Identifiering av riskområden där sulfidsediment oxideras till följd av grundvattensänkning

Fallstudie av fem vattendrag vid Norrbottenskusten

Erika Filppa

2012

Miljövetenskap
Examensarbete för masterexamen 30 hp
Lunds universitet

Identifiering av riskområden där sulfidsediment oxideras till följd av grundvattensänkning

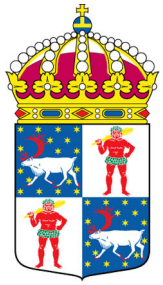
Fallstudie av fem vattendrag vid Norrbottenskusten

Erika Filppa
2012

Handledare:

Dan Hammarlund
Geologiska institutionen
Lunds universitet

Sara Elfvendahl
Miljöanalysenheten
Länsstyrelsen Norrbotten



Länsstyrelsen
Norrbotten

Identifiering av riskområden där sulfidsediment oxideras till följd av grundvattensänkning – Fallstudie av fem vattendrag vid Norrbottenskusten

ERIKA FILPPA

Filppa, E., 2012: Identifiering av riskområden där sulfidsediment oxideras till följd avgrundvattensänkning – Fallstudie av fem vattendrag vid Norrbottenskusten. *Examensarbeten i miljövetenskap vid Lunds universitet*. 30 hp.

Sammanfattning: Vattendrag i Norrbottens län drabbas av återkommande episoder med lågt pH och höga metallhalter, vilket på sina håll har resulterat i fiskdöd och överträdelse av gränsvärdet för kadmium i EU:s Ramdirektiv för vatten. Orsaken bakom de här episoderna (ofta kallade surstötar) är att sulfidsediment, som finns under Littorinahavets högsta kustlinje, oxiderar när de utsätts för dikning i jord- och skogsbrukssyften och bildar sura sulfatjordar. Svavelsyra och metaller läcker ut från sura sulfatjordar med dräneringsvattnet till närliggande ytvatten. På uppdrag av Länsstyrelsen i Norrbotten har potentiella riskområden där vattendrag riskerar att påverkas av sura sulfatjordar pekats ut. För att möjliggöra en identifiering av riskområden har en metod baserad på GIS (geografiska informationssystem) utvecklats och kompletterats med vattenmätningar (pH och konduktivitet). GIS-metoden och vattenmätningarna baserades på en fallstudie från fem avrinningsområden i storleksklassen 200-600 km^2; Aleån, Rosån, Alterälven, Altersundet samt Holmsundet. Av de olika avrinningsområdena har Rosån, Altersundet och Holmsundet tidigare drabbats av surstötar. Resultatet visar att sura sulfatjordar förekommer i hela studieområdet. Rosån, Altersundet och Holmsundet har sannolikt den största utbredningen av sura sulfatjordar, vilket kan förklara varför just de påverkas av surstötar. Ytterligare en förklaring kan vara att Aleån och Alterälven har större vattenflöden som möjliggör en större utspädning av svavelsyra och metaller. Vattenmätningarna bekräftar att det förekommer sura sulfatjordar i de fem avrinningsområdena och metoden kan med fördel implementeras för resterande avrinningsområden i Norrbottens län som ligger under Littorinahavets högsta kustlinje. En fortsatt studie bör fokusera på mindre, kustnära vattensystemen (som Holmsundet) då de områdena riskerar att påverkas mest av sura sulfatjordar. Metoden bör ligga till grund för en systematisk kartläggning av sura sulfatjordar och identifieringen av vattendrag i riskområden bör fortlöpa. Resultaten visar att det finns behov av riktlinjer för markanvändning i riskområden för att säkerställa uppfyllnaden av EU:s Ramdirektiv för vatten.

Nyckelord: sulfidsediment, dikning, sur sulfatjord, vattendrag, svavelsyra, metaller, pH, konduktivitet, EU:s Ramdirektiv för vatten, GIS.

Handledare: Dan Hammarlund och Sara Elfvendahl

Identification of areas of risk where sulfide sediments are oxidized due to groundwater drainage – Case study of five streams at the coast of Norrbotten, northern Sweden

ERIKA FILPPA

Filppa, E., 2012: Identification of areas of risk where sulfide sediments are oxidized due to groundwater drainage – Case study of five streams at the coast of Norrbotten, northern Sweden. *Dissertations in Environmental Science at Lund University*. 30 ECTS credits.

Abstract: Streams in Norrbotten County, near the coast of the Gulf of Bothnia in northern Sweden, suffer from recurrent episodes of low pH and high metal concentrations, which have resulted in fish kills and cadmium levels exceeding environmental quality standards defined in the EU Water Framework Directive. The cause of these acid episodes is that sulfide sediments, which are quite common under the highest coastline of the Littorina Sea, form acid sulphate soils when drained for agricultural and forestry purposes. Sulphuric acid and metals are leached from the acid sulphate soils and transported with the drainage water to nearby streams. The study was commissioned by the County Administrative Board in Norrbotten and the aim was to identify potential areas of risk where streams can be affected by acid sulphate soils. In order to identify areas of risk a method based on GIS (geographical information systems) was developed and the method was supported by water measurements (pH and conductivity). The study was based on a case study of five catchment areas in the size range 200-600 km^2; Aleån, Rosån, Alterälven, Altersundet and Holmsundet. Of these catchment areas, Rosån, Altersundet and Holmsundet have previously been affected by acid episodes, while Aleån and Alterälven have not. The results show that acid sulphate soils occur throughout the study area, although, Rosån, Altersundet and Holmsundet probably have the largest proportional distributions of acid sulphate soils, which may explain why they are affected by acid episodes. Another explanation may be that Aleån and Alterälven have greater water flows, resulting in greater dilution of sulfuric acid and metals. The water measurements confirm the existence of acid sulphate soils in the catchment areas, and the method can be advantageously implemented for other areas below the highest coastline of the Littorina Sea. A follow-up study is needed, and it should focus on the smaller, coastal catchment areas (such as Holmsundet) because they are more likely to be affected by acid episodes. A follow-up study should function as a foundation for a systematic mapping of acid sulphate soils, and guidelines for land use should be developed to ensure the fulfilling of the EU Water Framework Directive.

Keywords: sulfide sediments, drainage, acid sulphate soils, streams, sulfuric acid, metals, pH, conductivity, EU Water Framework Directive, GIS.

Supervisors: Dan Hammarlund och Sara Elfvendahl.

Innehållsförteckning

1 Inledning **9**
1.1 Uppdrag och syfte 9
1.2 Målsättning 9
1.3 Områdesbeskrivning 10
1.3.1 Aleån 10
1.3.2 Rosån 10
1.3.3 Alterälven 11
1.3.4 Altersundet 11
1.3.5 Holmsundet 11
2 Bakgrund—sura sulfatjordar **15**
2.1 Definition och karakteristiska drag 15
2.2 Utbredning 15
2.3 Svavel och järn—generella redoxreaktioner och oxidationstillstånd 17
2.4 Bildning av sulfidsediment vid Norrbottenskusten 17
2.5 Oxidation av sulfidsediment 19
2.6 Jordprofil och svavelfraktioner 20
2.7 Lågt pH i jorden och kemisk vittring 21
2.8 Läckage av metaller och svavelsyra till ytvatten 22
3 Metodik och material **23**
3.1 GIS-analys 23
3.2 Vattenmätning (pH och konduktivitet) 25
4 Resultat **26**
4.1 Sura sulfatjordar 26
4.2 pH, konduktivitet och vattenflöde 27
5 Diskussion **36**
5.1 Vattendrag i riskområden vid Norrbottenskusten 36
5.2 Metodutvärdering 38
5.3 Förslag till fortsatta studier 40
6 Slutsats **42**
7 Tack **42**
8 Referenser **43**
Bilaga 1 ..... **49**
Bilaga 2 ..... **53**
Bilaga 3 ..... **56**

1 Inledning

Vattendrag vid Norrbottenskusten har vid flera tillfällen drabbats av episoder med klart, ofärgat vatten. Det klara vattnet har uppvisat ett lågt pH och förhöjda metallhalter och fiskdöd har inträffat i samband med episoderna (ofta kallade surstötar). År 2004 drabbades vattendrag och sjöar norr om Luleå av fiskdöd och orsaken bakom surstöten har visats sig vara sulfidsediment som har oxiderats (se nedan) (Kuriren, 2009). Under år 2004 har flera rapporter inkommit då ovanligt klart vatten har noterats runt om i länet. Klart, ofärgat vatten och fiskdöd är dock inget nytt fenomen i Norrbotten då surstötar kan spåras tillbaka i tiden (Erixon, 2009). Även ett vattendrag norr om Piteå har drabbats av surstötar och blivit tom på fisk (Piteå kommun, 1996-2011; Berglund & Segerstedt, 1997; Erixon, 2009). Episoderna med lågt pH och höga metallhalter är av stor betydelse då transporten av metaller i de kustnära vattendragen i Norrbotten uppskattas överskrida metalltransporten från de stora älvarna i länet, trots att älvarna har mer än 100 gånger större avrinningsområden (Erixon, 2009). Sulfidsedimenten har alltså vid flertalet tillfällen orsakat en försämrad vattenkvalitet i kustnära vattendrag i länet.

I svensk vattenförvaltning sker ett arbete med att förbättra och säkerställa vattenkvaliteten i enighet med EU:s Ramdirektiv för vatten (även kallat vattendirektivet). Målet med vattendirektivet är bland annat att vattenförekomster ska ha god ekologisk status och god kemisk status till år 2015 (Naturvårdsverket, 2007). Vid bedömningen av vattenstatusen används bland annat faktorer så som försurning och vissa prioriterade kemisk ämnen. Bland de prioriterande ämnena återfinns till exempel gränsvärden för metallerna kadmium, bly, kvicksilver och nickel (EUR-Lex, 2012). Naturvårdsverket har vidare tagit fram förslag till gränsvärden för andra förorenade ämnen, exempelvis metallerna krom, zink och koppar (Naturvårdsverket, 2008). För att kunna uppnå god ekologisk och kemisk status har åtgärdsprogram framtagits. I åtgärdsprogrammet (år 2009-2015) har Vattenmyndigheten i Bottenviken (Länsstyrelsen i Norrbotten) angett att det i dagsläget saknas kunskap för at kunna bedöma vilka ytvattenförekomster som kan tänkas påverkas av oxiderade sulfidsediment. Kunskapsuppbyggnad måste därmed till och sulfidsedimenten i länet måste kartläggas med avseende på utbredning och miljöpåverkan (Vattenmyndigheten i Bottenviken, 2010a). Den här studien är en del i den kartläggningen.

1.1 Uppdrag och syfte

Uppdragsgivaren är Länsstyrelsen i Norrbottens län och studien syftar till att uppfylla uppdraget som går ut på att peka ut potentiella riskområden där vattendrag riskerar att påverkas av syresatta sulfidsediment.

1.2 Målsättning

För att kunna peka ut vattendrag som riskerar att påverkas av oxiderade sulfidsediment ska en metod med geografiska informationssystem (GIS) utvecklas. Som ett komplement till GIS-metoden ska vattenmätning (pH och konduktivitet) utföras. GIS-metoden och vattenmätning ska baseras på en fallstudie från avrinningsområdena Aleån, Rosån, Alterälven och Altersundet samt det kustnära vattensystemet Holmsundet. En diskussion om GIS-metodens lämplighet att imple-

menteras på resten av länet ska föras. En litteraturstudie ska ligga till grund för GIS-metoden och ska syfta till att öka förståelsen av problematiken kring oxiderade sulfidsediment. Förslag till fortsatta studier kommer också att diskuteras.

1.3 Områdesbeskrivning

Studieområdet utgörs av fyra avrinningsområden Aleån, Rosån, Alterälven och Altersundet samt det kustnära vattensystemet Holmsundet. Hela studieområdet utgörs av vattendrag som är kustmynnande och studieområdet ligger i Norrbottens län kring Piteå och Luleå (Figur 1). Studieområdet har frusen, snötäckt mark under vintermånaderna och vårfloden inträffar oftast i maj månad. I studieområdet är det känt att Rosån, Altersundet och Holmsundet har påverkats av oxiderade sulfidsediment genom lågt pH och höga metallhalter. Vetskapen om att Rosån, Altersundet och Holmsundet har påverkats av surstötar medan Aleån och Alterälven inte har gjort det kommer at vara till stor hjälp vid metodutvecklingen.

1.3.1 Aleån

Aleåns avrinningsområde (Figur 1 och 2) har en yta på 592 km^2 och ligger till största del i kommunerna Boden och Luleå. Avrinningsområdet består främst av skogsbruk och cirka 3 % av ytan är jordbruksmark, vars främsta lokalisering är längs med Aleån. Avrinningsområdets vattendrag har en total flödessträcka på cirka 280 km, varav Aleån är det största vattendraget. Aleån rinner genom hela avrinningsområdet och får tillmynnande vatten från bland annat Kvarnbäcken. Aleån mynnar slutligen i havet i Ersnäsfjärden vid Ersnäs söder om Luleå (Vattenmyndigheten i Bottenviken, 2010b; GIS-skikt från Jordbruksverket, Lantmäteriet och Sveriges meterologiska och hydrologiska institut (SMHI)). Aleån ingår i den regionala miljöövervakningen av flodmynningar sedan år 2010 och vattenkemin mäts i mynningen cirka 16 gånger per år. Hittills har ingen episod med lågt pH och höga metallhalter uppmärksammats för Aleån (Sveriges lantbruksuniversitet, 2012).

1.3.2 Rosån

Rosåns avrinningsområde (Figur 1 och 2) har en yta på 197 km^2 och ligger till största delen i Piteå kommun. Avrinningsområdets yta består i huvudsak av skogsbruk och cirka 5 % av ytan utgörs av jordbruksmark som huvudsakligen ligger längs med Rosån, som är det största vattendraget och mynnar i Brändöfjärden vid Rosvik norr om Piteå. Rosån rinner genom hela avrinningsområdet och får tillflödande vatten från bland annat Lillån (norra, som rinner ut vid Sjulsmark) och Lillån (södra). Flödessträckan för avrinningsområdets vattendrag är cirka 125 km (Vattenmyndigheten i Bottenviken, 2010b; GIS-skikt från Jordbruksverket, Lantmäteriet och SMHI). Även Rosån ingår i den regionala miljöövervakningen sedan år 2009. Från och med år 2009 har ingen surstöt noterats för Rosån, dock har Piteå kommun uppmätt surstötar i Rosån år 1996 och 2003. I samband med surstötarna har Rosån blivit tom på fisk (Piteå kommun, 1996-2011; Berglund & Segerstedt, 1997; Erixon, 2009).

1.3.3 Alterälven

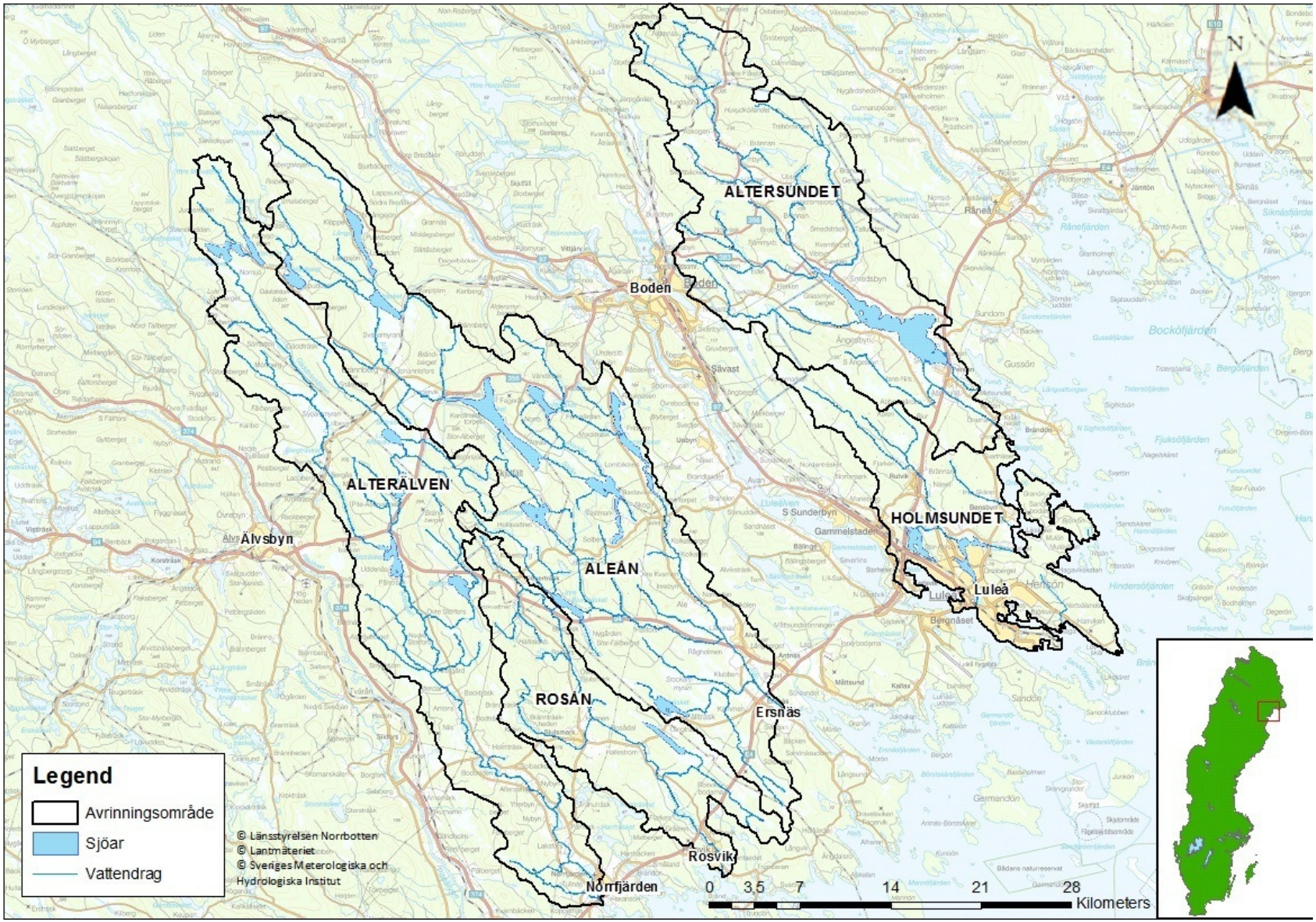
Alterälvens avrinningsområde (Figur 1 och 2) har en yta på 459 km^2 och avrinningsområdet ligger till största delen i kommunerna Piteå, Boden och Älvsbyn. Avrinningsområdet består främst av skogsbruk och cirka 3 % av ytan utgörs av jordbruksmark, främst längs med Alterälven. Avrinningsområdets vattendrag har en flödessträcka på cirka 217 km där Alterälven är det största vattendraget. Alterälven mynnar i Håkansöfjärden vid Norrfjärden norr om Piteå (Vattenmyndigheten i Bottenviken, 2010b; GIS-skikt från Jordbruksverket, Lantmäteriet och SMHI). Alterälven har provtagits inom den regionala miljöövervakningen av flodmynningar sedan år 1974 och hittills har ingen surstöt noterats (Sveriges lantbruksuniversitet, 2012).

1.3.4 Altersundet

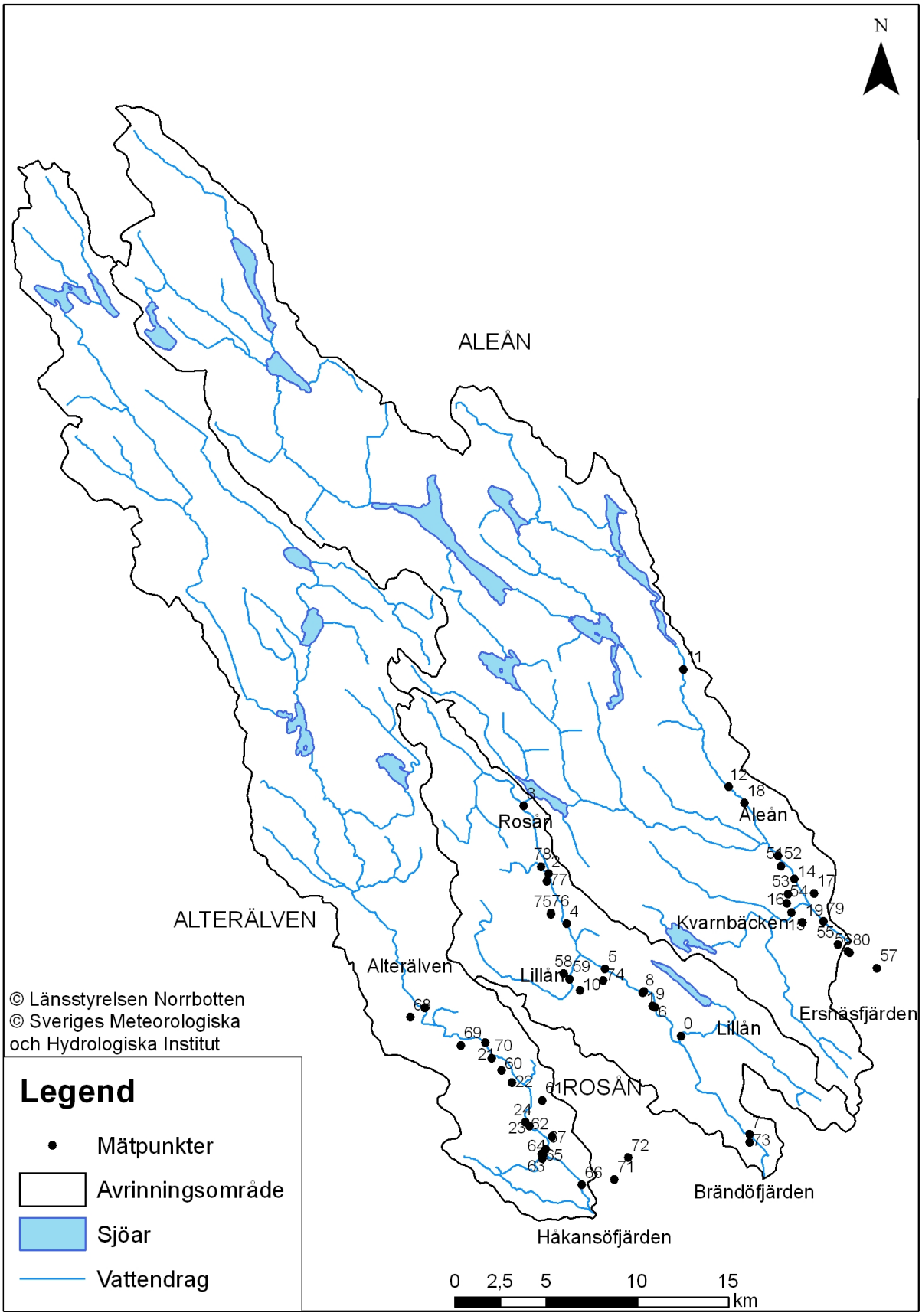
Altersundets avrinningsområde (Figur 1 och 3) har en yta på 403 km^2. Avrinningsområdet ligger i kommunerna Boden och Luleå, och består till största de av skogsbruk. Ungefär 7 % av avrinningsområdet utgörs av jordbruksmark, som främst är lokaliserat i anslutning till Persöfjärden och Brobyån. Persöfjärden är en sjö (med en yta på cirka 15 km^2) som får vatten från Brobyån, Kvarnån, Lörbäcken och Flarkån. Persöfjärden har två utlopp: Metsundet till Furufjärden som mynnar i Björköfjörden samt Altersundet som också mynnar i Björköfjärden norr om Luleå. Altersundet får vatten från bland annat Blötlandsgraven. Vattendragen i avrinningsområdet har en flödessträcka på ungefär 201 km (Vattenmyndigheten i Bottenviken, 2010b; GIS-skikt från Jordbruksverket, Lantmäteriet och SMHI). Altersundet ingår sedan år 2009 i den regionala miljöövervakningen, dock har ingen surstöt noterats sedan dess. År 2004 uppmärksammades dock en surstöt i Altersundet som resulterade i fiskdöd (Erixon, 2009).

1.3.5 Holmsundet

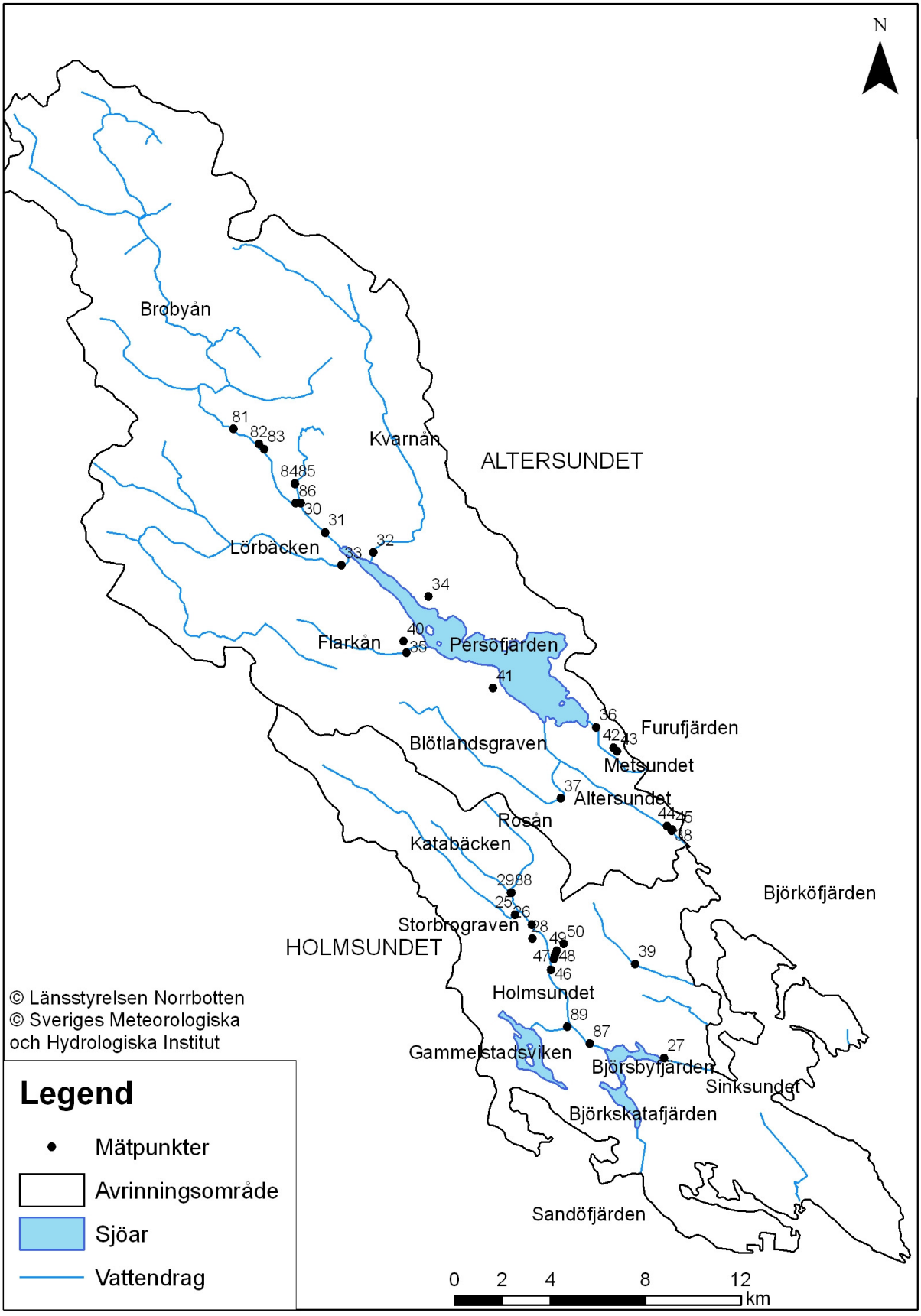
Norr om Luleå ligger ett fjärdsystem som benämns Luleå innerfjärdar (Figur 1 och 3). För 500 år sedan var Luleå innerfjärdar en öppen havsvik. Till följd av landhöjningen har fjärdarna blivit mer eller mindre avsnörda bassänger (Erixon, 1996). Gammelstadsviken är den fjärd som ligger längst bort från kusten och är numera helt avsnörd från havet. Björsbyfjärden, som ligger närmare kusten, får sitt huvudsakliga inflöde från Holmsundet. Från Björsbyfjärden flödar vattnet till Sinksundet och vidare till ytterligare några fjärdar innan det mynnar i Björköfjärden (Erixson, 2009). Ytterligare ett utlopp går från Björsbyfjärden via Björkskatafjärden och ut i Sandöfjärden vid Luleå. Vattendragen Storbrobäcken och Katabäcken går ihop till Holmsundet, som tillsammans avvattnar en yta på cirka 217 km^2. Den avvattnade ytan består av cirka 3 % jordbruksmark, som främst är lokaliserade i anslutning till Holmsundet (Vattenmyndigheten i Bottenviken, 2010b; GIS-skikt från Jordbruksverket, Lantmäteriet och SMHI). Holmsundet har provtagits flitigt av Luleå kommun och flera episoder med lågt pH och höga metallhalter har noterats. Episoderna har skett år 1990-1991, 1996, 2003-2004 och fiskdöd har inträffat (Erixon, 2009).



Figur 1. I studieområdet ingår avrinningsområdena Aleån, Rosån, Alterälven och Altersundet samt vattensystemet Holmsundet. Studieområdet ligger i Norrbottens län.



Figur 2. Områdesbeskrivning av Aleån, Rosån och Alterälven. Mätpunkter för vattenmätning (pH och konduktivitet) som har utförts vid två mättillfällen.



Figur 3. Områdesbeskrivning av Altersundet och Holmsundet. Mätpunkter för vattenmätning (pH och konduktivitet) som har utförts vid två mättillfällen.

2 Bakgrund – sura sulfatjordar

2.1 Definition och karakteristiska drag

Fitzpatrick et al. (1998) menar att *sura sulfatjordar* är sulfidsediment, skapade i havsmiljö, som har oxiderats i kontakt med syrgas (se nedan). Vid kontakt med syrgas bildas svavelsyra, som orsakar extremt sura förhållanden i jorden. För att klassas som sura sulfatjordar måste jorden ha pH lägre än 3,5.

Den vanligaste förekommande sulfiden i sulfidsediment är järnsulfiden pyrit (FeS_2), vilken är den mest termodynamiska järnsulfiden (Berner, 1984). Lax och Sohlenius (2006) menar att sulfidsediment i Norrbotten dock består av betydande mängder järnmonosulfid (FeS), som färgar sulfidsedimenten svarta (Figur 4 och 5). Sulfidsedimenten i Norrbotten har därför gått under namnet *svartmocka*. Den svarta färgen försvinner dock vid oxidation och efterlämnar gråa sulfatjordar (Figur 8). Sura sulfatjordar karakterisertas av lodräta sprickor med rödbruna järnutfällningar som ofta sträcker sig ned till grundvattnet. I anslutning till sprickorna förekommer ibland blekgula fällningar. Sprickorna bildas genom att sulfidsedimenten krymper och spricker vid torrläggning (Sohlenius, 2011).

2.2 Utbredning

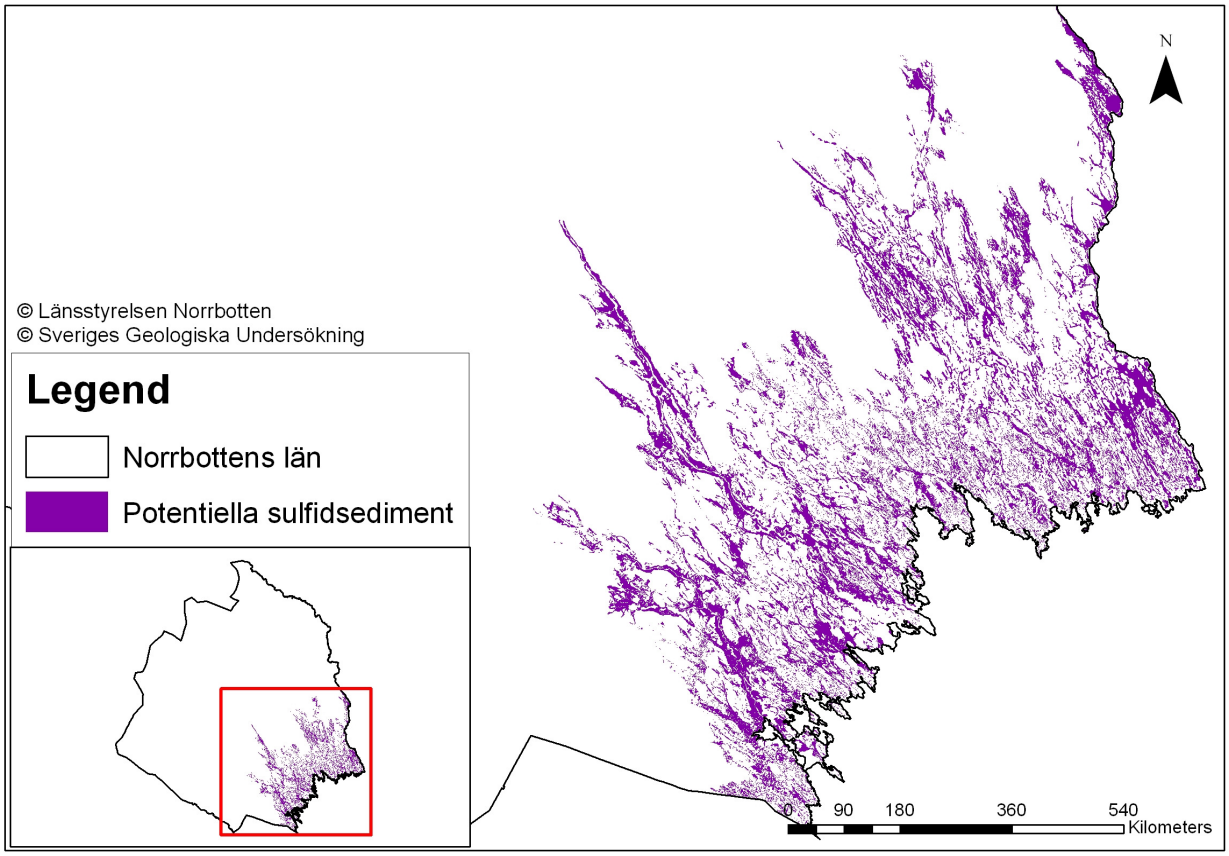
Uppskattningsvis finns det cirka 170 000 km^2 sura sulfatjordar världen över (Adriesse & van Mensvoort, 2006) och fenomenet är vanligt i sydöstra Asien, sydöstra USA, Australien samt västra Afrika (Brady & Weil, 2003). I Europa är utbredningen begränsas främst till Finland (cirka 1 600 km^2) (Adriesse & van Mensvoort, 2006) och Sverige (cirka 1 400 km^2) (Öborn, 1989). Uppskattningarna för Finland och Sverige baseras uteslutande på jordbruksmark och ytan sura sulfatjordar motsvarar 7 % respektive 5 % av den totala jordbruksarealen. Hittills har inga försök gjorts för att uppskatta ytan sura sulfatjordar i skogsbruksmark (Sohlenius, 2011).

I Sverige har ingen systematisk kartläggning av sura sulfatjordar gjorts. Den enda kunskap som idag finns är var i Sverige sulfidsediment kan förekomma; nämligen i områden som har legat under Littorinahavets högsta kustlinje (se nedan). Det står dock klart att den främsta utbredningen av sulfidsediment finns längs med kusten vid Bottenhavet och Bottenviken. Det förekommer även sulfidsediment i södra Sverige, bland annat i området kring Mälaren (Eriksson, et al. 2005; Sohlenius, 2011). Sulfider kan förekomma i finkorniga sediment så som silt- och lerjordar. I Norrbotten finns silt- och lerjordar främst i anslutning till kusten och sedimenten följer även älvarnas dalgångar inåt land (Figur 6). Sulfidsediment kan överlagras av yngre jordarter så som svallssand, älvsediment och torv (Fromm, 1965; Lax & Sohlenius, 2006). Ge-

Figur 4. Sulfidsediment i Altersundets avrinningsområde. Den svarta färgen tyder på att det är järnmonosulfid, FeS. Foto: Erika Filppa.

Figur 5. Sulfidsediment från Västerbotten. Järnmonosulfid, FeS, ger sedimenten en karakteristisk svart färg. Foto: Gustav Sohlenius.

nerellt gäller att ju närmare dagens kust de finkorniga sedimenten förekommer desto mer sulfider kan tänkas finns i sedimenten. Anledningen är att sediment nära dagens kustlinje har bildats på större havsdjup, vilket innebär ökad risk för anoxiska förhållanden (se nedan) som krävs för att sulfider ska bildas (Gustav Sohlenius, personlig kontakt, 28 februari 2012). I Norrbotten har sulfidsediment påträffats vid olika lokaler i närheten av Pite älv, Lule älv, Råne älv, Kalix älv och Torne älv (Wiklander et al., 1950a, 1950b; Fromm, 1965; Georgala, 1980; Öborn, 1994; Öborn & Berggren, 1995).



Figur 6. Utbredning av potentiella sulfidsediment i Norrbottens län. Sedimenten utgörs av silt och lera samt silt och lera som överlagras av torv och sand (efter SGU, 1999, Jordartskartan serie Ak).

2.3 Svavel och järn – generella redoxreaktioner och oxidationstillstånd

Enligt Brady och Weil (2003) består järnsulfider av grundämnena järn och svavel, vilket gör sulfider känsliga för redoxreaktioner. I redoxreaktioner ingår två ämnen, varav det ena genomgår oxidation (avger elektroner) och det andra genomgår reduktion (tar emot elektroner). Substanser som genomgår reduktion är oxidationsmedel och substanser som genomgår oxidation är reduktionsmedel. Syrgas är ett exempel på ett starkt oxidationsmedel, som snabbt och enkelt tar emot elektroner från andra ämnen. Jordens redoxpotential, som avgör om ämnen förekommer i oxiderad eller reducerad form, beror av tillgången på oxidationsmedel (till exempel syrgas) och pH. Generellt stiger redoxpotentialen i jorden när syrgashalten ökar eller när pH sjunker, det vill säga mer oxiderande förhållanden uppstår. När redoxpotentialen är låg och all syrgas har reducerats till vatten är andra oxidationsmedel viktiga, till exempel oxiderad form av svavel.

Svavel förekommer i olika former i naturen med olika oxidationstillstånd (Madigan et al., 2009). Svavel kan bland annat förekomma i reducerad form som sulfid (S^{2-}), med oxidationstillståndet -2. Svavel kan också förekomma som elementärt svavel (S^0), och saknar då laddning. När svavel är som mest oxiderat förekommer det som sulfat (SO_4^{2-}), med oxidationstillståndet +6. Elementärt svavel och sulfid oxideras i kontakt med syrgas och bildar sulfat. I syrefria, reducerande miljöer kan mikroorganismer använda sulfat som oxidationsmedel för nedbrytningen av organiskt material. Produkten av sulfatreduktion är sulfiden svavelväte (H_2S) (Madigan et al., 2009).

Järn förekommer i två olika oxidationstillstånd i naturen: +2 och +3. Järn uppträder i tvåvärd form (Fe(II) eller Fe^{2+}) när jorden har låg redoxpotential. Har jorden däremot hög redoxpotential förekommer järn i trevärd form (Fe(III) eller Fe^{3+}) (Brady & Weil, 2003). Fe^{2+} oxiderar kemiskt eller biologiskt till Fe^{3+}. Det är bara oxidationsmedlet syrgas som kan oxidera Fe^{2+} till Fe^{3+}. Produkten Fe^{3+} fälls i sin tur ut som järnoxider och järnhydroxider (hydrolyserad form av järnoxid) i jorden (Madigan et al., 2009).

2.4 Bildning av sulfidsediment vid Norrbottenskusten

Sulfidsedimenten i Norrbotten har bildats som ett resultat av en samverkan mellan den isostatiska landhöjningen och den eustatiska havsnivåhöjningen sedan den senaste istiden. I södra Sverige resulterade havsnivåhöjningen i en förbindelse mellan världshaven och dåtidens Östersjön (Ancylussjön) via de danska sunden för cirka 9 800 år sedan (Lundqvist et al., 2011). Följden av förbindelsen blev att saltvatten strömmade in i Östersjön och saltvattensnäckan *Littorina littorea* vandrade hela vägen upp till Bottenviken. Snäckan gav namnet Littorinahavet till brackvattenhavet som uppstod. Littorinahavets högsta kustlinje stod cirka 120 meter högre än dagens kustlinje i mellersta Norrland (Fromm, 1953). I norra Sverige resulterade landhöjningen i en torrläggning av sulfidsedimenten bildade på Littorinahavets botten (red. Åkerblom, 1978). Idag är landhöjningen cirka 8 mm per år utanför Norrbottenskusten (Lundqvist et al., 2011).

Förhållandena som rådde i Littorinahavet var gynnsamma för sulfidbildning, främst i Bottenviken. Litorinhavet hade en brackvattenmiljö med riklig förekomst av sulfatjoner (SO_4^{2-})

(Eriksson et al., 2005; Pient, 2006). Klimatet var dessutom varmare under Littorinatiden jämfört med idag (Fromm, 1953), vilket främjade tillgången på organiskt material i form av alger (Öborn, 1994). Tillgången på organiskt material gjorde botten på Littorinahavet anoxisk då mikroorganismer hade förbrukat syrgas vid nedbrytningen av organiskt material. De anoxiska förhållandena kunde dessutom bevaras till följd av en stabil salthaltskiktning i Bottenviken (Georgala, 1980). I de anoxiska sedimenten använde sulfatreducerande bakterier sulfat som oxidationsmedel vid nedbrytning av organiskt material (Berner, 1984).

Sulfatreducerande bakterier är ett samlingsnamn för obligat anaeroba bakterier som frekvent förekommer i bland annat havsmiljöer (Pient, 2006). Sulfatreducerande bakterier utvinner energi genom sulfatreduktion och oxidation av organiskt material (Berner, 1984), vilket kan beskrivas genom en förenklad reaktion (Reaktion 1). Sulfidprodukten svavelväte är pH-beroende och förekommer som H_2S vid pH <7 och som HS^- och S^{2-} vid pH >7 (Madigan et al., 2009).

$$2CH_2O + SO_4^{2-} \rightarrow H_2S + 2HCO_3^- \qquad \text{(Reaktion 1)}$$

Svavelväte kan reagera med järn i sedimenten och bilda den stabila, olösliga järnsulfiden pyrit (FeS_2), men pyrit är inte den primära produkten då bildningen av pyrit sker i ett antal reaktionssteg. Det första steget i pyritbildning är att svavelväte reagerar med Fe^{2+} och bildar järnmonosulfid (FeS) (Berner, 1984). Bildningen av FeS kan, enligt Rickard (1995), ske genom två konkurrerande reaktioner (Reaktion 2 och 3).

$$Fe^{2+} + H_2S \rightarrow FeS + 2H^+ \qquad \text{(Reaktion 2)}$$

$$Fe^{2+} + HS^- \rightarrow Fe(SH)_2 \rightarrow FeS + H_2S \qquad \text{(Reaktion 3)}$$

I Reaktion 2 sker en direktreaktion från svavelväte till FeS. I Reaktion 3 sker däremot bildningen av FeS i två steg. Först bildas den intermediära produkten $Fe(SH)_2$ som genom kondensation återskapar lösligt svavelväte, som kan användas till ytterligare produktion av FeS eller för vidarereaktion av FeS (Reaktion 4). Bildningen av FeS är bara en av många reaktioner som den intermediära produkten $Fe(SH)_2$ kan genomgå (Rickard, 1995).

Den termodynamiskt stabila järnsulfiden pyrit kan, enligt Rickard (1997) samt Rickard och Luther (1997), bildas när FeS reagerar med svavelväte i sedimenten. Vid bildningen av pyrit kommer FeS att oxideras och svavelväte reduceras (Reaktion 4). Enligt Rickard (1975) och Butler et al. (2004) kan pyrit även bildas genom reaktion med elementärt svavel som kommer från polysulfid (S_n^{2-}) (Reaktion 5).

$$FeS + H_2S \rightarrow FeS_2 + H_2 \qquad \text{(Reaktion 4)}$$

$$FeS + S_n^{2-} \rightarrow FeS_2 + S_{n-1}^{2-} \qquad \text{(Reaktion 5)}$$

Som nämnts tidigare består sulfidsedimenten i Norrbotten av en betydande mängde FeS, vilket betyder att FeS inte har ombildats till den mest termodynamiska järnsulfiden pyrit. Orsaken till att en betydande mängd FeS har bevarats i sedimenten är inte klarlagd. Boman (2008) argumenterar för att FeS kan ha bevarats till följd av bland annat brist på SO_4^{2-} och överskott på Fe^{2+}. Vattnet i Bottenhavet och Bottenviken har en hög järn/sulfat-kvot, vilket troligen har gynnat bildningen av FeS (Reaktion 2 och 3) framför bildning av pyrit (Reaktion 4 och 5).

2.5 Oxidation av sulfidsediment

Järnsulfiderna som har bildats på botten av Littorinahavet har höjts ovanför havsytan till följd av landhöjningen. När sulfidsedimenten torrläggs bildas ett skyddande torvtäcke ovanpå dem. Torvtäcket bibehåller fuktigheten i sedimenten och skyddar dem till viss del från att komma i kontakt med syrgas (Sohlenius, 2011; Österholm, 2005). Boman et al. (2010) och Österholm (2005) menar att det skyddande torvtäcket innebär att sulfidsedimenten inte oxideras och utvecklas till sura sulfatjordar. Österholm (2005) menar att det krävs att sulfidsedimenten dikas på antropogen väg för att en sur sulfatjord ska bildas. Boman et al. (2010) har till exempel funnit att en jordprofil som hade dränerats artificiellt (dikesdjup är cirka 2 meter) under cirka 40 år hade utvecklats till en sur sulfatjord med en mäktighet på cirka 1,9 meter, vilket kan jämföras med en jord från samma lokal som endast hade dränerats på naturlig väg under cirka 30 år och inte utvecklats till en sur sulfatjord. Enligt Boman et al. (2008) är det dräneringsdjupet som avgör hur mäktig en sur sulfatjord blir.

Anledningen till att sulfidsediment dräneras artificiellt är att de utgör potentiellt produktiva jordbruksmarker och skogsbruksmarker, samtidigt som de består av silt och lera, och därmed har en dålig självdränering. Syftet med dränering är att leda bort vatten från jorden och sänka grundvattenytan (Naturvårdsverket, 2009), vilket görs genom grävning av djupa diken till större djup än den ursprungliga grundvattenytan (Brady & Weil, 2003). Det är inte bara nya diken som konstrueras, även gamla diken rensas och görs djupare (så kallad kompletteringsdikning) (Naturvårdsverket, 2009). Idag är det dock vanligt att inom jordbruket övergå från öppna dikessystem till täckdikning (Sundström, 2005). Täckdikning utförs genom att underjordiska rör placeras under grundvattenytan och vatten leds snabbt bort via rören. Täckdikning syns inte från markytan (Brady & Weil, 2003). Täckdikning innebär många fördelar för jordbruket, bland annat att vattnet snabbt kan dräneras bort under våren och fälten kan sås tidigare (Österholm & Rosendahl, 2012), samt att surt kapillärvatten (se nedan) förhindras att sugas upp i odlingsskiktet under torra perioder. Rören i täckdiken placeras ofta på större djup än vad de öppna dikena ligger på, vilket innebär att mäktigare sura sulfatjordar kan bildas (Sundström, 2005).

Järnsulfider oxiderar vid kontakt med syrgas och järnsulfiden FeS oxiderar lättare än pyrit (Eriksson et al., 2005). Vid oxidation av FeS och pyrit bildas först elementärt svavel (Wiklander, 1950b; Moses et al., 1987), vilket i sin tur oxideras och bildar svavelsyra (H_2SO_4) (sulfat och vätejoner) som sänker jordens pH (Wiklander et al., 1950b). De övergripande oxidationsreaktionerna av FeS (Reaktion 6) och pyrit (Reaktion 7) beskrivs av Boman et al. (2008).

$$8FeS + 18O_2 + 20H_2O \rightarrow 8Fe(OH)_3 + 16H^+ + 8SO_4^{2-} \quad \text{(Reaktion 6)}$$

$$4FeS_2 + 15O_2 + 14H_2O \rightarrow 4Fe(OH)_3 + 16H^+ + 8SO_4^{2-}$$ (Reaktion 7)

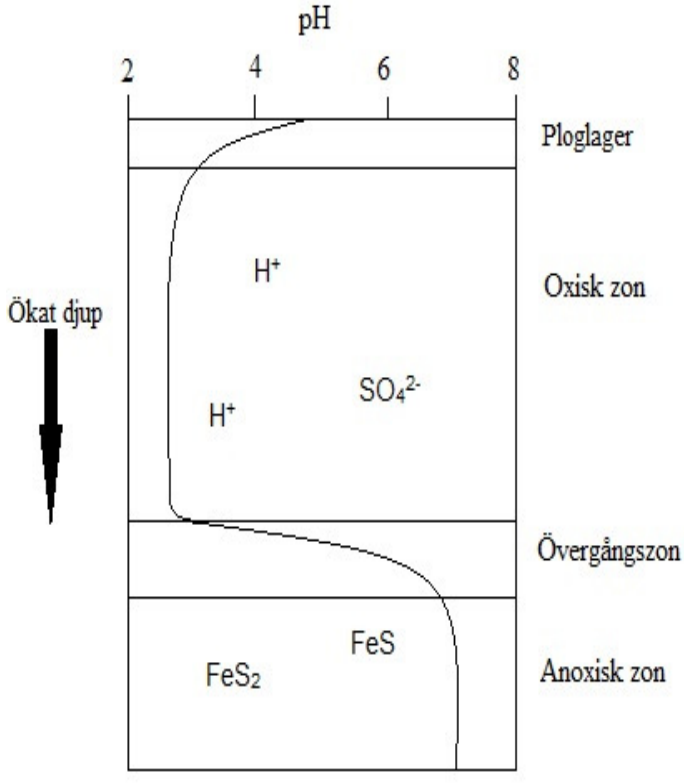
Förutom svavelsyra bildas även järnutfällningar i form av järnoxid och järnhydroxid vid järnsulfidoxidation (Wiklander et al., 1950b; Moses et al., 1987). Järnutfällningar har till exempel påträffats i sura sulfatjordar av Sohlenius och Öborn (2004).

Förutom syrgas kan även Fe^{3+} oxidera pyrit när jordens pH sjunker under 4,5 (Reaktion 8). Även vid oxidation med Fe^{3+} bildas svavelsyra (Moses et al., 1987).

$$FeS_2 + 14Fe^{3+} + 8H_2O \rightarrow 15Fe^{2+} + 16H^+ + 2SO_4^{2-}$$ (Reaktion 8)

2.6 Jordprofil och svavelfraktioner

Sura sulfatjordar kan, enligt Vägverket (2007), indelas i tre zoner: en övre zon med hög redoxpotential, en undre zon med låg redoxpotential samt en övergångszon som skiljer de förstnämnda zonerna åt. Zonen med hög redoxpotential är oxisk och det är den zonen som benämns sur sulfatjord då pH understiger 3,5. Zonen med låg redoxpotential är vattenmättad och anoxisk med ett neutralt pH (Figur 7). Övergångszonen utgör zonen i jordprofilen som influeras av grundvattenytan: den övre gränsen markerar grundvattenytans maximala nivå och den undre gränsen visar grundvattenytans minimala nivå. I övergångszonen råder variation mellan oxiska och anoxiska förhållanden.



Figur 7. Profil av en sur sulfatjord. Den främsta svavelfraktionen i den oxiderande zonen är svavelsyra och i den anoxiska zonen dominerar järnsulfider. pH är relativt högt i ploglagret eftersom den sura jorden kalkas. I den oxiderande zonen är pH under 3,5 för att klassas som en sur sulfatjord. I den anoxiska zonen är sulfidsedimenten intakta och pH är neutralt (efter Åström, 1996, s. 14; Boman et al., 2008).

Den totala svavelhalten (summan av samtliga svavelfraktioner) är högre i sulfidsediment jämfört med övriga sulfidfria silt-/lersediment. En hög svavelhalt krävs för att sulfidsediment ska bilda sura sulfatjordar (Figur 8) (Österholm & Åström, 2002). Gustav Sohlenius (personlig kontakt, 17 april 2012) menar att den totala svavelhalten i sulfidsediment i Öjebyn (Piteå) är cirka 2 % av torrvikten, jämfört med <0,05 % i silt-/lersediment som saknar sulfider (Sohlenius & Öborn, 2004). Svavel uppträder som sulfid (främst FeS och FeS_2) i den undre vattenmättade zonen och som sulfat (svavelsyra) i den oxiska zonen (produkt av järnsulfidoxidation, Reaktion 6, 7 och 8). I den övre zonen finns en liten

andel elementärt svavel (också produkt av järnsulfidoxidation), som dock begränsas av svavelreducerande bakterier som reducerar elementärt svavel till sulfat (Boman et al., 2008). Den totala svavelhalten är markant lägre i den oxiderande delen av jorden än i den reducerande delen, vilket beror på att svavel i form av sulfat (svavelsyra) läcker ut med dräneringsvattnet från den övre oxiska zonen (Åström, 1998). Sulfat som sköljs ned i jordprofilen kan till liten del anrikas i övergångszonen. Anrikningen beror på nybildning av sekundär pyrit i kontakt med FeS (Reaktion 2 och 3). Till följd av sekundär pyritbildning kan pyrit vara den dominerande svavelfraktionen i övergångszonen, som kan ha lite FeS till följd av oxidation orsakad av grundvattenytans fluktuationer (Boman et al., 2008).

2.7 Lågt pH i jorden och kemisk vittring

Svavelsyran som bildas när sulfidsedimenten oxideras i kontakt med syrgas (Reaktion 6, 7 och 8) gör jorden sur. Det bildas 1 mol svavelsyra för varje mol svavel som oxideras och varje mol svavelsyra bildar 2 mol H^+ (Brady & Weil, 2003) genom protolys. Svavelsyra är en stark syra eftersom den protolyseras i stor utsträckning (McBride, 1994). Vätejonerna gör jorden sur och flera studier har påvisat pH kring 3 (till exempel Sohlenius & Öborn, 2004; Öborn, 1989; Nordmyr et al., 2006; Boman et al., 2008). I Norrbotten vid Lule älv har pH 2,7 påträffats i en sur sulfatjord (Wiklander et al., 1950a).

Figur 8. Jordprofil av en sur sulfatjord i Västerbotten. I den nedre delen av jordprofilen är sulfidsedimenten intakta och sedimenten färgas svarta av järnmonosulfid, FeS. I den övre delen av jordprofilen har järnsulfiderna oxiderats till svavelsyra och järnutfällningar har bildats. Foto: Gustav Sohlenius.

Lågt pH i en sur sulfatjord resulterar i en intensifierad kemisk vittring (Sohlenius, 2011). Under den kemiska vittringen byter vätejoner plats med metaller i jordens mineraler (främst silikater), vilket får mineralens bindningar att brytas och det resulterar i att metaller mobiliseras i jorden. Ju lägre pH jorden har, desto intensivare är den kemiska vittringen (McBride, 1994) och desto mer mobiliserade metaller finns i jorden (Sohlenius & Öborn, 2004).

Metallerna som mobiliseras i sura sulfatjordar härrör inte enbart från vittringen av jordens mineraler, utan

en del av metallerna har sitt ursprung i sulfiderna. Sulfiderna består nämligen inte enbart av metallen järn, utan andra metaller kan finnas inneslutna i sulfiderna eller utgöra sulfiden helt på egen hand utan järn. Metaller som utgör sulfider eller som finns inneslutna i järnsulfider är bland annat kobolt, nickel, koppar och mangan (Morse & Luther, 1999; Morse & Arakaki, 1993; Sohlenius & Öborn, 2004).

2.8 Läckage av svavelsyra och metaller till ytvatten

Uppkomsten av svavelsyra och mobiliseringen av metaller i sura sulfatjordar sker främst under sommarmånaderna, då hög marktemperatur och djupt liggande grundvattenyta stimulerar oxidationen av järnsulfider (Åström, 2001a) och vittringen av jordens mineraler (McBride, 1994). Erixon (2009) har funnit en stark koppling mellan torra somrar med låga grundvattennivåer och surstötar i Holmsundet som har inträffat under följande höst eller vår när regn- och smältvatten har sköljt igenom jorden. När varma, torra sommarmånader efterföljs av regniga höstar eller efter kraftig snösmältning på våren sköljs just jorden igenom och svavelsyra och metaller transporteras ned till grundvattenytan i övergångszonen (Figur 7) (Åström, 2001a). Transporten av svavelsyra och metaller ned till grundvattnet sker snabbt då vattnet transporteras genom sprickor i den sura sulfatjorden (Sohlenius & Öbron, 2004). När svavelsyran och metallerna når grundvattenytan sköljs de ut med dräneringsvattnet till närliggande ytvatten (Åström, 1998). Dräneringsvattnet som sköljer ut svavelsyra och metaller uppvisar ofta ett pH kring 0,5-2 (Brady & Weil, 2003). Episoder med surt dräneringsvatten med höga metallhalter som når ytvatten uppstår varje gång perioder av torka ersätts med genomspolning av jorden (så kallad surstöt) (Edén et al., 1999; Åström, 2001a). Dräneringsvattnet har en försurande effekt på recipienten och Naturvårdsverket (2000) bedömer att ytvatten med pH ≤5,6 har tillståndet *mycket surt* (sämsta tillståndsklassen på en femgradig skala).

En mängd studier har visat att de metaller som mobiliseras och läcker från sura sulfatjordar till ytvatten utgörs av bland annat: kobolt, kadmium, zink, nickel, koppar, aluminium, krom och lantan (Lax & Sohlenius, 2006; Nyberg et al., 2012; Roos & Åström, 2005; Sohlenius & Öborn, 2004; Åström, 1998; Åström, 2001a; Åström, 2001b; Åström & Björklund, 1997; Åström & Corin, 2000). Metalläckaget från sura sulfatjordar resulterar i att ytvatten får en förhöjd konduktivitet (Åström & Björklund, 1996). Konduktivitet är ett mått på vattnets elektrolytiska ledningsförmåga och ger en uppfattning om halten av lösta joner (till exempel sulfat, baskatjoner och diverse tungmetaller) i vattnet (Naturvårdsverket, 1999). Då vattendrag får ett tillskott av vätejoner och sulfatjoner (svavelsyra) samt metaller i samband med surstötar förväntas ett negativt samband mellan pH och konduktivitet i vattendraget. Anledningen är att vätejonerna ger vattnet ett lågt pH och sulfat och metaller ger vattnet en hög konduktivitet. Ett negativt samband innebär att när pH är som lägst är konduktiviteten som högst. Vattendrag som får vatten från sura sulfatjordar kan dock uppvisa hög konduktivitet samtidigt som pH är nära neutralt då H^+ kan buffras i vattnet (Roos & Åström, 2005). Det är därför viktigt att komplettera pH-mätningar med konduktivitetsmätningar vid kontroll av sura sulfatjordars påverka på ytvatten.

Den främsta metallen i sulfider är järn, varför ett stort läckage av järn från sura sulfatjordar är förväntat. Dock läcker järn i en begränsad utsträckning från sura sulfatjordar. Eriksson et al.

(2005) menar att förklaringen till det minimala läckaget av järn är att järnoxider och järnhydroxider bildas vid oxidation av sulfider. Järnoxider och järnhydroxider är svårlösliga och löses först upp vid pH under 3,0. Vid kraftigt sura förhållanden kan alltså järn påträffas i ytvatten som avvattnar sura sulfatjordar (Figur 11) (Fältmarsch et al., 2008; Boman et al., 2010). Enligt Eriksson et al. (2005) bildar även aluminium oxider och hydroxider i jorden. Aluminiumoxider och aluminiumhydroxider är dock mer lättlösliga än järnutfällningar, varav Al^{3+} mobiliseras i jorden i större utsträckning än järn. Aluminium läcker därmed från sura sulfatjordar till närliggande ytvatten (Figur 11) (Fältmarsch et al., 2008).

Det uppstår inget läckage av svavelsyra eller metaller från sulfidsediment som endast dräneras på naturlig väg genom landhöjningen. Det sker en viss oxidation i de översta decimetrarna av jorden, dock transporteras svavelsyran och metallerna ned till grundvattenytan där sulfat åter reduceras och bildar sekundär pyrit (Reaktion 2 och 3) och metallerna anrikas i övergångszonen. Ingen vidaretransport av svavelsyra och metaller sker eftersom grundvattnet inte dräneras (Boman et al., 2010).

3 Metodik och material

3.1 GIS-analys

Med hjälp av GIS utreddes var sura sulfatjordar förekommer i studieområdet. Programvaran som användes var ArcGIS. Skikt som användes vid GIS-analysen beskrivs i Tabell 1.

Polygoner med dikning (grundvattensänkning) för skogsbruk digitaliserades utifrån granskning av ortofoton (flygfoton, med upplösning 1,0×1,0 meter och 0,5×0,5 meter) (Figur 9). Till hjälp vid digitaliseringen användes skikt med sankmarkspolygoner och fastighetskartans hydrografi för att lättare urskilja diken. Skiktet med skogsbruksdikning slogs samman med skiktet med jordbrukspolygoner (jordbruksblock), som kompletterades utifrån ortofotona (jordbruksfält som saknades i skiktet lades till). Samtliga jordbruksfält i arbetsområdet togs med för att innefatta täckdikning som inte syns på ortofoton. Sammanslagningen resulterade i ett skikt med all dikning för jordbruk och skogsbruk i studieområdet.

Figur 9. Exempel på hur digitaliseringen av dikesområden genomfördes. Upplösningen på ortofotot är 0,5×0,5 meter.

Sulfidsediment som ligger nära markytan (det vill säga inte överlagras av mäktiga lager med torv eller sand) löper större risk för att oxidera vid markanvändning så som dikning (Jord- & skogsbruksministeriet, 2011). Sulfidsediment nära kusten löper också större risk att bilda sura sulfatjordar eftersom sulfidsediment nära kusten har bildats på

djupare havsbotten. Med anledning av det har sex riskklasser för potentiella sulfidsediment (Figur 6) skapats på inrådan av Gustav Sohlenius (personlig kontakt, 28 februari 2012). ”Risk” innebär att sedimenten innehåller sulfider och riskerar att bilda sura sulfatjordar vid markanvändningsåtgärder så som dikning. Riskklass 1 utgör den största risken och riskklass 6 utgör den minsta risken. Sediment som utgörs av riskklass 1 löper därmed den största risken att bilda sura sulfatjordar och orsaka läckage av svavelsyra och metaller. Riskklasserna som skapades för skikt med potentiella sulfidsediment av silt, lera, torv och sand (svallsand och älvssediment) enligt SGU:s jordartskarta (SGU, 1999) var:

1. Silt och lera som torrlagts för mindre än 2000 år sedan
2. Silt och lera som torrlagts för 2000-4000 år sedan
3. Silt och lera som torrlagts för mer än 4000 år sedan
4. Sand som torrlagts för mindre än 2000 år sedan
5. Torv och sand som torrlagts för 2000-4000 år sedan
6. Torv och sand som torrlagts för mer än 4000 år sedan

Gustav Sohlenius (personlig, kontakt 28 februari 2012) gav också rådet att slå ihop polygoner med torv som har torrlagts för mindre än 2000 år med polygoner för silt och lera som har torrlagts för mindre än 2000 år, vilket gjordes. Anledningen till sammanslagningen är att SGU har överskattat torvens utbredning vid karteringen som baserar sig på 0,5 meters karteringsdjup.

Skikt med riskklassade potentiella sulfidsediment kombinerades med dikningsskikt. I områden där skikten överlappade varandra finns det risk för att sulfidsediment har utvecklats till sura sulfatjordar, där riskklass 1 utgör den största risken att sura sulfatjordar har bildats.

På inrådan av Gustav Sohlenius (personlig kontakt, 13 april 2012) överlagrades skikten med sura sulfatjordar med skikt med jordbruksblock för att ta fram sura sulfatjordar som har skapats utifrån jordbruksverksamhet. Orsaken till sammanslagningen är att täckdikad jordbruksmark kan skapa djupare sura sulfatjordar än dikad skogsbruksmark.

Areorna för de olika skikten beräknades i GIS. Övriga beräkningar utfördes med hjälp av Microsoft Excel. Vattenflöden beräknades med hjälp av SMHI:s databas för vattenföring (SMHI, 2012a). Vattenflödena som togs fram baserades på vattenföringens årsmedelvärden för år 1990-2011.

Tabell 1. Skikt med geografisk information som användes vid GIS-analysen. Skiktens ursprung och framtagningsår anges.

Ursprung	Skikt	Framtagningsår
Jordbruksverket	Jordbruksblock med EU-stöd	2011
Lantmäteriet	Fastighetskartan	2011
	Fastighetskartan: Hydrografi	
	Fastighetskartan: Odlad mark	
	Fastighetskartan: Sankmark	
	Ortofoton	1995-2008
	Översiktskartan	2011
SGU	Jordartskartan serie Ak: silt/lera torrlagts <2000 år sand/torv torrlagts <2000 år silt/lera torrlagts 2000-4000 år sand/torv torrlagts 2000-4000 år silt/lera torrlagts >4000 år sand/torv torrlagts >4000 år	1999
SMHI	Delavrinningsområden	2010
	Huvudavrinningsområden	2010
	Sjöar	2010
	Vattendrag: nätverksbildande	2010

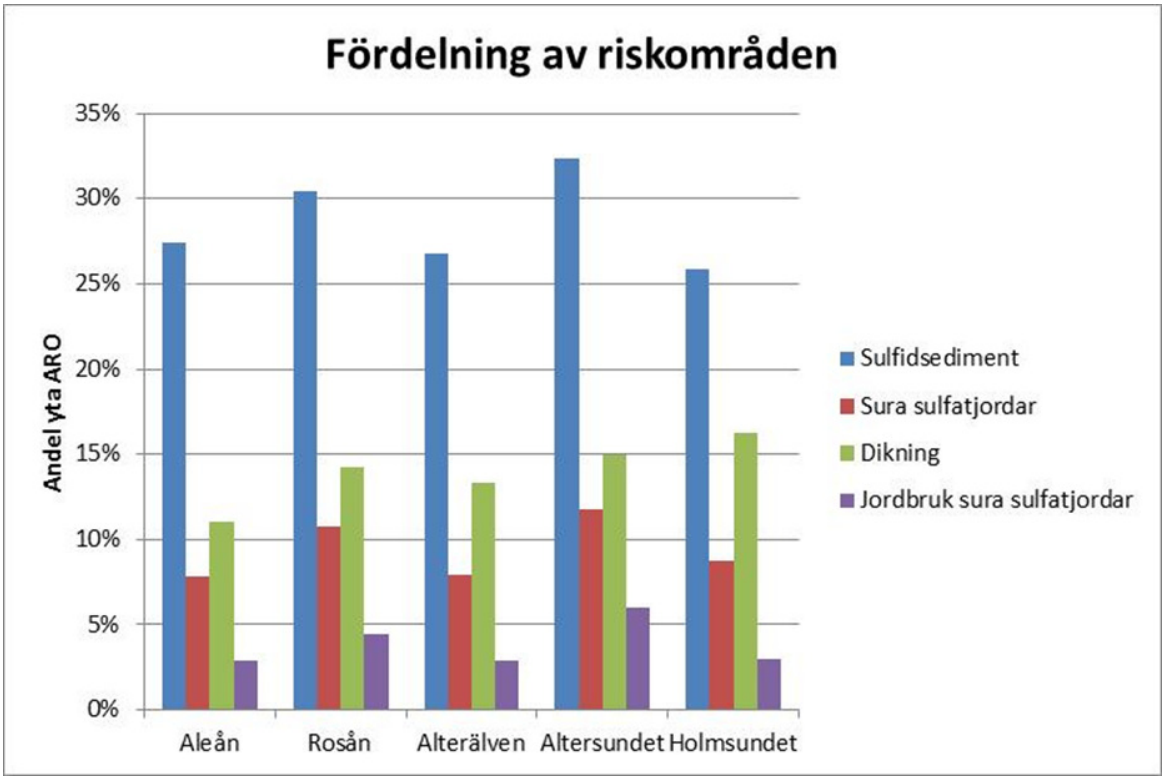
3.2 Vattenmätning (pH och konduktivitet)

Vattenmätning med avseende på pH och elektrisk konduktivitet utfördes vid två tillfällen: 16-18 maj samt 4-5 juni år 2012. Vattenmätning utfördes i vattendrag, biflöden och diken i studieområdet (Figur 2 och 3). Antalet mätpunkter vid det första mättillfället var: 16 i Aleån (varav tre punkter ligger just utanför avrinningsområdet), 13 i Rosån, 12 i Alterälven, 15 i Altersundet och 11 i Holmsundet. Vid det andra mättillfället var antalet mätpunkter: 15 i Aleån (varav tre punkter ligger just utanför avrinningsområdet), 18 i Rosån, 18 i Alterälven (varav två punkter ligger just utanför avrinningsområdet), 20 i Altersundet samt 12 i Holmsundet. Totalt mättes pH och konduktivitet i 67 mätpunkter vid första mättillfället och i 83 mätpunkter vid andra mättillfället. Mätningarna utfördes med en pH-/konduktivitetsmätare (modell Hanna Instruments HI991300), med noggrannhet pH ±0,01 och konduktivitet ±2 %. Före mätningarna kalibrerades mätinstrumentet för både pH och konduktivitet. Mätresultaten analyserades med Microsoft Excel och statistiskt test (korrelation) utfördes med SPSS för att se vad sambandet mellan pH och konduktivitet var.

4 Resultat

4.1 Sura sulfatjordar

Aleån är det största avrinningsområdet i studieområdet (Tabell 2) och har även den största ytan potentiella sulfidsediment. I förhållande till ytan avrinningsområde har dock Altersundet den främsta utbredningen av potentiella sulfidsediment följt av Rosån (Figur 10). Altersundet och Holmsundet har en klar dominans av potentiella sulfidsediment riskklass 1 (Figur 13 och Figur 21 i Bilaga 1). Även Rosån har en dominans av potentiella sulfidsediment riskklass 1, medan Aleån och Alterälven har en dominans av potentiella sulfidsediment riskklass 6. Det avrinningsområdet som har dikats mest i jord- och skogsbrukssyften är Aleån följt av Altersundet (Tabell 2). Sett till avrinningsområdenas storlek har dock Holmsundet dikats mest följt av Altersundet och Rosån (Figur 10 och Figur 23 i Bilaga 1). Den största utbredningen av sannolika sura sulfatjordar har Altersundet följt av Aleån (Tabell 2). Sett till andel av avrinningsområdets yta är det också Altersundet som har den främsta utbredningen av troliga sura sulfatjordar, följt av Rosån och Holmsundet (Figur 10). Altersundet, Holmsundet och Rosån har en klar dominans av sura sulfatjordar riskklass 1 (Figur 14, 15 och 16). I Altersundet har 36 % av de potentiella sulfidsedimenten troligen bildat sura sulfatjordar till följd av jord- och skogsbruksdikning. I Rosån har 35 %, Holmsundet 34 %, Alterälven 30 % och i Aleån 28 % av potentiella sulfidsediment troligen bildat sura sulfatjordar. Altersundet har den största ytan möjliga sura sulfatjordar som har bildats av jordbruksverksamhet (Tabell 2). Altersundet avrinningsområde har även störst andel sura sulfatjordar som har bildats av jordbruksverksamhet följt av Rosån (Figur 10).



Figur 10. Fördelning avpotentiella sulfidsediment, sura sulfatjordar, dikning och jordbruk som bedrivs på sura sulfatjordar i studieområdet. ARO = avrinningsområde.

Tabell 2. Utbredning av potentiella sulfidsediment, sannolika sura sulfatjordar, dikesområden och jordbruk som har bildat sura sulfatjordar i studieområdet. Samtliga värden anges i km^2.

	Aleån	Rosån	Alterälven	Altersundet	Holmsundet
Yta avrinningsområde	592	197	459	403	217
Sulfidsediment	162	60	123	130	56
Sura sulfatjordar	46	21	36	47	19
Dikning	65	28	61	60	35
Jordbruk sura sulfatjordar	17	9	13	24	6

4.2 pH, konduktivitet och vattenflöde

Mätresultaten från första mätningen visar en signifikant (vid nivå 0,01) svag, negativ korrelation (Pearsons korrelations koefficient = -0,412) mellan pH och konduktivitet. Korrelationen var något högre (r = -0,597) för mätresultaten från andra mätningen. Vid båda mättillfällena uppmättes de högsta konduktivitetsvärdena när pH var som lägst. Tabell 3 och 4 i Bilaga 3 visar mätresultaten från båda mättillfällena.

I Aleån uppmättes pH över 5,6 och konduktiviteten var under 40 µS/cm vid båda mättillfällena (Figur 17 och 19). Aleåns biflöde Kvarnbäcken uppvisade ett pH under 5,6 och en konduktivitet på cirka 50 µS/cm vid båda mättillfällena. Diken i Aleåns avrinningsområde visade ett betydligt lägre pH (ned till 3,5) och högre konduktivitet (upp till 833 µS/cm). Några diken hade lägre pH och högre konduktivitet vid andra mätningen jämfört med första mätningen (Figur 25 i Bilaga 2).

Vid första mättillfället uppvisade Rosån pH ≥5,6 och konduktiviteten var under 60 µS/cm (Figur 17 och 19). Vid andra mättillfället hade Rosån pH under 5,6 efter Sjulsmark (Lillån, norra) och konduktiviteten var något högre vid andra mättillfället. Biflöden Lillån (norra och södra) i Rosåns avrinningsområde uppvisade pH över 5,6 och en konduktivitet under 50 µS/cm vid första mättillfället. Vid andra mättillfället var dock pH under 5,6. I Rosåns avrinningsområde noterades några diken med lågt pH, varav ett dike hade pH 3,6 och pH 3,7 och konduktivitet på 833 µS/cm och 624 µS/cm vid de två mättillfällena (Figur 26 i Bilaga 2).

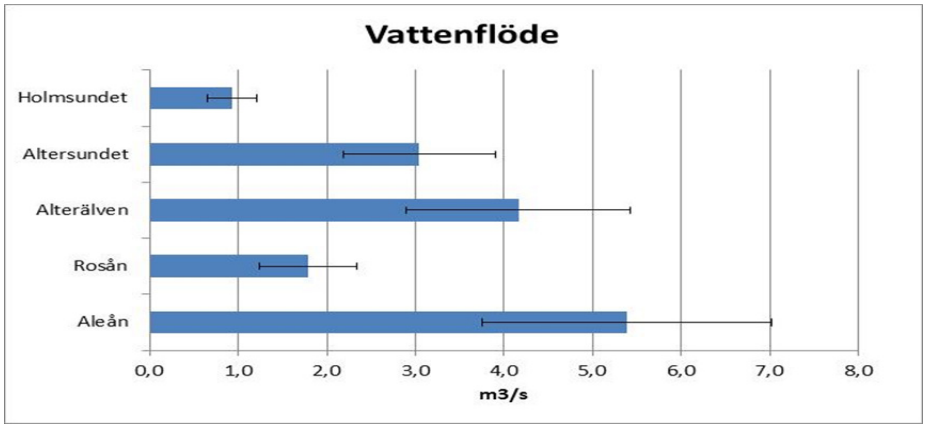
Alterälven uppvisade ett pH ≤5,6 i många mätpunkter vid båda mättillfällena. Konduktiviteten var något högre vid andra mättillfället och uppgick till 97 µS/cm i en mätpunkt. (Figur 17 och 19). I Alterälvens avrinningsområdet påträffades flertalet diken med lågt pH, varav ett dike hade pH 3,7 och konduktivitet på 807 µS/cm vid första mättillfället. Det diket uppvisade även ett extremt lågt pH och hög konduktivitet vid andra mättillfället (Figur 27 i Bilaga 2). Vid första mättillfället fanns ett dike som hade pH 4,3 och konduktiviteten uppmättes till 720 µS/cm. Vid andra mättillfället var dock pH 5,0 och konduktiviteten 17 µS/cm.

Samtliga mätpunkter i Altersundets huvudfåra (Brobyån och Altersundet) och biflöden (Lörbäcken, Kvarnån, Flarkån och Blötlandsgraven) uppvisade ett pH under 5,6 vid första mättillfället och konduktiviteten uppgick till cirka 100 µS/cm. Vid andra mättillfället hade pH stigit något i samtliga mätpunkter i huvudfåran och biflöden, dock hade konduktiviteten stigit i samtliga mätpunkter (med ett undantag) och uppgick till cirka 150 µS/cm i flera punkter (Figur 18 och 20). Flertalet diken uppvisade ett lågt pH (lägst pH 4,0) och hög konduktivitet (upp till cirka 300 µS/cm). Vid andra mättillfället uppvisade fler diken en hög konduktivitet (Figur 28 i Bilaga 2).

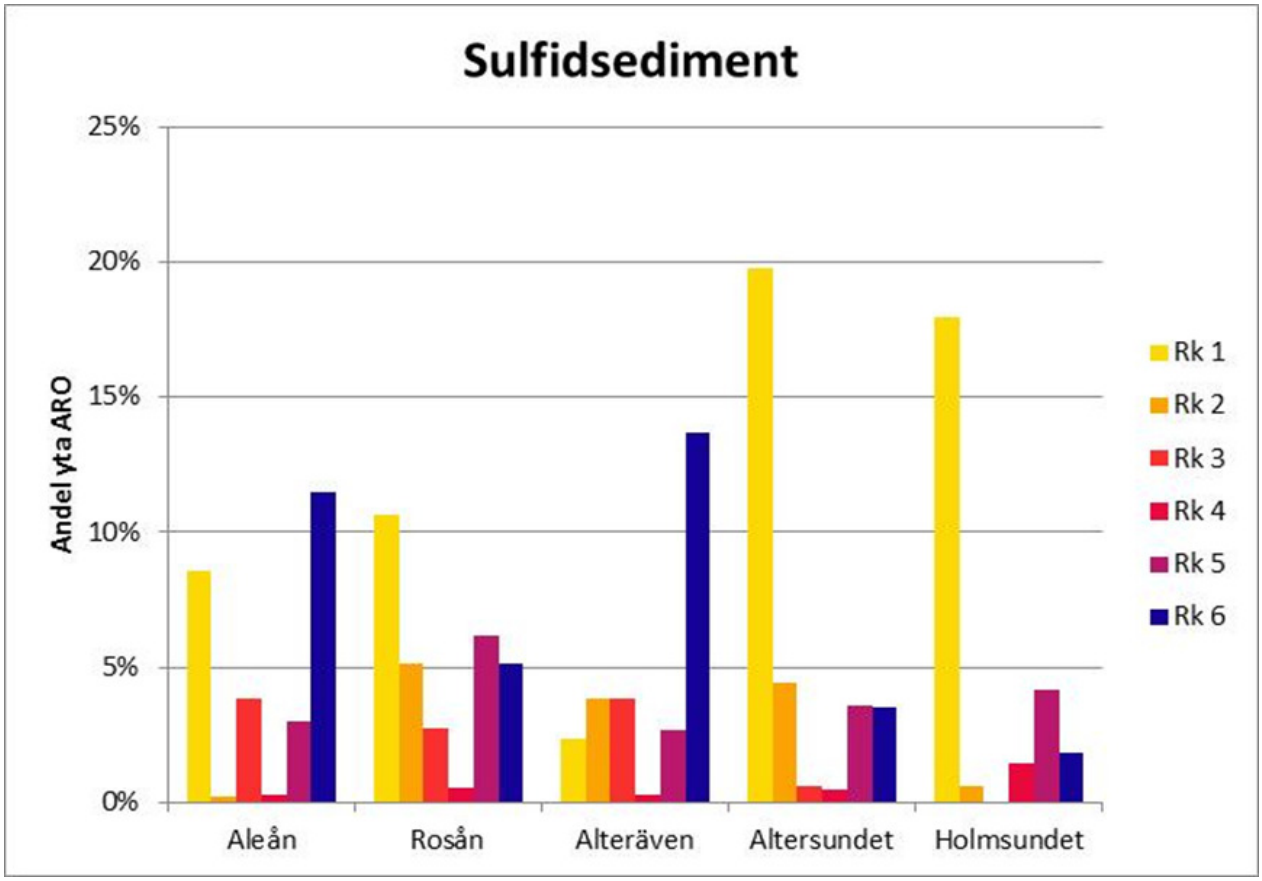
Katabäcken, Storbrograven och Holmsundet i Holmsundets avrinningsområde uppvisade pH under 5,6 och en konduktivitet upp till cirka 90 µS/cm vid första mättillfället (Figur 18 och 20). Till andra mättillfället hade pH stigit något samtidigt som en högre konduktivitet påträffades (upp till cirka 140 µS/cm). Några sura diken påträffades vid första mätningen, varav lägst uppmätta pH var 4,0. Konduktiviteten i dikena uppgick till cirka 310 µS/cm. Vid andra mättillfället påvisades en något högre konduktivitet i flera diken (Figur 29 i Bilaga 2). Järnmonosulfid (FeS) konstaterades vid ett av dikena genom sin karakteristiska svarta färg (Figur 4 och 5).

I hela studieområdet påträffades diken och biflöden med klart, ofärgat vatten och järnutfällningar (järnoxider och järnhydroxider) (Figur 11). Vid utloppen har Aleån ett årsmedelvattenflöde på cirka 5,4 m^3/s (Figur 12), Rosån på cirka 1,8 m^3/s och Alterälven på cirka 4,2 m^3/s. Altersundet har två utlopp (Altersundet och Metsundet) och tillsammans har de ett årsmedelvattenflöde på cirka 3,0 m^3/s. Även Holmsundet har två utlopp (Sinksundet och Björkskatafjärden) och deras årsmedelvattenflöde är cirka 0,9 m^3/s (SMHI, 2012a).

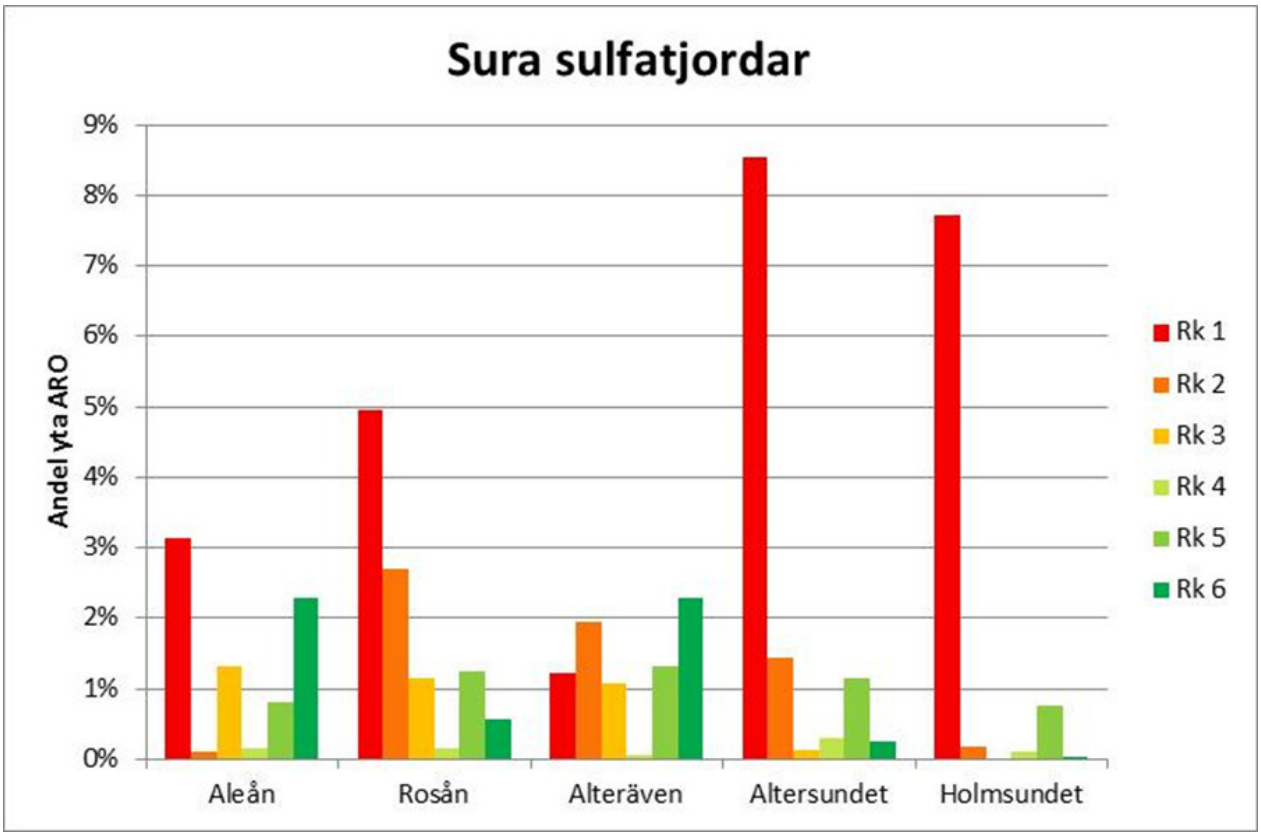
Figur 11. Järnutfällningar (rostfärgade) påträffades i flera diken i områden som utgörs av sura sulfatjordar. Troliga ljusgråa aluminiumutfällningar påträffades (vänster). Troliga oljeskimrande järnbakterier i vattnet (höger). Foto: Erika Filppa.



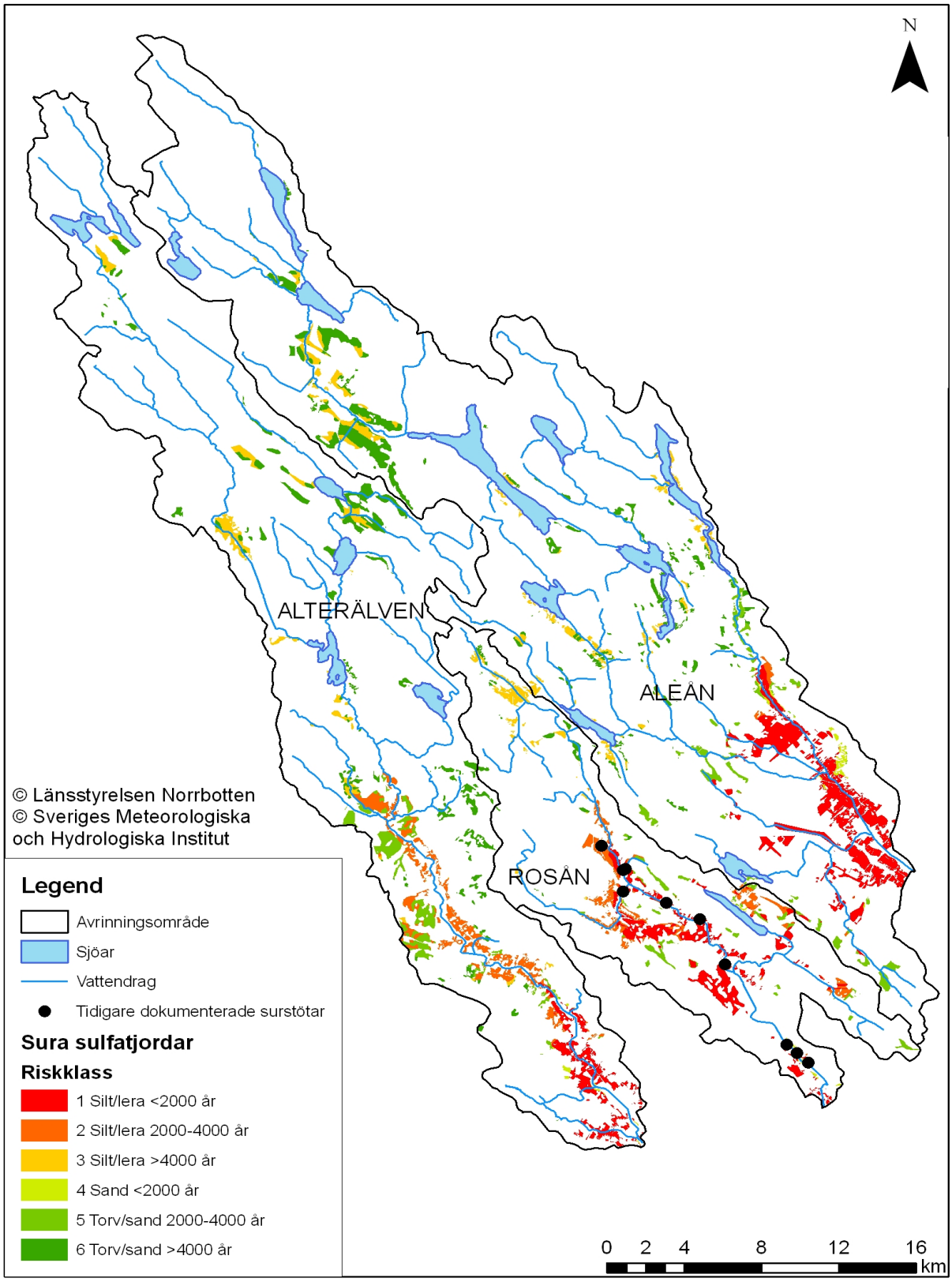
Figur 12. Vattenflöden vid utloppen för Aleån, Rosån, Alterälven, Altersundet och Holmsundet. Årsmedelvärden för år 1990-2011 och osäkerheten motsvarar en standardavvikelse.



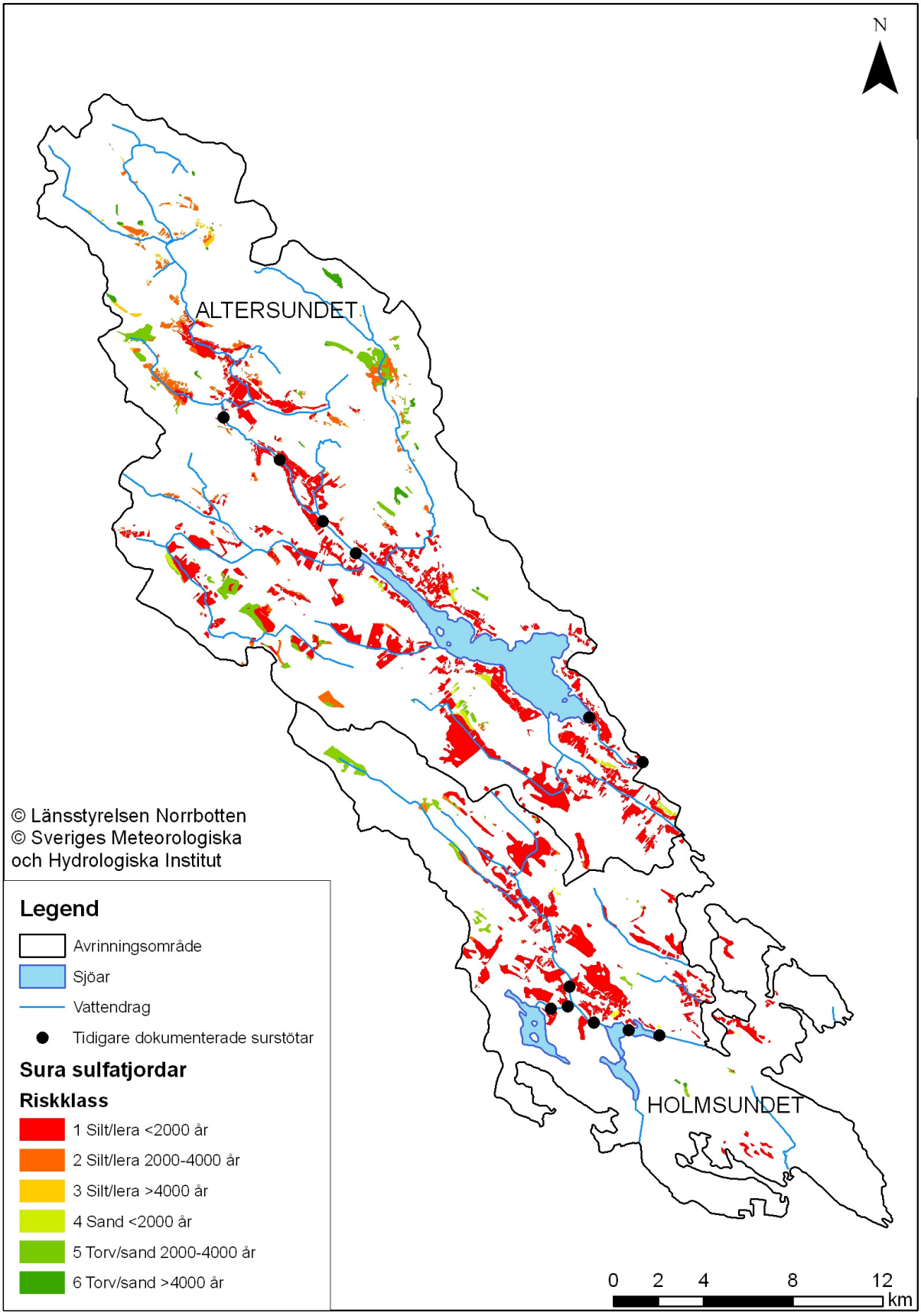
Figur 13. Fördelning av sex riskklasser (rk) sulfidsediment i fem avrinningsområden (ARO). Riskklass 1 utgör den största risken att bilda sura sulfatjordar vid dikning.



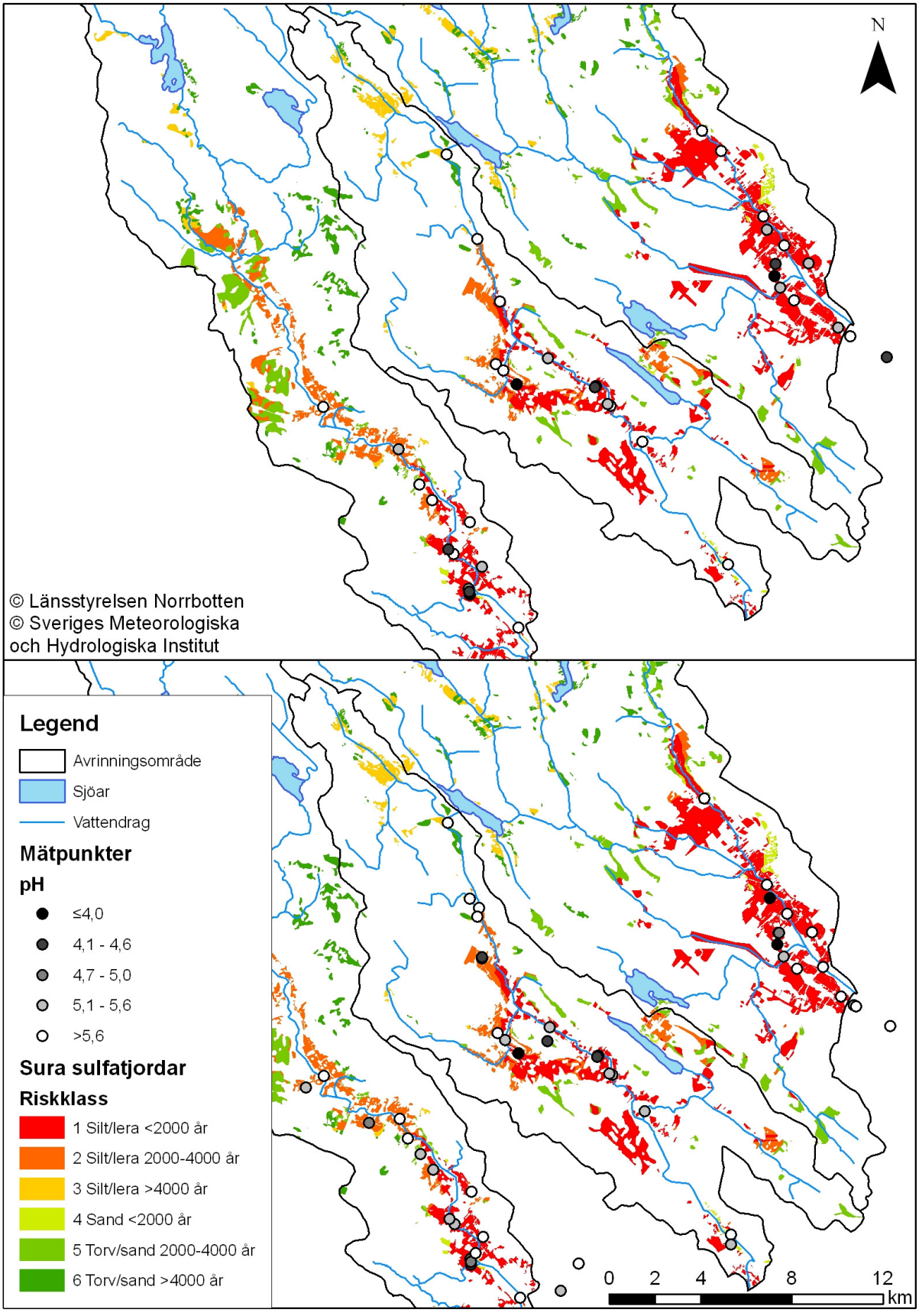
Figur 14. Fördelning av sex riskklasser (rk) sura sulfatjordar i fem avrinningsområden (ARO). Riskklass 1 utgör den största risken för att sura sulfatjordar har bildats.



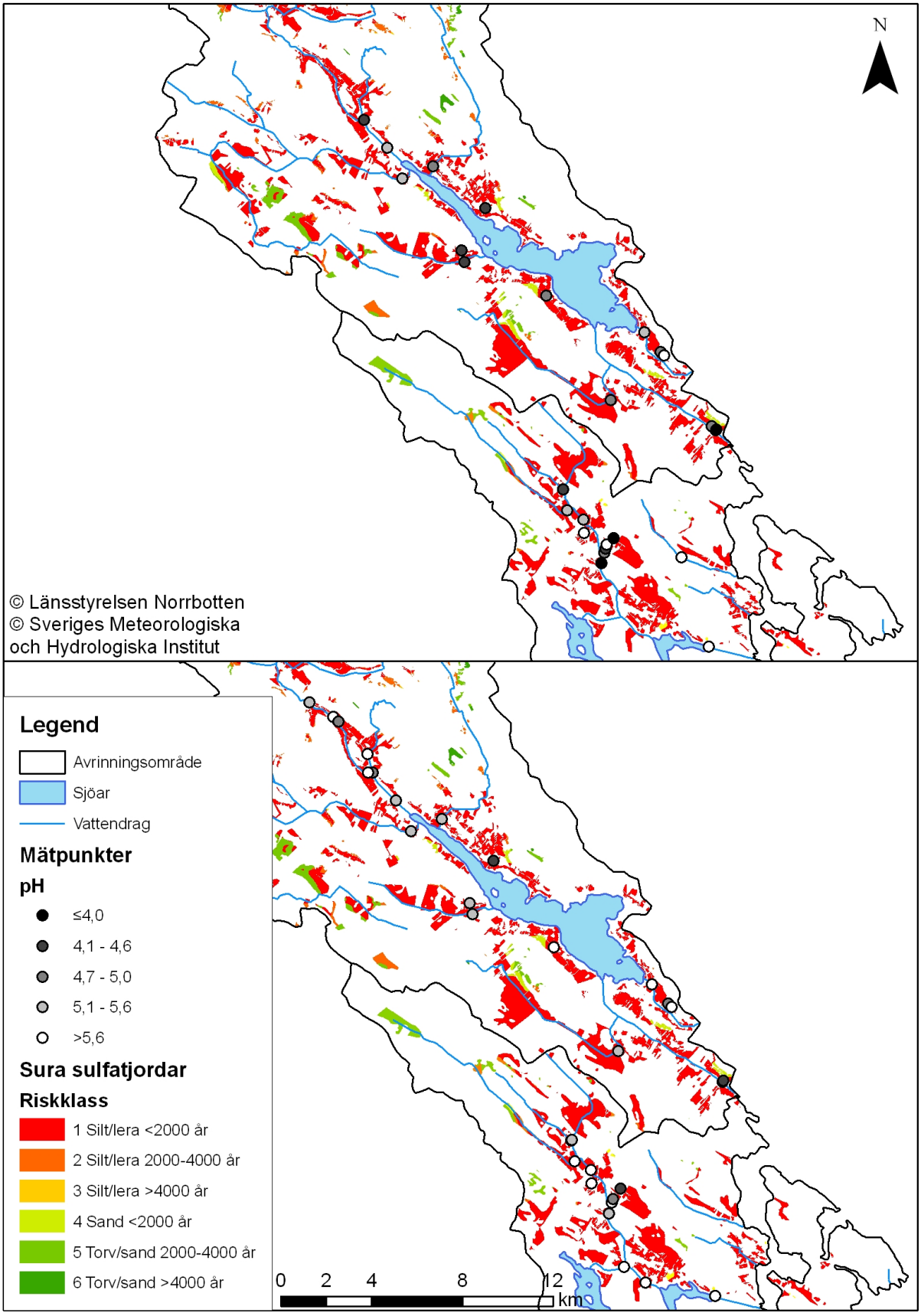
Figur 15. Utbredning av de sex risklasserna sura sulfatjordar i Aleån, Rosån och Alterälven. I Rosån har episoder med lågt pH tidigare påträffats (punkter) (se Piteå kommun, 1996-2011; Berglund & Segerstedt, 1997; Erixon, 2009).



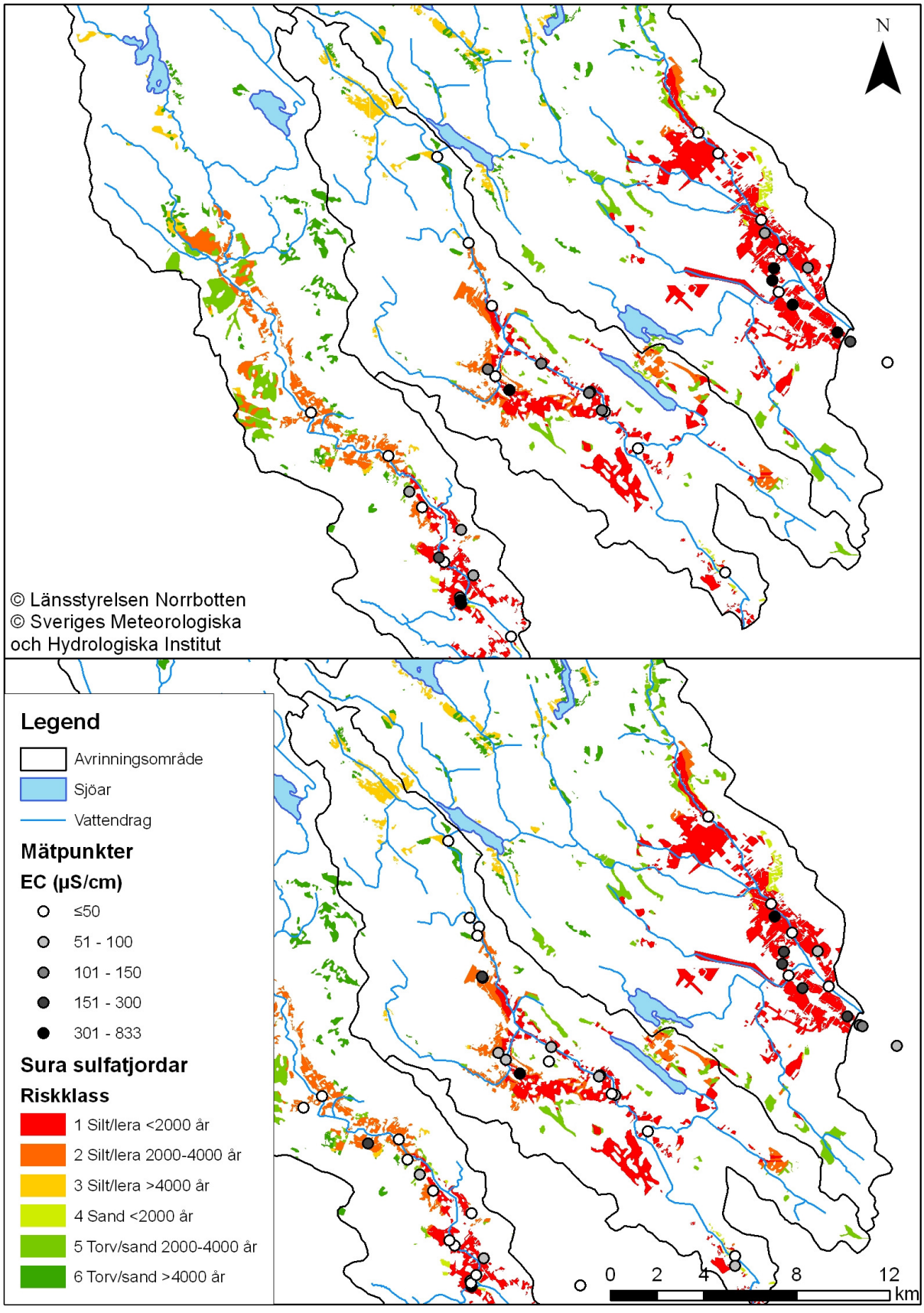
Figur 16. Utbredning av de sex riskklasserna sura sulfatjordar i Altersundet och Holmsundet. Episoder med lågt pH och höga metallhalter har tidigare påträffats i båda områdena (se Erixon, 2009).



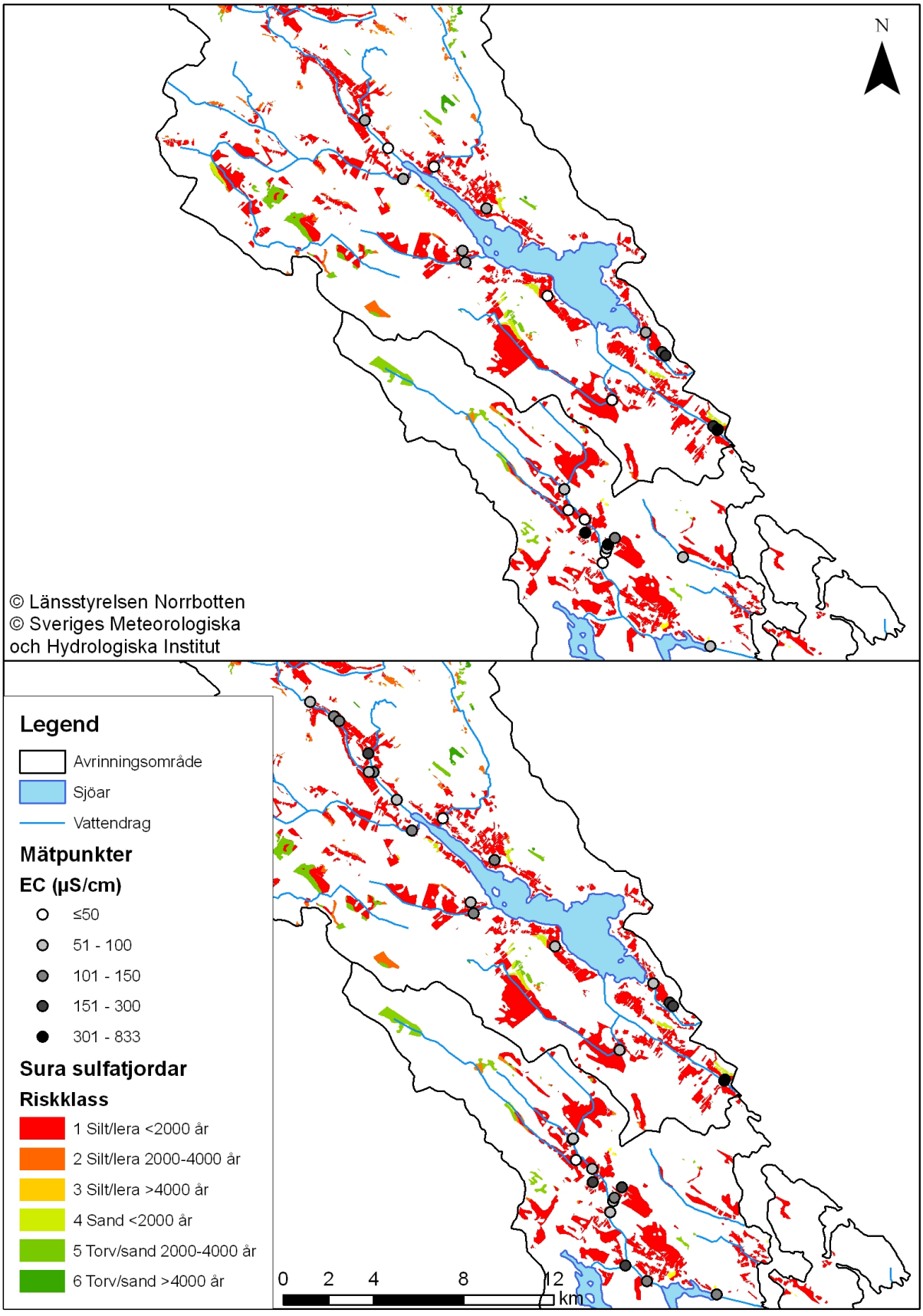
Figur 17. Uppmätt pH i Aleån, Rosån och Alterälven vid första mätningen den 16-18 maj 2012 (övre) och andra mätningen 4-5 juni 2012 (nedre).



Figur 18. Uppmätt pH i Altersundet och Holmsundet vid första mätningen den 16-18 maj 2012 (övre) och andra mätningen 4-5 juni 2012 (nedre).



Figur 19. Uppmätt konduktivitet i Aleån, Rosån och Alterälven vid första mätningen den 16-18 maj 2012 (övre) och andra mätningen 4-5 juni 2012 (nedre).



Figur 20. Uppmätt konduktivitet i Altersundet och Holmsundet vid första mätningen den 16-18 maj 2012 (övre) och andra mätningen 4-5 juni 2012 (nedre).

5 Diskussion

5.1 Vattendrag i riskområden vid Norrbottenskusten

Rosån, Altersundet och Holmsundet har den största utbredningen av potentiella sulfidsediment riskklass 1, vilket gör dem mest känsliga för dikning då risken för att sura sulfatjordar ska bildas är som störst. När det gäller dikning i undersökningsområdet har Holmsundet dikats mest, tätt följt av Rosån och Altersundet. Områdena som troligen är mest känsliga för dikning är alltså dikade i störst utsträckning. Altersundet och Rosån har de största andelarna jordbruksdikning som har bildat sura sulfatjordar inom studieområdet. Jordbruksdikning kan tänkas vara allvarligare än skogsbruksdikning då jordbruksfält ofta täckdikas. Dikningen i studieområdet har sannolikt resulterat i att mer än 30 % av de potentiella sulfidsedimenten har oxiderats till sura sulfatjordar i Altersundet, Rosån och Holmsundet, medan sannolikt högst 30 % av sulfidsedimenten oxiderats till sura sulfatjordar i Aleån och Alterälven. Altersundet, Rosån och Holmsundet är därmed mer exploaterade när det gäller dikade sulfidsediment för jord- och skogsbrukssyften. Altersundet är det avrinningsområdet som troligen har den största andelen sura sulfatjordar, följt av Rosån och Holmsundet. Altersundet, Holmsundet och Rosån har dessutom en klar dominans av sura sulfatjordar riskklass 1. Den stora andelen sura sulfatjordar med dominans av riskklass 1 är sannolikt en viktig orsak till att just Rosån, Altersundet och Holmsundet drabbas av återkommande surstötar (Figur 15 och 16).

Ytterligare en orsak till att just Rosån, Altersundet och Holmsundet drabbas av surstötar och inte Aleån och Alterälven är sannolikt skillnaden i vattenflöde i respektive vattendrag. Aleån och Alterälven har större flöden än Altersundet, Rosån och Holmsundet. Aleån och Alterälven är dessutom de största avrinningsområdena, där stor del av avrinnande vatten härrör från andra jordarter, till exempel morän. I Aleån och Alterälven finns det därmed en större möjlighet till utspädning av svavelsyra och metaller än i Rosån, Altersundet och Holmsundet. Vattendrag som har flöden i klass med Aleån och Alterälven (4-5 m^3/s), som även avvattnar andra jordarter verkar därmed kunna späda ut och begränsa effekterna av svavelsyran och metallerna. Vattendrag med flöden i klass med Altersundet (3 m^3/s) som avvattnar stora delar med sura sulfatjordar riskklass 1 verkar däremot drabbas av surstötar. Mindre biflöden som rinner genom riskområden med sura sulfatjordar i studieområdet riskerar att drabbas av surstötar då deras flöde är lågt. Episoderna med lågt pH och höga metallhalter i Rosån, Altersundet och Holmsundet har visat att de mindre biflödena är kraftigt försurade (Piteå kommun, 1996-2011; Berglund & Segerstedt, 1997; Erixon, 2009), vilket även pH och konduktivitetsmätningarna i den här studien till viss del har visat (Figur 17-20).

Holmsundet skiljer sig från de övriga områdena i studien då det är ett mindre, kustnära vattensystem med ett mindre vattenflöde. Det är just mindre, kustnära vattendrag som bidrar mest till belastningen av svavelsyra och metaller till havet jämfört med större vattendrag som avvattnar andra jordarter (till exempel morän) (Toivonen & Österholm, 2011). I Norrbotten bidrar periodvis små, kustnära vattendrag (som Holmsundet) med större metalltransport än vad de stora älvarna i länet gör (Erixon, 2009). Holmsundet drabbas av återkommande surstötar samtidigt som utbredningen av sura sulfatjordar är lägre jämfört med Altersundet och Rosån. Det är dock värt att notera att det bara är Holmsundet som hyser en tätort (Luleå), vilket utgör en faktor som kan

bidra till bildningen av sura sulfatjordar (se nedan). Utbredningen av sura sulfatjordar i Holmsundet kan därmed vara underskattad eftersom en stor del av ytan troligen är dränerad för bebyggelse och vägar. Holmsundet särskiljer sig också från resten av studieområdet eftersom en klar dominans av sulfidsediment riskklass 1 finns. Dessutom torrläggs ständigt nya sulfidsediment riskklass 1 i kustnära vattensystem till följd av landhöjningen. Områden nära kusten anses därför vara extra känsliga för dikning. Om sedimenten lämnas orörda kommer dock ett skyddande torvtäcke att bildas över sedimenten och sulfiderna skyddas till viss del från oxidation. I samband med dikning förstörs dock det skyddande torvtäcket och sulfidsedimenten kan oxideras till sura sulfatjordar (Sohlenius, 2011; Österholm, 2005).

Resultaten från vattenmätningarna av pH och konduktivitet visar att det sannolikt finns sura sulfatjordar i studieområdet och att de påverkar ytvattnet negativt. Flera mindre biflöden och framförallt diken i jord- och skogsbruksområden uppvisade lågt pH, hög konduktivitet, klart, ofärgat vatten och mycket järnutfällningar. Samtliga fyra aspekter är karakteristiska för vatten som avvattnar sura sulfatjordar. De uppmätta pH-värdena och konduktivitetsvärdena uppvisar en svag, negativ korrelation. En svag korrelation mellan pH och konduktivitet tyder på att vattendraget får tillskott av andra syror, till exempel humussyror, från andra jordar i avrinningsområdet, medan bidraget till konduktiviteten kommer från sura sulfatjordar (Åström, 1996). Den första vattenmätningen ägde rum i samband med snösmältningen och under den perioden uppmäts ofta låga pH-värden i vattendrag då de blir översvämmade och kommer i kontakt med humusrika ytor (Ahlström et al., 1995). Under den första vattenmätningen rådde just översvämning då vattenståndet var som högst under vårflodens topp (SMHI, 2012b) och vattnet var färgat vid flertalet mätpunkter, vilket kan betyda att det fanns tillskott av humussyror. Däremot uppvisade vissa ytvatten ett klart, ofärgat vatten och extremt lågt pH. Då pH var så pass lågt hade troligen humusämnen flockats ut vid kontakt med vätejoner och diverse metaller (Kalff, 2002). Vid det andra mättillfället i början av juni hade vårfloden klingat av men vattenflödet var fortfarande relativt högt. Det var fortfarande översvämmat i de nedre delarna av Aleån och Rosån, samt vid Brobyåns inflöde i Altersundets avrinningsområde. Den andra vattenmätningen bekräftade att det finns ytterligare diken som påverkas av sura sulfatjordar då de uppvisade lågt pH och hög konduktivitet. Ett dike i Alterälvens avrinningsområde som hade extremt lågt pH och hög konduktivitet vid första mätningen uppvisade dock högre pH och mycket lägre konduktivitet vid andra mättillfället. Förklaringen till det tros vara att svavelsyra och metaller sköljts ut innan andra mätningen utfördes. Det visar att det är svårt att lyckas pricka in exakt när läckaget av svavelsyra och metaller sker, varav täta pH- och konduktivitetsmätningar måste göras. En intressant iakttagelse är att Rosån hade pH under 5,6 nedanför Sjulsmark (Lillån, norra) vid andra mättillfället. Det är just nedströms Sjulsmark som Rosåns vattenkemi tydlig har visat en påverkan från sura sulfatjordar vid tidigare vattenmätningar (Figur 15) (Piteå kommun, 1996-2011; Berglund & Segerstedt, 1997). Järnutfällningarna som påträffades i flertalet diken och mindre biflöden är sannolikt ett resultat av urlakning från sura sulfatjordar. För att järn ska mobiliseras och läcka till ytvatten krävs det att jorden är extremt sur (pH under 3,0). När järnrikt dräneringsvattnet når ytvatten med pH över 3,0 kommer järn att fällas ut i form av järnhydroxider och järnoxider (Anton Boman, personlig kontakt, 16 maj 2012). På flera platser var jordbruksmark i de utpekade riskområdena med sura sulfatjordar kalkade, vilket innebär att jorden i realiteten kan ha varit sur trots att det inte kunde stödjas med pH-mätningarna.

5.2 Metodutvärdering

Resultaten från GIS-analysen och flödesberäkningarna visar att metoden är ett lämpligt verktyg för att peka ut riskområden där vattendrag riskerar att drabbas av surstötar. Resultatet som visar utbredningen av sura sulfatjordar överensstämmer med tidigare vattenmätningar från Rosån, Altersundet och Holmsundet som har påvisat surstötar (Figur 15 och 16). Resultat från vattenmätningar utförda kring Luleå och Piteå år 2006 visar också att det helt klart finns sura sulfatjordar i området. Den vattenmätningen skedde i slutet av maj och uppvisade pH-värden ned till 3,1 och konduktivitet upp till 1520 µS/cm (Mats Åström, opublicerade resultat). Även vattenmätningarna som utfördes i den här studien visar till viss del att de sura sulfatjordarna är utpekade på ett tillfredställande sätt. Ett komplement till den här studiens vattenmätningar som bekräftar utbredningen av sura sulfatjordar är att sulfidsediment, järnutfällningar och kalkad jordbruksmark noterades på platser som GIS-analysen har pekat ut som sura sulfatjordar. Diken och biflöden som avvattnat sannolika sura sulfatjordar förväntades ha lågt pH och hög konduktivitet. Förväntningarna införlivades för vissa mätpunkter, medan andra mätpunkter inte visade någon tydlig påverkan från sura sulfatjordar. Orsaken bakom det tros vara att marken fortfarande till viss del var frusen under första mättillfället, speciellt i skogsbruksområden där till och med snö fanns kvar. Då marken är frusen förhindras svavelsyra och metaller att sköljas ut från jorden. Ytterligare en orsak tros vara det faktum att mätningen ägde rum när vattenflödet var som störst (SMHI, 2012b), vilket resulterar i en utspädande effekt av vätejoner och metaller. Den höga vattenföringen resulterade även i att vatten från vattendragen pressades bakåt till dikena som också späddes ut. Det är även sannolikt att smältvatten från ytavrinning har provtagits vid några av lokalerna. Med anledning av möjliga bakomliggande orsaker upprepades vattenmätningen cirka tre veckor senare. Vid den andra vattenmätningen uppvisade ytterligare några diken lågt pH och hög konduktivitet. Dock var vattenföringen fortfarande relativt hög och korrelationen mellan pH och konduktivitet var fortfarande svag. Vattenkemin varierade mellan mättillfällena och vad variationerna beror på är svårt att säga. Det finns många faktorer som spelar in och pH och konduktivitet kan uppvisa snabba variationer, speciellt under vårfloden. Med kraftiga variationer i vattenkemi är det svårt att lyckas pricka in och utföra mätningen just när påverkan från sura sulfatjordar är tydlig. Till exempel visar mätresultaten från ett dike i Alterälvens avrinningsområde ett extremt lågt pH och hög konduktivitet vid första mättillfället, medan vattenkemin har förändrats och visar ett betydligt högre pH och lägre konduktivitet vid andra mätningen. Innan vattenmätningarna fanns det ingen förhoppning om att finna någon påverkan på själva huvudflödena Rosån, Altersundet och Holmsundet, som tidigare har drabbats av surstötar. Orsaken till det är att hösten år 2011 var extrem regnig och det rådde översvämningar (Sveriges television, 2011; SMHI, 2012c), svavelsyra som bildades och metaller som mobiliserades förra sommaren förväntas ha sköljts ut från sura sulfatjordar under hösten. Däremot visar vattenmätningarna att sura sulfatjordar läcker ut svavelsyra och metaller trots att en genomsköljning har skett säsongen innan och bara för att det inte sker någon tydlig förändring i vattenkemin i huvudfårorna finns det ändå en påverkan från sura sulfatjordar i biflöden och diken. Vattenmätningarna av pH och konduktivitet bör följas upp när vattenflödena har minskat och de bör även följas upp till hösten för att se hur sommarens torra månader påverkar vattenkvaliteten i studieområdet.

När det gäller identifiering av sura sulfatjordar i stor skala är GIS-analysen en effektiv och lämplig metod. Metoden har dock en del tillkortakommanden som bör beaktas. För det första är det inte helt säkert att det finns sulfider i samtliga finkorniga sediment i Norrbotten under Littorinahavets högsta kustlinje. Risken att överskatta utbredningen av sulfidsediment kringgås dock något genom indelningen i riskklasser. Gustav Sohlenius (personlig kontakt, 13 april 2012) menar att SGU ska försöka kartlägga sulfidsediment i Norrbotten under sommaren år 2012. Materialet som SGU tar fram kan förhoppningsvis användas för att komplettera en utökad GIS-analys för resten av länet. Förhoppningsvis kan karteringen även säga något om sulfidsedimentens mäktighet. För det andra är det inte bara sulfidsedimentens mäktighet som är okänd. Även dikesdjupen är okända. Information om sulfidsedimentens mäktighet och dikesdjup skulle resultera i viktig kunskap om hur mäktiga de sura sulfatjordarna är, vilket påverkar hur stort läckaget av svavelsyra och metaller är. Även en fältkartering skulle ge information om de sura sulfatjordarnas mäktighet. Fältkartering skulle även lämpa sig för dikningsområdena genom att ge information om var till exempel täckdikning finns. För det tredje ger framtagningen av dikesområden utifrån ortofoton ingen information om dikenas ålder, något som spelar en viss roll för hur mycket svavelsyra som kan fortsätta att läcka från sura sulfatjordar (Boman et al., 2008). För det fjärde har ortofotona en upplösning på 1,0×1,0 meter respektive 0,5×0,5 meter, vilket innebär att endast diken som efterlämnar luckor i trädkronorna som är ≥1 meter respektive ≥0,5 meter breda kan upptäckas vid digitaliseringen. För det femte är det inte bara dikning i jordbruk och skogsbruk som syresätter sulfidsediment. Även schaktmassor, muddermassor, torvtäkter, tidigare sänkta sjöar, vägbyggen och hårdgjorda ytor påverkar grundvattennivån och kan skapa sura sulfatjordar (Jord- och skogsbruksministeriet, 2011). Hårdgjorda ytor kan till exempel vara vägar eller städer, så som Luleå. I den här studien testades det att ta med vägnätet i GIS-analysen. Resultatet visade dock att vägnätet endast stod för cirka 4,5 % av den totala arealen av sura sulfatjordar i studieområdet, varav vägnätet generaliserades bort. Vägnätet kan dock vara av intresse i fortsatta detaljerade studier inom mindre studieområden. Muddringar, torvtäkter och sänkta sjöar kan vara sådan markanvändning som går att urskilja från ortofoton.

För att peka ut riskområden där vattendrag riskerar att drabbas av surstötar är det inte lämpligt att enbart utgå från GIS-skikten med potentiella sulfidsediment. Skikten med dikning är ett viktigt underlag vid bedömningen av utbredningen av riskområden och sannolikt påverkade vattendrag. Dikningen ger till exempel information om de sura sulfatjordarnas lokalisering, vilka biflöden som avvattnar sura sulfatjordar och hur stora områden med sura sulfatjordar det faktiskt finns i avrinningsområdena (Figur 15 och 16). Om GIS-analysen skulle genomföras utan skikten med dikning skulle viktig information gå förlorad och metoden skulle ge en betydligt större osäkerhet. Dikningsskikten bör inte heller ersättas med enbart skikt med jordbruksfält, eftersom resultaten från analysen visar att skogsbruksdikning är den typ av grundvattensänkning som helt klart dominerar i studieområdet. Därmed kan det antas att skogsbruksdikningen också dominerar i resten av länet. Dikningsskikten är dessutom användbara i många andra syften, till exempel vid utredning av läckage av humus, näring och metylkvicksilver, lokalisering av igenslamning av bottnar för lekande fisk, undersökning av möjligt påverkade ytvattentäkter (Naturvårdsverket, 2009) samt vid bedömningen av fysisk påverkan på sjöar och vattendrag (Vattenmyndigheten i Bottenviken, 2010a).

5.3 Förslag till fortsatta studier

Miljökonsekvenserna från surstötar är allvarliga då till exempel akvatiskt liv skadas (Fältmarsch et al., 2008). Bland annat har fiskdöd inträffat i Rosån, Altersundet och Holmsundet i samband med episoder med lågt pH och höga metallhalter (Erixon, 2009). När fullvuxen fisk dör är miljökonsekvenserna tydliga och det är då problemen med sura sulfatjordar vanligen uppmärksammas. Fisk är som mest känslig för lågt pH och höga metallhalter i tidiga levnadsstadier. Trots att vattenkemin inte blir så extrem att fullvuxen fisk dör kan fiskars tidiga levnadsstadier alltså påverkas. Utsläpp av svavelsyra och metaller sker varje gång torra perioder återföljs av perioder med höga vattenflöden. Ofta sammanfaller surstötar med fiskars reproduktion. En surstöt kan därmed utplåna hela säsongskullar av juvenil fisk (Hudd, 2000). I Finland har till exempel surstötar lett till en minskad artdiversitet bland fisk och en del arter har helt försvunnit från vissa vattendrag (Hudd & Kålax, 1998). Förutom att skapa negativa miljökonsekvenser påverkar också sura sulfatjordar måluppfyllnaden av miljökvalitetsmålen Grundvatten av god kvalitet, Ett rikt odlingslandskap, Hav i balans samt levande kust och skärgård, Bara naturlig försurning, Giftfri miljö, Levande sjöar och vattendrag samt Ett rikt växt- och djurliv.

Då sura sulfatjordar skapar negativa miljökonsekvenser och påverkar uppfyllnaden av miljökvalitetsmål är det viktigt att tillämpa lämpliga åtgärder för att minska konsekvenserna. För att kunna avgöra vilka åtgärder som behöver tillämpas måste först en komplett kunskapsuppbyggnad kring sulfatjordsproblematiken ske. Med hjälp av den här studien har en lämplig metod utvecklats för att peka ut riskområden, vilket bidrar till kunskapsuppbyggnaden. Metoden bör därmed utföras för resterande områden i länet som ligger under Littorinahavets högsta kustlinje, som tillsammans med flödesberäkningar och pH- och konduktivitetsmätningar, ger ett underlag för vattenprovtagning av lämpliga parametrar (sulfat, pH, buffringsförmåga, metaller, konduktivitet etcetera). Vattenprovtagning i sin tur skapar kunskap om vilka vattendrag som till exempel inte uppnår god status, då eventuella överträdelser av vattendirektivets gränsvärden för metaller (kadmium, bly, kvicksilver, nickel, krom, zink och koppas) sker (EUR-Lex, 2012). En överträdelse av gränsvärdet för kadmium är just vad som har skett i Holmsundet år 2004 (Erixon, 2009). Det blir aktuellt med en omklassificering av statusbedömningen för vattenförekomster om god status inte uppnås (EUR-Lex, 2012). I Finland har till exempel vattendrag bedömts att inte uppnå god status på grund av påverkan från sura sulfatjordar (Jord- och skogsbruksministeriet, 2011). När god status inte uppnås måste åtgärder sättas in (EUR-Lex, 2012).

Innan åtgärder kan sättas in bör kunskapsuppbyggnaden fullföljas med en systematisk fältkartering av sura sulfatjordar och sulfidsediment, för att reda ut var åtgärder ska utföras samt vad åtgärderna lämpligen kan bestå av. Karteringen av sura sulfatjordar bör baseras på resultaten från GIS-analysen och vattenprovtagningarna genom att fokusera på riskområden. Det är dock viktigt att nämna att i vissa områden kan åtgärder strida mot andra intressen. Ett exempel är Persöfjärden i Altersundets avrinningsområde, som idag inte uppnår god status. Persöfjärden har tilldelats ett undantag från att uppnå god status då åtgärder kan vara oförenliga med att skydda Natura 2000-området som finns där (VISS, 2012).

Det är i dagsläget svårt att veta vilka återställande- eller förebyggande åtgärder som kan vara lämpliga att vidta, varav mer forskning kring åtgärder krävs. Den viktigaste åtgärden anses dock vara att förändra markanvändningen i områden med sura sulfatjordar och sulfidsediment. För att

förändra markanvändningen bör riktlinjer gällande markanvändning utformas, som bland annat kan utgöras av restriktioner för dikning och att torvbrytning för att förhindra att sulfidsediment exponeras för syrgas. Restriktioner bör riktas till områden som är särskilt känsliga. Det kan röra sig om avrinningsområden vars vattendrag inte uppnår god status orsakat av sura sulfatjordar. Det kan också röra sig områden som har en stor utbredning av sulfidsediment riskklass 1. Sådana områden återfinns främst i mindre, kustnära vattensystem (så som Holmsundet), där det är särskilt viktigt att förebygga och undvika uppkomsten av sura sulfatjordar. Det är också viktigt att tänka på risken för uppkomst av sura sulfatjordar vid planering av ny bebyggelse och vägar under Littorinahavets högsta kustlinje. Förändrad markanvändning kan också innebära att marken används på ett sådant sätt som fodrar mindre dräneringsdjup, till exempel genom att odla vall (Jord- och skogsbruksministeriet, 2011). Täckdikad jordbruksmark är den markanvändningen som skapar de djupaste sura sulfatjordarna, samtidigt som täckdikning har sina fördelar i ett odlingsperspektiv (Sundström, 2005; Österholm & Rosendahl, 2012). Det finns idag en lovande metod som kan implementeras på täckdikad jordbruksmark och som syftar till att bevara grundvattenytan så nära markytan som det är möjligt. Metoden heter kontrollerad dränering och beprövas idag i olika EU-finansierade projekt i Finland. Metoden går ut på att åtgärda själva grunden till de negativa miljökonsekvenserna sura sulfatjordarna skapar (Sundström, 2005; Sundström & Åström, 2006). Genom installation av ventiler i dräneringsbrunnar kan lantbrukaren kontrollera hur mycket dräneringsvatten som ska tillåtas att lämna marken. I dräneringsbrunnarna installeras vimplar som visar grundvattennivån. På det sättet kan dräneringsvatten släppas ut då jordbruksmaskiner ska användas på marken och ventilerna kan sedan förbli mer eller mindre stängda resten av året. Genom att bibehålla en hög grundvattenyta förblir en stor del av sulfidsedimenten reducerade och läckaget av svavelsyra och metaller minskar. Samtidigt innebär metoden att grödorna inte behöver bevattnas (Österholm & Rosendahl, 2012; Österholm et al., 2005). Ett problem med metoden är att den huvudsakliga vattenpåfyllnaden till jordbruksmarken sker under våren i samband med vårfloden, det är också under våren grundvatten måste dräneras i samband med sådd. Problemet blir som tydligast under torra sommarmånader då påfyllnaden av grundvatten har varit otillfredsställande. Problemet har dock lösts genom att pumpa in vatten från närliggande vattendrag (Österholm et al., 2012). Ytterligare ett problem har varit att undvika naturlig dränering av grundvatten från jordbruksmarken, vilket resulterar i att grundvattenytan sjunker mer än vad som har varit önskvärt (Åström et al., 2007). För att kringgå problemet med läckande grundvatten har Österholm och Rosendahl (2012) experimenterat med att plasta in jordbruksmark, och tillvägagångssättet har visat sig vara lovande i kombination med inpumpning av vatten. Metoden bör med fördel installeras på täckdikad jordbruksmark i Norrbotten för att se om den har någon effekt. EU-finansiering i kombination med en lantbrukare som är villiga att testa metoden på sin täckdikade jordbruksmark på sura sulfatjordar bör kunna resultera i ett sådant försök.

För att kunna utföra lämpliga åtgärder och lösa problemen som sura sulfatjordar ger upphov till måste en förankring av problematiken göras hos olika intressenter i länet, framförallt hos markägare. Markägare är nämligen en av de viktigaste intressenterna när det handlar om att lyckas minska de negativa miljökonsekvenserna från sura sulfatjordar (Janne Toivonen, personlig kontakt, 25 maj 2012). Det är därmed viktigt att arbeta fram en strategi för hur sulfatjordaproblematiken på bästa sätt ska förankras hos markägare och andra intressenter. Strategin bör bland annat

omfatta hur kontakten med media ska skötas. Det kan vara klokt att ta hjälp av markägare som är villiga att bepröva till exempel kontrollerad dränering på sin jordbruksmark som talespersoner i media (Janne Toivonen, personlig kontakt, 25 maj 2012).

Slutligen måste studier om hur grundvattnet påverkas av sura sulfatjordar utföras då dricksvattentäkter och brunnar kan kontamineras. Studier på hur kusten och skärgården påverkas av transport av metaller bör också utföras.

6 Slutsats

Små, kustnära avrinningsområden i Norrbotten utgör det största risken för att ytvatten ska påverkas av läckage av svavelsyra och metaller från sura sulfatjordar. Anledningen är att de små, kustnära avrinningsområdena utgörs av betydande andel potentiella sulfidsediment riskklass 1. Risken för att sura sulfatjordar ska bildas vid markanvändning (så som dikning) är därmed som störst. Ytterligare en anledning är att små, kustnära avrinningsområden har vattendrag med små vattenflöden och konsekvenserna av svavelsyra och metaller blir särskilt stora eftersom möjligheten till utspädning är begränsad. Idag finns det ett stort behov av att utveckla åtgärder för att minska de negativa miljökonsekvenserna från sura sulfatjordar. Det finns även ett stort behov av att skapa ett hållbart, förebyggande arbete för att undvika uppkomst av sura sulfatjordar och därmed även de negativa miljökonsekvenserna.

7 Tack

Jag vill börja med att tacka Miljöanalysenheten på Länsstyrelsen i Norrbotten där jag har utfört studien. Under studiens gång är det dessutom många personer som har hjälpt mig på olika sätt för att nå de resultaten som jag har gjort. Jag vill tacka mina två handledare Sara Elfvendahl (Länsstyrelsen i Norrbotten) och Dan Hammarlund (Lunds universitet). Jag vill fortsätta med att rikta ett stort tack till Anton Boman (Geologiska forskningscentralen i Finland) och Gustav Sohlenius (Sveriges geologiska undersökning). Jag vill även passa på att rikta ett tack till Frauke Ecke (Luleå tekniska universitetet), Peter Österholm (Åbo akademi), Mats Åström (Linnéuniversitetet i Kalmar/Växjö) och Lennart Lindelöf (Piteå kommun). Sist, men inte minst, vill jag tacka de andra masterexamensarbetarna på kontorer samt älskade Kristoffer Uusitalo.

8 Referenser

Adriesse, W. & van Mensvoort, M.E.F. (2006). Acid sulfate soils: distribution and extent. *Encyclopedia of Soil Science*. New York: Taylor & Francis, s. 14-19.

Ahlström, J., Degerman, E., Lindgren, G. & Lingdell, P-E. 1995). *Försurning av små vattendrag i Norrland*. Naturvårdsverket (Rapport: 4343).

Berglund, M. & Segerstedt, P. (1997). *Vattenundersökning av Rosån 1996-1997*. Strömbackaskolan Piteå (projektarbete).

Berner, R. (1984). Sedimentary pyrite formation: an update. *Geochimica et Cosmochimica Acta, 48*: 605-615.

Boman, A. (2008). *Sulphur dynamics in boreal and actual acid sulphate soils in metastable iron sulphide*. Diss. Åbo Akademi universitet. Åbo: Uniprint.

Boman, A., Åström, M. & Fröjdö, S. (2008). Sulfur dynamics in boreal acid sulfate soils rich in metastable iron sulfide – the role of artificial drainage. *Chemical Geology, 255*: 68-77.

Boman, A., Åström M., Fröjdö, S. & Backlund, K. (2010). Impact of isostatic land uplift and artificial drainage on oxidation of brackish-water rich in metastable iron sulfide. *Geochemica et Cosmochemica Acta, 74*: 1268-1281.

Brady, N.C. & Weil, R.R. (2003). *The nature and properties of soils*. 13:e uppl. New Jersey: Prentice Hall.

Butler, I.B., Böttcher, M.E., Rickard, D. & Oldroyd, A. (2004). Sulfur isotope partitioning during experimental formation of pyrite via the polysulfide and hydrogen sulfide pathways: implications for the interpretation of sedimentary and hydrothermal pyrite isotope records. *Earth and Planetary Science Letters, 228*: 495-509.

Edén, P., Weppling, K. & Jokela, S. (1999). Natural and land-use induced load of acidity, metals, humus and suspended matter in Lestijoki, a river in western Finland. *Boreal Environment research, 4*: 31-43.

Eriksson, J., Nilsson, I. & Simonsson, M. (2005). *Wiklanders marklära*. Lund: Studentlitterarur.

Erixon, P. (1996). *Luleå innerfjärdar Rapport A – Vattenkvalitetet*. Luleå: Luleå tekniska universitet (Forskningsrapport, 1996:11).

Erixon, P. (2009). *Klimatstyrda sulfidoxidationer som orsak till surhet och höga metallhalter i vattendrag i norra Sverige*. Luleå: Luleå tekniska universitet (Forskningsrapport).

EUR-Lex. (2012). *Europaparlamentet och rådets direktiv (2000/60/EG) av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område*. http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2000L0060:20090113:SV:PDF [2012-04-20]

Fältmarsch, R.M., Åström, M.E. & Vuori, K-M. (2008). Environmental risks of metals mobilised from acid sulphate soils in Finland: a literature review. *Boreal Environmental Research,*

13: 444-456.

Fitzpatrick, R.W., Merry, R.H., Williams, J., Williams, I., Bowman, G. & Taylor, G. (1998). Acid sulfate soil assessment: coastal, inland and minesite conditions. *National Land and Water Resources Audit*, s. 1-18.

Fromm, E. (1953). Glaciation and changes of level in quaternary age. I Lindqvist, M. (red.) *Atlas över Sverige*. Svenska sällskapet för antropologi och geografi. Stockholm: Generalstabens litografiska anstalts förlag, s. 19-20.

Fromm, E. (1965). *Beskrivning till jordartskarta över Norrbottens län nedanför lappmarksgränsen*. Sveriges Geologiska Undersökning, Ca 39. Stockholm: Kungl. Boktryckeriet P.A Norstedt & Söner.

Georgala, D. (1980). *Paleoenvironmental studies of post-glacial black clays in north-eastern Sweden*. Diss. Stockholms universitet. Ekenäs Tryckeri Aktiebolag.

Hudd, R. (2000). *Springtime episodic acidification as a regulatory factor of estuary spawing fish recruitment*. Diss. Helsingfors universitet. Helsingfors.

Hudd, R. & Kålax, P. (1998). Effects of acidification on 0+ juvenile fish diversity and abundance in River Kyrönjoki, Finland. *Italian Journal of Zoology, 65*: 483-486.

Jord- och skogsbruksministeriet. (2011). *Riktlinjer för minskning av olägenheter från sura sulfatjordar fram till år 2020*. Jord- och skogsbruksministeriet (Rapport 2a).

Kalff, J. (2002). *Limnology – Inland water ecosystems*. New Jersey: Prentice Hall Inc.

Kuriren. (2009). Svartmocka orsak till fiskdöd. *Kuriren*, 13 maj. http://www.kuriren.nu/nyheter/?articleid=4878459 [2012-05-04]

Lax, K. & Sohlenius, G. (2006). *Sura sulfatjordar och metallbelastning*. Sveriges Geologiska Undersökning (SGU-rapport 2006:5).

Lundqvist, J., Lundqvist, T., Lindström, M., Calner, M. & Sivhed, U. (2011). *Sveriges geologi från urtid till nutid*. 3:e uppl. Lund: Studentlitteratur.

Madigan, M.T., Martinko, J.M., Dunlap, P.V. & Clark, D.P. (2009). *Brock biology of microorganism*. 12:e uppl. San Francisco: Pearson Education, Inc.

McBride, M.B. (1994). *Environmental Chemistry of Soils*. New York: Oxford University Press.

Morse, J.W. & Arakaki, T. (1993). Adsorption and coprecipitation of divalent metals with mackinawite (FeS). *Geochimica et Cosmochimica Acta, 57*(15): 3635-3640.

Morse, J.W. & Luther, G.W. (1999). Chemical influences on trace metals-sulfide interfractions in anoxic sediments. *Geochimica et Cosmochimica Acta, 63*(19-20): 3373-3378.

Moses, C.O., Nordstrom, D.K., Herman, J.S. & Mills A.L. (1987). Aqueous pyrite oxidation by dissolved oxygen and by ferric iron. *Geochemica et Cosmochemica Acta, 51*: 1561-1571.

Naturvårdsverket. (1999). *Metodik för inventering av förorenade områden – bedömningsgrunder* för *miljökvalitet – vägledning* för *insamling av underlagsdata*. Värnamo. Naturvårdsverket (Rapport: 4918).

Naturvårdsverket. (2000). *Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Sjöar och vattendrag*. Uppsala: Naturvårdsverket (Rapport: 4913).

Naturvårdsverket. (2007). *Status, potential och kvalitetskrav för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon – En handbok om hur kvalitetskrav i ytvattenförekomster kan bestämmas och följas upp*. Naturvårdsverket (Handbok 2007:4).

Naturvårdsverket. (2008). *Förslag till gränsvärde för särskilda förorenade ämnen – Stöd till vattenmyndigheterna vid statusklassning och framställande av MKN*. Naturvårdsverket (Rapport 5799).

Naturvårdsveket. (2009). *Markavvattning och rensning – Handbok för tillämpningen av bestämmerlserna i 11 kaptilet i miljöbalken.* Bromma: Naturvårdsverket (Handbok 2009:5).

Nordmyr, L., Boman, A., Åström, M. & Österholm, P. (2006). Estimation of leakage of chemical elements from boreal acid sulphate soils based on a geochemical and hydrochemical approach. *Boreal Environment Research, 11*: 261-273.

Nyberg, M., Österholm, P. & Nystrand, M. (2012). Impact of acid sulfate soils on the geochemistry of rivers in south-western Finland. *Environmental Earth science, 66*: 157-168.

Pient, P.R. (2006). *Invitation to oceanography*. 4:e uppl. Jones and Bartlett Publishers Inc.

Piteå kommun. (1996-2011). Analysprotokoll från vattenprovtagningar. Miljö och Byggnadskontoret, Piteå kommun.

Rickard, D. (1975). Kinetics and mechanism of pyrite formation at low temperatures. *American Journal of Science, 275*: 636-652.

Rickard, D. (1995). Kinetics of FeS precipitation: part 1. Competing reaction mechanisms. *Geochimica et al Cosmochimica Acta, 59*(21): 4367-4379.

Rickard, D. (1997). Kinetics of pyrite formation by the H_2S oxidation of the iron (II) monosulfide in aqueous solution between 25 and 125°C: the rate equation. *Geochimica et Cosmochimica Acta, 61*(1): 115-134.

Rickard, D. & Luther, G.W. (1997). Kinetics of pyrite formation by the H_2S oxidation of the iron (II) monosulfide in aqueous solution between 25 and 125°C: the mechanism. *Geochimica et Cosmochimica Acta, 61*(1): 135-147.

Roos, M. & Åström, M. (2005). Seasonal and spatial variations in major and trace elements in a regulated boreal river (Esse river) affected by acid sulphate soils. *River Research and Applications, 21*: 351-361.

SGU. (1999). *Jordartskartan – serie Ak*. Sveriges geologiska undersökning.

SMHI. (2012a). *Vattenwebb*. vattenwebb.smhi.se [2012-04-20]

SMHI. (2012b). *Vattenföring*. http://www.smhi.se/vadret/vadret-i-sverige/Vattenforing/index.php?k=9&l=3&a=30&b=30&action=show&choice=S50148& & http://www.smhi.se/vadret/vadret-i-sverige/Vattenforing/index.php?k=17&l=4&a=30&b=30&action=show&choice=S50028& [2012-05-31]

SMHI. (2012c). *Rekordregning september i Jokkmokk*. http://www.smhi.se/nyhetsarkiv/rekordregnig-september-i-jokkmokk-1.17984?search=yes&month=9&year=2011 [2012-06-18]

Sohlenius, G. (2011). *Sulfidjordar och sura sulfatjordar – vad gör SGU?*. Uppsala: Sveriges Geologiska Undersökning (SGU-rapport 2011:12).

Sohlenius, G. & Öborn, I. (2004). Geochemistry and partitioning of trace metals in acid sulphate soils. *Geoderma, 122*: 167-175.

Sundström, R. (2005). *Läckage av syra och metall från dikad jordbruksmark*. Diss. Åbo Akademis universitet. Åbo: Åbo Akademis tryckeri.

Sundström, R. & Åström, M. (2006). Characterization of the metal leakage from Finnish agricultural acid sulphate soils in the light of the European Water Framework Directive. *Boreal Environment Research, 11*: 275-281.

Sveriges lantbruksuniversitet. (2012). *Institutionen för vatten och miljö – databank*. http://info1.ma.slu.se/db.html [2012-05-15]

Sveriges television. (2011). *Sönderspolade vägar i norr – faran inte över*. http://svt.se/2.22620/1.2544200/sonderspolade_vagar_i_norr_-_faran_inte_over [2012-06-08]

Toivonen, J.& Österholm, P. (2011). Characterization of acid sulfate soils and assessing their impact on a humic boreal lake. *Journal of Geochemical Exploration, 110*: 107-117.

Vattenmyndigheten i Bottenviken. (2010a). *Åtgärdsprogram – Bottenvikens vattendistrikt 2009-2015*. Luleå: Vattenmyndigheten i Bottenvikens vattendistrikt vid Länsstyrelsen i Norrbottens län (Rapport 2010:1).

Vattenmyndigheten i Bottenviken. (2010b). *Från Torneäven till Öreälven – Beskrivning av huvudavrinningsområdena och kustmynnande vattendrag i Bottenvikens vattendistrikt*. http://www.vattenmyndigheterna.se/Sv/publikationer/bottenviken/ovriga-publikationer/Pages/fran-tornealven-till-orealven.aspx [2012-04-10]

VISS. (2012). *Persöfjärden*. http://www.viss.lst.se/Waters.aspx?waterEUID=SE730909-178952&userProfileID=3 [2012-06-03]

Vägverket. (2007). *Råd och rekommendationer för hantering av sulfidjordsmassor*. Borlänge: Vägverket (Rapport 2007:100).

Wiklander, L., Hallgren, G., Brink, N. & Johnsson, E. (1950a). Studies on gyttja soils, II. Some characteristics of two profiles from northern Sweden. *The annals of the royal agricultural collage of Sweden, 17*: 24-37.

Wiklander, L., Hallgren, G. & Jonsson, E. (1950b). Studies on gyttja soils, III. Rate of sulfur

oxidation. *The annals of the royal agricultural collage of Sweden, 17*: 425-441.

Åkerblom, A. (red.) (1978). *Diagnos – Östersjön.* Statens naturvårdsverk. Stockholm: LiberFörlag.

Åström, M. (1996). *Geochemistry, chemical reactivity and extent of leaching of sulphide-bearing fine-grained sediments in southern Ostrobothnia, western Finland.* Diss. Åbo Akademis universitet. Åbo: Åbo Akademis tryckeri.

Åström, M. (1998). Partitioning of transition metals in oxidatised and reduced zones of sulphide -bearing fine-grained sediments. *Applied Geochemistry, 13*(5): 607-617.

Åström, M. (2001a). The effect of acid soil leaching on trace element abundance in a medium-sized stream, W. Finland. *Applied Geochemistry, 16*: 387-396.

Åström, M. (2001b). Effect of widespread severely acidic soils on spatial features and abundance of trace elements in stream. *Journal of Geochemical Exploration, 73*: 181-191.

Åström, M. & Björklund, A. (1996). Hydrogeochemistry of a stream draining sulfide-bearing postglacial sediments in Finland. *Water, Air and Soil Pollution, 89*: 233-246.

Åström, M. & Björklund, A. (1997). Geochemistry and acidity of sulphide-bearing postglacial sediments of westerns Finland. *Enivronmental Geochemistry, 19*: 155-164.

Åström, M. & Corin, N. (2000). Abundance, sources and speciation of trace elements in humus-rich streams affected by acid sulphate soils. *Aquatic Geochemistry, 6*: 367-383.

Åström, M., Österholm, P., Bärlud, I. & Tattari, S. (2007). Hydrochemical effects of surface liming, controlled drainage and lime-filter drainage on boreal acid sulfate soils. *Water, Air and Soil Pollution,* 17(1-4): 107-116.

Öborn, I. (1989). Properties and classification of some acid sulfate soils in Sweden. *Geoderma, 45*: 197-219.

Öborn, I. (1994). *Morphology, chemistry, mineralogy and fertility of some acid sulfate soils*. Diss. Sveriges lantbruksuniveristet. Uppsala: SLU/Repro.

Öborn, I. & Berggren, D. (1995). Characterization of jarosite-natrojarosite in two northern scandinavian soils. *Geoderma, 66*(3-4): 213-225.

Österholm, P. (2005). *Previous, current and future leaching of sulphur and metals from acid sulphate soil in W. Finland*. Diss. Åbo Akademi universitet. Åbo: Åbo Akademis tryckeri.

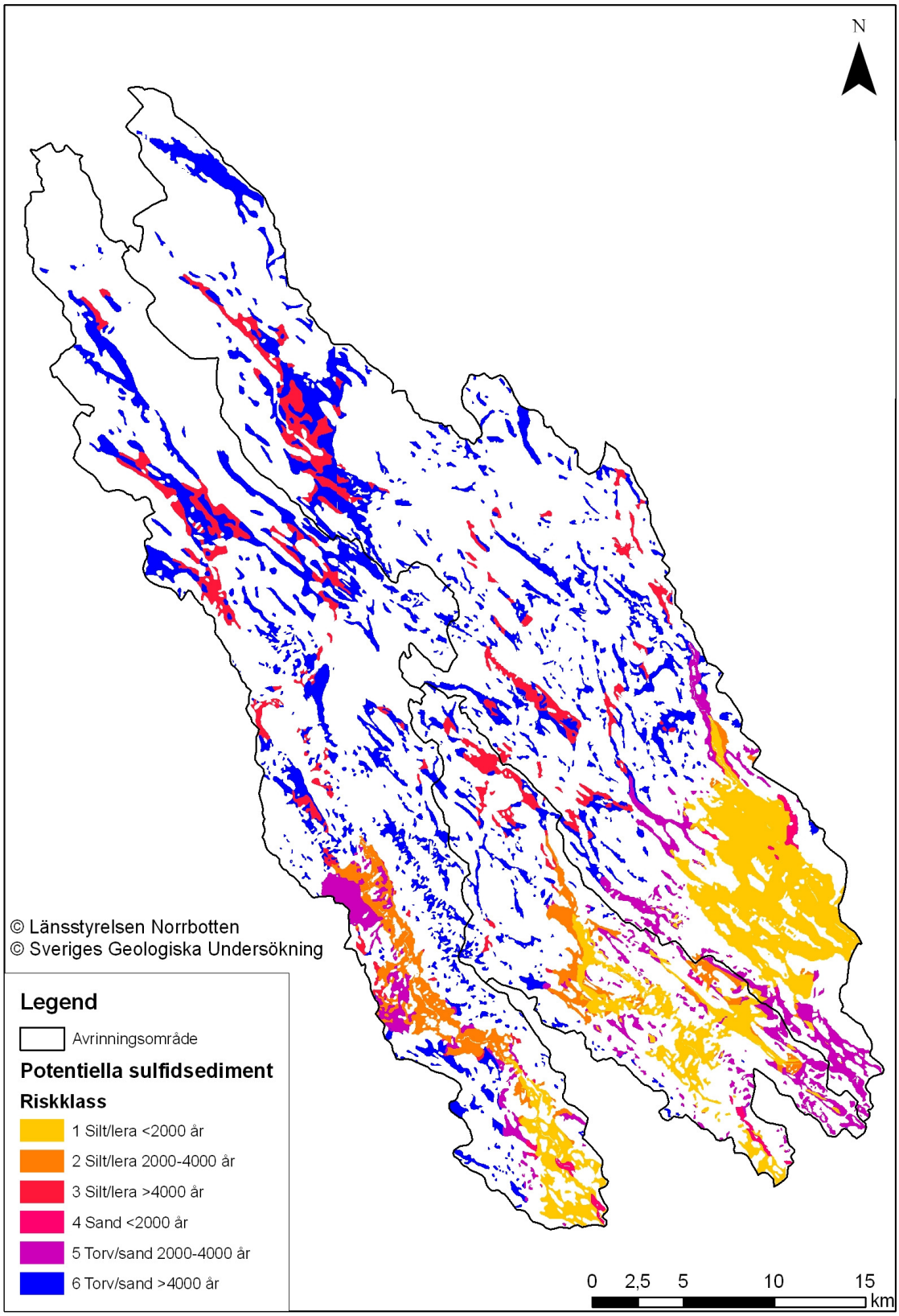
Österholm, P. & Rosendahl, R. (2012). *By-pass flow prevention on farmlands with controlled drainage*. Manuskript insänt för publicering.

Österholm, P., Virtanenm S., Uusi-Kämppä, J., Rosendahl, R., Westberg, V., Mäensivu, M., Ylivainio, K., Ylli-Halla, M. & Turtola, E. (2012). *Minimizing sulfide oxidation on acid sulfate farmlands by enhanced controlled drainage and subsurface irrigation.* Manuskript insänt för publicering.

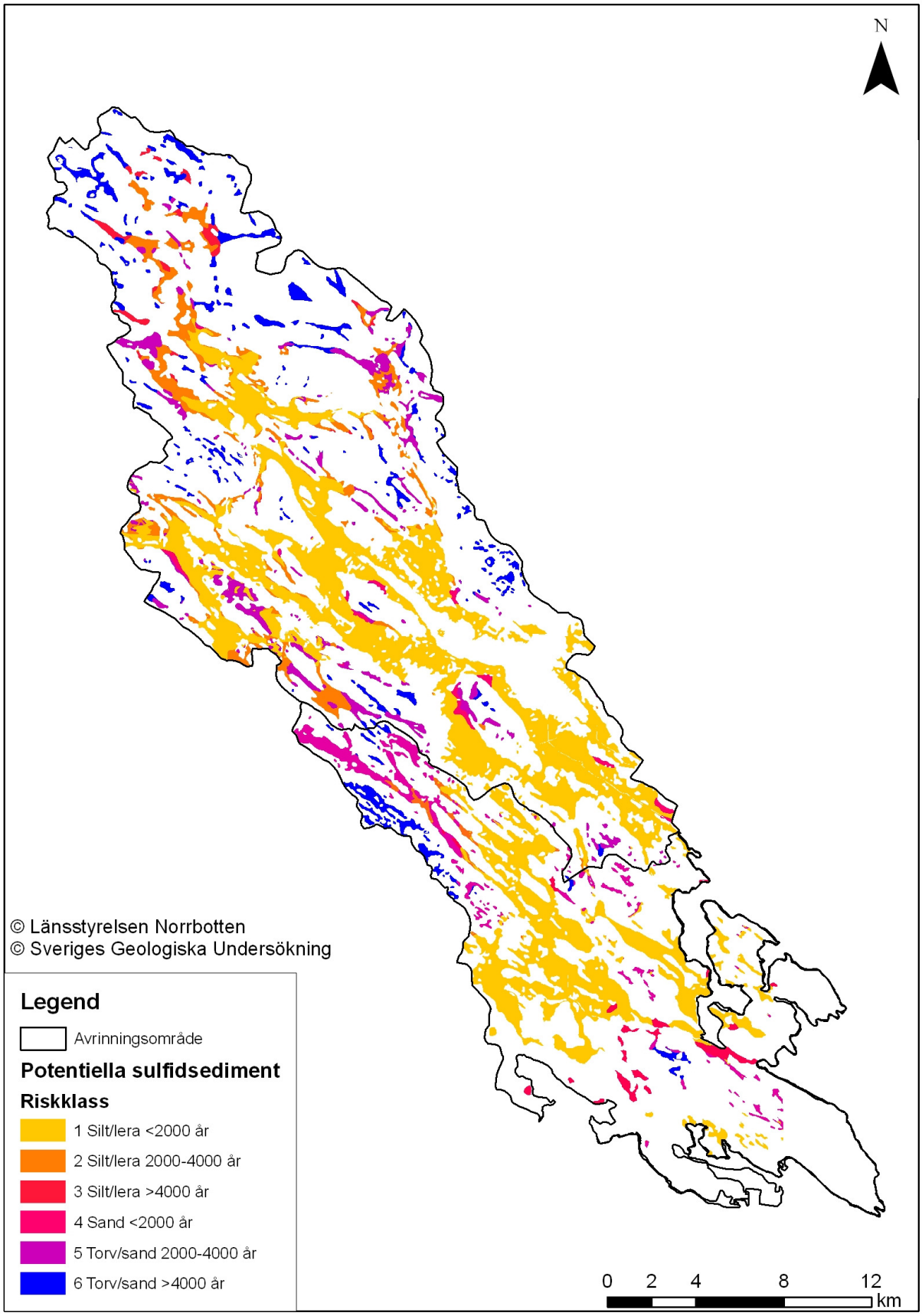
Österholm, P. & Åström, M. (2002). Spatial trends and losses of major and trace elements in agricultural avid sulphate soils distributed in the artificially drained Rintala area, W. Finland. *Applied Geochemistry, 17*: 1209-1218.

Österholm, P., Åström, M. & Sundström, R. (2005). Assessment of aquatic pollution, remedial measures and juridical obligations of an acid sulphate soil area in westerna Finland. *Agricultural and Food Science, 14*(1): 44-56.

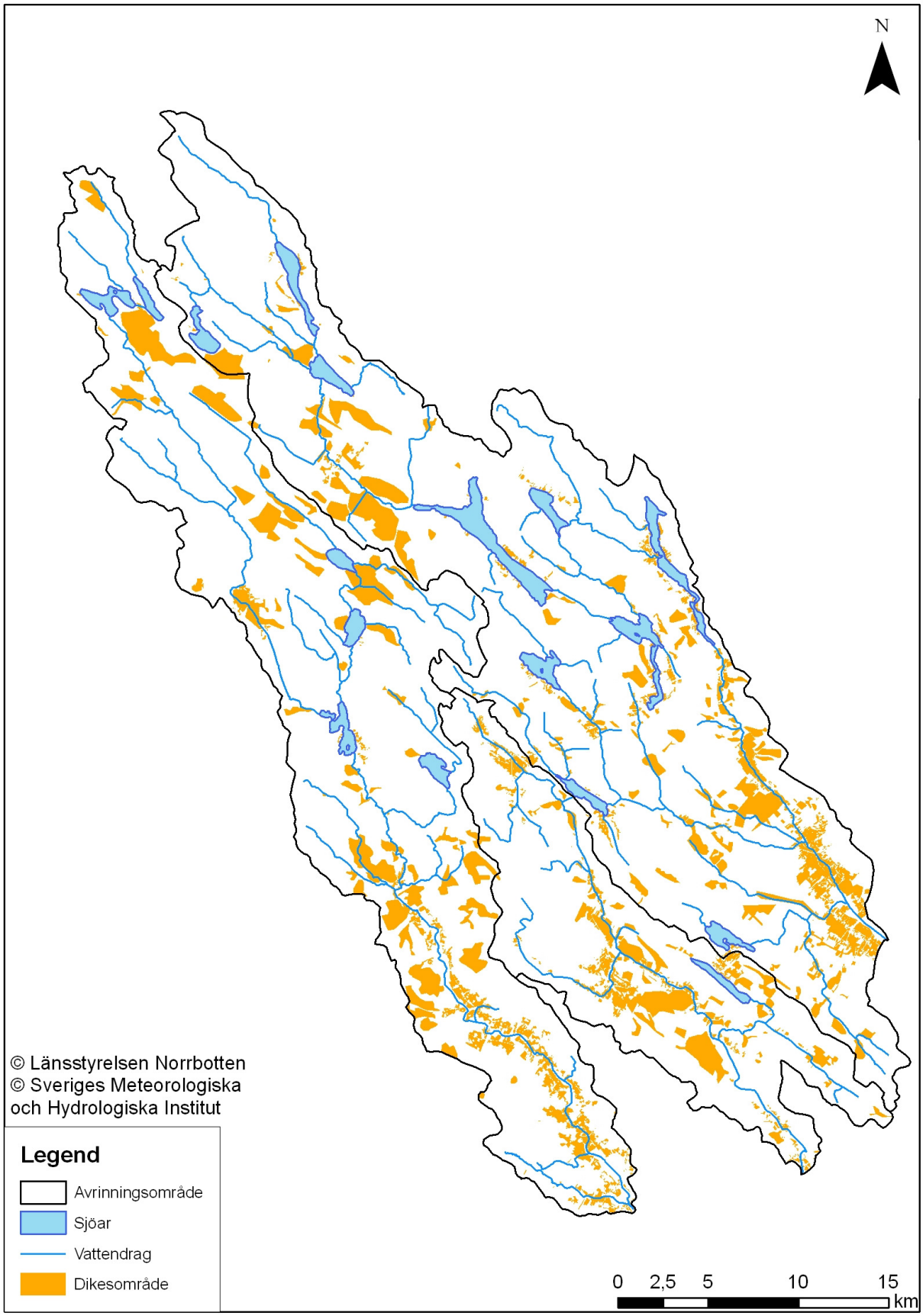
Bilaga 1



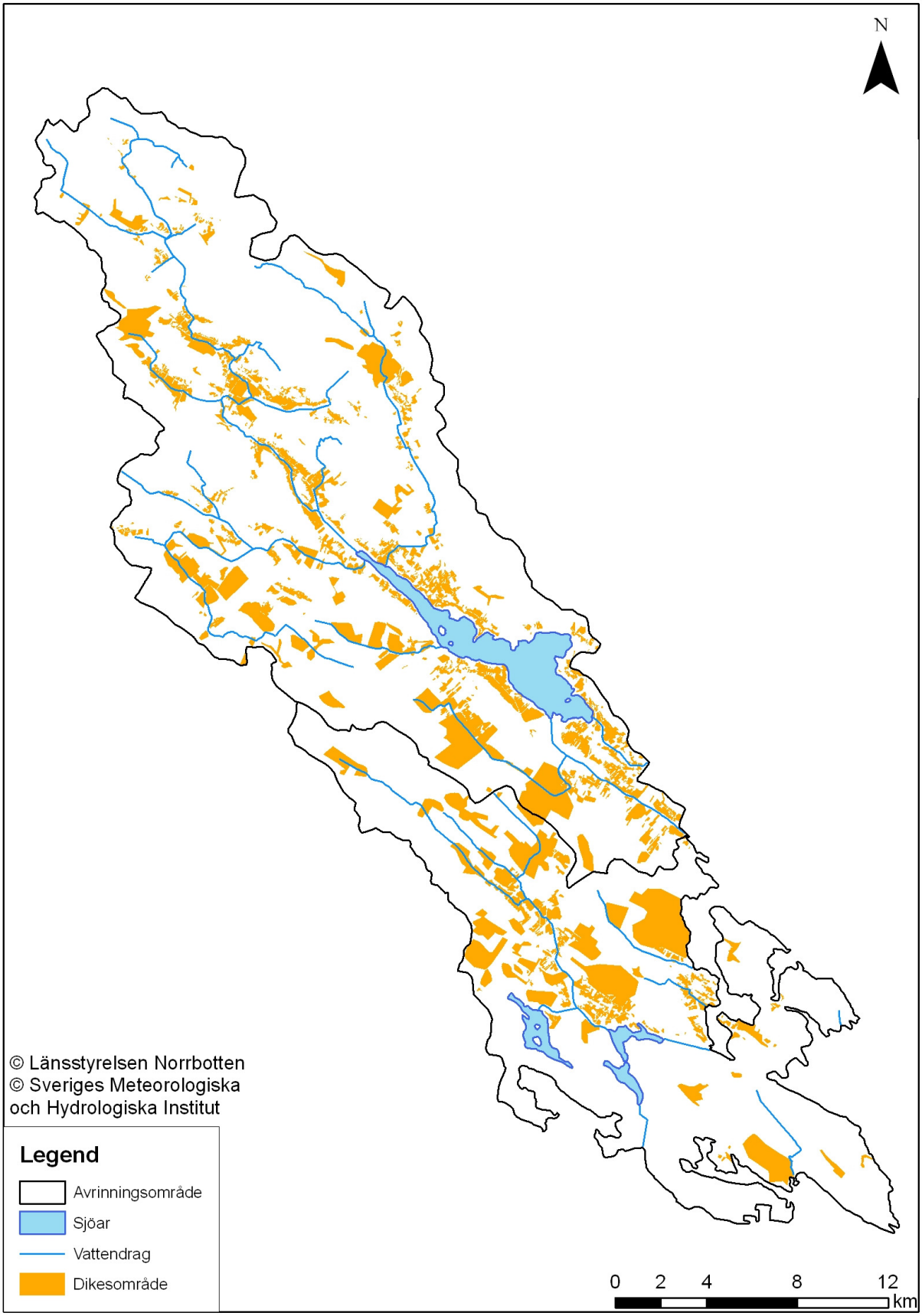
Figur 21. Utbredning av potentiella sulfidsediment med de sex riskklasserna. Riskklass 1 är den högsta risken att bilda sura sulfatjordar vid dikning och riskklass 6 är den lägsta risken. Källa: SGU (1999).



Figur 22. Utbredning av potentiella sulfidsediment med de sex riskklasserna. Riskklass 1 är den högsta risken att bilda sura sulfatjordar vid dikning och riskklass 6 är den lägsta risken. Källa: SGU (1999).

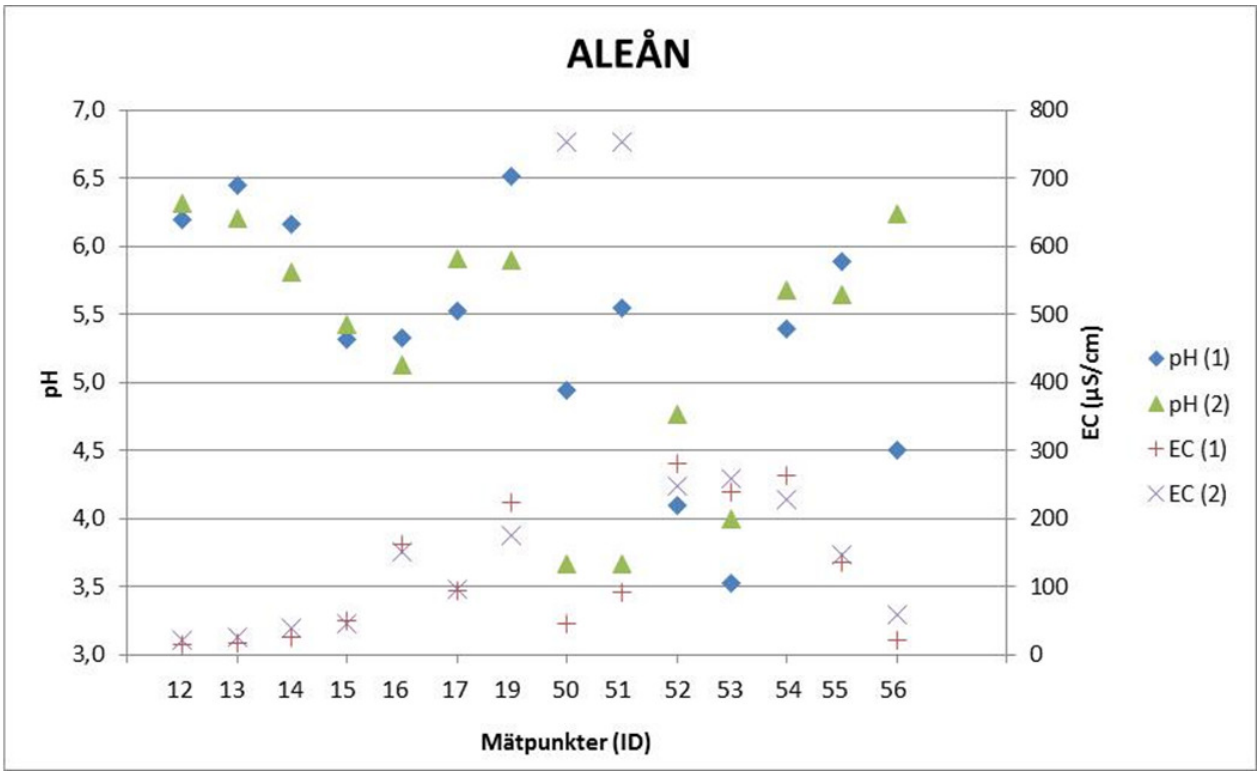


Figur 23. Dikningsområden med jord– och skogsbruksdiken i Aleån, Rosån och Alterälven.

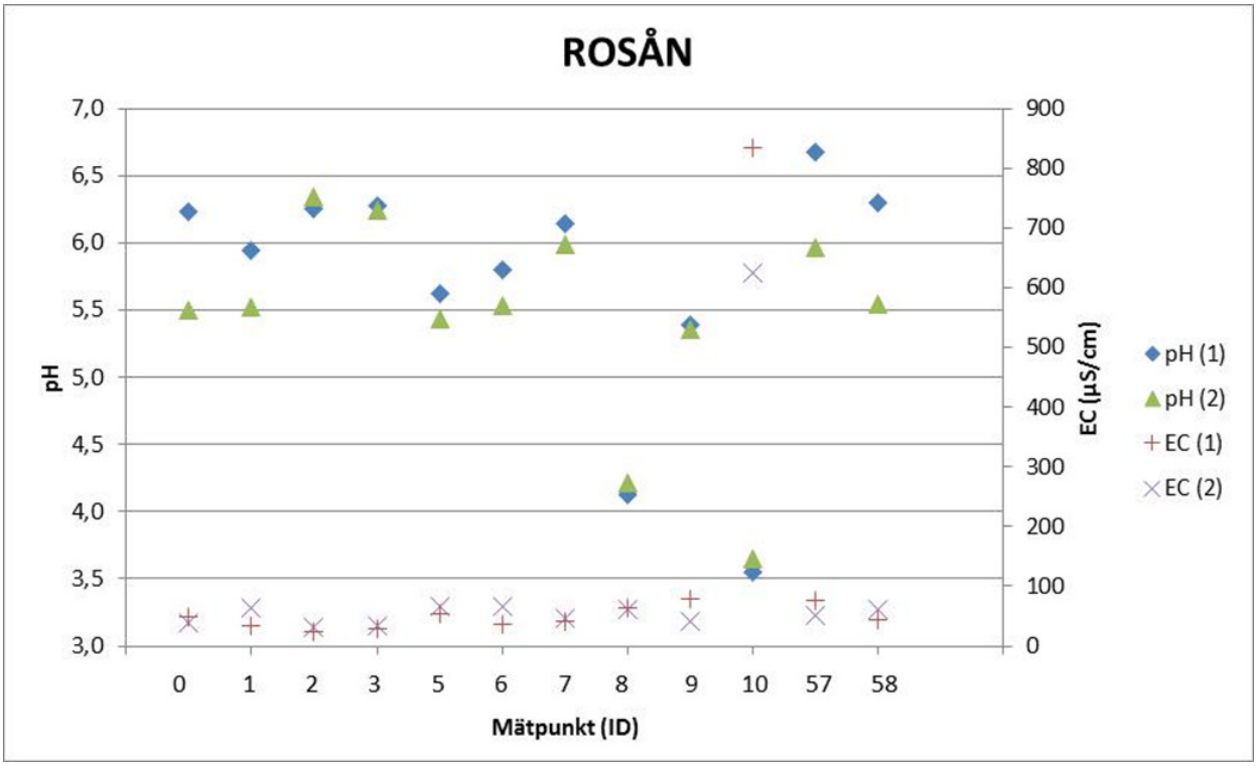


Figur 24. Dikningsområden med jord– och skogsbruksdiken i Aleån, Rosån och Alterälven.

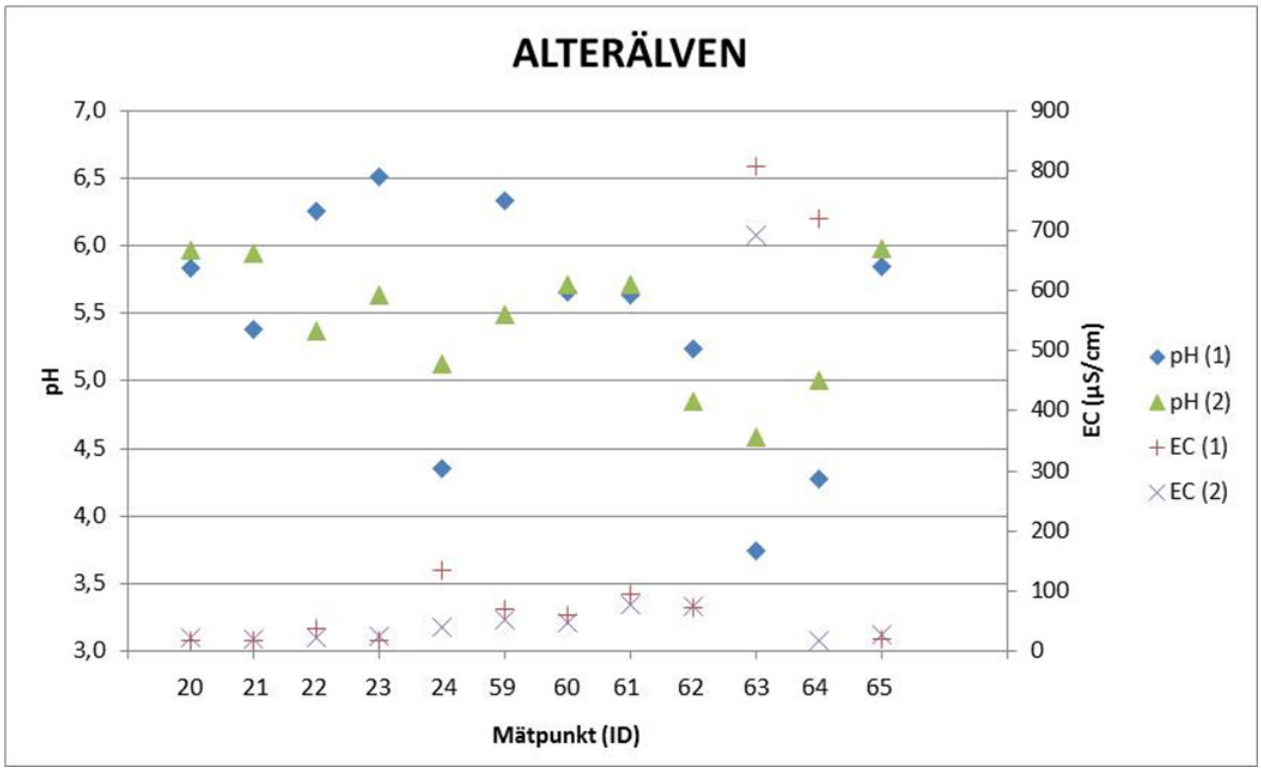
Bilaga 2



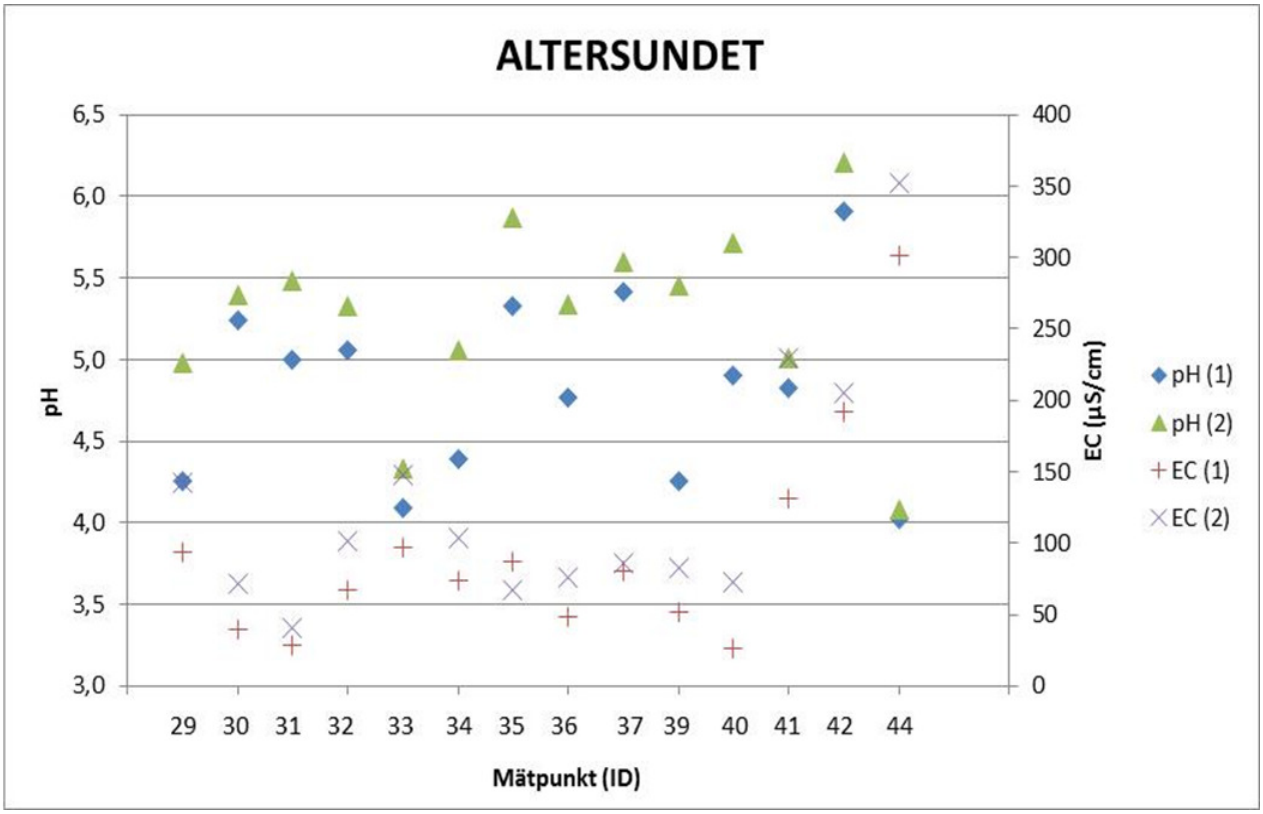
Figur 25. Mätresultat från Aleån. Resultatet omfattar både pH och konduktivitet för de mätpunkter som provtogs två gånger (1 = första provtagningen och 2 = andra provtagningen).



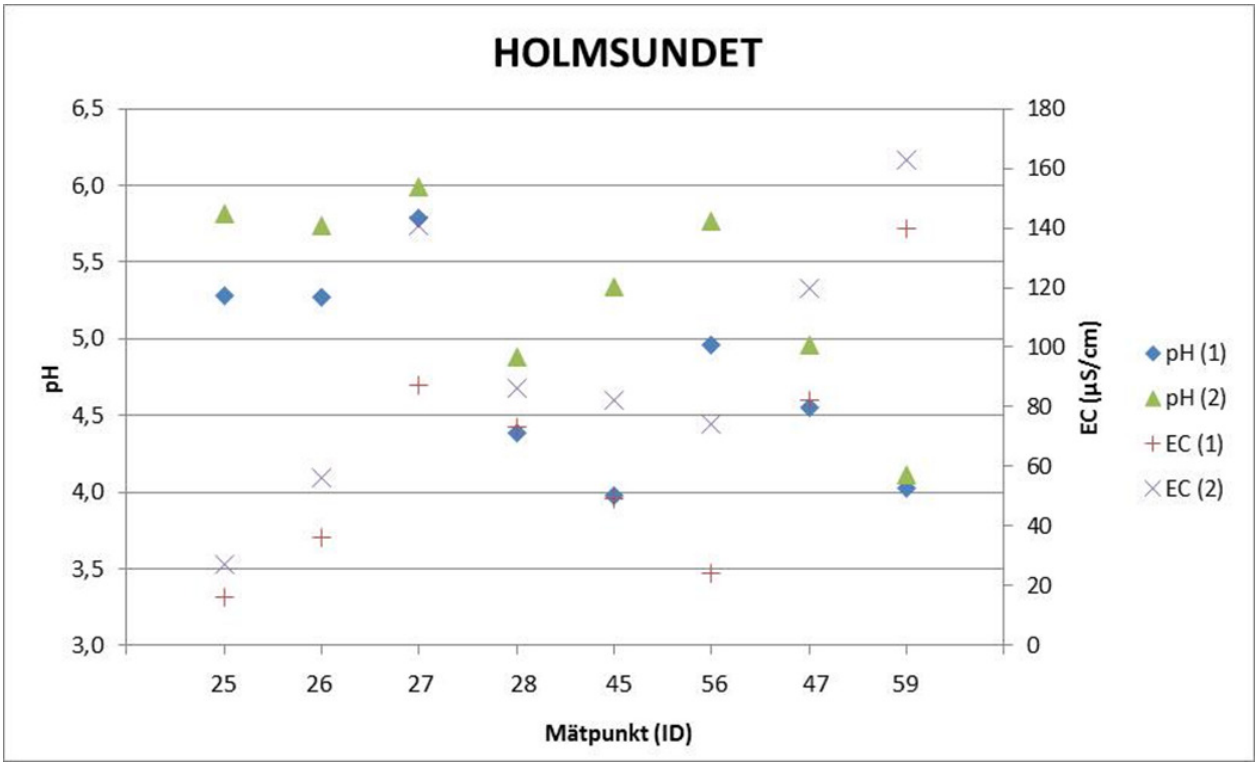
Figur 26. Mätresultat från Rosån. Resultatet omfattar både pH och konduktivitet för de mätpunkter som provtogs två gånger (1 = första provtagningen och 2 = andra provtagningen).



Figur 27. Mätresultat från Alterälven. Resultatet omfattar både pH och konduktivitet för de mätpunkter som provtogs två gånger (1 = första provtagningen och 2 = andra provtagningen).



Figur 28. Mätresultat från Altersundet. Resultatet omfattar både pH och konduktivitet för de mätpunkter som provtogs två gånger (1 = första provtagningen och 2 = andra provtagningen).



Figur 29. Mätresultat från Holmsundet. Resultatet omfattar både pH och konduktivitet för de mätpunkter som provtogs två gånger (1 = första provtagningen och 2 = andra provtagningen).

Bilaga 3

Tabell 3. Resultat från första vattenmätningen.

ID	Datum	X	Y	ARO*	TYP**	pH	EC (µS/cm)	Temp (°C)	Bredd (m)	Kommentrar
0	2012-05-18	7278900	806111	RÅ	B	6,2	48	9,3	5	Färgat, strömt flöde, översvämmat
1	2012-05-18	7281333	804068	RÅ	H	5,9	33	6,1	10	Färgat, översvämmat, strömt flöde
2	2012-05-18	7287787	798857	RÅ	H	6,3	25	7,6	10	Lite färgat, strömt flöde, översvämmat
3	2012-05-18	7291509	797508	RÅ	H	6,3	30	7	4	Lite färgat, strömt flöde
4	2012-05-18	7285054	799839	RÅ	H	6,5	29	7,4	5	Strömt flöde, lite färgat, översvämmat
5	2012-05-18	7282566	801963	RÅ	H	5,6	53	7,2	10	Färgat, strömt flöde, översvämmat
6	2012-05-18	7280482	804697	RÅ	H	5,8	36	6,1	10	Strömt flöde, färgat, översvämmat
7	2012-05-18	7273506	809877	RÅ	H	6,1	40	9,4	15	Översvämmat, färgat, strömt flöde
8	2012-05-18	7281278	804017	RÅ	D	4,1	63	4,7	1	Skogsdike, snö, färgat, frusen mark?
9	2012-05-18	7280540	804569	RÅ	D	5,4	78	8,9	1	Skog uppströms, jordbruksdike, tjäle, järnutfällningar
10	2012-05-18	7281416	800594	RÅ	D	3,6	833	7,5	0,5	Jordbruksdike, klart vatten, mycket järnutfällningar
11	2012-05-17	7299011	806258	AÅ	H	6,0	12	7,1	12	Strömt flöde, färgat
12	2012-05-17	7292564	808719	AÅ	H	6,2	14	7,3	30	Strömt flöde, färgat, översvämmat
13	2012-05-17	7288788	811433	AÅ	H	6,5	16	7,3	20	Strömt flöde, färgat, kalkade åkrar runt om
14	2012-05-17	7287513	812329	AÅ	H	6,2	25	10,2	30	Strömt flöde, färgat
15	2012-05-17	7285662	812168	AÅ	B	5,3	49	8,9	3	Färgat, strömt flöde
16	2012-05-17	7286696	811961	AÅ	D	5,3	162	7,7	2	Dike skog o jordbruk, färgat
17	2012-05-17	7286721	813417	AÅ	D	5,5	94	7,9	5	Skogsdike, färgat
18	2012-05-17	7291669	809574	AÅ	D	6,4	22	7,1	2	Jordbruksdike, färgat, stilla flöde, frusen mark med ytavrinning (?)
19	2012-05-17	7285111	812770	AÅ	D	6,5	223	8,4	1	Jordbruksdike, frusen mark (?)
20	2012-05-18	7280434	792077	AÅ	H	5,8	19	8,6	20	Färgat, översvämmat, strömt flöde

21	2012-05-18	7278553	795392	AÄ	H	5,4	19	9	10	Färgat, översvämmat, strömt flöde
22	2012-05-18	7276331	796857	AÄ	D	6,3	37	7,8	1	Jordbruksdike, skogsbruk uppströms, färgat
23	2012-05-18	7273958	797803	AÄ	H	6,5	19	8,8	10	Översvämmat, färgat, strömt flöde
24	2012-05-18	7274173	797578	AÄ	D	4,4	136	7,4	0,5	Jordbruksdike, skog uppströms, utspädning, järnutfällningar
25	2012-05-16	7302743	824887	HS	H	5,3	16	7,2	5	Strömt flöde, humös, grumlig
26	2012-05-16	7302336	825609	HS	H	5,3	36	7,9	10	Strömt flöde
27	2012-05-16	7296744	831127	HS	H	5,8	87	8,6		Sinksundet - utlopp, surt vatten ej hunnit hit (?)
28	2012-05-16	7301739	825623	HS	D	6,0	571	7,8	0,5	Olika diken som går ihop. Fe-fällningar. Trolig föroreningspåverkan
						6,1	308	10,8	1	
						6,1	408	9,8	1	
						6,6	830	16,3	0,5	
29	2012-05-16	7303670	824719	HS	D	4,4	73	6,7	3	Skogsdike, färgat, strömt flöde
30	2012-05-16	7319987	815926	AS	H	4,3	94	5,7		Kraftigt översvämmat. Lokalbefolkning sa att det finns 18 m svartmocka
31	2012-05-16	7318759	816957	AS	H	5,2	40	7,2		Kraftigt översvämmat
32	2012-05-16	7317923	818969	AS	B	5,0	29	4,5	7	Jordbruksmark, rätat vattendrag, översvämmat, strömt flöde
33	2012-05-16	7317385	817622	AS	B	5,1	67	8,5	10	Jordbruksmark, rätat vattendrag, strömt flöde
34	2012-05-16	7316072	821282	AS	B	4,1	97	4,8	1,5	Jordbruksamrk, rätat vattendrag, strömt flöde
35	2012-05-16	7313714	820355	AS	B	4,4	74	5,1	5	Skogsbruk, färgat, översvämmad, strömt flöde
36	2012-05-16	7310596	828302	AS	H	5,3	87	8,6	20	Grumligt, färgat
37	2012-05-16	7307620	826801	AS	D	4,8	48	5,5	10	2 diken á 5 m, konstgjord skogsbruksdikning
38	2012-05-16	7306271	831453	AS	H	5,4	80	10	20	Utflöde Persöfjärden, grumligt, färgat, strömt flöde
39	2012-05-16	7300680	829930	HS	H	5,7	88	9	20	Strömt flöde
40	2012-05-16	7314204	820221	AS	D	4,3	52	4,5	1	Skogsdike
41	2012-05-16	7312230	823963	AS	D	4,9	26	8,8	0,5	Jordbruksdike
42	2012-05-16	7309746	829020	AS	D	4,8	131	10,2	1	Jordbruksdike,stilla vatten, järnutfällningar, sulfidbildning (?)
43	2012-05-16	7309588	829175	AS	D	5,9	192	9,5	1,5	Jordbruksdike, mycket järnutfällningar, aluminiumutfällningar, järnbakterier
44	2012-05-16	7306467	831251	AS	D	4,8	222	9,3	0,5	Jordbruksdike, frusen mark, stilla flöde, lite vatten
45	2012-05-16	7306307	831466	AS	D	4,0	301	11,3	0,5	Jordbruksdike, järnutfällningar, klart vatten
46	2012-05-16	7300424	826394	HS	H	4,0	49	8,3	5	Jordbruksmark, färgat, strömt flöde
47	2012-05-16	7300891	826526	HS	D	5,0	24	7,7	0,5	Jordbruksdike, skogsbruk uppströms, humös, troligen ytavrinning
48	2012-05-16	7301055	826578	HS	D	4,6	82	11	1,5	Jordbruksdike, järnutfällningar, ytvarinning (?)

49	2012-05-16	7301240	826631	HS	D	6,0	309	8,2	1	Jordbruksdike, järnutfällningar, konstaterat sulfidlera, dock frusen mark
50	2012-05-16	7301524	826928	HS	D	4,0	140	10	2	Skogsbruksdike, färgat
51	2012-05-17	7288214	811581	AÅ	D	4,9	46	8,1	54	Jordbruksdike, kalkade fält omger
52	2012-05-17	7288214	811581	AÅ	D	5,5	91	9,9	0,5	Jordbruksdike, leder in i ovan
53	2012-05-17	7286698	811966	AÅ	D	4,1	281	9,2	0,5	Jordbruksdike, helt klart vatten
54	2012-05-17	7286172	811909	AÅ	D	3,5	239	5,1	1	Skogsdike, helt klart vatten, järnutfällningar
55	2012-05-17	7283902	814695	AÅ	T	5,4	263	6,1		Täckdikning jordbruk, klart vatten, mycket järnutfällningar
56	2012-05-17	7283523	815236	AÅ	D	5,9	135	8,8	1,5	Jordbruksdike, klart vatten, mycket järnutfällningar
57	2012-05-17	7282616	816842	AÅ	D	4,5	22	7,8	1	Jordbruksdike, lite färgat, skog uppströms, en del järnutfällningar
58	2012-05-18	7282311	799679	RÅ	D	6,7	75	7,8	2	Jordbruksdike, skog uppströms, lite färgat, strömt flöde
59	2012-05-18	7282012	800007	RÅ	B	6,3	43	7	10	Kraftigt översvämmad, strömt flöde, färgat
60	2012-05-18	7277023	796297	AÅ	D	6,3	71	8,9	0,5	Jordbruksdike, färgat
61	2012-05-18	7275361	798522	AÅ	D	5,7	60	9	0,5	Jordbruksdike, ev järnutfällningar
62	2012-05-18	7273388	799046	AÅ	D	5,6	96	9,5	0,5	Jordbruksdike, järnutfällningar
63	2012-05-18	7272431	798481	AÅ	D	5,2	72	9,5	1	Jordbruksdike, kalkupplag just i anslutning, klart vatten, järnutfällningar
64	2012-05-18	7272174	798519	AÅ	D	3,7	807	9,1	0,5	Jordbruksdike, järnutfällningar, klart vatten, fält med täckdikning o kalk
65	2012-05-18	7272309	798505	AÅ	T	4,3	720	6,5		Täckdike, kalkat fält, järnutfällningar där vattnet når diket, klart vatten
66	2012-05-18	7270734	800661	AÅ	H	5,9	20	9,8	20	Strömt flöde, färgat, översvämmat

* Avrinningsområde, där AS = Altersundet, AÅ = Aleån, AÄ = Alterälven, RÅ = Rosån, HS = Holmsundet.

** Typ av vatten, där H = huvudflöde, B = biflöde, D = dike, T = täckdike.

Tabell 4. Resultat från andra vattenmätningen.

ID	Datum	X	Y	ARO*	TYP**	pH	EC (µS/cm)	Temp (°C)	Bredd (m)	Kommentrar
0	2012-06-04	7278900	806111	RÅ	B	5,5	39	9,5	5	Kraftigt färgat, hög vattennivå
1	2012-06-04	7281333	804068	RÅ	H	5,5	64	9,3	10	Kraftigt färgat, hög vattennivå
2	2012-06-04	7287787	798857	RÅ	H	6,3	31	10	10	Lite färgat
3	2012-06-04	7291509	797508	RÅ	H	6,2	33	10,5	4	Svagt färgat, hög vattenivå
4		7285054	799839	RÅ	H					ej provtagen
5	2012-06-04	7282566	801963	RÅ	H	5,4	65	9,5	10	Färgat, hög vattennivå
6	2012-06-04	7280482	804697	RÅ	H	5,5	67	9	10	Färgat, hög vattennivå
7	2012-06-04	7273506	809877	RÅ	H	6,0	45	11,8	15	Färgat, hög vattennivå

8	2012-06-04	7281278	804017	RÅ	D	4,2	62	7,7	1	Skogsdike, kraftigt färgat, hög vattennivå
9	2012-06-04	7280540	804569	RÅ	D	5,4	40	8,1	1	Skog uppströms, jordbruksdike, järnutfällningar
10	2012-06-04	7281416	800594	RÅ	D	3,7	624	10,1	0,5	Jordbruksdike, klart vatten, mycket järnutfällningar
11		7299011	806258	AÅ	H					Ej provtagen
12	2012-06-04	7292564	808719	AÅ	H	6,3	22	12,1	30	Färgat vatten, hög vattennivå
13	2012-06-04	7288788	811433	AÅ	H	6,2	26	11,7	20	Färgat vatten, kalkade åkrar runt om, gödsellukt på platsen
14	2012-06-04	7287513	812329	AÅ	H	5,8	39	11,2	30	Svagt färgat
15	2012-06-04	7285662	812168	AÅ	B	5,4	45	10,4	3	Kraftigt färgat, lite hög vattennivå
16	2012-06-04	7286696	811961	AÅ	D	5,1	151	10,5	2	Dike skog o jordbruk, färgat
17	2012-06-04	7286721	813417	AÅ	B	5,9	95	10,1	3	Biflöde rätat, skogsdikning, betongtrumma är förmodligen vandringshinder, kraftigt färgat vatten.
18		7291669	809574	AÅ	D					ej provtagen, ej körbar väg
19	2012-06-04	7285111	812770	AÅ	D	5,9	174	10,7	1	Jordbruksdike, färgat
20	2012-06-04	7280434	792077	AÄ	H	6,0	22	10,4	20	Färgat vatten, hög nivå
21	2012-06-04	7278553	795392	AÄ	H	5,9	20	10,7	10	Färgat, översvämmat, högt flöde
22	2012-06-04	7276331	796857	AÄ	D	5,4	24	8,5	1,5	Jordbruksdike, skogsbruk uppströms, Färgat, hög nivå
23	2012-06-04	7273958	797803	AÄ	H	5,6	25	10,8	10	Färgat vatten, högt flöde
24	2012-06-04	7274173	797578	AÄ	D	5,1	39	8,8	0,5	Jordbruksdike, skog uppströms, högt flöde, ny trumma
25	2012-06-05	7302743	824887	HS	H	5,8	27	10,8	1,5	Färgat vatten, ej grumligt
26	2012-06-05	7302336	825609	HS	H	5,7	56	11	5	Lugnfytande
27	2012-06-05	7296744	831127	HS	H	6,0	141	12,9		Sinksundet - utlopp, färgat och lite grumligt vatten
28	2012-06-05	7301739	825623	HS	D	6,4	382	10		Olika diken som går ihop. Fe-fällningar i ett dike. Trolig föroreningspåverkan
						6,2	165	10,9		
29	2012-06-05	7303670	824719	HS	D	4,9	86	9,9	2	Skogsdike, färgat, högt flöde
30	2012-06-05	7319987	815926	AS	B	5,0	142	9,5	3,5	Biflöde, lugnflytande, hög vattennivå, färgat
31	2012-06-05	7318759	816957	AS	H	5,4	72	12		Översvämmat, lugnlfytande, svagt färgat
32	2012-06-05	7317923	818969	AS	B	5,5	41	11,9	2	Jordbruksmark, rätat vattendrag, hög nivå
33	2012-06-05	7317385	817622	AS	B	5,3	101	12,4	4	Jordbruksmark, rätat vattendrag, strömmande, färgat
34	2012-06-05	7316072	821282	AS	B	4,3	148	10,9	1	Jordbruksmark, rätat vattendrag
35	2012-06-05	7313714	820355	AS	B	5,1	104	10,6	5	Skogsbruk, Färgat, strömmande flöde
36	2012-06-05	7310596	828302	AS	H	5,9	67	13,1	12	Grumligt, färgat, lugnflytande
37	2012-06-05	7307620	826801	AS	D	5,3	76	10,7	10	2 diken á 5 m, konstgjord skogsbruksdikning, kraftigt färgat
38	2012-06-05	7306271	831453	AS	H	5,6	86	12,9	20	Utflöde Persöfjärden, grumligt, färgat, strömt flöde
39		7300680	829930	HS	H					Ej provtagen, koordinater stämmer ej?
40	2012-06-05	7314204	820221	AS	D	5,5	83	9,7	1	Skogsdike, kraftigt färgat
41	2012-06-05	7312230	823963	AS	D	5,7	73	11,4	0,5	Jordbruksdike, många fält nyplöjda o förmodligen gödslade
42	2012-06-05	7309746	829020	AS	D	5,0	230	12,7	1	Jordbruksdike, klart och stillastående vatten, järnutfällningar,kan vara sulfidbildning på botten

43	2012-06-05	7309588	829175	AS	D	6,2	205	9,9	1,5	Jordbruksdike, klart vatten, järn- o aluminiumutfällningar, järnbakterier, skogsbruk i närheten
44		7306467	831251	AS	D					Inget vatten
45	2012-06-05	7306307	831466	AS	D	4,1	352	12,3	0,5	Jordbruksdike, lite vatten, järnutfällningar, stillastående o klart vatten
46	2012-06-05	7300424	826394	HS	H	5,3	82	11,5	5	Jordbruksmark, färgat vatten, strömt flöde
47	2012-06-05	7300891	826526	HS	D	5,8	74	10,4	0,5	Jordbruksdike, skogsbruk uppströms, ofärgat, klart vatten
48	2012-06-05	7301055	826578	HS	D	5,0	120	11,4	1,5	Jordbruksdike, järnutfällningar,klart och ofärgat vatten
49		7301240	826631	HS	D					Inget vatten
50	2012-06-05	7301524	826928	HS	D	4,1	163	11,5	2	Skogsbruksdike, färgat vatten
51	2012-06-04	7288214	811581	AÅ	D	3,7	752	10,5		Jordbruksdike, kalkade fält omger, ofärgat och klart vatten
52		7288214	811581	AÅ	D	3,7	752	10,5	0,5	Iget vatten
53	2012-06-04	7286698	811966	AÅ	D	4,8	248	11,3	0,5	Jordbruksdike, helt klart vatten, diket mynnar i 16. Tillrinnande dike till pkt 53 pH 3,93 och EC 595
54	2012-06-04	7286172	811909	AÅ	D	4,0	259	7,7	1	Skogsdike, helt klart vatten, järnutfällningar
55	2012-06-04	7283902	814695	AÅ	T	5,7	228	9,3		Täckdikning jordbruk, klart vatten, mycket järnutfällningar där vattnet når diket
56	2012-06-04	7283523	815236	AÅ	D	5,6	146	11,7	1,5	Jordbruksdike, stillastående, klart vatten, mycket järnutfällningar
57	2012-06-04	7282616	816842	AÅ	D	6,2	58	9,4	1	Jordbruksdike, lite färgat, skog uppströms, en del järnutfällningar
58	2012-06-04	7282311	799679	RÅ	D	6,0	52	8,6	2	Jordbruksdike, skog uppströms, lite Färgat, hög vattennivå
59	2012-06-04	7282012	800007	RÅ	B	5,5	61	9,8	10	Kraftigt översvämmad, strömt flöde, något färgat vatten
60	2012-06-04	7277023	796297	AÄ	D	5,5	53	9,7	0,5	Jordbruksdike, färgat
61	2012-06-04	7275361	798522	AÄ	D	5,7	47	8,9	0,4	Jordbruksdike, ev järnutfällningar
62	2012-06-04	7273388	799046	AÄ	D	5,7	78	9,7	0,8	Jordbruksdike, lite järnutfällningar
63	2012-06-04	7272431	798481	AÄ	D	4,9	76	8,3	2	Jordbruksdike, färgat vatten, nyplöjda fält. Kalket förmodligen spritt på åkrarna
64	2012-06-04	7272174	798519	AÄ	D	4,6	693	8,7	1,2	Jordbruksdike, järnutfällningar, stillastående, grumligt och färgat vatten, fält med täckdikning o kalk
65	2012-06-04	7272309	798505	AÄ	T	5,0	17	8,9		Täckdike, kalkat fält, klart vatten, järnutfällningar
66	2012-06-04	7270734	800661	AÄ	H	6,0	29	11,2	12	Strömt flöde, färgat, hög vattennivå
67	2012-06-04	7272681	798712	AÄ	H	6,1	30	10,8	25	Högt flöde, färgat
68	2012-06-04	7279931	791284	AÄ	B	5,4	24	9	1,5	Högt flöde, färgat
69	2012-06-04	7278385	794060	AÄ	D	5,0	161	7,4	1	Högt flöde, färgat, jordbruksdike, vägdike
70	2012-06-04	7277689	795757	AÄ	B	5,7	13	8,3	0,5	Biflöde vid Altersbruk, färgat vatten, skogsbruk, jordbruk
71	2012-06-04	7271031	802443		H	5,5	97	10,2	3	Liten kustmynnande bäck. Färgat vatten
72	2012-06-04	7272222	803205		H	6,2	24	11,5	1,5	Harrbäcken. Kulverterad, färgat vatten
73	2012-06-04	7273065	809870	RÅ	B	5,4	78	9,3	1,5	Färgat vatten . Biflöde Rosån
74	2012-06-04	7281950	801860	RÅ	D	4,2	24	8,8	0,5	Färgat, Skogsdike
75	2012-06-04	7285582	798993	RÅ	B	4,7	70	9	1	Biflöde - dikat/rätat
76	2012-06-04	7285622	798980	RÅ	D	4,4	241	9,2	0,5	Nydikat/dikesrensat, mynnar ut i pkt75. Nyplöjd åker, erosion
77	2012-06-04	7287387	798776	RÅ	B	6,1	11	9,7	1	Biflöde, skogsbäck. Färgat vatten, forsande och brant. Fellagda vägtrummor
78	2012-06-04	7288187	798450	RÅ	B	6,1	15	10,3	1	Biflöde, skogsbäck. Svagt färgat vatten
79	2012-06-04	7285199	813913	AÅ	H	5,9	49	11,5		Aleån vid E4. lite färgat, hög nivå - översvämmade åkrar
80	2012-06-04	7283478	815353	AÅ	D	6,2	122	10,5	0,8	

81	2012-06-05	7323097	813108	AS	H	5,5	59	12,2	8	Högt flöde, ej svämmat. Svagt färgat. Forsande
82	2012-06-05	7322462	814171	AS	D	5,9	105	11,2	0,8	Jordbruksdike, mycket färgat. Skog uppströms
83	2012-06-05	7322251	814409	AS	D	4,9	145	11,6	0,6	Jordbruksdike
84	2012-06-05	7320806	815691	AS	B	4,3	130	10	1	Lite färgat
85	2012-06-05	7320804	815675	AS	D	6,4	275	10,9	0,8	Vägdike till 84. mkt utfällningar. Nästan stillastående vatten
86	2012-06-05	7319982	815709	AS	H	5,7	68	11,4	12	Lugnflytande, svagt färgat, hög vattennivå
87	2012-06-05	7297347	828028	HS	H	5,7	113	12,1	20	Lugnflytande, svagt färgat
88	2012-06-05	7303675	824742	HS	H	5,4	71	11		Mitt i golfbanan
89	2012-06-05	7298046	827080	HS	H/B	6,2	174	13,8		Gammelstadsviken, mynnar ut i Björsbyn

* Avrinningsområde, där AS = Altersundet, AÅ = Aleån, AÄ = Alterälven, RÅ = Rosån, HS = Holmsundet.

** Typ av vatten, där H = huvudflöde, B = biflöde, D = dike, T = täckdike.

LUNDS UNIVERSITET

Miljövetenskaplig utbildning

Centrum för klimat- och miljöforskning

Ekologihuset

22362 Lund