar till att sjöarnas och vattendragens kemi skiljer sig från vad som var naturligt före försurning.

Den rimliga följdfrågan blir då genast; Vad är naturligt eller hur såg det ut före försurningen? Den frågan kommer vi inte att kunna ge ett entydigt svar på, men det jämförelsematerial som finns att tillgå kan

troligen ändå ge en relativt god bedömning av de ev. oönskade effekter som kalkningen kan ge upphov till.

Det material som ligger närmast till hands att jämföra med är IKEUs referenssjöar och vattendrag, dels de neutrala referenserna men också de sura men oförsurade referenserna i den mån det går att särskilja dessa grupper. Dessutom finns ett antal paleolimnologiska undersökningar av kalkade sjöar (Korsman, 2000; Ek, 2001; Gählman, 2001; Guhrén, 2003; 2004) som ger en uppfattning om pH före försurning, samt en sammanställning av äldre uppgifter om bl.a. pH och fiskförekomster (Reizenstein, 2002).

Frågeställningar

Frågor som vi har försökt svara på när det gäller oönskade effekter av kalkning är:

- Vilka oönskade effekter kan man se eller ana?
- Kan dessa kvantifieras och hur stora eller vanliga är de i så fall?
- Skulle de kunna undvikas, helt eller delvis, t ex genom förändrade kalkningsstrategier?
- Hur stora är de oönskade effekterna jämfört med effekten av att inte kalka alls?
- Finns det förväntade/befarade oönskade effekter som inte kan beläggas?
- I så fall varför? För att de inte finns eller för att materialet inte kan visa dem?
- Borde detta studeras mer? Hur?

RESULTAT OCH DISKUSSION

Sjöar

Allmänkemi

I en utredning om förekomsten av överkalkade sjöar visade Persson et al. (2007) att en stor andel av de kalkade svenska sjöarna kalkas med så höga doser att deras vattenkemi avviker betydligt från vad som är normalt för sjötypen i allmänhet eller den enskilda sjöns ursprungliga vattenkemi, så kallad överkalkning.

Överkalkning definierades preliminärt som att pH överstiger 7,0 och alkaliniteten överstiger 0,3 mekv/l. Direkta mätdata från Fördjupad miljömålsuppföljning och länens kalkeffektuppföljning (ca 2400 sjöar) pekade på att 10–20% av sjöarna kan ha pH >7,0 med pH-maximum strax under 8,5. Uppmätt alkalinitet nådde upp till 3,4 mekv/l och mer än 1/3 av sjöarna hade någon gång visat en alkalinitet på över 0,5 mekv/l. Överdoseringen är således betydande, framför allt vad gäller antalet sjöar.

En minskad kalkdosering pekades ut som den naturliga åtgärden för att reglera och sänka halter

som stigit till nivåer där biologiska förändringar kan bli påtagliga och oönskade. Utredningen föreslog att någon form av riktvärde eller gränsvärde bör fastställas för att markera lämpliga ”högsta halter eller ”högsta-pH”. En alkalinitetsgräns vid 0,25 mekv/l föreslogs preliminärt. Redan en så låg gräns bör leda till omprövning av ”förrådskalkning” med höga givor i småsjöar och leda till en omstrukturering av kalkningen.

Dessutom bör data från IKEU-programmets 10 ”överdoseringssjöar” kunna ge ytterligare vägledning om vad som sker *in situ* i ekosystemen vid överkalkning.

Närsalter

Som beskrivs i inledningen till rapporten om näringsämnen i kalkade sjöar inom årets IKEU-utvärdering (Persson, 2008a) anses försurning leda till minskad fosfortillgång i vattnet, pga. utfällning med aluminium. Detta leder till en oligotrofiering av vattnet, vilket kan vara en nackdel, då många sjöar, framförallt i södra Sverige är fosforbegränsade (Persson 2008a och referenser däri). En förhoppning har därför varit att kalkning ska kunna motverka denna oligotrofiering.

Persson (2008a) analyserade trender i tre olika grupper av sjöar; kalkade, neutrala referenser och sura referenser under perioden 1990–2006 med avseende på total-P. Gruppen kalkade sjöar visade en större andel sjöar med signifikant negativ trend jämfört med neutrala och sura sjöar. Dock inkluderar analysen endast den kalkade perioden, någon jämförelse med perioden före kalkning ingår inte, då data från denna period ofta saknas. I ”kalkbibeln” (Henrikson och Brodin, 1995) rapporteras att fosfor-koncentrationerna ofta är högre de första 5 åren efter kalkstart, men koncentrationsminskningar förekommer också.

Två undersökningar av sedimentprofiler från ett antal IKEU-sjöar och dess referenser, samt några ytterligare sjöar (Wällstedt och Borg, 2005; Pilström, 2006) ger resultat som tyder på att sjökalkning skulle kunna bidra till ytterligare fastläggning av fosfat, då de ökade pH-värdena leder till utfällning av aluminium- och järnoxider/hydroxider, där fosfat kan medfällas. Huser och Rydin (2005) visar att ackumuleringen av Al och P ökat i sedimenten från 1950 och framåt i både den kalkade Gårdsjön och den sura referensen Hårsevatten, vilket har minskat fosfortillgången i vattnet. Ackumuleringen i sedimentet styrs enligt författarna framförallt av syradepositionen i tillrinningsområdet medan kalkning i sjön endast har en liten bidragande effekt. Detta är rimligt, då tillförseln av Al till sjön troligen främst styrs av pH i marken i avrinningsområdet.

Då fosfortillgången i vattnet minskar begränsas produktionen allt mer tydligt av fosfor medan ej utnyttjat kväve ackumuleras i sjövattnet. Man kan då tala om en fosforbrist-inducerad kväveövermättnad och därmed ökad kväveavrinning till havet, så länge kvävedepositionen är hög. Detta bör studeras vidare inom IKEU.

Metaller

Förekomst av toxiska metallformer vid höga pH-värden

Det är väl känt att förekomstformen starkt påverkar olika metalls toxicitet. De fria formerna, som ofta förekommer vid låga pH-värden, är i allmänhet mest toxiska, men man vet att det också kan förekomma toxiska former vid höga pH-värden. I ett specialprojekt inom IKEU (Sjöstedt, 2008, Sjöstedt et al, 2009) studerades förekomsten av de toxiska oxyanjonerna aluminat ($\text{Al}(\text{OH})_4^-$), arsenat (HAsO_4^{2-}), kromat (CrO_4^{2-}) och molybdat (MoO_4^{2-}) i två överkalkade sjöar med höga pH-värden (Motjärn och Stora Vrångstjärnet) samt en sur referens (Rotehogstjärnen) med hjälp av dialys och modellering (Visual Minteq inkl Stockholm Humic Model).

Modellering med högre pH-värden visar att koncentrationen av aluminat, $\text{Al}(\text{OH})_4^-$, börjar stiga vid pH-värden över 8. Så höga pH-värden är ovanliga i svenska sjöar. Vid riksinventeringen 2005 låg 95%-percentilen för pH i knappt 2800 sjöar på 7,69, men pH-värden upp till 8,5 eller högre kan förekomma i kalkade sjöar (Persson, et al., 2007). I en studie av Hörnström et al. (1995) var en total Al-koncentration på 300 $\mu\text{g/l}$ toxisk för algen *Monoraphidium griffithii* vid pH 8,5 och det ligger nära till hands att misstänka att toxiciteten berodde på att $\text{Al}(\text{OH})_4^-$ nått en toxisk nivå. I riksinventeringen 2005 hade ca 12% av de drygt 600 sjöar där aluminiumhalten analyserades totala aluminiumkoncentrationer på 300 $\mu\text{g/l}$ eller högre (dock vid lägre pH-värden) och medelkoncentrationen låg på 130 $\mu\text{g/l}$.

Arsenik föreligger till stor del i den dialyserbara fraktionen och både modellen och den höga andelen dialyserbar fraktion antyder att As troligen förekommer som toxiska former i alla tre sjöarna. Den högsta uppmätta totala As-koncentrationen i studien var 0,6 $\mu\text{g/l}$, vilket är relativt nära den lägsta kända biologiska effektnivån, speciellt i sjöar med låga fosfatkoncentrationer där arsenat kan hämma upptaget av fosfat (Blanck et al., 1989, Sjöstedt et al, 2009). Modellering med varierande pH-värden visar att koncentrationen av arsenat ökar vid pH över 7, samtidigt som en allt mindre andel föreligger adsorberad till järn (ferrihydrit) (Sjöstedt, 2008).

Enligt modellering med varierande pH-värden dominerar CrO_4^{2-} alltmer över Cr(III) vid pH över 5 i Motjärns ytvatten och dominerar totalt i ytvattnet i Rotehogstjärnen redan vid låga pH-värden. Eftersom det var svårt att bestämma och modellera Cr på ett tillförlitligt sätt är det svårt att säga i hur stor utsträckning Cr förelåg som kromatjon i de undersökta sjöarna, men det är inte alls otroligt att andelen kromat är ganska hög i samtliga sjöar. Den högsta totala koncentration av Cr som uppmättes vid riksinventeringen 2005 var 2 $\mu\text{g/l}$, att jämföra med den toxiska koncentrationen för planktonarten *Ceriodaphnia dubia* på 37 $\mu\text{g/l}$ Cr(VI) enligt en studie av Baral et al. (2006). Utifrån detta skulle CrO_4^{2-} kunna utgöra en risk i sjöar där totalkoncentrationerna av Cr är höga, speciellt med OECD's riktlinjer i åtanke, som säger att man bör ha en säkerhetsmarginal på 1000 ggr (dvs. koncentrationen bör hållas minst 1000 ggr lägre än den kända toxiska koncentrationen) om toxicitetsdata finns endast för ett fåtal organismer, 100 ggr om toxicitetsdata finns för minst en alg, ett kräftdjur och en fiskart och 10 ggr om data på icke skadliga koncentrationer finns för minst en alg, ett kräftdjur och en fiskart.

MoO_4^{2-} förekommer som löst form, till största delen som fri jon, vid pH-värden över 6 och skillnaden mellan ytvatten och bottenvatten är liten. Trots att Mo till största delen förekommer i löst form är risken för toxiska effekter på akvatiska organismer troligen liten, då Mo förekommer i låga koncentrationer i svenska vatten jämfört med toxiska halter.

Resultaten i den här studien tyder på att kalkning till pH-värden över 7 skulle kunna ge upphov till toxiska nivåer av arsenat (HAsO_4^{2-}) i sjöar med höga As-koncentrationer. För övriga studerade metaller bör pH-värden under 8 inte ge upphov till toxiska nivåer i de studerade sjöarna. Vid pH 8,5 skulle dock halterna av Al kunna nå toxiska nivåer. Då totalkoncentrationerna av Cr ofta är låga i svenska vatten är risken för att uppnå toxiska nivåer av kromat troligen små, även vid kalkning till höga pH-värden, men man bör vara extra försiktig vid kalkning i sjöar där man vet att koncentrationerna av Cr är höga.

Aluminium utgör troligen det största problemet vid kalkning till höga pH-värden i svenska sjöar, då höga totalkoncentrationer av aluminium är relativt vanligt. Eftersom det finns mycket få studier av aluminats toxicitet är det svårt att ange ett pH-värde där aluminatkoncentrationerna riskerar att bli så höga att de utgör en risk för organismerna i sjön. men så länge pH hålls under 8 är risken troligen mycket liten, då Al i detta intervall till allra största delen förekommer som kolloider eller bundet till organiskt material. Man bör

också vara försiktig med att kalka upp till höga pH-värden i sjöar där man vet att As-koncentrationerna är höga.

Risken för att kalkning till höga pH-värden ska ge upphov till toxiska halter av metaller är dock sannolikt liten, jämfört med problemet med toxiska koncentrationer av t.ex. löst Al vid låga pH-värden.

Växtplankton

Ett av målet med kalkning av försurade sjöar är att återställa organismsamhället till situationen som rådde före försurningen. Tidigare studier i både IKEU-sjöar (Hörnström et al., 2004; Willén, 2006) och i andra sjöar (t.ex. Hörnström, 1999; Hörnström et al., 1993) har visat att detta mål inte nås för växtplankton. Även om situationen förbättras avsevärt vid kalkning av kraftigt försurade sjöar finns skillnader i artsammansättning, produktion och dominansförhållanden mellan kalkade sjöar och neutrala referenser, även lång tid efter kalkning.

Sammanfattningsvis har följande olikheter i växtplanktonsamhälle mellan kalkade sjöar och neutrala referenssjöar observerats inom IKEU (Willén, 2006):

- Referenssjöarna har i genomsnitt högre totalbiomassor än kalkade sjöar samt en större spridning mellan sjöarna inom gruppen.
- Antal taxa i varje prov under alla provtagna årstider är något högre i kalkade sjöar, vilka även uppvisar större skillnader i artrikedom mellan olika objekt.
- Ordinationstest (DCA) visar på skillnader mellan sjögrupperna i storskaliga förhållanden, d.v.s. biomasserelationer mellan arter i hela samhället. Skillnaderna är störst under sommaren.
- Referenssjöar har större individualitet särskilt sommartid när det gäller arter och deras inbördes biomassor än de kalkade sjöarna som är enhetligare.
- Artantalet av okalger, särskilt av släktena *Staurostrum* och *Staurodesmus*, är lägre i kalkade sjöar. De saknas allmänt i sura sjöar men den förväntade återetableringen uteblir eller går mycket långsamt.
- Däremot har kalkade sjöar fler arter av kiselalger under sommaren.

Kalkningen uppnår alltså inte målet att återställa växtplanktonsamhället i IKEU-sjöarna. Resultaten är starkt beroende av hur väl referenserna representerar det tillstånd som IKEU-sjöarna hade före försurning. Detta är naturligtvis väldigt svårt att bedöma men flera av punkterna har ovan har även noterats för andra kalkade sjöar (Hörnström 1993;1999).

Det finns flera tänkbara orsaker till att kalkningen inte förmår att helt återställa växtplanktonsamhället. Kalkningen kan t.ex. påverka nivåer och dynamik

av näringsämnen som är viktiga för både produktion och artsammansättning av växtplankton. De vattenkemiska fluktuationer som kalkning ger upphov till kan vara stressande för vissa arter men skapa möjligheter för andra mer opportunistiska arter. Samtidigt kan minskad frekvens och magnitud av sura episoder störa etablering av arter som är anpassade till dessa (Sundbom, 2008). Kalkning ger periodvis mycket hög alkalinitet, vilket försvårar för arter som inte kan utnyttja andra kolkällor än löst CO₂. Detta kan vara orsaken till att okalger har svårt att återetablera sig efter kalkning (Willén, 2006; Sundbom, 2008).

Den invasiva flagellaten *Gonyostomum semen*, s.k. gubbslem, kan orsaka obehag för badande. Förekomsten är nyckfull, vissa sjöar är särskilt hårt drabbade, men det är inte utrett vilka faktorer som styr massförkomst av arten. *Gonyostomum* har dock rapporterats från många sura sjöar men utbrotten verkar inte upphöra efter kalkning. Det har till och med funnits misstankor om att arten gynnas av kalkning även om ingen har kunnat bevisa det. I IKEUs sjöar har arten noterats vid sammanlagt 563 tillfällen fördelat på 25 sjöar. De kalkade sjöarna är i genomsnitt värre drabbade men skillnaderna i frekvens eller dominansgrad av *Gonyostomum* mellan kalkade och cirkumneutrala referenssjöar är inte statistiskt signifikant.

Djurplankton

Trender med minskande individtäthet återfanns i flera sjöar vid årets utvärdering (Persson, 2008b). Negativa trender förekom dock i alla undersökta sjögrupper (kalkade, neutrala referenser och sura referenser) och det finns för närvarande ingenting som pekar på att populationsminskningarna skulle vara en direkt kalkningseffekt. Indirekt skulle dock en sänkt fosforhalt kunna inverka (se närsalter ovan), vilket i så fall skulle innebära att kalkning kan ha en viss negativ effekt på djurplanktonpopulationer i näringsfattiga system. Detta skulle i förlängningen också kunna påverka bottenfaunan och fiskbestånden (Persson, 2008b). Dock utgör denna potentiellt negativa effekt troligen ett mindre problem än effekten av att inte kalka i försurade sjöar.

Bottenfauna

Inga negativa effekter av kalkning på bottenfauna i sjöar kunde visas i årets utvärdering (Stendera, 2008). Ett stort antal negativa trender återfanns i sublitoralerna och profundalen i kalkade sjöar, med bl.a. minskande individtäthet, diversitet och biomassa. Dock fanns samma trender även i sura och neutrala referenssjöar och trenderna är därmed sannolikt inte kopplade till kalkningen, även om påverkan av minskad tillgång till fosfor och i förlängningen djurplankton inte kan uteslutas (se ovan).

Makrofytter

Tidigare studier utanför IKEU, t.ex. i Råvekärrs-Långvatten och i Mollsjön belägna på västkusten, har visat att problem med massutveckling av vissa arter skulle kunna bero på kalkning. Detta gäller t.ex. Hårslinga *Myriophyllum alterniflorum*, som expanderade i båda de ovan nämnda sjöarna (Dickson m.fl.1995; Grönlund, 1998). Expansionen förklarades av ökad alkalinitet och eventuellt av en eutrofiering av sedimenten orsakad av lång tids kalkning.

Efter kalkningar i Sydnorge sågs en expansion av löktåg *Juncus bulbosus* i kalkade sjöar. Mycket höga och täta bestånd ledde till en total förändring av den ursprungliga floran och bottenarna. Förklaringen till expansionen av löktåg var att kalkningarna ledde till en eutrofiering av sedimenten vilket orsakade en syrefri miljö och en mobilisering av koldioxid och ammonium, samtidigt som sjöarna var i en återförsurningsfas vilket resulterade i mycket höga halter av koldioxid i vattnet (Brandrud, 2002).

I nämnda exempel var de negativa effekterna temporära. I Råvekärrs Långvatten återförsurades sjön genom att kalkningen upphörde under ett antal år varvid långskottsväxterna i stort försvann (Dickson et al., 1995). Kalkningarna återupptogs (dock med en annan kalkningsmetod) med resultatet att andra arter ökade sin utbredning (löktåg och senare vattenbläddra). I sjöarna i Sydnorge var löktågen till stora delar borta efter 6-10 år och den fortfarande levande kortskottsvegetationen blottades.

I IKEU-sjöarna har inte denna typ av problem kunnat påvisas (Östlund, 2008). Möjligen har kalkningen här kunnat bidra till att vissa arter "fått fäste" vilket de kanske inte skulle ha fått om sjön hade utvecklats i normal omfattning (långsammare återhämtning). T.ex. förekom rostnate *Potamogeton alpinus* i många fler kalkade sjöar jämfört med de neutrala referenssjöarna, vilket troligen är ett resultat av kalkningarna.

En ytterligare möjlig negativ effekt av kalkningen kunde ses i Nedre Särnamannasjön, som inte hade någon egentlig vattenvegetation utan bara troligen döda mossor. Detta kan ha ett samband med kalkningarna av sjön. N. Särnamannasjön är belägen ovanför trädgränsen på 950 m. ö. h. Växtsången för sådana högt belägna sjöar är väldigt kort och vissa år kan den vara så kort att årliga växter inte hinner etableras. Detta faktum kan vara en orsak till att inga växter hittades i N. Särnamannasjön. Det kan också vara så att ett sådant kargt system är så mycket känsligare för förändringar och att makrofytssamhället reagerar oerhört långsamt om än alls på kalkning. Uppgifter om makrofytters respons på kalkning i så högt belägna sjöar är bristfällig (saknas?).

Däremot finns en del uppgifter om vegetationen i (neutrala) fjällsjöar. I två högt belägna sjöar i Padjelanta nationalpark som liksom N. Särnamannasjön är små och ligger på kalfjället återfanns både kransalger och olika arter av mossor och den ena sjön även en del kärleväxter såsom hårslinga och sköldmöja *Ranunculus peltatu* (Wilander, 2003).

Fisk

I årets utvärdering (Holmgren, 2008) visades att kalkade sjöar hade relativt sett fler minskande trender i abundans och individtäthet av ovanliga fiskarter, jämfört med okalkade referenser. Resultatet behöver dock inte vara någon direkt eller indirekt effekt av kalkningen utan kan bero på att fiskssamhällena i de kalkade IKEU-sjöarna inte motsvaras av liknande fiskssamhällen i de okalkade referenssjöarna. Problemet ligger i så fall i urvalet av sjöar snarare än i oönskade ekologiska konsekvenser av kalkningen. Detta gör att det är svårt att utifrån det tillgängliga materialet inom IKEU att dra några säkra slutsatser om huruvida kalkningen ger några negativa effekter på fisk. I delrapporten om fisk i sjöar (Holmgren, 2008) diskuteras mer utförligt hur IKEU-programmet skulle kunna anpassas för att ge mer rättvisa jämförelser mellan sjögrupper.

Ett generellt problem med förbättrad vattenkvalitet är att all slags restaurering ökar risken för introduktion av främmande fiskarter eller stammar, och kalkning är inget undantag. Eventuellt är elritsan som dök upp i Nedre Särnamansjön 2007 ett sådant exempel. Även Nässjön kan vara ett exempel på en sjö med sådana effekter. Där har de surhets känsliga, men inte ursprungliga, fiskarterna braxen och sarv satts ut eller oavsiktligt dykt upp under den kalkade perioden (se historik på IKEU:s hemsida, <http://info1.ma.slu.se/IKEU/Historia/HistNassj/HistAx.html>).

Detta kan dock inte skyllas kalkningen i sig, utan är ett problem som behöver hanteras i all typ av återställande verksamhet.

Sjösediment

Fastläggning av metaller

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 et al., 1984; Andersson och Borg, 1988; Driscoll et al., 1989; Egeberg och Håkedal, 1998; Andersen och Pempkowiak, 1999; Rognerud och Fjeld, 2001; Wällstedt och Borg, 2005; Wällstedt et al., 2008). Även i överkalkade sjöar har en ökad fastläggning av metaller påvisats (Wällstedt, 2007a). Inga signifikanta skillnader mellan de över-

kalkade sjöarna och de normalkalkade sjöarna kunde visas, vilket tyder på att kalkdosen inte har någon avgörande betydelse för i hur hög grad metallerna fastläggs och att höga kalkdoser därmed inte leder till att metaller fastläggs i sedimentet i högre grad än vid kalkning med normala doser. Däremot finns det indikationer på att uppströms och/eller våtmarkskalkning orsakar lägre belastning på sedimenten än kalkning direkt på sjöytan (Wällstedt och Borg, 2005), vilket troligen beror på att metallerna då fällt ut längre upp i systemet. En sådan kalkningsstrategi flyttar därmed bara det eventuella problemet uppströms.

Ökade metallkoncentrationer i sedimenten skulle potentiellt kunna utgöra ett problem för bottenlevande organismer. Den reella haltökningen i sedimenten är dock i absoluta tal liten, som mest en fördubbling (Wällstedt, et al., 2008) och ytliga sedimentlager i de kalkade sjöarna hamnar oftast i samma grupp som de okalkade referenssjöarna om metallhalterna klassas enligt naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket, 1999). I de överkalkade sjöarna leder de höga kalkdoserna snarast till en utspädning av metallkoncentrationerna i sedimenten (Wällstedt, 2007a).

Utlakning av metaller från

sediment vid eventuell återförsurning

Det har under många år diskuterats huruvida utlakning av metaller från sedimenten kan ske vid en ev. återförsurning, efter avslutad kalkning. I en litteratursammanställning drog Nelson och Campbell (1991) slutsatsen att trots att utlakning kan påvisas i labförsök, är utlakning från sediment i naturen osannolik pga. den kraftiga pH-gradienten vid sedimentvattenytan. Liknande slutsatser drog Lydersen och Löfgren (2000) i en litteraturstudie om effekter av återförsurning, medan flera labförsök (Gambrell et al., 1991; Matschullat och Wyrobek, 1993; Fimreite et al., 1996) och den kraftiga återförsurningen efter avslutad kalkning i sjön Rävекärrs Långevatten på den svenska västkusten (Dickson, et al., 1995) har givit resultat som tyder på att metaller kan lakas ut från sediment vid återförsurning.

I ett senare labförsök togs intakta sedimentproppar med överstående vatten från den kalkade IKEU-sjön Långsjön och den sura referenssjön Årsjön i Tyresta Nationalpark, Stockholm. Det överstående vattnet försurades successivt och prover för metallanalyser togs kontinuerligt på det överstående vattnet. Resultaten visade att metaller kan lakas ut från sedimenten till det överstående vattnet. Försöket visade 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

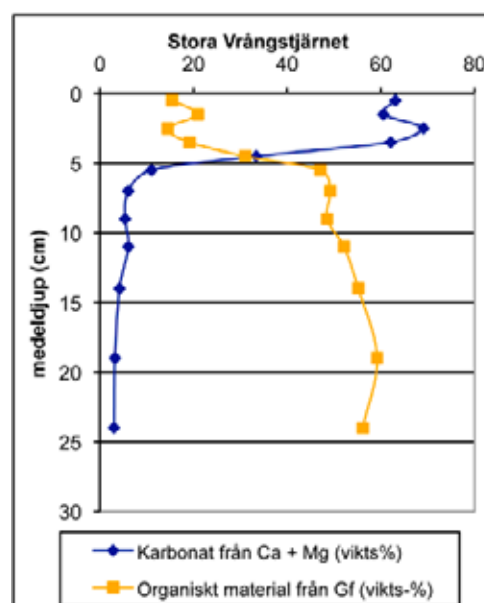
under 5,4 uppnåddes högre halter av Cd och Zn i det kalkade provet jämfört med den sura referensen. För Al uppnåddes högre koncentrationer i proven från den kalkade sjön när pH sjönk under 5,0 (Wällstedt och Borg 2003). Liknande tendenser kan ev. skönjas i samma sjöar i den nuvarande kalkavslutningsstudien i Tyresta (Edberg et al., 2008; Wällstedt et al., Submitted MS.) där högre koncentrationer av oorganiskt aluminium (Al) har uppmätts i den återförsurade Långsjön jämfört med den okalkade referensen Årsjön under de senaste åren, trots att pH ligger på samma nivå i båda sjöarna eller till och med högre i Långsjön.

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. Risken för att utlakning ska bidra signifikant till ökade koncentrationer är dock troligen liten så länge pH-värdet i bottenvattnet inte understiger 5,5, speciellt med tanke på att de absoluta koncentrationsökningarna i sediment i kalkade sjöar är små jämfört med koncentrationen i okalkade referenssjöar.

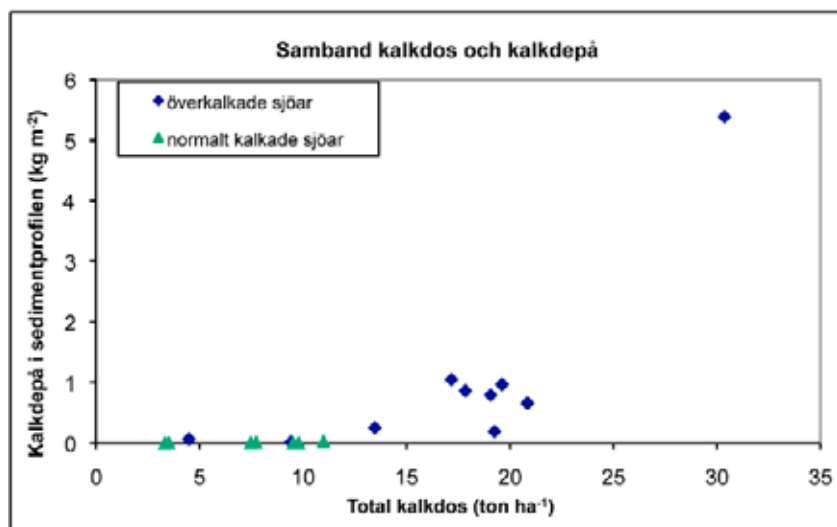
Kalkrester

De 10 sjöarna inom det nationella kalkningsövervakningsprogrammet IKEUs (Integrerad Kalknings Effekt Uppföljning) delprogram om överkalkade sjöar provtogs under hösten 2006 för att bl.a. kvantifiera kalkrester i ytliga sedimentlager i sjöar som kalkats kraftigt med kalkstensmjöl.

FIGUR 1. Karbonathalt ($\text{CaCO}_3 + \text{MgCO}_3$, vikt-%) beräknad från Ca- och Mg-koncentrationer och organiskt material (vikt-%) analyserat som glödförlust vid 550°C i sedimentprofiler tagna i djuphålan



FIGUR 2. Samband mellan total kalkdos i sjön under alla år (ton ha^{-1} sjöyta) och kalkdepå i den analyserade sedimentprofilen (kg m^{-2}) för samtliga överkalkningssjöar i projektet (Wällstedt, 2007b), samt för 7 "normalt kalkade" sjöar inom IKEU, undersökta 1998-1999 (Wällstedt, 2005).



Studien visade att flera av IKEU's överkalkningssjöar har stora kalkdepåer i sedimenten, speciellt Hagsjön och Stora Vrångstjärnet (exemplifierat i Figur 1), medan t ex Lillasjön och Kånkästjärnen har små depåer (Wällstedt, 2007b).

Resultaten tyder på att en hög kalkdos ger en stor kalkdepå i sedimentet. Samtliga IKEU's överkalkningssjöar har pH-värden på över 7 (Persson m. fl., 2007) och det är rimligt att anta att upplösningen vid kalkning är relativt låg, då kalkens upplösningseffekt minskar med ökande kalkdos och ökande pH-värde före kalkning (Sverdrup och Warfvinge, 1988).

Höga doser leder därmed till hög att en stor andel av den tillsatta kalken sedimenterar vilket leder till stora kalkdepåer i sedimenten. I Figur 2 syns ett tydligt samband mellan dos och kalkdepå i de analyserade sedimentprofilerna.

Från studien drogs slutsatsen att det finns anledning att se över kalkningsstrategierna i de sjöar som kalkas med högst doser. En försiktigare kalkning ger troligen en mindre påverkan på sedimenten och därmed den biologi som finns där samtidigt som den är mer kostnadseffektiv, utan att ge lägre pH-värden i vattnet.

Vattendrag

Allmänkemi

Inga negativa effekter av kalkning på allmänkemin i vattendrag har påvisats i årets utvärdering (Fölster, 2008).

Generellt bör det största problemet här, liksom i sjöar, vara kalkning med alltför stora doser.

Närsalter

För vattendrag, liksom för sjöar, testades hypotesen att fosfor skulle kunna medfällas med aluminium när pH höjs, vilket skulle leda till en oligotrofiering av vattnet som kan vara negativt för näringsfattiga system. Tidsserierna av vattenkemi i de kalkade vattendragen användes för att testa denna hypotes (Fölster, 2008).

Fölster (2008) antog att kvoten Ca^*/Mg^* kan ses som ett mått på kalkpåverkan i en tidsserie. När kvoten är hög är kalkpåverkan hög och tvärtom. Om kalkningen leder till en sänkning av halterna av totalfosfor (Tot-P) skulle det leda till ett negativt samband mellan Ca^*/Mg^* och Tot-P. Hypotesen testades på data från de 12 kalkade vattendragen med tidsserier från 1998 eller längre. Data från 1998–2006 användes och prover från den förtätade provtagningen inkluderades i datasetet.

För Tot-P fanns endast ett positivt och ett negativt signifikant samband med Ca^*/Mg^* , vilket ledde till slutsatsen att det därmed inte är troligt att kalkningen påverkar fosforhalterna i IKEU-vattendragen.

Metaller

Inga negativa effekter av kalkning på koncentrationer och trender för metaller i vattendrag har kunnat påvisas i årets utvärdering (Borg och Andrén, 2008). Detta var inte heller väntat, då ett ökat pH-värde generellt leder till minskade koncentrationer av många metaller, däribland Ali, vilket är önskvärt.

Kiselalger

De kalkade vattendragen uppvisade inga signifikanta skillnader från neutrala och kalkavslutade vattendrag i årets utvärdering (Andrén, 2008), varken när det gäller artantal, relativ abundans av specifika artgrupper, indexet IPS som klassificerar näringsnivå eller surhetsindexet ACID. Detta talar för att kalkningen inte har lett till oönskade effekter när det gäller kiselalger i IKEU-vattendragen.

Bottenfauna

Inte heller för bottenfauna kunde några tydliga oönskade effekter av kalkning fastställas i årets utvärdering (Andrén, 2008). Möjligen kan man se det som en oönskad effekt att artantal och fyra olika index (diversitetsindexen Simpson och Shannon samt försurningsindexen Medins index och MISA) alla visade signifikant högre värden i de kalkade vattnen jämfört med de neutrala referensvattendragen.

Fisk

Inga generella oönskade effekter av kalkning på fisk i vattendrag har kunnat påvisas i årets utvärdering (Bergquist och Dahlberg, 2008). Även om de kalkade IKEU-vattendragen visade en signifikant negativ trend i öringtätheten under perioden 1990–2006 är detta sannolikt inte enbart en effekt av kalkningarna utan snarare en effekt av de klimatförändringar som observerats i Sverige under senare år. Liksom i sjöar är dock ett generellt problem med förbättrad vattenkvalitet att all slags restaurering innebär att ökar risken för introduktion av främmande fiskarter eller stammar pga. biologisk återställning i form av återintroduktion eller förstärkningsutsättning. I våra IKEU-vatten finns exempel med introduktion av den så kallade Dellenöringen i små vattendrag i Delsboområdet, där de kan konkurrera med de lokala stammarna av stationär öring.

SAMMANFATTANDE DISKUSSION OCH FÖRSLAG FÖR FRAMTIDEN

Vissa negativa effekter av kalkning har kunnat påvisas i olika utvärderingar inom IKEU-programmet. Detta gäller främst vid kalkning med onödigt höga doser. Enligt en av definitionerna av negativa effekter i denna rapport ("att kalkningarna bidrar till att sjöarnas och vattendragens kemi skiljer sig från vad som var naturligt före försurning") bör man undvika att kalka naturligt sura system på ett sådant sätt att de inte längre är sura. Å andra sidan syftar kalkningen till att "återställa och bibehålla biologisk mångfald så att den liknar de biologiska samhällen som fanns före den antropogena försurningen". Detta kan leda till en

svår balansgång, då även ett litet antropogent påslag på en naturlig "surstöt" potentiellt skulle kunna utgöra ett problem för känsliga organismer. Stora fluktuationer i pH och överdosering kan undvikas genom att anpassa kalkningen till dagens försurningstryck samt i möjligaste mån ta hänsyn till naturlig pH-nivå. Här borde IKEU-programmet kunna bidra med ytterligare kunskap för att kunna avgöra var och hur mycket kalkningen skulle kunna minskas. Enligt Naturvårdsverkets rekommendationer ska man använda kvoten Ca^*/Mg^* kombinerat med MAGIC/MAGIC bibliotek och/eller "Boreal Dilution Model" för att bedöma försurningsstatus i kalkade vattendrag. IKEU-vattendragen är här utmärkta objekt att provta Ca^*/Mg^* uppströms kalkningsåtgärden för att bestämma det mest rimliga värdet på kvoten. Resultaten kan också användas för att bedöma hur väl kvoten stämmer överens med den Ca^*/Mg^* -kvot som fås när man använder närliggande referensobjekt. Dessutom bör IKEUs kalkavslutsobjekt om möjligt MAGIC-modelleras utifrån data före avslutad kalkning, för att sedan kunna jämföra modellresultaten med vad som verkligen har hänt med vattenkemin efter avslutad kalkning.

Kopplingen mellan fosfor och aluminium bör studeras vidare inom IKEU. Intressant att studera i framtiden är också det ev. ökade kväveläckage som skulle kunna bli en effekt av att sjöecosystem blir fosforbegränsade i högre utsträckning om kalkning orsakar en ökad fastläggning av fosfor till sedimenten.

När det gäller kemiska effekter är det en svaghet i programmet att data ofta saknas från tiden före kalkning. Effekter på t.ex. metallkoncentrationer bör generellt förväntas inträffa i princip direkt när kalkningen påbörjas och sannolikheten för att man ska hitta trender orsakade av kalkning är liten då man bara tittar på den kalkade perioden.

När det gäller biologiska effekter är det större sannolikhet att kalkningseffekter, negativa eller positiva, kan upptäckas då man analyserar den kalkade perioden, eftersom de biologiska processerna ofta är långsammare än de kemiska, det krävs t.ex. en återkolonisation för att arter som tidigare försvunnit ska kunna komma tillbaka. Å andra sidan kan det här vara svårare att jämföra grupper av sjöar och vattendrag, eftersom biota och dess återhämtning beror av så mycket mer än rena kemiska parametrar, t.ex. lämpliga habitat och möjliga kolonisationsvägar. Ett exempel på detta är fisk i IKEU-sjöarna, där de kalkade sjöarna troligen inte är jämförbara med referenssjöarna. Detta behöver utvärderas vidare och IKEU-programmet behöver ev. anpassas för att ge mer rättvisa jämförelser mellan sjögrupper. Ett ytterligare exempel är makrofytfloran i Nedre Särna-

mannasjön, där lämpliga referenser på tillräckligt hög höjd saknas i IKEU-programmet.

För bottenfauna visar Andrén (2008) på högre artantal samt högre värden på för fyra olika index i de kalkade vattendragen jämfört med i de neutrala referensvattendragen. Om man ser förhållandena i de neutrala referenserna som ett mått på ”naturligt tillstånd”, kan detta tolkas som att de kalkade vattendragen har kalkats upp till en onaturligt hög nivå. Detta skulle enligt en av definitionerna på oönskade effekter av kalkning; ”Effekter av kalkning som leder till att de biologiska samhällena blir mindre lika de naturliga/ursprungliga samhällena” kunna tolkas som en oönskad effekt. Här kan man dock diskutera i hur stor utsträckning de neutrala referenserna fungerar som mått på ”naturligt tillstånd”. Det är inte säkert att de neutrala referensvattendragen och de kalkade vattendragen var kemiskt och biologiskt lika före försurningen, eftersom det bör vara skillnader i avrinningsområdet som lett till att vissa vattendrag i samma område blivit sura medan andra fortfarande är neutrala trots liknande syradeposition. En relevant fråga är här hur stora skillnader mellan kalkade och neutrala referensvattendrag som krävs för att man säkert ska kunna säga att skillnaderna beror på kalkningen och inte på naturliga skillnader. Detta kan vara värt att diskutera vidare.

Man kan också diskutera skillnaden mellan att inte uppnå önskade effekter med kalkning och att uppnå oönskade effekter. När det gäller t.ex. växtplankton i sjöar har IKEU-programmet visat ett antal skillnader mellan kalkade sjöar och referenssjöar, bl.a. att de kalkade sjöarna i genomsnitt har lägre totalbiomassa än de okalkade referenssjöarna. Detta skulle kunna bero på att planktonsamhället inte ”hunnit” återhämta sig ännu, vilket i så fall inte kan klassas som en oönskad effekt av kalkningen. Å andra sidan skulle bristen i återhämtning kunna vara en direkt effekt av kalkningen, t.ex. genom att de vattenkemiska fluktuationer som kalkning ger upphov till kan vara stressande för vissa arter eller att en periodvis mycket hög alkalinitet försvårar för arter som inte kan utnyttja andra kolkällor än löst CO₂, vilket i så fall kan sägas vara en oönskad effekt av kalkningen.

SLUTSATSER

De negativa effekter av kalkning som har kunnat påvisas inom IKEU-programmet är främst kopplade till kalkning med onödigt höga doser där bl.a. höga pH-värden och något förhöjda halter av potentiellt toxiska oxoanjoner av bl.a. Al och Cr har uppmätts. Dessutom leder höga kalkdosor till stora outnytt-

jade kalkdepåer i sedimenten, vilket om inte annat är oekonomiskt. Kalkning leder också till en ökad fastläggning av metaller i sedimenten, vilka ev. skulle kunna lakas ut igen och bidra till ökade koncentrationer i bottenvatten vid en ev. återförsurning om kalkningen avslutas för tidigt.

Dessutom är det troligt att den utfällning av Fe- och Al-oxider/hydroxider som kalkningen orsakar leder till medfällning av fosfat, vilket kan ha en negativ effekt på bl.a. planktonsamhällen i våra ofta näringsfattiga sjöecosystem. En sekundär effekt av detta kan vara ett ökat kväveläckage till havet, då sjöecosystemen blir fosforbegränsade i högre grad, något som borde studeras vidare.

För några biologiska variabler finns skillnader mellan kalkade och neutrala grupper som ev. kan tolkas som negativa effekter. Detta gäller t.ex. bottenfauna i vattendrag där utvärderingen visar på små men signifikanta skillnader mellan kalkade objekt och neutrala referenser. Ett annat exempel är makrofyter, där det är möjligt att kalkningen har bidragit till att vissa arter, t.ex. rostnate (*Potamogeton alpinus*), ”fått fäste” vilket de kanske inte skulle ha fått om sjön hade utvecklats i normal omfattning (långsammare återhämtning).

Utöver detta har utredningen pekat på ett antal oönskade effekter och trender där orsaken inte har kunnat fastställas, men där kalkningen skulle kunna bidra, bl.a. minskande trender i abundans och individtäthet av ovanliga fiskarter i de kalkade sjöarna jämfört med okalkade referenser och skillnader i växtplanktonsamhällen mellan de kalkade sjöarna och referenssjöarna.

Sammanfattningsvis förekommer vissa negativa effekter av kalkning, men de är dock generellt mindre än effekterna av att inte kalka försurade sjöar och vattendrag.

REFERENSER

Andersen, D.O., Pempkowiak, J., 1999. Sediment content of metals before and after lake water liming. *The Science of the Total Environment* 243/244, 107-118.

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.

Andrén, C., 2008. Bottenfauna och kiselalger i rinnande vatten inom IKEU-projektet. Redovisning av delprojekt 2b.C&D inom IKEU-utvärderingen 2008.

- Baral, A., Engelken, R., Stephens, W., Farris, J., Hannigan, R., 2006. Evaluation of aquatic toxicities of chromium and chromium-containing effluents in reference to chromium electroplating industries. *Archives of Environmental Contamination and Toxicology* 50, 496-502.
- Bergquist, B., Dahlberg, M. 2008. Fisksamhålen i kalkade IKEU-vattendrag och okalkade referensvattendrag . Redovisning av delprojekt 2b.E inom IKEU-utvärderingen 2008.
- Blanck, H., Holmgren, K., Landner, L., Norin, H., Notini, M., Rosemarin, A., Sundelin, B., 1989. Advanced hazard assessment of arsenic in the Swedish environment, in: Landner, L. (Ed.), *Chemicals in the aquatic environment. Advanced hazard assessment.* Springer Verlag, Berlin-Heidelberg., pp. 256-328.
- Borg, H. & André, C., 2008. Inverkan av kalkning på metaller i vattendrag. Redovisning av delprojekt 2b.B inom IKEU-utvärderingen 2008. Dickson, W., Borg, H., Ekström, C., Hörnström, E., Groenlund, T., 1995. Reliming and reacidification effects on lakewater – chemistry, plankton and macrophytes. *Water Air and Soil Pollution* 85, 919-924.
- Brandrud, T. E. 2002. Effects of liming on aquatic macrophytes with emphasis on Scandinavia. *Aquat. Bot.*, 73:395-404.
- Dickson, W., Borg, H., Ekström, C., Hörnström, E. And Grönlund, T. 1995. Reliming and reacidification effects on lakewater, chemistry, plankton and macrophytes. *Water Air Soil Poll.*, 85: 919-924.
- Dillon, P.J., Smith, P.J., Nriagu, J.O., 1984. Trace metal and nutrient accumulation in the sediments of lakes near Sudbury, Ontario, *Environmental Impacts of Smelters.* John Wiley & Sons, Inc., pp. 375-416.
- 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. *Can.J.Fish.Aquat.Sci* 46, 249-257.
- Edberg, F., Wällstedt, T., Borg, H., 2008. Kalkningsavslut i Tyresta, utvärdering och komplettering av kemi och metaller i vatten och sediment. S10-07, Rapport inom IKEU.
- 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.
- Ek, A., Korsman, T., Wallin, J. E., Renberg, I., 2001. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del 3. Stensjön (Stockholms län) och Gyltåttasjön (Kronobergs län), Inst. för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet.
- 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., 2008. Allmän vattenkemi i rinnande vatten inom IKEU-projektet. Redovisning av delprojekt 2b.A inom IKEU-utvärderingen 2008.
- 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.
- Grönlund, T. 1998, Vegetationskartering i Rävärkärrs långvatten och Mollsjön – två kalkningspåverkade sjöar på svenska västkusten. Stencil, TG Ekologikonstult 1998-12-16.
- Guhren, M., Bindler, R., Korsman, T. R., Rosén, P., Wallin, J. E., Renberg, I. , 2003. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del 4. Bösjön, Gyltigesjön och Långsjön. , Inst. för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet.
- Guhren, M., Renberg, I., Wallin, J. E. , 2004. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del 5. Ejdgesjön & St. Härsjön (Västra Götalands län), Tryssjön (Dalarnas län), Lien & V. Skålsjön (Västmanlands län). , Inst. för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet.
- Gählman, V., Renberg, I., Wallin, J. E., McGowan, S., 2001. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del 2. Stengårdshultasjön, Jönköpings län., Institutionen för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet. .
- Henrikson, L., Brodin, Y.W., 1995. Liming of acidified surface waters. A Swedish synthesis. Springer Verlag.
- Holmgren, K., 2008. Fisk i kalkade sjöekosystem. Redovisning av delprojekt 2a.5 inom IKEU-utvärderingen 2008.
- Huser, B., Rydin, E., 2005. Phosphorus inactivation by aluminum in Lakes Gårdsjön and Härsvatten sediment during the industrial acidification period in Sweden. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62, 1702-1709.
- Hörnström, E., Harbom, A., Edberg, F., Andren, C., 1995. The influence of pH on aluminium toxicity in the phytoplankton species *Monoraphidium dybowskii* and *M-griffithii*. *Water Air and Soil Pollution* 85, 817-822.
- Hörnström, E. (1999) Long-term phytoplankton changes in acid and limed lakes in SW Sweden. *Hydrobiologia*, 394, 93-102.

- Hörnström, E., Ekström, C., Fröberg, E. & Ek, J. (1993) Plankton and chemical-physical development in six Swedish west coast lakes under acidic and limed conditions. *Can.J.Fish.Aquat.Sci.*, 50, 688-702.
- Hörnström, E., Ekström, C., Sundbom, M. & Edberg, F. (2004) Vattenkemi och plankton före och efter kalkning i sjöar i Åvaområdet. Rapport. Inst. för miljöanalys, SLU, Uppsala.
- Korsman, T., 2000. Paleolimnologiska undersökningar av kalkade referenssjöar. Del 1. Källsjön, Gävleborgs län., Inst. för ekologi och geovetenskap, Umeå universitet.
- Lydersen, E., Löfgren, S., 2000. Vad händer när kalkade sjöar återförsuras? (What will happen when limed lakes reacidify?) , In Swedish with English summary. Swedish Environmental Protection Agency.
- 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. Naturvårdsverket Rapport 4913, 101 sidor.
- 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.
- Persson, G. (2008a) Kväve och fosfor under 17 år i IKEU-programmets sjöar. Redovisning av delprojekt 2a.3 inom IKEU-utvärderingen 2008.
- Persson, G. (2008b) Zooplanktons individtäthet och dess förändringar med tiden i kalkade, neutrala och sura IKEU-sjöar. Redovisning av delprojekt 2a.7 inom IKEU-utvärderingen 2008.
- Persson, G., Wilander, A., Willén, E., Wällstedt, T., 2007. Överdoser av kalk; Underlag till revision av Naturvårdsverkets handbok för kalkning av sjöar och vattendrag. Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala.
- Pilström, F., 2006. The effects of lime treatment in acidified lakes on sediment P sorption and productivity., Examensarbete, 20p, Inst för Limnologi, Uppsala Universitet.
- Reizenstein, M., 2002. Fiskfaunans utveckling under 1900-talet i sjöar inom Integrerad KalkningsEffektUppföljning. Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala, Rapport 2002:12, 32 sidor.
- Rognerud, S., Fjeld, E., 2001. Trace element contamination of Norwegian lake sediments. *Ambio* 30, 11-19.
- Sjöstedt, C., 2008. Metal speciation in excessively limed lakes. Självständigt arbete i tillämpad miljövetenskap, 30 hp, 2008:1, Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Stockholms Universitet.
- Sjöstedt C, Wällstedt T, Gustafsson JP, Borg H. Speciation of aluminium, arsenic and molybdenum in excessively limed lakes. *Science of the Total Environment* 2009; 407: 5119-5127
- Stendera, S., 2008. Trend analyses of benthic macroinvertebrates in three habitats of limed, acidified and neutral reference lakes within IKEU project. Redovisning av delprojekt 2a.7 inom IKEU-utvärderingen 2008.
- Sundbom, M., 2008. Kalkningseffekter på växtplankton. Redovisning av delprojekt 2a.6 inom IKEU-utvärderingen 2008. Willén, E. (2006) Växtplanktons rehabilitering i försurade sjöar efter kalkning; Resultat från IKEU-sjöar. Rapport 2006:11. Inst. för miljöanalys, SLU, Uppsala.
- Wilander, A (red). 2003 . Skyddad natur – En undersökning av två sjöar och deras utloppsäckar i Padjelanta 2002. Institutionen för miljöanalys, SLU, Rapport 2003:11.
- Wällstedt, T., 2007a. Fastläggning av metaller i sediment i överkalkade sjöar, ITM rapport, Stockholm.
- Wällstedt, T., 2007b. Oförbrukade kalkdepåer i sjösediment. Department of Applied Environmental Science, Stockholm University.
- Wällstedt, T., Borg, H., 2005. Metal burdens in surface sediments of limed and nonlimed lakes. *Science of the Total Environment* 336, 135-154.
- Wällstedt, T., Borg, H., Meili, M., Mörth, C.M., 2008. Influence of liming on metal sequestration in lake sediments over the past decades. Manuscript, accepted for publication in *The Science of the Total Environment*.
- Wällstedt, T., Edberg, F., Borg, H., Submitted MS. Long-term water chemical trends in two Swedish lakes after terminated liming.
- Östlund, M., 2008. Vattenvegetation i kalkade sjöar samt neutrala och sura referenssjöar. Redovisning av delprojekt 2a.9 inom IKEU-utvärderingen 2008.