



Sänkta sjöars inverkan på ytvatten i Västerbottens kustland

Samband mellan sänkningsnivåer och vattenkemi i sjöar
på sulfidrika sedimentjordar

Joel Avenius

Examensarbete i naturgeografi 15 hp
Avseende kandidatexamen
Rapporten godkänd: 22 november 2012
Handledare: Tord Andersson och Mattias Sundqvist



Länstyrelsen
Västerbotten



EUROPEISKA UNIONEN
Europeiska regionala
utvecklingsfonden

Impact of lake lowering in surface water within Västerbotten county

Correlation between lowering and water chemistry in lakes surrounded by sulphide-rich sediments

Joel Avenius

Abstract

Lake lowering in sulphide-rich areas is currently a major environmental impact for surface water. This study focuses on whether there is a relationship between a gradient of lake lowering and surface water impacts in areas of sulphide-rich sediments, in order to better understand their contribution of heavy metals and sulfuric acid. Also, is it a reasonable method to use the reduced lake area in order to quantify the gradient? The survey was conducted by collecting water samples from reference lakes and lowered lakes from south to north in coastal areas within the county of Västerbotten. Water samples were then analyzed for TOC, pH, conductivity, anions, base cations, alkalinity, acidity, sulfate, Al, Cd, Fe, Mn, Cu, Zn and Pb. These parameters were then compared statistically using regression analysis and t-tests. The results show that no gradient was discernible in response to the reduced lake area. However, significant differences ($p < 0,05$) between the reference lakes and all the reduced lakes were visible for pH, conductivity, Cd, Cu, Zn and Al. The study shows that there is a correlation between lake lowering and negative impacts on surface water. However, to calculate a gradient from the reduced lake area is deficient as it is limited by the lakes volume reduction, and how the area around the lake has been affected. Further studies on the subject are therefore necessary.

Key Words: Lake lowering, Gradient, Sulphide sediments, Acid sulfate soil, Water chemistry

Innehållsförteckning

1 Inledning	1
1.1 Bakgrund	1
1.1.1 Hur bildas sura sulfatjordar?	1
1.1.2 Kemiska processer	2
1.1.3 Försurningseffekter på ytvatten	2
1.2 Historiska sjösänkningar	3
1.3 Syfte	4
2 Material och metod	4
2.1 Områdesbeskrivning	4
2.2 Urval av sjöar	4
2.3 Provtagning och analys	5
2.3.1 Labanalyser vid EMG (Umeå universitet)	5
2.3.2 Labanalyser vid ITM (Stockholms universitet)	5
2.4 Datahantering	6
3 Resultat	6
3.1 Verifiering av vattenkemisk data	6
3.2 Skillnader mellan referenssjöar och sänkta sjöar	7
3.3 Sänkingsgrad och ytvattenpåverkan	8
3.4 Övriga analyser	9
4 Diskussion	10
4.1 Sänkingsgrad och ytvattenpåverkan	10
4.1.1 Hypoteser kring saknat samband	11
4.1.2 Övriga skillnader i sulfathalt	12
4.1.3 Val av gradient	13
4.2 Slutsatser	13
5 Referenser	14

Bilagor

Bilaga 1. Data över referenssjöar samt sänkta sjöar

1 Inledning

1.1 Bakgrund

Idag bedöms det finnas mellan 12 till 14 miljoner hektar sulfidrika jordar i världen, där merparten av dessa finns vid Asiens kuster (Beek m.fl. 1980). I Sverige beräknas 140 000 hektar, fem procent av den totala åkerarealen, bestå av sura sulfatjordar (Öborn 1994). Denna siffra är sannolikt högre, då beräkningarna inte tagit hänsyn till ”potentiellt sura sulfatjordar” (Lax och Sohlenius 2006). Till potentiellt sura sulfatjordar räknas bland annat dikad skogsmark samt skogsmark som ännu inte har utsatts för dikning (Sohlenius 2011). Vid Västerbottens kustland finns idag många sjöar som har påverkats av olika typer av sjösänkingsprojekt, från mitten av 1700-talet fram till mitten av 1900-talet (Robertsson och Karlsson 1989, Renman 1991). Denna typ av ingrepp gjordes i huvudsak för att kunna tillgodogöra sig mer slättermarker men även i vissa fall för att kunna reglera vattnet under timmerflottningen. Till följd av dåtidens sjösänkningar har sura sulfatjordar kunnat bildas, vilket i sin tur har bidragit till en negativ miljöpåverkan av omkringliggande vattendrag under en lång period. Graden av påverkan sträcker sig från rent torrlagda sjöar till enbart en måttlig sänkning av vattenytan. Under år 2000 trädde EU:s vattendirektiv (2000/60/EG) i kraft och har som mål att till år 2015 uppnå en god ekologisk och kemisk status i sjöar, vattendrag samt kustvatten. Därav är studier kring Västerbottens tidigare sjösänkningar av stort intresse för att se vilka effekter sura sulfatjordar idag har på närliggande ytvatten.

1.1.1 Hur bildas sura sulfatjordar?

Under senare delen av Pleistocen pressades stora delar av den Fennoskandiska urbergsskolden neråt flera hundra meter genom inlandsisens verkan över området (Eronen 2005). Under efterföljande postglaciala period skedde så en hastig landhöjning vilket för Östersjön genererade fyra varierande skeden av salint, bräckt samt sött vatten (Johansson m.fl. 2004, Eronen 2005). Klimatet har tidvis varit varmare, bland annat under Littorinahavets salina skede för omkring 6500 år sedan (Mörner 1995). Detta skede har sedermera gett upphov till dagens sulfidsediment (Larsson m.fl. 1997). Till följd av det varmare klimatet under denna period ökade även den biologiska aktiviteten, i norra Sverige återfann bland annat alm, ek, hassel och lind i den naturliga vegetationen vilket bidrog till en större mängd organiskt material i sedimenten (Larsson m.fl. 1997). När organiskt material når syrerika sedimentbottnar kommer nedbrytande, aeroba, bakterier börja nyttja syrgas för att processera det organiska materialet, restprodukten blir då koldioxid (Sohlenius 2001). Om tillförseln av nytt syre avstannar eller stagnerar kommer detta leda till syrefria sedimentbottnar (Berner 1984). Organiskt material från bland annat plankton kommer sedan att konsumeras vid sedimentytan av svavelreducerande, anaeroba, bakterier. Bakterierna använder det organiska materialet samt löst svavel i vattnet som energikälla. Vid denna reduktion bildas svavelväte både ovanför sedimentytan samt i själva sedimentet (Öborn 1994). Svavelvätet kommer sedan, tillsammans med reaktiva järnmineralsfraktioner, att bilda järnmonosulfider som i sin tur via ett tidigt stadie under



Figur 1: Littorinahavets utbredning för omkring 6500 år sedan (Sohlenius m.fl. 2007)

diagenesen kan övergå till pyrit (figur 2) (Berner 1984). Vid syrefria sediment ansamlas även det organiska materialet lättare än om motsatsen råder till följd av att organiskt material förbrukas långsammare vid syrefattiga bottenar (Berner 1984). Detta i sin tur kan leda till att fler svavelreducerande bakterier kan öka andelen svavelväte i sedimentet samtidigt som sedimentprofilen ackumuleras (Berner 1984). Atmosfäriskt syre löser sig även sämre med en ökande salinitet samt ökande vattentemperaturer (Jansson och Broberg 1994). Den högre halten svavelväte, djupet och dess syrefria miljö ger således större potential för svavelväte att binda sig med mer svårvittrade järnmineralsfraktioner och i sin tur bidra till en högre andel järnsulfid i sedimenten.

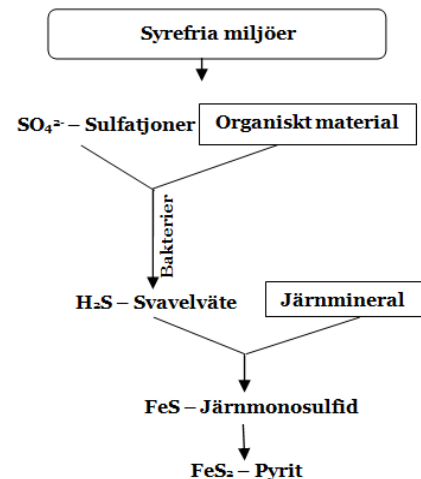
Sura sulfatjordar bildas när sulfidhaltiga, syrefria sediment kommer i kontakt med syre. Oxidation av dessa jordar sker via en rad, framförallt antropogena ingrepp där grundvattenytan i marken sänks. En bidragande orsak till sulfidsedimentens oxidering i Västerbottens län är de många sjösänkningar som skett till mån för betes- och åkermarker. Dessa har haft en stor spatial spridning inom länet vilket idag kommer utgöra en betydande areal. Utöver detta kan dikning av myr- eller skogsmarker sänka grundvattenytan (Renman 1991) samt anläggandet av nya byggnationer där en påverkan av omkringliggande mark förekommer (Sohlenius m.fl. 2004, Eriksson m.fl. 2005). Om sulfidsediment enbart utsätts för den naturliga landhöjningen har studier visat att utsläppen blir betydligt mildare då oxidationen av järnsulfid inte sker i samma takt som vid en antropogen dikning, detta då grundvattennivån håller sig mer stabil under en längre tid (Boman m.fl. 2010).

1.1.2 Kemiska processer

Den bidragande försurningen som sker från dessa jordar är till följd av den svavelsyra som bildas i kontakt med syre. En förenklad formel av reaktionen är: $4 \text{FeS}_2 + 15 \text{O}_2 + 14 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 4 \text{Fe(OH)}_3 + 8 \text{H}_2\text{SO}_4$ för oxidation av pyrit, alternativt: $4 \text{FeS} + 9 \text{O}_2 + 10 \text{H}_2\text{O} \rightarrow 4 \text{Fe(OH)}_3 + 4 \text{H}_2\text{SO}_4$ för järnmonosulfid. Den för Västerbotten typiskt svarta sulfidjorden uppstår till följd av den högre andelen järnmonosulfid i sedimenten. Sulfidsediment i södra Sverige, där pyrit dominerar (Eriksson 2005), har därför inte samma distinkta färg (Sohlenius 2011). Förutom att järnmonosulfid i sig oxiderar lättare än pyrit, har de norrländska gyttjelerorna även en lägre lerhalt vilket gör dessa mer benägna att oxidera då syre lättare kan penetrera in mellan porerna (Eriksson 2005).

1.1.3 Försurningseffekter på ytvatten

Den svavelsyra som bildas till följd av sulfidoxidation leder inte enbart till en kraftig sänkning av pH (Lax och Sohlenius 2006) utan även till en ökad kemisk vittring (Öborn 1994, Boman m.fl. 2010). Den totala halten av metaller i sulfidrika sediment behöver i sig inte vara högre än sulfidfria sediment. Däremot leder den allt surare miljön till en ökad utlakning av bland annat Cu, Mn, Co, Al, Ni och Cd (Öborn 1994, Sohlenius m.fl. 2004). Detta kan ses i vatten som passerar finkorniga sulfatjordar jämfört med andra typer av finsediment. Koncentrationen av Mn, Zn, Ni, och Co kan vara upp emot 50 gånger så höga



Figur 2: Schematisk bild över hur bakterier i syrefria sediment omvandlar sulfatjoner till svavelväte som därefter reagerar med järnfraktioner och bildar pyrit (mod. från Berner 1984).

nedströms sulfatjordar, medan Cu-koncentrationen ligger omkring 20 för samma område (Åström och Björklund 1995). Högre metallkoncentrationer i vatten skapar således även problem för biotan där vattnet passerar. I Finland har man uppmätt stigande metallhalter i timotej som befinner sig på sulfatjordar samtidigt som mjölken hos kor i dessa områden innehåller högre halter av Al och Zn (Fältmarsch m.fl. 2008). Under snösmältningen i Norrland kommer den, för många organismer, kritiska vårfloden. För mindre samt mellanstora vattendrag kan upp till hälften av årsavrinningen passera under bara några veckor och i vissa fall påverka fiskebestånden negativt (Laudon m.fl. 2001). Vårflodens vatten dränerar sulfatjordar och för med sig vätejoner samt vittrade metaller ut i närliggande bäck. En tillfällig surstöt uppstår varvid pH kan komma att sänkas drastiskt (Laudon m.fl. 2001). I försurningskänsliga vattendrag, där pH går ner under 5,0, lever fisk och andra organismer på gränsen för att kunna upprätthålla en hållbar population under vårfloden, detta då många fiskarter befinner sig i känsliga utvecklingsstadier (Laudon m.fl. 2001). Fiskarnas lek kan i många fall lyckas, till skillnad från försurningskänslig rom och nykläckta yngel (Nuotio m.fl. 2009). I Finland har även ett estuarium studerats med avseende på fiskreproduktionen i samband med vårflod och sulfatjordar. Resultatet visade att fiskreproduktionen hämmades under flera år på grund av försurningens negativa påverkan på rom och juveniler (Urho m.fl. 1990). Därav kan surstöten effekter i vissa fall först ses ett antal år senare, då drabbade vatten saknar flera årsklasser av fisk.

Försurningen av ytvatten har under de senaste åren fått en allt större respons bland forskare samtidigt som synen kring förindustriella halter delvis har förändrats. Korsman (1993) studerade bland annat sjöars pH och alkalinitet genom kiselalger i bottensediment. Slutsatsen blev att de flesta sjöar inte hade genomgått en förändring från förindustriell tid till nutid varvid kalkningsåtgärder i dessa vatten bör ses över. Ytvatten i norra Sverige är dessutom utsatt för betydligt mindre svaveldeposition än i södra Sverige där signifikanta mängder svavel påverkar försurningen (Ivarsson och Jansson 1994). Andersson m.fl. (1999) förklarar i sin rapport hur den då rådande modellen för att beräkna den geologiska bakgrundshalten av sulfat tycks vara allt för generaliserad för svenska förhållanden vilket ger en underestimering av de förindustriella sulfathalterna. Detta i sin tur leder till en överskattning av den antropogena försurningen och med detta felriktade kalkningsåtgärder i bland annat ytvatten som under vårfloden har en naturlig pH-sänkning.

1.2 Historiska sjösänkningar

Sjösänkingsprojekt var inte enbart en lokal angelägenhet förr i tiden. Efter flera år av missväxt under 1830-talets Norrland, till följd av nattfrost beslutade riksdagen år 1840 att anslå medel för *"Vattenavtappningar till motverkande av frost samt till förberedande av sådana större odlingsföretag, som överstege menigheternas förmåga inom Norrland och Dalarne"* (Holm 1949). Hur olika sjöar har reglerats för utvinning av nya slätter- och betesmarker går att finna i lokala sockenböcker runt om i landet. Vid Lövånger (figur 4, provpunkt S-11) finns det en gedigen beskrivning över området och hur Länsstyrelsen redan år 1793 beslutade ge tillstånd att sänka vattennivån vid Vebomarksträsket (Robertsson och Karlsson 1989). Sänkningen utfördes under tre etapper i början av 1800-talet, den sista totala torrläggningen av Vebomarksträsket skedde 1946 (Renman 1991). Genom detta projekt kunde hela 1100 hektar av tidigare vattenskadad mark nu brukas i Lövånger.

1.3 Syfte

Avsikten med denna undersökning är att studera huruvida en övergripande förklaring kan ges mellan en klassningsgradient av sänkta sjöar samt dess ytvattenpåverkan nedströms sulfidrika sediment. Detta undersöks genom en rad vattenkemiska analyser i sänkta sjöar samt hur dessa ställer sig i förhållande till referenssjöar. Projektet ska även verka som pilotstudie för vidare forskning inom ämnet sänkta sjöar. Examensarbetet är en del i projektet FLISIK (För livskraftiga småvatten i Kvarkenregionen) som görs i uppdrag åt Länsstyrelsen Västerbotten.

Två huvudsakliga frågeställningar har fastställts i studien: **(1)** Finns det ett samband mellan en procentuell sänkingsgradient och miljöbelastning i områden med finsediment samt **(2)** Är det en rimlig metod att använda sig av en procentuell minskning av sjöarealen för att kvantifiera en gradient av de sänkta sjöarna?

2 Material och metod

2.1 Områdesbeskrivning

Undersökningsområdet sträcker sig längs Västerbottens kustland från söder till norr och avgränsas framförallt av littorinagränsens utbredning i väster (figur 4). Den dominerande jordarten för området är morän, denna begränsas något i söder samt vid kustremsan av blottad berggrund. I lågt liggande partier i terrängen, ofta längst bäckar samt älvar är både älsediment, isälvsediment samt postglaciala sediment så som sand, lera och silt förekommande (SGU 2012). Dessa jordar kan även vara överlagrade av yngre jordarter såsom torv eller sand (Sohlenius 2011). Den uppmätta årsnederbörden ligger på 600 mm/år över perioden 1961 – 1990 (SMHI 2012 A). Inom samma område är avrinningen mellan 300 – 400 mm/år för åren 1961-1990 (SNA 1995).

2.2 Urval av sjöar

För att ta reda på vart i undersökningsområdet sjösänkningar har ägt rum jämfördes 1906-års generalstabskarta (1:200 000) med dagens fastighetskarta (1:10 000) (SLU 2012). Därefter markerades, med hjälp av GIS, de sjöar som på generalstabskartan eller okulärt ansågs ha genomgått en sänkning utifrån dagens sjönivåer. Sjöar inom områden med finsediment (lera/silt) samt områden där finsediment delvis överlagrades av torv valdes sedan ut för närmare granskning. För detta användes Sveriges geologiska undersöknings kartgenerator (SGU 2012) med avseende på jordartskartan (1:100 000). Ett kriterium var även att sjöarna skulle ha ett tydligt utlopp samt befinna sig nedanför littorinagränsen, som i denna undersökning baseras på datamaterial från Ivarsson m.fl. (1999).

Dåtidens samt dagens sjöarealer beräknades sedan med vektorer i GIS utifrån generalstabskartan samt fastighetskartan, detta för att uppskatta den procentuella kvoten mellan arealerna. Denna kvot användes sedan för att visa hur stor yta det är som har frilagts och som sedermera kan komma att utsättas för oxidation. Därefter valdes 16 sjöar, inom två olika klasser, där den ena utgörs av en gradient. Klassningen baseras på hur stor del av dåtidens sjöyta som har frilagts, i procent. Klassindelningen som gjordes följer, med den procentuella minskningen inom parentes. **(1)** helt torrlagda sjöar (100), **(2)** stor sänkning (100 – 98), måttlig sänkning (70 – 40) samt liten sänkning (35 – 10). Sjöar valdes för att, i möjligaste mån, representera hela Västerbottens kustland med en så stor geografisk

spridning som möjligt. Provpunkten placerades en bit från utloppet, detta då 1900-års sjöareal togs i beaktning vilket resulterade i en provkoordinat upp till 100 meter från dagens egentliga utlopp.

Vid framställningen av referenssjöar valdes ett 60-tal sjöar ut på fastighetskartan som befann sig under littorinagränsen, låg inom intervallet 0,01 – 5,0 km² samt ej hade påverkats av en sjösänkning enligt ovannämnda metod. Efter detta studerades åter jordartskartan för att fastställa omkringliggande jordarter. I nästa skede valdes sjöar som fanns belägna kring finsediment, stundtals med överlagrande torv samt visst inslag av morän, postglacial sand samt isälvsmaterial. Resterande sjöar exkluderades. Efter att ha studerat kvarvarande sjöars utflöde, valdes sedan nio referenssjöar med en spatial spridning över undersökningsområdet.

2.3 Provtagning och analys

Provtagningen utfördes mellan den andra och fjärde maj 2012, bortsett från två referenssjöar som fick ersättas då osäkerhet kring provpunkternas placering förelåg till följd av höga vattennivåer i området. De nya referenssjöarna provtogs den åttonde maj. Proverna inhämtades med hjälp av en teleskopsarm centralt i bäckfåran i fyra olika provburkar (figur 3). Tre av burkarna skickades vidare till institutionen för tillämpad miljöforskning, Stockholms universitet (ITM) för analys av TOC, pH, konduktivitet, anjoner, kationer, alkalinitet, aciditet, sulfathalt, Al, Cd, Fe, Mn, Cu, Zn samt Pb. Den fjärde burken analyserades vid Umeå universitet där pH samt konduktivitet mättes vid institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap (EMG). Proverna förvarades i kylskåp till dess att de skickades iväg för analys. Resultaten från ITM samt EMG granskades sedan statistiskt för att verifiera att liknande resultat hade uppmätts.

2.3.1 Labanalyser vid EMG (Umeå universitet)

För analys av konduktivitet användes HANNA Instruments modell 98311. Trots att mätaren har en inbyggd korrigering för temperatur mättes konduktiviteten vid två olika tillfällen, <10°C och 25°C. Utöver detta gjordes även en pH-korrigering utav konduktiviteten i enlighet med Bydén m.fl. (2003). Detta för att kunna beräkna ledningsförmågan orsakade av andra joner än vätejoner. Vid pH-mätningarna analyserades proverna på rumstempererat vatten. För detta användes HANNA Instruments modell 9126 samt HANNA Instruments 93703, respektive.

2.3.2 Labanalyser ITM (Stockholms universitet)

Analysmetoden för varje enskild parameter utfördes enligt tabell 1 och har kontrollerats, dels genom intern kvalitetskontroll i enlighet med Naturvårdsverkets instruktioner (Naturvårdsverket 1987), deltagande i Naturvårdsverkets provningsjämförelser samt användande av egna standardlösningar.



Figur 3: Exempel på utlopp från två sänkta sjöar samt de fyra provburkar som användes i fält, från vänster; S-6 samt S-2.

Tabell 1: Standardmetoder för kemiska analyser vid ITM, Stockholms universitet.

	Metod	Osäkerhet (%)	Mätintervall
Alkalinitet (mekv/l)	SS 028139-1	10	0,005 – 4
Aciditet (mekv/l)	SS 028139-1	10	0,005 – 4
Tot-Al (µg/l)	SS-EN ISO 17294:1/2	12	>1
Kadmium (µg/l)	SS-EN ISO 17294:1/2	20	0,006 – 200
Kalcium (mekv/l)	FAAS SS 028161-2	2 – 5	0,02 – 0,7
Kalium (mekv/l)	FAAS SS 028160-2	2 – 12	0,001 – 0,12
Klorid (mekv/l)	Std.meth. 4110 1989	5 – 13	0,006 – 0,28
Konduktivitet (mS/m)	SSEN 27888-1	2	1 – 200
Magnesium (mekv/l)	FAAS SS 028161-2	3 – 7	0,003 – 0.4
Natrium (mekv/l)	FAAS SS 028160-2	12	0,002 – 0.4
Järn (µg/l)	SS 028183-1, SS 028184-1	4	1 – 50
Mangan (µg/l)	SS 028183-1, SS 028184-1	2	0,4 – 30
Koppar (µg/l)	SS 028183-1, SS 028184-1	6	0,03 – 4
Bly (µg/l)	SS 028183-1, SS 028184-1	6	0,04 – 10
Zink (µg/l)	SS 028183-1	5	0,1 – 20
pH	SS 028133-2	0,2	3 – 10
Sulfat (mekv/l)	Std.meth. 4110 1989	3 – 7	0,01 – 0,5
TOC (mg/l)	SS-EN 1484	4 – 10	0,3 – 1000

2.4 Datahantering

De statistiska analyserna baseras i första hand på regressionsanalyser då värden uppvisar en normalfördelning. I de fall data inte påvisar en normalfördelning logaritmeras alla värden innan en ny analys av seriens data testats mot normalfördelning. Då ingen normalfördelning erhålls utgörs korrelationstestet av Spearmans rankkorrelation för ickeparametriskt data. För att undersöka eventuella skillnader mellan dataseten används t-test, detta gäller även logaritmerade värden med normalfördelning. Då ingen normalfördelning fås utgörs signifikansanalysen av Mann-Whitneys U-test.

Data från ITM samt EMG gällande pH och konduktivitet jämfördes genom t-test med lika varians för att påvisa att ingen signifikant skillnad fanns mellan dataseten. Ytterligare en kvalitetskontroll utfördes i enighet med Naturvårdsverkets strategi för miljöövervakning (2002) där uppmätt konduktivitet jämfördes gentemot en beräknad konduktivitet. Differensen mellan uppmätt och beräknad konduktiviteten bör vara < 15 %, högre differens kan dock uppstå ifall pH eller konduktivitet uppmäter låga värden (Naturvårdsverket 2002).

3 Resultat

3.1 Verifiering av vattenkemiska data

Mätvärden för pH samt konduktivitet från EMG och ITM uppvisar inte några signifikanta skillnader mellan dataserierna, varken för konduktivitet (tvåsvansat, parat t-test, $p=0,78$) eller pH (tvåsvansat, parat t-test $p=0,43$). Fortsättningsvis kommer mätvärden från ITM att representera de resultat som följer, detta eftersom ITM är ett ackrediterat laboratorium samt att deras resultat stöds av mätvärden från EMG. Den uppmätta konduktiviteten varierar mellan 0 – 15 % för 22 av 25 prover, endast tre prov visar större differens mot beräknad konduktivitet, då mellan 15,9 – 25,3 %.

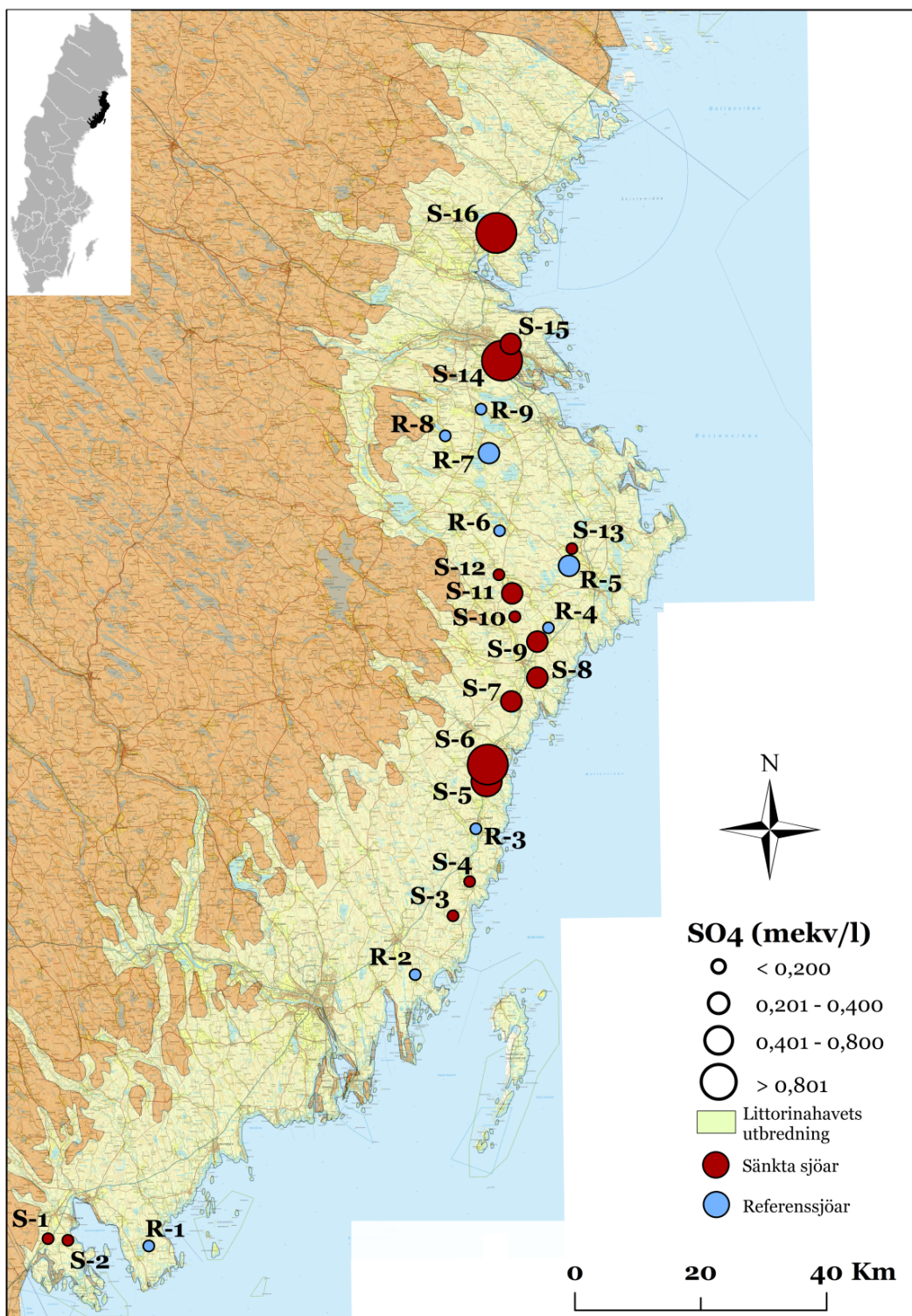
3.2 Skillnader mellan referenssjöar och sänkta sjöar

Ett urval av undersökta parametrar gällande referenssjöar samt sänkta sjöar kan ses i tabell 2. Signifikanta skillnader ($p < 0,05$) mellan dessa sjötyper ges för pH, konduktivitet, Cd, Cu, Zn samt Al. Data för Cl, Fe, Mn, Pb, SO₄, TOC samt alkalinitet påvisar inga signifikanta skillnader, inte heller aciditet uppvisar en signifikant skillnad efter Mann-Whitneys U-test.

Tabell 2: Kemiska parametrar för referenssjöar (n=9) och sänkta sjöar (n=16). S.D är standardavvikelsen, p är signifikansnivån för parametrar som har kunnat analyseras genom t-test; *=Logaritmerade värden, **=Mann-Whitneys U-test, i.d.=inga data efter Mann-Whitneys U-test.

		Referenssjöar			Sänkta sjöar			p
		Variation	Medel	S.D	Variation	Medel	S.D	
pH		5,0 – 6,3	5,8	0,4	4,0 – 6,3	5,1	0,7	<0,01
Kond	$\mu\text{S/cm}$	22 – 67	43	14	19 – 164	73	49	0,03
Alk	$\mu\text{ekv/l}$	39 – 132	77	32	61 – 278	120	71	0,36
Acid	$\mu\text{ekv/l}$	3,4 – 23	13	13	3 – 240	64	71	i.d.
TOC	mg/l	1 – 21	13	6	7 – 22	16	5	0,17
Cd	$\mu\text{g/l}$	0,02 – 0,06	0,04	0,01	<0,01 – 0,19	0,07	0,05	0,04
Cu	$\mu\text{g/l}$	1,6 – 3,6	2,3	0,7	0,7 – 8,0	3,5	1,9	0,03
Cl	$\mu\text{g/l}$	0,02 – 0,1	0,05	0,02	0,01 – 0,16	0,06	0,04	0,46*
Fe	$\mu\text{g/l}$	315 – 1739	966	543	422 – 3817	1040	850	0,92*
Mn	$\mu\text{g/l}$	20,1 – 99,9	52,4	26,7	18 – 584	96,7	140	0,50*
Zn	$\mu\text{g/l}$	4,9 – 14,1	8,3	3,1	2,9 – 48,0	16,8	12,2	0,02*
Pb	$\mu\text{g/l}$	0,3 – 0,8	0,5	0,1	0,2 – 1,1	0,5	0,2	0,90
SO₄	$\mu\text{ekv/l}$	39 – 362	150	95	31 – 1112	342	365	0,19*
Tot-Al	$\mu\text{g/l}$	131 – 680	388	147	310 – 1700	711	419	0,02**

Sulfathalternas regionala spridning för referenssjöar samt sänkta sjöar ses i figur 4. En lokal spridning av sulfathalten inom undersökningsområdet ger ett klustrat mönster. Detta kan ses vid provpunkterna S:5-6 samt provpunkterna S:14-16. I området kring södra Västerbotten har lägre sulfathalter uppmätts i förhållande till norra Västerbotten. Referenssjöarna uppvisar liknande halter för hela undersökningsområdet (0 – 0,2 mekv/l), bortsett från två sjöar (R:5, R:7) som uppvisar något högre halter (0,21 samt 0,36 respektive).

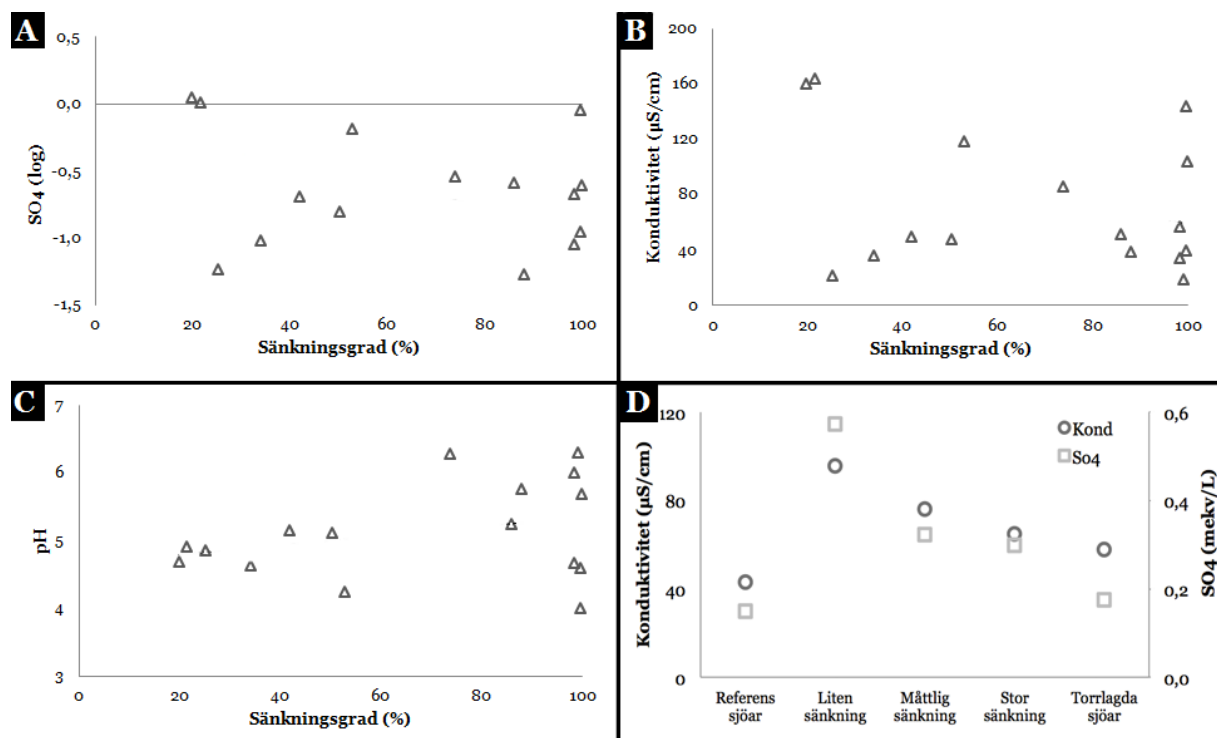


Figur 4: Uppmätt sulfathalt i referenssjöar samt sänkta sjöar med Littorinahavets utbredning markerat i gult. Kartmaterialet är baserat på data från SGU (2012), SLU (2012) samt Ivarsson m.fl. (1999).

3.3 Sänkningsgrad och ytvattenpåverkan

Regressionsanalyser för sulfat (logaritmerade värden), konduktivitet och pH med avseende på den individuella sänkningsgraden ses i figur 5. Dessa parametrar uppvisar ingen signifikans och låga r^2 -värden; 0,09, 0,08 samt 0,11, respektive. I samma figur (5) ses även medelvärden för konduktivitet samt sulfat för den tidigare nämnda gradientklassningen.

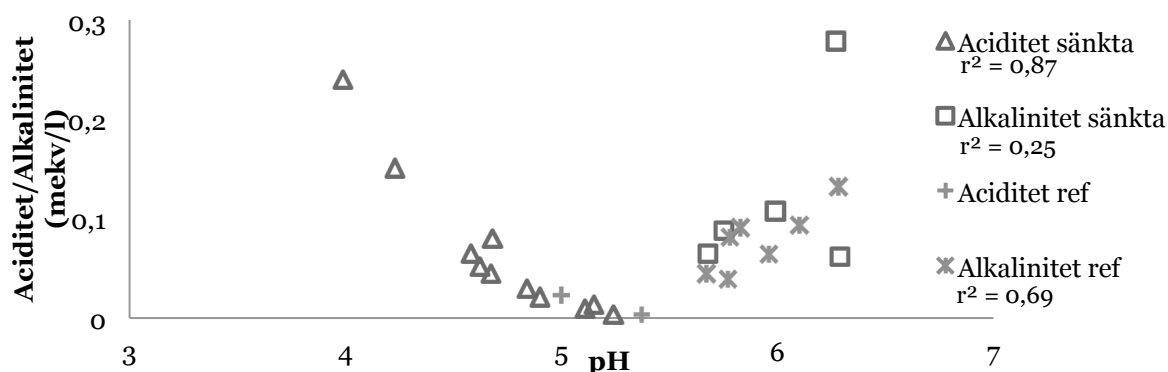
Signifikansnivån för varje enskild gradient har ej analyserats då normalfördelning i vissa klasser inte uppnås till följd av för få data. Den totala arealen frilagd mark för sänkta sjöar uppvisar inte heller någon korrelation ($\alpha=0,507$, $n=16$) gentemot sulfat ($r_s=-0,39$), konduktivitet ($r_s=-0,36$) samt pH ($r_s=0,22$) efter Spearmans korrelationstest.



Figur 5: Sänkningsgrad i procent korrelerat mot sulfat (A), konduktivitet (B) samt pH (C) i sänkta sjöar. Medelvärden för konduktivitet och sulfat i referenssjöar samt gradientklassningarna ses i (D).

3.4 Övriga analyser

Vattnets förmåga att buffra (alkalinitet) eller motsatsen, att stå emot en starkt basisk lösning (aciditet) kan ses i figur 6. För sänkta sjöar saknar majoriteten, 11 av 16, buffringsförmåga. För referenssjöarna är det ett omvänt förhållande, 7 av 9 sjöar har en positiv alkalinitet. Sänkta sjöar uppvisar en stark signifikans mellan aciditet och pH ($r_s = -0,94$, $p < 0,01$), något som inte ses för de fem sjöar med en alkalinitet ($r^2 = 0,25$). Referenssjöarna med avseende på alkalinitet och pH uppvisar ett signifikant samband ($r^2 = 0,69$, $p < 0,05$). Två av referenssjöarna mättes för en aciditet, dock var dessa värden väldigt låga ($< 0,02$ mekv/l).



Figur 6: Referenssjöar samt sänkta sjöars förmåga till buffring. Aciditet kan här ses som en negativ alkalinitet, hur stort bidrag av en basisk lösning vattnet tål.

4 Diskussion

4.1 Sänkingsgrad och ytvattenpåverkan

Då korrelationen mellan sänkingsgradienten och miljöbelastning visade sig svag studerades sambandet i ett bredare perspektiv. Detta gjordes genom att jämföra referenssjöar mot en gemensam, sammanslagen serie för sänkta sjöar. Genom att studera följande gavs signifikanta skillnader ($p < 0,05$) för pH, konduktivitet, Cd, Cu, Zn samt Al. Detta stämmer väl överens med tidigare forskning (Öborn 1994, Åström och Björklund 1995, Sohlenius m.fl. 2004) som visat på liknande resultat för utlakning av metaller i områden med sura sulfatjordar. Det lägre pH-värdet är även det en indikator på att sänkta sjöar bidrar med en betydande miljöbelastning. Vid denna studie noterades pH-värden ner till fyra enheter, värden lägre än detta är dock inte ovanligt (Öborn 1994, Lax och Sohlenius 2006). Vid sjön med lägst pH (S-16) observerades även den högsta aciditeten (0,24 mekv/l). Studier av Myrstener (2012) visar på ett starkt samband mellan aciditet och sulfathalt vid vattendrag med sura sulfatjordar ($r^2 = 0,70$, $p < 0,001$). Det förefaller också tydligt hur sjöar med en hög konduktivitet ($> 110 \mu\text{S/cm}$) även uppvisar höga sulfathalter ($> 0,6$ mekv/l). Även detta styrks av studier från Myrstener (2012) där korrelationen mellan konduktivitet och sulfathalt är hög ($r^2 = 0,89$, $p < 0,001$). Därav bör den signifikanta skillnaden för konduktivitet mellan referenssjöar samt sänkta sjöar även påvisa en skillnad i sulfathalt för dessa sjötyper. Även om inte signifikanta skillnader för sulfat gavs i denna studie, syns tydliga trender, med höga sulfathalter i utlopp från sänkta sjöar.

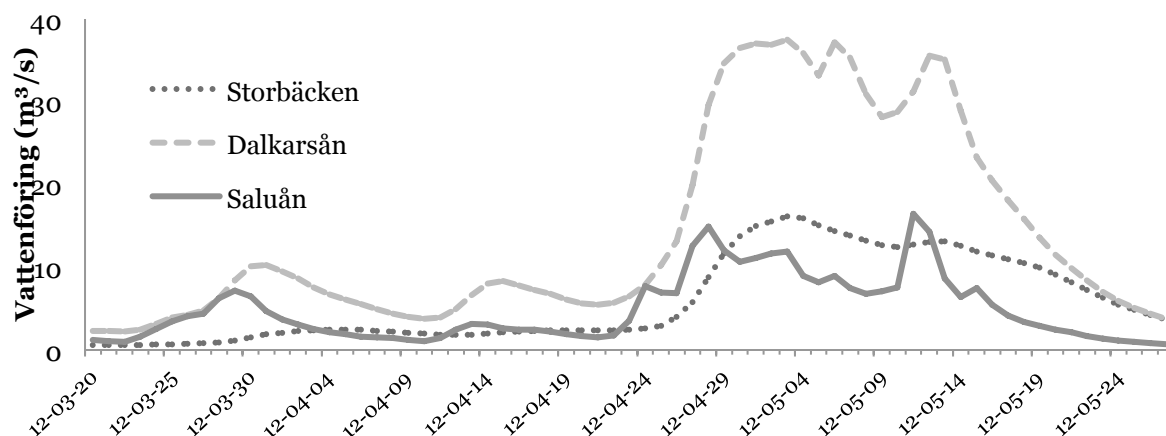
Alkalinitet beskriver hur väl ett vatten kan förmå att buffra mot en försurning, alternativt, tillgången av karbonater i vattnet (Bergil och Bydén 1995). Endast fem av sexton sänkta sjöar har en alkalinitet. Av dessa ligger medianvärdet på 0,06 mekv/l vilket enligt Naturvårdsverket (1999) skulle klassas som *svag bufferkapacitet*. Alkaliniteten för sänkta sjöar kan sannolikt kopplas till enskilda kalkningsinsatser, detta då kalk noterades vid enskilda åkrar under provtagningsstillfället. Bland annat sågs detta vid provpunkt S-8 där alkaliniteten uppmättes till 0,28 mekv/l, vilket motsvarar *mycket god buffertkapacitet* (Naturvårdsverket 1999).

Genom att studera den procentuella sänkingsgraden individuellt för alla sjöar mot sulfat, konduktivitet och pH gavs ingen korrelation ($r^2 < 0,12$). Förhållandet ter sig motsatt från vad som inledningsvis förväntades, att en större procentuell minskning av sjöarealen bidrar till en ökad miljöbelastning av vattendragen nedströms. Detta då en större volym sulfidsediment exponeras för syre, där vätejoner och tungmetaller har möjlighet att spridas med perkolerande vatten. Inte heller kunde den beräknade arealen frilagd mark för varje individuell sjö uppvisa någon korrelation vad gäller pH, konduktivitet och sulfat ($r_s < 0,40$, $\alpha=0,507$, $n=16$). Ett r_s -värde på 0,40 kan tyckas högt, dock bör det noteras att Spearmans korrelationstest är ett ickeparametriskt test som vid många jämna "rankningar" förändrar spridningen hos dataserien och försämrar den statistiska analysen avsevärt (Ebdon 1985). Den frilagda arealen samt sulfat uppvisar vid några provpunkter liknande värden vilket då kommer att inverka negativt på den statistiska analysen. Därav måste andra faktorer studeras för att kunna beskriva ett samband mellan sänkingsnivåer och miljöbelastningen nedströms sänkta sjöar.

4.1.1 Hypoteser kring saknat samband

För att bättre förklara vad det är som skapar det klustrade mönstret kan olika abiotiska faktorer studeras, bland annat genom att jämföra provpunkterna i en syd – nordlig gradient. Detta eftersom en tidigare vårflod i söder hinner spola ut mycket av den svavelsyra som bildats till följd av sulfidoxidation under torra vinter- och vårmånader när grundvattennivån står lågt (Laudon 2001). Figur 4 visar sulfathalterna ur ett geografiskt perspektiv. Noterbart är bland annat hur provpunkterna S:1–4 inte överstiger 0,2 mekv/l, samtidigt som provpunkterna längst i norr (S:15–16) uppvisar höga halter (> 0,8 mekv/l). Mellan dessa lokaler finns två sjöar (S-5 och S-6) med hög konduktivitet (> 110 mekv/l) samt sulfathalt (> 0,6 mekv/l). Dessa punkter är sedan tidigare kända, Åberg (2012) beskriver hur lokal S-5 (Dismysjön) är en av de större källorna till den lokala försurningen i området. Lokal S-6 (Lögdsjön) ligger endast 2,5 km längre norrut från denna lokal.

Det klustrade mönstret skulle kunna bero på hur avrinningen varierar och bör då i detta resonemang skilja sig beroende på vart i länet provtagningen sker. I figur 7 ses vattenföringen innan och efter provtagningstillfället i tre olika vattendrag som representerar södra (Saluån), mellersta (Dalkarsån) samt norra (Storbäcken) kuststräckan av Västerbotten. Dessa vattendrag är belägna i närheten av provpunkt S-1, R-3 samt S-16, respektive. Två små flödestoppar ses i Saluåns samt Dalkarsåns vattendrag innan provtagningstillfället ägt rum (12-05-02). Denna trend kan inte ses i Storbäcken. Den första stora flödestoppen sker någon dag tidigare i Saluån och är vid provtagningstillfället på väg neråt igen. För Dalkarsån och Storbäcken sker den första flödestoppen parallellt med provtagningen, för att senare sjunka innan den andra, mindre, flödestoppen kommer. Med detta flöde till grund kan det antas att mycket av vätejonerna och tungmetallerna i marken redan har spolats ut. För områden i södra samt mellersta Västerbotten skulle detta förefalla extra tydligt då den högsta belastningen redan har ägt rum vilket skulle kunna ha bidragit till de lägre sulfat och metallhalter. Teorin får stöd av bland annat Laudon och Bishop (1999) som beskriver hur smältvattnet är en av de styrande faktorerna till hur buffertkapaciteten i vattendrag påverkas under vårfloden. Utspädning av ytvattnet sker genom att jonsvagt smältvatten späder ut det äldre, mer välbuffrande grundvattnet vilket gör vattendrag mer utsatta för syror (Laudon m.fl. 2001).



Figur 7: Vattenföringen i tre olika vattendrag innan och efter provtagningstillfället (12-05-02). Saluån representerar södra, Dalkarsån mellersta samt Storbäcken, norra Västerbotten. Dataserierna baseras på SMHI:s vattenwebb (2012 B) för okontrollerade värden.

Sänkta sjöar vid denna studie har dessutom en snabb omsättningstid då det i vissa fall enbart handlar om en kvarvarande sjöfåra, samt sjöar med små arealer ($< 0,02 \text{ km}^2$). Även det faktum att vissa av sjöarna eventuellt saknar sulfidsediment måste beaktas. Detta då ingen provtagning i fält utfördes för att fastställa den faktiska jordarten, utan enbart grundar sig på SGUs (2012) jordartskarta. Dessa hypoteser skulle kunna förklara delar av det saknade sambandet mellan en procentuell sänkningsgrad samt ytvattenpåverkan, men även varför lägre sulfathalter påträffas i de södra regionerna gentemot mer klustrade områden i norr där högre halter har konstaterats.

4.1.2 Övriga skillnader i sulfathalt

För att ytterligare kontrollera uppmätta värden av bland annat sulfat i ytvattnet kan tillskott från omgivningen undersökas. Är den påtagliga försurningen enbart kopplad till sura sulfatjordar eller finns det andra bidragande faktorer?

Sulfatdepositionen via nederbörd har under de senaste decennierna minskat (Wilander 2001). Depositionen i området är idag endast $0,009 \text{ mekv/l}$ (IVL 2012), något som i medeltal för referenssjöar (6 %) samt sänkta sjöar (2,5 %) inte kan anses bidra till de höga halterna sulfat i ytvattnet. Den tidigare atmosfäriska depositionen inom Västerbottens kustland skulle kunna ha ackumulerats, framförallt i myrmarker, och sedan via läckage tillföras ytvatten åtskilliga år senare. Studier av Andersson m.fl. (1999) visar dock ett saknat samband mellan tidigare års sulfatdeposition och dagens sulfathalt i sjöar. Därav kan sägas att inte heller dåtidens sulfatdeposition belastar närliggande sjöar via myrmarker. Ett mer betydande tillskott sker istället från berggrunden, då främst genom lågmetamorfa gråvackor och skiffrar, men även från sura samt basiska vulkaniter då sulfidmalm tenderar att förekomma vid dessa bergarter (Andersson 1999). Enligt Andersson m.fl. (1999) ses skillnader inom områden som antingen befinner sig på kända sulfidmineraliseringar eller helt saknar sulfidfyndigheter och samtidigt befinner sig under littorinagränsen. Tillskottet av sulfat varierar mellan $0,132 \text{ mekv/l}$ och $0,065 \text{ mekv/l}$ respektive. För referenssjöarnas medelvärde innebär detta att 43 – 88 % av sulfathalten skulle kunna förklaras till följd av sulfidmineraliseringar i berggrunden. Motsvarande siffra för sänkta sjöar är 19 – 39 %. Stora delar, av den för referenssjöar uppmätta sulfathalten skulle således kunna härledas till berggrunden. Detta tyder på att referenssjöar inom denna studie ej bidrar med ett ökat sulfattillskott till följd av sulfidoxidation, trots att dessa befinner sig vid sediment där klassningen potentiellt sura sulfatjordar är möjlig. För sänkta sjöar är dock tillskottet av sulfat från berggrunden underordnat, vilket gör att sannolikheten ökar för att sulfattillskottet härrör från just sura sulfatjordar.

En bidragande faktor till vilka mätvärden det är som erhålls beror till stora delar av hur den naturliga vattenföringen ser ut lokalt över undersökningsområdet. Det var i denna studie uppenbara variationer då vissa bäckar näst intill var täckta av snö, samtidigt som det längst i söder var barmark (figur 3). Likaså varierade flödet från mer eller mindre stillastående vatten, till bäckar med hög vattenföring. Resultatet kommer då tidvis spegla vart provtagningen sker, snarare än den givna gradienten beträffande sjöns procentuella minskning. Detta framgår bland annat när data för de sydligaste sjöarna S:1-4 (figur 4) analyseras. Sjöarna i detta fall hamnar under kategorierna *totalt sänkta* samt *stor sänkning*. Endast två sjöar har en lägre konduktivitet och sulfathalt än de fyra sydligaste provpunkterna, trots dess stora sänkning. Bidragande orsaker till detta kan dels vara den ovannämnda förklaringen om en snabbare vårflod i söder. Även det faktum att

omsättningstiden för kraftigt sänkta sjöar är snabbare gör att en eventuell miljöbelastning inte stannar kvar i systemet lika länge.

4.1.3 Val av gradient

Då den förslagna gradienten om minskad sjöarea korrelerade dåligt mot vattenkemiska parametrar bör andra klassningsalternativ ses över. Vidare studier kring sänkta sjöar och hur en eventuell gradientklassning skulle kunna utformas bör ta följande i beaktning: Först av allt måste den sänkta sjövolymen studeras. Detta för att på ett bättre sätt beräkna hur stor volym sulfidsediment som kan ha utsatts för en oxidation. Detta skulle med fördel kunna studeras via lantmäteriets nya laserscannade höjddatamodeller, där noggrannheten är betydligt mer detaljerad än dagens material. En provtagning under vårflodens högflöde är även den problematisk med flera faktorer involverade. Det är svårt att veta när högflödet kommer att inträffa, hur framkomligheten i terrängen är och hur mycket en eventuell tjäle binder fast metaller och vätejoner i marken. Ett lämpligare alternativ är då att mäta vattenkemin vid slutet av sommaren då vattenflöden vanligtvis börjar öka igen efter en torrare oxidationsperiod samtidigt som grundvattenytan står lågt. För att bättre studera miljöbelastningen från varje individuell sjö kan en kompletterande vattenprovtagning av inloppet tas vilket skulle ge en god uppfattning om hur det lokala tillskottet av sulfat och metaller ser ut. En sådan provtagning kräver dock större resurser, både i form av tid och pengar. Ett annat alternativ för att minska den geografiska felkällan är att arbeta inom ett mindre undersökningsområde. Detta minskar framförallt lokala skillnader i vattenföring samt när tjälen släpper i marken. Enbart i Skellefteå kommun finns över 120 stycken lokaliserade sjöar som i olika grad blivit utsatta för dikning (Persson 2012, muntl.), vilket skulle kunna utgöra en väl fungerande grund för framtida undersökningar.

4.2 Slutsatser

Denna studie uppvisar kemiskt signifikanta skillnader i sänkta sjöar gentemot referenssjöar belägna intill sulfidrika sediment. Konduktivitet, pH, Cd, Cu, Zn samt Al är alla viktiga element för att kunna fastställa hur dagens ytvattenkemi påverkas av dåtidens sjösänkningar. Det finns likväl parametrar som inte uppvisar samma signifikanta skillnad, exempelvis SO₄ som då uppvisar en större avvikelse till följd av lokala skillnader i såväl berggrund som vattenföring. Studien har även visat att fler aspekter måste tas med i beräkningarna för att kunna klassa en fungerande gradient utifrån sänkta sjöar, bland annat måste volymen av närliggande sulfidsediment tas i beaktning och när på året provtagningen sker. En gradient baserad på sjöarealens procentuella minskning är därför inte optimal utan bör kompletteras med ytterligare data för en säkrare analys. Den pågående oxideringen av sulfidsediment till följd av länets sjösänkningar är ett fortsatt problem. Ytterligare studier kring ämnet sura sulfatjordar är viktiga, dels för att sätta in riktade åtgärder mot områden som är i akut behov av förbättring, samt förstå hur dessa problem kan undvikas i framtiden.

5 Referenser

- Andersson, T., Ivarsson, H., Bergqvist, A. och Brydsten, L. 1999. Slutrapport för projektet sulfatkällor för ytvatten i norra Sverige. Institutionen för ekologi och geovetenskap. Umeå Universitet.
- Bergil, C. och Bydén, S. 1995. Mäta försurning – Undersökningar av mark & vatten. Institutionen för tillämpad miljövetenskap. Göteborgs universitet. 96 sidor.
- Beek, K. J., Blokhuis, W. A., Driessen, P. M., van Breemen, N., Brinkman, R. och Pons, L. J. 1980. Problem soils -Their reclamation and management - Land reclamation and water management. Developments, Problems and Challenges. International Institute for Land Reclamation and Improvement, Publikation 27: 43 - 72.
- Berner, R.A. 1984. Sedimentary pyrite formation: An update. *Geochimica cosmochimica Acta*, Vol. 48: 605-615.
- Boman, A., Åström, M., Fröjdö, S. & Backlund K., 2010: Impact of isostatic land uplift and artificial drainage on oxidation of brackish-water sediments rich in metastable iron sulphide. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 74, 1268–1281.
- Bydén, S., Larsson, A-M. och Olsson M. 2003. Mäta vatten. Undersökningar av sött och salt vatten. Institutionen för miljövetenskap och kulturvård, Göteborgs Universitet. 136 sidor.
- Ebdon, D. 1985. *Statistics in Geography* second edition. Blackwell, Oxford. 232 sidor.
- Eriksson, J., Nilsson, I. och Simonsson, M. 2005. *Wiklanders marklära*. Studentlitteratur, Lund. 337 sidor.
- Eronen M. 2005 Land uplift: virgin land from the sea. *The Physical Geography of Fennoscandia (edited by Matti Seppälä)*. Oxford University Press: 17–34.
- Fältmarsch, R., Åström, M. och Vuori K.-M., 2008: Environmental risks of metals mobilised from acid sulphate soils in Finland: a literature review. *Boreal Environment research* 13, 444–456.
- Holm, G. 1949. Lövånger: En sockenbeskrivning under medverkan av flere fackmän del 2. Gösta Holm, Umeå. 574 sidor.
- Ivarsson, H. och Jansson, M. 1995. Sources of acidity in running waters in central northern Sweden. *Water, Air and Soil Pollution*, 84: 233-251.
- Ivarsson, H., Persson, A., Andersson, T. och Bergqvist, A. 1999. Sulfidjordar i norra och mellersta Sverige. Arbetsrapport. Institutionen för ekologi och geovetenskap. Umeå universitet. 21 sidor.
- IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL). 2012. Datavärdskap för luftkvalitet, sulfathalt i nederbörd. [http://www3.ivl.se/db/plsql/dvsnedar\\$b1.actionquery](http://www3.ivl.se/db/plsql/dvsnedar$b1.actionquery) 2012-06-02
- Jansson, M. och Broberg, A. 1994. Abiotiska faktorerers karaktäristiska, omsättning och funktion i sötvatten. Limnologiska institutionen. Uppsala universitet.
- Johansson, M. M., Kahma, K. K., Boman, H. och Launiainen, J. 2004. Scenarios for sea level on the Finnish coast. *Boreal environment research*, 9: 153–166.
- Korsman, T. 1993. Acidification trends in Sweden – an assessment of past water chemistry conditions using lake sediments. Doktorsavhandling. Institutionen för ekologisk botanik. Umeå Universitet.
- Larsson, R., Westerberg, B., Albing, A., Knutsson, S. och Carlsson, E. 2007. Sulfidjord – geoteknisk klassificering och odränerad skjuvhållfasthet. Statens geotekniska institut, Rapport 69

- Laudon, H. och Bishop, K. 1999. Quantifying sources of acid neutralisation capacity depressions during spring flood episodes in Northern Sweden. *Environmental Pollution*, 105: 427-435.
- Laudon, H., Westling, O., Poléo A. B. S., Vøllestad, L. A. 2001. Naturligt sura och försurade vatten i Norrland. Naturvårdsverket. Rapport 5144.
- Laudon, H., Köhler, S. och Buffam, I. 2004. Seasonal TOC export from seven boreal catchments in northern Sweden. *Aquatic Sciences*, 66: 223-230.
- Lax, K. och Sohlenius, G. 2006. Sura sulfatjordar och metallbelastning. Sveriges geologiska undersökning, Rapport 2006:5.
- Myrstener, M. 2012. Konduktivitet i vattendrag som indikator på sura sulfatjordar. Examensarbete på kandidatnivå. Umeå universitet, institutionen för ekologi miljö och geovetenskap.
- Mörner, N. 1995. The Baltic ice lake – Yoldia sea transition. *Quaternary International*, Vol. 27: 95-98.
- Naturvårdsverket. 1987. Intern kvalitetskontroll: handbok för vattenlaboratorier. Naturvårdsverket, rapport 3372.
- Naturvårdsverket. 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag. Naturvårdsverket, rapport 4913.
- Naturvårdsverket. 2002. Grundvattenkemi, strategier för övervakning (handledning). Naturvårdsverket, 2002-06-25.
- Norsjö kommun. 1976. Hembygdsboken Norsjö socken/ efter beslut av Norsjö kommunfullmäktige 1959 utgiven av därtill utsedd kommitté. Norsjö kommun, Norsjö. 466 sidor.
- Nuotio, E., Rautio, L. M., och Zित्रa-Bärsund, S. 2009. På väg mot kontroll av de sura sulfatjordarna – Förslag på riktlinjer för minskning av de olägenheter som sura sulfatjordar orsakar. Jord- och skogsbruksministeriet, Arbetsgruppspromemoria jsm 2009:8a.
- Persson, B-G. 2012. Muntligt. Sänkta sjöar inom Skellefteå kommun. E-post från bogoran.persson@skelleftea.se till joel.avenius@gmail.com innehållande den bifogade filen: sänktasjöar2006.xls (27kB). Limnolog, Skellefteå kommun.
- Renman, G. 1991. Lövånger: En sockenbeskrivning del 3. Artemis bokförlag, Skellefteå. 334 sidor.
- Robertsson, H. och Karlsson, S. 1989. Webomarks by. Artemis bokförlag, Skellefteå. 336 sidor.
- Sohlenius, G. 2011. Sulfidjordar och sura sulfatjordar – vad gör SGU? Sveriges geologiska undersökning, Rapport 2011:12.
- Sohlenius, G. och Öborn I. 2004. Geochemistry and partitioning of trace elements in acid sulphate soils in Sweden and Finland before and after sulphide oxidation. *Geoderma* 122, 167–175.
- Sohlenius, G., Persson, L., Lax, K., Andersson, L. och Daniels, J. 2004. Förekomsten av sulfidhaltiga postglaciala sediment. Sveriges geologiska undersökning, Rapport 2004:9.
- Sohlenius, G., Persson, L., och Bastani, M. 2007. Geofysiska metoder för att identifiera områden med sulfidhaltiga sediment. Sveriges geologiska undersökning, Rapport 2007:31.
- Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI). 2012 A. Normal uppmätt årsnederbörd, medelvärde 1961-1990. www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/nederbord/1.4160 2012-05-21.

- Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI). 2012 B. VattenWebb. Okontrollerade värden för vattenföringen i Saluån, Dalkarlsån samt Storbäcken. <http://vattenwebb.smhi.se/> 2012-06-10.
- SNA. 1995. Sveriges national atlas: Klimat, sjöar och vattendrag. Nordstedts kartor AB, Bromma. 176 sidor.
- Sveriges Geologiska Undersökning (SGU). 2012. Kartgeneratorn. http://maps2.sgu.se/kartgenerator/maporder_sv.html 2012-04-12.
- Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU). 2012. Digitala kartbiblioteket. <http://atlas.slu.se/get/> 2012-04-26.
- Urho, L., Hilden, M., och Hudd, R. 1990. Fish reproduction and the impact of acidification in the Kyrönjoki river estuary in the Baltic sea. *Environmental biology of fishes*. Vol 27: 273-283.
- Wilander, A. 2001. Effects of reduced S deposition on large-scale transport of sulphur in Swedish rivers. *Water, Air and Soil Pollution*, 130: 1421-1426.
- Åberg, J. 2012. Dalkarlsån – fiskdöd, fiskliv och vattenvård. <http://janaberg.se/dalkarlsan/> 2012-06-05.
- Ågren, A., Jansson, M., Ivarsson, H., Bishop, K., och Seibert, J. 2007. Seasonal and runoff-related changes in allochthonous organic carbon concentrations in the River Öre, Northern Sweden. *Aquatic Sciences*, 70:21–9.
- Öborn, I. 1994. Morphology, chemistry, mineralogy and fertility of some acid sulfate soils in Sweden. Reports and Dissertations 18, Swedish University of Agricultural Sciences, Uppsala, Sweden.



Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap (EMG)
901 87 Umeå, Sweden
Telefon 090-786 50 00
Texttelefon 090-786 59 00
www.umu.se