

## Sur sulfatjord runt kustmynnande vattendrag

Marina Becher<sup>a</sup>, Gustav Sohlenius<sup>a</sup>, Christian Öhrling<sup>a</sup>, Anton Boman<sup>b</sup>, Sarah Josefsson<sup>a</sup>, Stefan Mattbäck<sup>b</sup>

maj 2018

<sup>a</sup>)Sveriges geologiska undersökning (SGU), e-post: förnamn.efternamn@sgu.se

<sup>b</sup>)Geologiska forskningscentralen (GTK), e-post: förnamn.efternamn@gtk.fi





## INNEHÅLL

|                                         |    |
|-----------------------------------------|----|
| Innehåll.....                           | 3  |
| Inledning.....                          | 5  |
| Bakgrund .....                          | 6  |
| Avgränsning .....                       | 8  |
| Områdesbeskrivning .....                | 8  |
| Fysiografi .....                        | 8  |
| Geologi.....                            | 10 |
| Hertsångerälvens avrinningsområde ..... | 10 |
| Toby å avrinningsområde.....            | 11 |
| Metod.....                              | 12 |
| Val av provpunkter.....                 | 12 |
| Provtagning .....                       | 12 |
| Oxidation av jordprover .....           | 13 |
| Klassificering .....                    | 13 |
| Markkemi .....                          | 14 |
| Modellering.....                        | 14 |
| Resultat.....                           | 16 |
| Provlokalernas fördelning .....         | 16 |
| Markkemi .....                          | 18 |
| Modellering.....                        | 23 |
| Hertsångerälvens avrinningsområde ..... | 23 |
| Toby å avrinningsområde.....            | 26 |
| Bottenviken .....                       | 29 |
| Diskussion .....                        | 31 |
| Referenser.....                         | 33 |



## INLEDNING

Här redovisas SGUs arbeten inom Interreg-projektet Vatten och människan i landskapet (VIMLA), vilket finansierats av Botnia-Atlantica-programmet. VIMLA har varit ett samarbetsprojekt mellan Sverige och Finland, och arbetet har utförts i Västerbotten och Österbotten. Det övergripande syftet har varit att stärka medvetenheten om kustnära småvattens och vattendrags värde och hoten mot dem. I både Västerbotten och Österbotten finns kustnära vattendrag där vattnets kvalitet påverkats negativt av sura sulfatjordar. Dessa vatten kännetecknas av periodvis lågt pH och höga koncentrationer av aluminium samt flera andra metaller. En stor del av arbetet inom VIMLA har fokuserat på att undersöka var sura sulfatjordar förekommer, hur de påverkar vattnets kvalitet samt åtgärder som kan utföras för att minska den negativa påverkan från dessa jordar.

SGUs arbete inom VIMLA har varit inriktat på att dokumentera förekomsten av sura sulfatjordar i Hertsångerälvens avrinningsområde, som är ett kustnära avrinningsområde mellan Umeå och Skellefteå i Västerbotten. Tidigare studier har visat att vattnen i detta avrinningsområde delvis är negativt påverkade av sura sulfatjordar (Myrstener 2012). Eftersom Finlands geologiska undersökning (GTK) sedan många år dokumenterat förekomsten av sura sulfatjordar i Finland har ett viktigt syfte med projektet varit att säkerställa att jordarna i de båda länderna dokumenteras på samma sätt, så att resultaten blir jämförbara.

Ett annat viktigt syfte med SGUs arbete har varit att ta fram kartor som visar var i Hertsångerälvens avrinningsområde som sur sulfatjord förekommer. Stor vikt har lagts vid att testa om det är möjligt att använda data som tas fram inom VIMLA för att med modellering få kartor som visar var i avrinningsområdet som det är sannolikt sur sulfatjord förekommer. Tidigare har förekomster av sura sulfatjordar inom delar av Finlands kustområden modellerats (t.ex. Beucher m.fl. 2014). Tanken har varit att modellering kan användas för att få en generell kunskap om vilka landskapsparametrar som är avgörande för förekomsten av sur sulfatjord. Den kunskapen kan sedan användas för att även i andra områden modellera utbredningen av sur sulfatjord. Ett ytterligare syfte med VIMLA har varit att i samarbete med GTK genom modellering ta fram en översiktskarta som visar var i Bottenvikens kustområden som det är sannolikt att sur sulfatjord förekommer. Denna översiktskartan framställs i samarbete med ett Interreg Nord projekt (Kustmynnande vattendrag i Bottenviken – Metodutveckling och ekologisk restaurering. Ett gränsöverskridande svenskt - finskt samarbetsprojekt).

Eftersom för miljön skadliga ämnen lakas ut från aktivt sur sulfatjord har SGU inom VIMLA studerat vilka ämnen som mobiliserats från dessa jordar. I samband med fältarbetet togs prover vilka analyserades med avseende på ett stort antal kemiska parametrar.

Inom VIMLA har SGU dessutom deltagit i studier som inte redovisas i denna rapport. Tillsammans med Länsstyrelsen och Linnéuniversitetet deltog SGU i en studie där sediment utanför Hertsångerälvens mynning provtogs och analyserades på ett antal grundämnen. Syftet var att undersöka om ämnen som lakats ut från de sura jordarna ackumulerar i sedimenten (Thomas 2016). Dessutom har SGU arbetat med att undersöka lokaler där Länsstyrelsen i Västerbotten planerar att utföra åtgärder för att återställa våtmarker och därmed minska den negativa påverkan på vattenmiljön som sura sulfatjordar har. En lokal har valts ut men eftersom åtgärden kom igång sent har det inte funnits möjligheter att studera eventuella effekter av åtgärden inom VIMLA.

De kartor och data som SGU tar fram inom VIMLA kan användas som planeringsunderlag för andra myndigheter. Tanken är att informationen ska kunna användas för att undvika en markanvändning som leder till att aktiv sur sulfatjord bildas, men även för att identifiera områden där det kan vara lämpligt att genomföra åtgärder som syftar till att minska miljöpåverkan från aktiv sur sulfatjord.

## Bakgrund

Efter att inlandsisen drog sig tillbaka från Bottenviken för cirka 10 000 år sedan täcktes låglänta delar av nuvarande kustområden av Östersjöns vatten. På bottenarna avsattes periodvis sediment som innehöll relativt mycket organiskt material. Då detta organiska material oxiderade förbrukades det syre som fanns i sedimenten. Detta ledde till att järn och svavel reducerades varefter dessa ämnen reagerade med varandra och bildade järnsulfider. De sulfidhaltiga jordar, oftast med hög ler- och silthalt, som avsattes på dessa bottenar brukar benämnas sulfidhaltiga sediment. Genom landhöjningen har områden med sulfidhaltiga sediment lyfts upp ovan havets nivå. Om dessa sulfidhaltiga jordar exponeras för luftens syre och följaktligen oxiderar bildas svavelsyra vilket leder till att pH ofta sjunker markant och aktiv sur sulfatjord bildas. Från dessa jordar kan stora mängder metaller urlakas vilka när de mobiliseras kan påverka miljön negativt i anslutande vattendrag. Eftersom de sulfidhaltiga sedimenten kan ge upphov till aktiv sur sulfatjord kallas de i denna rapport även potentiellt sur sulfatjord och sura sulfatjordar används som samlingsnamn för aktivt sur och potentiellt sur sulfatjord.

Den negativa miljöpåverkan som uppstår vid syresättning av potentiellt sur sulfatjord utlöses ofta av att grundvattenytan sänks artificiellt genom dikning som utförs för att möjliggöra jord- eller skogsbruk (Boman m.fl. 2010). Jorden torkar då ut och syre tränger ner i marken. Då oxiderar järnsulfiderna i jorden, vilket leder till att pH-värdet ofta sjunker från värden över 7 ner till cirka 3,5–4. Samtidigt leder de sura förhållandena till en ökad kemisk vittring vilket gör att vissa ämnen kan frigöras från den sura jorden, något som har visats i flera tidigare studier av aktivt sur sulfatjord från både Finland och Sverige (t.ex. Sohlenius m.fl. 2015, Sohlenius & Öborn 2004, Österholm & Åström 2002). Detta leder i sin tur till att vattendrag i områden med en stor andel aktiv sur sulfatjord tidvis kännetecknas av lågt pH och höga koncentrationer av flera metaller, exempelvis aluminium (Åström & Björklund 1995, Åström 2001a). Beräkningar visar att aktiv sur sulfatjord i Finland bidrar med mer av vissa metaller till Östersjön än hela den finländska industrin (Sundström m.fl. 2002). I Sverige är det speciellt i Västerbottens och Norrbottens kustområden som sura sulfatjordars negativa inverkan på vattenmiljön uppmärksammas (Åberg 2017), och då i avrinningsområden med en hög andel aktiv sur sulfatjord (Filppa 2012). Det är dock känt att sura sulfatjordar förekommer i många områden längre söderut i Sverige, exempelvis kring Mälaren (Sohlenius & Öborn 2004).

Lågt pH och höga metallkoncentrationer påverkar många organismer negativt och kan i vissa fall leda till fiskdöd. Öring och mört är till exempel mycket känsliga för sura vattendrag. Höga koncentrationer av metaller skapar ytterligare belastning för akvatiska organismer. Det finns exempel i både Sverige och Finland där aktiv sur sulfatjord gjort att fisket i ett vattendrag på kort tid helt slagits ut (Wickström 1940, 1939, Byrsten & Sandberg 2005). I områden som används för jordbruk gör dessutom jordarnas låga pH-värde att de måste kalkas för att de ska gå att odla. De höga koncentrationerna av vissa metaller i vattendragen har även förorsakat höga halter av dessa metaller i bäckvattenväxter (Lax 2005). Sediment i vikar utanför områden med aktiv sur sulfatjord kan också innehålla höga halter av metaller (Nordmyr m.fl. 2008). Det finns även studier som visar att vissa grödor i områden med aktiv sur sulfatjord innehåller höga halter av flera metaller (Palko 1986, Fältmarsch m.fl. 2008). Det finns dock inga belägg för att detta påverkar människors hälsa negativt, även om det inte kan uteslutas.

Potentiellt sura sulfatjordar förekommer främst i terrängens lägsta partier där grundvattenytan naturligt är belägen nära markytan. Om sådana områden inte påverkas av diken eller annan markanvändning kommer de utgöra våtmarker där de potentiellt sura sulfidhaltiga sedimenten med tiden kommer täckas av ett torvlager (Boman m.fl. 2010). Eftersom ler- och siltjordar är lämpade för jordbruk har dock potentiellt sur sulfatjord i många områden dikats varefter aktiv sur sulfatjord bildats. Idag är etablering av ny markavvattning ovanligt i Sverige men täckdikning, dikesrensning och skyddsdikning kan leda till att sulfidhaltiga jordar exponeras för syre. Efter dikning sjunker torvlagren långsamt ihop, och oxiderar med tiden bort helt, vilket leder till att diken måste fördjupas

varvid underliggande potentiellt sur sulfatjord kan exponeras för luften. Det innebär att ny aktiv sur sulfatjord kan bildas även i områden som varit dikade under en längre tid. Dessutom kan sulfidjord exponeras för luft i samband med byggnationer och vid muddring av farleder. Muddermassor kan innehålla relativt höga halter av för miljön skadliga metaller och det är därför av speciellt stor vikt att dessa massor inte exponeras för luft. För att undvika en markanvändning som leder till att sulfidhaltig jord exponeras för luft är det viktigt att det finns planeringsunderlag som visar var i landskapet som aktiv sur och potentiell sur sulfatjord förekommer.

Ofta kan aktiv sur och potentiell sur sulfatjord kännas igen direkt i fält (Sohlenius m.fl. 2015). Den sulfidhaltiga potentiellt sura sulfatjorden har ofta en svart eller mörkgrå färg (Figur 1a), och kallas ibland svartmocka. Det förekommer dock svartfläckiga jordar med låga svavelhalter som inte blir sura efter oxidation, och således inte klassas som potentiellt sura. Vidare finns det sulfidhaltiga potentiellt sura sulfatjordar som inte uppvisar den svarta eller mörkgrå färgen. I Finland har vissa sandjordar visat sig utgöra potentiellt sur sulfatjord (Mattbäck m.fl. 2017), och motsvarande jordar förekommer med all sannolikhet även i Sverige. Dessa potentiellt sura sandjordar kan vara svåra att identifiera direkt i fält. Längre söderut, t.ex. kring Uppsala, har kalkhaltiga sulfidhaltiga jordar där pH inte sjunker då jorden oxiderar observerats (Lax & Sohlenius 2006). Sur sulfatjord kännetecknas ofta av rikligt förekommande rostutfällningar och en mycket uppsprucken jord (Figur 1b). Ibland förekommer det ljusgula sulfatmineralet jarosit som endast bildas vid låga pH-värden.



Figur 1a. T.v. Sulfidhaltig, potentiellt sur sulfatjord med den karaktäristiska svarta färgen. Exponeras denna jord under några timmar för luft kommer den anta en grå färg (Foto Gustav Sohlenius). 1b. T.h. Sura sulfatjordar kännetecknas ofta av rostbeklädda sprickor (rostfärgade fällningar) och jarosit (ljusgula fällningar) (Foto Nelly Aroka).

I Västerbottens kustområden är det sedan tidigare väl känt att aktivt sura sulfatjordar är vanligt förekommande (Granlund 1943) och i anslutning till flera sänkta sjöar har vattnets kvalitet påverkats negativt (Myrstener 2102, Åberg 2013, Avenius 2013, Sundqvist 2009). Det finns också dokumenterade exempel på att sura sulfatjordar har orsakat fiskdöd (Wickström 1940). Förekomsten av sur sulfatjord i Västerbotten har dokumenterats i flera studier (t.ex. Sohlenius m.fl. 2015). Eftersom sur sulfatjord släpper ifrån sig mycket sulfat har vattendrag med en hög andel av dessa jordar i sina avrinningsområden identifierats indirekt genom att mäta vattendragens elektriska ledningsförmåga, konduktivitet (Myrstener 2012). Det finns även mer ingående studier som visar hur vattnets kvalitet i ett vattendrag som påverkats av aktivt sur sulfatjord (Flarkbäcken) kännetecknas av höga koncentrationer av t.ex. aluminium, kobolt och nickel (Öhlander m.fl. 2013). Studien av Öhlander m.fl. (2013) visar även att data från SGUs biogeokemiska kartering, där halter av metaller i bäckvattenväxter analyserats, kan användas för att identifiera områden där sur sulfatjord förekommer.

SGU har under de senaste ca 15 åren genomfört flera projekt vilka syftar till att öka kunskapen om aktiv sur och potentiellt sur sulfatjords egenskaper och fördelning i landskapet. (Sohlenius m.fl.

2015). Detta har gjorts genom utvärdering av befintliga data och genom dokumentation och karaktärisering av sura sulfatjordar, framför allt längs Norrlandskusten men även mindre studier (Bayard & Mood 2014) har visat att dessa jordar förekommer i Uppsalaområdet. Precis som i den ovannämnda studien av Öhlander m.fl. (2013) visar undersökningar utförda av SGU att resultaten från SGUs kartering av metallhalter i bäckvattenväxter kan användas för att identifiera vattendrag vilka är påverkade av aktivt sura sulfatjordar (Sohlenius m.fl. 2004, Lax 2005). Dessutom har SGU finansierat flera externa forskningsprojekt där sura sulfatjordars påverkan på miljön studerats (t.ex. Åström 2007).

Under 2012 och 2013 har SGU genom studier i fält och analyser i laboratorium dokumenterat förekomster av aktiv sur och potentiellt sur sulfatjord i Västerbottens och Norrbottens kustområden (Sohlenius m.fl. 2015). Undersökningarna utfördes med samma metodik som används av Finlands geologiska undersökning (GTK, se Edén m.fl. 2012 a & b). Inom VIMLA och "Kustmynnande vattendrag" (Interreg Nord) har det samarbetet kunnat utvecklas ytterligare, vilket lett till en mer genomarbetad klassificering. Resultaten från studien av Sohlenius m.fl. (2015) visar att sura sulfatjordar i Västerbotten och Norrbotten främst förekommer i kustområden som på SGUs jordartskartor utgörs av lera och silt, och som genom landhöjningen torrlagts under de senaste 5 000 åren. Vattendrag med en stor andel av dessa jordar i sina avrinningsområden riskerar att periodvis påverkas negativt av lågt pH och höga metallkoncentrationer. Enligt Sohlenius m.fl. (2015) påträffades inga sura sulfatjordar i områden som torrlagts för mer än 6 500 år sedan. Det kan dock inte uteslutas att sura sulfatjordar lokalt förekommer i dessa äldre områden, och det är också tänkbart att vissa vattendrag i områden som torrlagts för mer än 5 000 år sedan är påverkade av sura sulfatjordar. Ofta har den s.k. Littorinagränsen angetts som den övre gränsen för förekomsten av sulfidhaltiga sediment (Öborn 1994). Den gränsen motsvarar den högsta nivå som täckts av bräckt eller marint vatten efter den senaste istiden, och bildades för ca 8 500 år sedan (Andrén m.fl. 2011). Resultaten från Sohlenius m.fl. (2015) indikerar som nämnts ovan att sura sulfatjordar inte förekommer hela vägen upp till Littorinagränsen. I Finland har GTK under sina karteringar dock påträffat sur sulfatjord upp till Littorinagränsen, och även ovanför den gränsen. Från den studien finns dock relativt få observationer närmast denna gräns. Inom VIMLA (och Interreg Nord) har jordar från dessa högre belägna områden dokumenterats för att fastställa om aktiva och potentiellt sura sulfatjordar förekommer.

### *Avgränsning*

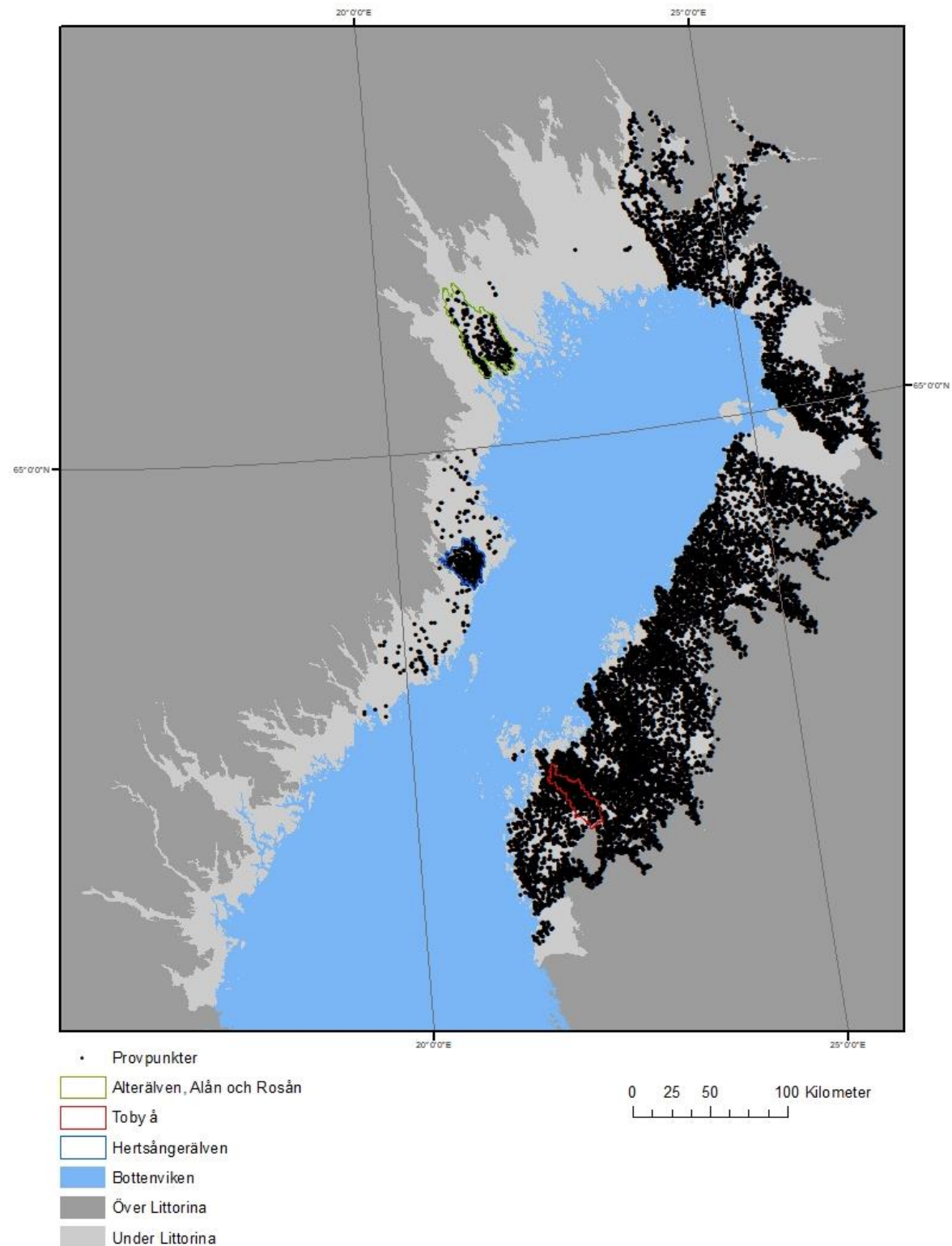
I denna rapport redovisas detaljerade provtagnings- och modelleringsresultat från Hertsångerälvens avrinningsområde. Modelleringen utförs även på avrinningsområdet för Toby å samt Bottenviken (avgränsas av Littorinagränsen och kustremsan, samt studieområdet för Interreg Botnia-Atlantica i söder), se figur 2. Däremot redovisas inte resultaten från alla analyserade lokaler och inte heller för alla analyserade grundämnen.

## **Områdesbeskrivning**

### *Fysiografi*

Undersökningsområdet har i stort en topografisk lutning mot Bottenviken, som i gradientens riktning är uppbruten av flertalet älvdalar. Hela undersökningsområdet är beläget under högsta kustlinjen, vilket innebär att hela området efter inlandsisens avsmältning låg under Östersjöns yta. Då isen dragit sig tillbaka från området var Östersjön en sötvattensjö. Relativt snart trängde marint vatten in varvid den s.k. Littorinagränsen bildades. Under de senaste 8 000 åren har Bottenvikens kustområden successivt torrlagts p.g.a. landhöjningen, vilken är en elastisk återgång mot jämvikt av jordskorpan som pågått sedan tyngden från inlandsisen försvunnit. Den topografiska reliefen varierar inom undersökningsområdet från det markant kuperade Västernorrland till det mycket platta Österbotten i Finland.

I Sverige finns relativt stora älvar med avrinningsområden som sträcker sig hela vägen upp till fjällkedjan, medan det i Finland finns en större andel avrinningsområden vilka till största delen är belägna under den högsta kustlinjen. Även i Sverige finns dock mer kustnära mindre avrinningsområden vilka helt eller till största delen är belägna under den högsta kustlinjen och därmed kan ha en stor andel sura sulfatjordar i avrinningsområdet.



Figur 2. Karta över Bottenviken och provpunkter i Sverige och Finland med Toby å och Hertsångerälvens avrinningsområden markerade i rött respektive blått. Området markerat med grönt representerar de tre avrinningsområden som har undersökts inom ett Interreg Nord projekt.

## *Geologi*

Den Bottniska bassängen täcker i princip hela studieområdet. Bergarter förknippade med denna djuphavsbassäng är omvandlad gråvacka, skiffer, kvartsit och arkos. Intrusioner av yngre, granitiska bergarter förekommer utmed hela området.

Jordarterna domineras av morän och torv. Många torvmarkers mäktighet har dock decimerats, till följd av kultivering, till den grad att underliggande finsediment har blottats. Finsedimenten består av silt, leror och gyttjeleror, vilka kan sammanfattas kohesionsjord p.g.a. deras geotekniska egenskaper. Moränen är en blandad jordart med allt från lera till block i varierande andelar och den är producerad samt avsatt direkt av glaciärisen. I och utmed sidorna av älvdalgångarna finns åsar, terrasser och deltan, bestående av en annan glacial jordart – isälvssediment. Den innehåller sand och grus, sorterat av glacialt smältvatten, och är avsatt under eller utmed randen av den tillbakasmältande inlandsisen. På och nedanför sluttningar, som varit utsatta för vågkrafter, har de av inlandsisen avsatta jordarterna ofta omlagrats och bildar svallsediment av grus och sand. De glaciala jordarterna är delvis täckta av yngre kohesionsjordar – glaciala och postglaciala – avsatta i vatten. Det är i de postglaciala kohesionsjordarna som den stora majoriteten av de sura sulfatjordarna återfinns. I det mycket flacka landskap som kännetecknar stora delar av det finländska området finns en relativt hög andel postglaciala finsediment. I det generellt mer kuperade landskapet på den svenska sidan är denna andel mindre. Detta gör i sin tur att andelen sur sulfatjord generellt är högre på den finska sidan jämfört med på den svenska.

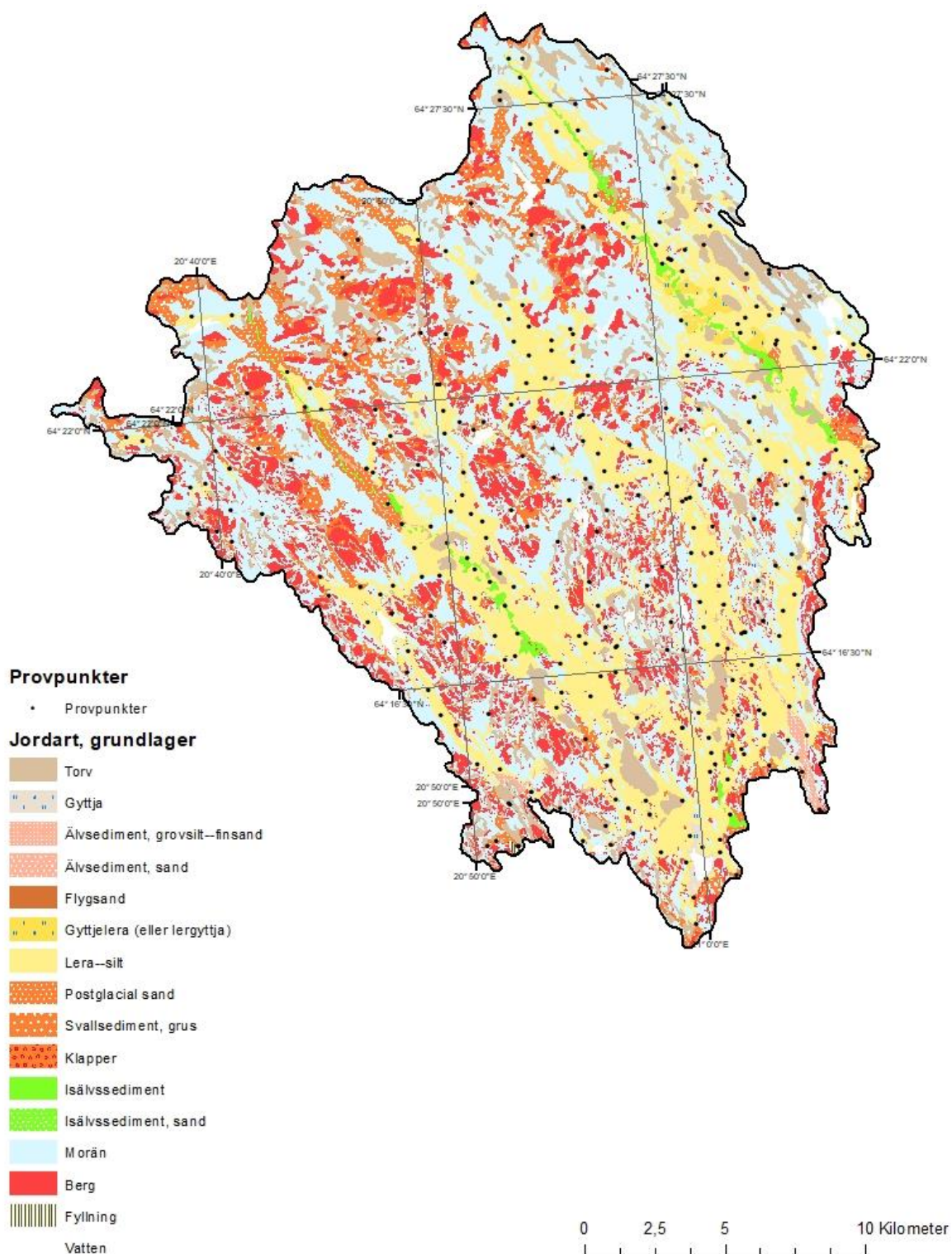
Markanvändningen i undersökningsområdet varierar generellt med avståndet från Bottenviken. I kustområdena finns större andel postglaciala finsediment vilka till stor del används som jordbruksmark. Längre inåt land dominerar skogsbruksområden med morän och hållmarker, samt myrmarker. I Finland finns dock uppodlade finsediment relativt långt från kusten eftersom landskapet är flackt och områden långt från kusten därmed har varit täckta av vatten, vilket gjort att dessa sediment kunnat avsättas.

På den svenska sidan baseras kunskapen om sur sulfatjord till stor del på detaljerade fältundersökningar i fyra avrinningsområden – Hertsångerälven i Västerbotten samt Alån, Rosån och Alterälven i Norrbotten (Figur 2). De tre sistnämnda ligger i anslutning till varann och är i studien hopslagna till ett område, vilket har undersökts inom det ovan nämnda Interreg Nord projektet. Dessutom har sura sulfatjordar i Västerbotten och Norrbottens kustområden undersökts tidigare under 2012 och 2013, men den systematiska provtagningskampanjen i de utpekade avrinningsområdena har genomförts under 2016 och 2017. På den finska sidan har ett betydligt större antal platser undersökts med syfte att undersöka förekomsten av sur sulfatjord (Figur 2).

### *Hertsångerälvens avrinningsområde*

Hertsångerälvens avrinningsområde (ca 505 km<sup>2</sup>) är på många sätt typisk för Bottenvikens fysiografi (se ovan), men med en större andel dalbotten innehållandes postglaciala finsediment, delvis täckta av torv, som används till jordbruksmark (och bete). Det finns även en före detta sjö, Vebomarksträsket, som dränerades under mitten av 1900-talet och vars botten idag till stora delar är uppodlad. Höjdområdena domineras av morän och hållmark (Figur 3).

Eftersom Hertsångerälvens avrinningsområde, i jämförelse med de stora älvarnas, är litet och till övervägande delen ligger under den högsta kustlinjen så är andelen finsediment relativt stor vilket gör att vattendragen delvis påverkats negativt av aktiv sur sulfatjord.



Figur 3. Jordartskarta över Hertsångerälvens avrinningsområde med provpunkter.

### *Toby å avrinningsområde*

Toby å har ett avrinningsområde (ca 504 km<sup>2</sup>) som till storleken är nästan identiskt med Hertsångerälvens, med den skillnaden att topografin skiljer sig åt. Toby ås avrinningsområde är generellt mycket flackare än Hertsångerälvens, i synnerhet närmast kusten där jordarterna till stor del utgörs av postglaciala finsediment såsom lera och silt. Längre bort från kusten blir topografin mer kuperad och moränkullar blir mer frekventa. Nästan 90% av Toby ås avrinningsområde utgörs

av jordbruksområden och skogsmark. Markanvändningen är väldigt effektiviserad och omfattande dräneringsarbeten har utförts i inom jord- och skogsbruket. De mest omfattande skogs- och torvområdena förekommer högre upp i avrinningsområdet.

## METOD

### Val av provpunkter

Erfarenheten från tidigare undersökningar i Finland (Beucher m.fl. 2014) och i Sverige (Fromm 1965, Öborn, 1994; Sohlenius m fl.2015) har visat att aktiv sur sulfatjord (och potentiellt sur sulfatjord) främst är ett problem nedanför Littorinagränsen. Jordarterna av intresse är framförallt finkorniga postglaciala sediment, men sur sulfatjord kan även bildas i andra jordarter såsom sand (Figur 3). Utifrån dessa två förutsättningar har provpunkterna i Västerbotten och Norrbotten placerats ut manuellt med stöd av den nationella höjdmodellen (Lantmäteriet 2017a), jordartskartan (SGUs databas), marktäckedata (Naturvårdsverket 2014), Ortofoton (Lantmäteriet 2017b) och fastighetskartan (Lantmäteriet 2017c). För att uppnå en hög upplösning av data placerades punkterna med ett mellanrum på cirka 1 km, förutom där topografiska profiler med tätt placerade punkter anlades. Punkterna har spridits ut över olika höjder över havet, olika stora lutningar, olika jordarter och olika markanvändning. Med hjälp av fastighetskartan prioriterades närhet till körbar bilväg – vid ett fåtal tillfällen har det krävts en vandring på upp till 2 km för att uppnå en önskvärd spatial distribution. Platser belägna närmare än 20 meter från diken eller kanaler har i så stor omfattning som möjlig undvikits.

Provtagningsplanen i Finland gjordes på basis av tillgänglig information såsom jordartskartor, flyggeofysiska undersökningar och LIDAR-data. Provpunkterna placerades manuellt med hänsyn till närheten till vägar för att underlätta transport av fältutrustning. Provtagningsstätheten var ungefär 0,6 prov per km<sup>2</sup>. I områden som ansågs vara mera potentiella för sura sulfatjordsförekomster var provtagningsaningen högre.

### Provtagning

Jordprofiler borrades upp med hjälp av en förlängningsbar Edelmannborr, eller vid ett fåtal tillfällen med sticksond. Borren ger en kärna som är cirka 5 cm i diameter uppdelad i knappt 20 cm långa delar medan sonden ger kärnor med en diameter på cirka 3 cm vilka är upp till en meter långa.

Jordkärnan placerades på marken utmed en tumstock och en pH-mätning med en WTW pH/konduktivitetsmätare (Figur 4; wtw.com) gjordes i regel var 10:e cm. pH-värdet antecknades tillsammans med jordart och färg längs jordkärnan, och förekomst av t.ex. järnutfällningar, mineralet jarosit eller sulfidutfällningar noterades. Datum, koordinater och en beskrivning av platsen, samt relevant information angående markanvändning, antecknades också. Dessutom fotograferades alla lokaler samt den provtagna jorden. De jordar som i fält har pH under 4 klassificerades i de flesta fall som aktiv sur sulfatjord (se vidare i avsnittet om klassificering). Från utvalda lokaler togs ett antal prover till markkemi-analyser, dvs. analys av svavel, kol, kväve samt ett antal andra grundämnen (se nedan). Från varje lokal samlades dessutom minst ett jordprov in för pH-mätning efter oxidations, se nästa avsnitt.



Figur 4. Mätning av pH görs direkt på jordprovet (Foto Gustav Sohlenius).

## Oxidation av jordprover

Jordprover för oxidation togs primärt från material längst ner i jordprofilen där reducerade förhållanden råder och ett pH-värde över 6 uppmätts. Proverna förvarades i en "chip tray" med plats för 20 prover. Syftet var att undersöka om pH sjönk då proverna oxiderades, dvs. om provet var en potentiellt sur sulfatjord. Om pH sjunkit till värden under 4 indikerar det att det reducerade provet innehåller sulfidmineral som då de oxiderat gett upphov till sura förhållanden. Efter nio veckor mättes pH på nytt med samma instrument och om pH hade sjunkit till under 4 betraktades analysen som slutförd. Om pH sjunkit markant men ej tillräckligt så förlängdes inkubationstiden med 10 veckor eller tills det att pH stabiliserats.

## Klassificering

Efter provtagning i fält och pH-mätning i laboratoriet klassificerades alla jordlager i varje provtagningslokal i en av 5 lagerklasser utifrån pH kriterier (Tabell 1). Varje lokal klassades sedan in i en av 3 lokalklasser beroende av vilka lagerklasser som existerar i lokalens jordprofil (Tabell 2).

Tabell 1. Lagerklasser med beskrivning.

| ID | Lagerklass                        | Beskrivning                                                                             |
|----|-----------------------------------|-----------------------------------------------------------------------------------------|
| 0  | Ej bedömd                         |                                                                                         |
| 1  | Ej sur sulfatjord                 | A eller B horisont pH >4                                                                |
| 2  | Ej sulfidjord                     | C horisont där inkubations pH inte är < 4                                               |
| 3  | Sur sulfatjord                    | A eller B horisont där pH <4 eller < 4,5 i de fall horisonten underlagras av sulfidjord |
| 4  | Övergångszon                      | Horisont mellan B och C där pH i fält är mellan 4,5 och 6, och efter inkubation är < 4. |
| 5  | Sulfidjord/sulfidhaltiga sediment | C horisont där inkubations pH <4 och fält pH > 6.                                       |

Tabell 2. Lokalklasser med vilka lagerklasser som ingår.

| Lokalklass                           | Modelleringsklass      | Lagerklass   |
|--------------------------------------|------------------------|--------------|
| Ej sur sulfatjord                    | Ej sulfat eller sulfid | ej 3 eller 5 |
| Aktiv och potentiellt sur sulfatjord | Sulfat på sulfid       | 3 och 5      |
| Potentiellt sur sulfatjord           | Sulfid                 | 5            |

## Markkemi

För att undersöka om vissa element mobiliserats från aktiv sur sulfatjord analyserades prover från drygt 20 lokaler med induktivt kopplad plasma masspektrometri (ICP-MS) på SGU. Sammanlagt drygt 90 prov analyserades för 52 grundämnen: aluminium (Al), arsenik (As), barium (Ba), bor (B), beryllium (Be), bly (Pb), cerium (Ce), dysprosium (Dy), erbium (Er), europium (Eu), fosfor (P), gadolinium (Gd), germanium (Ge), holmium (Ho), järn (Fe), kadmium (Cd), kalcium (Ca), kalium (K), kobolt (Co), koppar (Cu), krom (Cr), lantan (La), litium (Li), lutetium (Lu), magnesium (Mg), mangan (Mn), molybden (Mo), natrium (Na), neodym (Nd), nickel (Ni), niob (Nb), praseodym (Pr), rubidium (Rb), samarium (Sm), selen (Se), silver (Ag), skandium (Sc), strontium (Sr), tallium (Tl), tenn (Sn), terbium (Tb), titan (Ti), torium (Th), tulium (Tm), tungsten (W), vanadin (V), vismut (Bi), ytterbium (Yb), yttrium (Y), uran (U), zink (Zn), samt zirkonium (Zr), med ICP-MS. Varje prov bestod av 2 g uppvägt material av fraktionen <63 µm, och lakades med salpetersyra-uppslutning (15 ml tillsatt utspädd salpetersyra, 7 M HNO<sub>3</sub>, i 50 minuter på värmeplatta). Metoden extraherar den andel av grundämnena som kan gå i lösning och är inte en analys av provernas totala halter av grundämnen (dvs. ingen smälta som även frigör grundämnen bundna inne i svårvittrade mineral).

Även svavel analyserades på SGU med ICP, men med optisk spektrometri (OES). Syftet med svavelanalyserna var att fastställa om de reducerade jordarna innehåller sulfidmineral, vilket indikeras av höga svavelhalter.

Totalhalter av kol och kväve analyserades på Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) genom att mäta koncentrationen i de gaser som uppstår vid förbränning av prover vid 1 250 °C (Instrument CN 2000 från LECO). Även halten organiskt kol analyserades med torrförbränning. Halten kol bundet i karbonatmineral kan därefter beräknas som skillnaden mellan totala halten kol och organiskt kol. Halten organiskt kol analyserades för att bättre karaktärisera jordarna samt jämföra innehållet av organiskt material och förekomst av sulfidmineral.

Titan (Ti) är ett immobilt ämne (Österholm och Åström 2002) som inte kan förväntas mobiliseras från aktiva sura sulfatjordar. Halterna kan dock variera eftersom finkorniga jordar vid extraktionen med salpetersyra kommer att släppa ifrån sig mer titan än grovkorniga. Denna effekt av kornstorlek gäller för övrigt alla de analyserade elementen, dvs. grovkorniga jordar kommer ha generellt lägre halter av spårelement/metaller än finkorniga. Om kornstorleken varierar i en och samma jordprofil kan detta kan leda till felaktiga slutsatser då det gäller vilka ämnen som eventuellt mobiliseras från en aktiv sur sulfatjord. Genom att använda kvoten mellan ett element och titan går det dock att få en uppfattning om ifall ett element mobiliserats från en jordprofil. I vissa fall kan ämnen som mobiliserat från en aktiv sur sulfatjord ackumuleras längre ner i jordprofilen i den s.k. övergångszonen. Även detta kan fastställas genom att dividera halterna med titan.

## Modellering

Kartor som visar i vilka områden som det är sannolikt att aktiva sur och potentiellt sur sulfatjordar förekommer har tagits fram med modellering. Dels har en översiktskarta för Bottenvikens kustområden tagits fram, och dels har två detaljkartor, en för Toby ås och en för Hertsångerälvens avrinningsområde, tagits fram. Modellerna bygger dels på de observationer som gjorts inom de två

Interreg-projekten VIMLA och ”Kustmynnande vattendrag...” (Interreg Nord), och dels på annan tillgänglig information, t.ex. jordartskartor.

För att möjliggöra framtagandet av förekomstkartor över sura sulfatjordars utbredning har rumslig numerisk modellering använts. Sambandet mellan responsvariabeln (förekomsten av sura sulfatjordar på en specifik plats) och miljövariabler (t.ex. nationella höjdmodellen och jordartskartan) har använts för att prediktera sannolik klass på platser som inte undersökts. Inom detta projekt har modelleringsmetoden Random Forest använts med hjälp av verktyget randomForest i statistikprogrammet R (R Core Team 2014). Random Forest är en klassificeringsalgoritm (Breiman, 2001) som bygger ett stort antal klassificeringsträd som vägs samman till ett slutresultat. För att utföra en validering av modellerna delades observationerna från responsvariabeln i två delar där 70% av observationerna användes till träning av modellen och 30% till validering av modellen.

Framtagandet av en sannolikhetskarta för sura sulfatjordar i Bottenvikens kustområde (Figur 2) innefattar observationer från både SGU och GTK. GTK:s kartering av sura sulfatjordar i Finland under de senaste 9 åren omfattar över 10 000 observationer inom Bottenvikenområdet som blivit klassade i två klasser: ’ej sur sulfatjord’ och ’sur sulfatjord’. SGU har under de senaste åren dokumenterat ett betydligt färre antal platser (lite över 1 000 observationer) och har då använt 3 klasser: ’ej sur sulfatjord eller sulfidjord’, ’sur sulfatjord på sulfidjord’, och ’sulfidjord’. För framtagandet av karta över Bottenviken har därför de svenska observationerna klassats om till två klasser. För framtagandet av karta över de små avrinningsområdena, Hertsångerälven och Toby å (Figur 2), har de finländska observationerna klassats om till de tre klasser som används i Sverige.

Nationella höjdmodellen med 20 m pixlar (nedsamplad från 2 m) och parametrar från den (tabell 3 och 4) användes som miljövariabler. Parametrarna från höjdmodellen beräknas i SAGA GIS (Conrad m.fl. 2015) från två bibliotek, ta\_morphometry (tabell 3) och ta\_hydrology (tabell 4). För de två små avrinningsområdena användes jordartskartan som ytterligare miljövariabel.

För att öka säkerheten i modellen så användes 1215 punkter där vi utifrån jordartskartan ansåg att sur sulfatjord ej kan finnas. Dessa punkter slumpades fram från områden med berg, tunt jordtäckte eller morän på jordartskartan. På svenska sidan användes jordartskartor med en skala på 1:25 000 som bäst och upp till 1:250 000 som sämst. Polygoner av de tre valda klasserna slogs ihop och buffrades negativt 200 meter för att minimera felmarginalerna utmed karteringsgänserna, sedan slumpades det ut punkter.

Vid presentation av modelleringen används ’total noggrannhet’ och ’kappa’. Total noggrannhet beräknas som antalet rätt klassade observationer delat med det totala antalet observationer. Kappa berättar hur mycket bättre, eller sämre, klassificeringen är än vad du skulle förvänta dig av slumpmässig chans.

Tabell 3. Parametrar från biblioteket ta\_morphometry.

| Parameter                                               | Beskrivning                                              |
|---------------------------------------------------------|----------------------------------------------------------|
| Slope (slope)                                           | Lutning av landytan                                      |
| Multiresolution Index of valley bottom flatness (mrvbf) | Graden av dal- och bottenplanhet                         |
| Relative Heights (valdepth)                             | Hur djup dalen är                                        |
| Slope position (midslope)                               | Var på sluttningen                                       |
| Terrain surface convexity (TSC)                         | Förhållandet mellan antal convexa celler och alla celler |
| Terrain Ruggedness Index (TRI)                          | Terrängens heterogenitet                                 |
| Topographic Position Index (TPI)                        | Läge högre eller lägre än omgivningen                    |

Tabell 4. Parameterar från biblioteket ta\_hydrology.

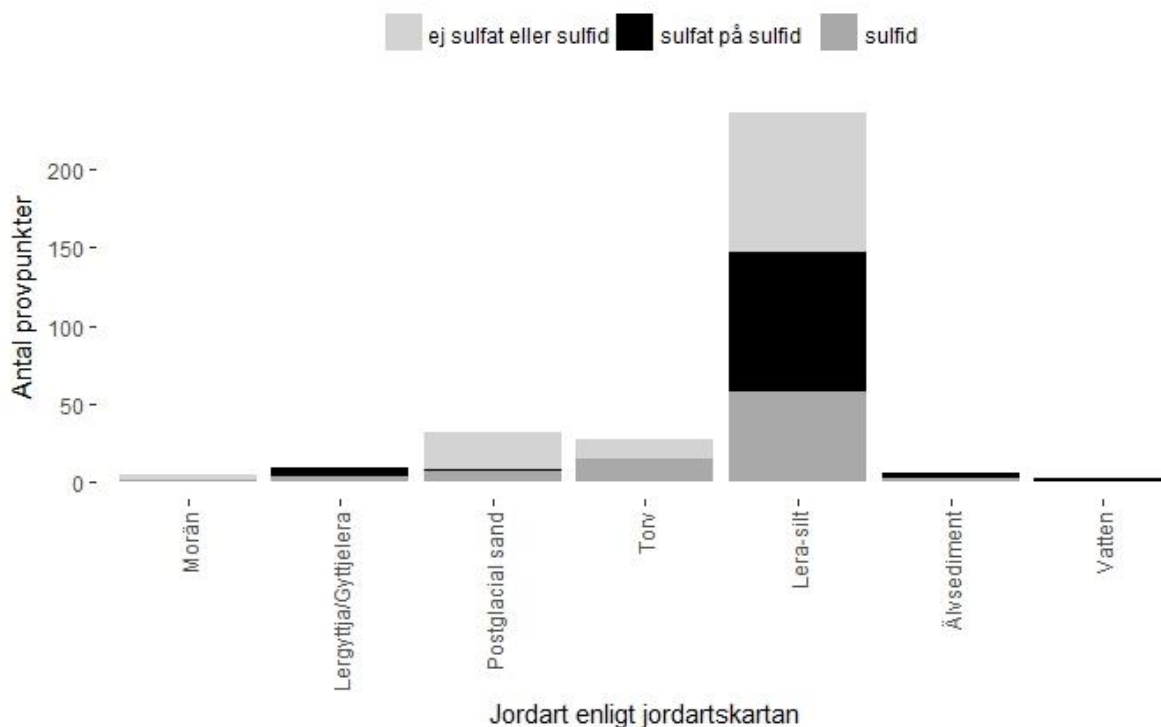
| Parameter                                  | Beskrivning                                                                            |
|--------------------------------------------|----------------------------------------------------------------------------------------|
| Flow accumulation (flowaccu)               | Enklast flödesväg för varje cell                                                       |
| Slope length factor calculation (slfactor) | Lutningslängden                                                                        |
| Saga wetness index (sagawi)                | Förhållandet mellan avrinningsområde och lutning för att reflektera flödesackumulering |

Modellen som skapas används tillsammans med alla miljövariabler för att prediktera förekomsten av sura sulfatjordar i hela området. För varje plats hämtas värdet för varje miljövariabel och sannolikheten för varje klass på platsen räknas ut. Resultatet blir en sannolikhetskarta för varje klass. För visualisering tas även en karta fram som visar den klass som har högst sannolikhet att förekomma för varje specifik plats. Den modellerade förekomstkartan över Toby å jämfördes med en handritad förekomstkarta som gjorts av specialister från GTK och baseras på samma provpunkter som modelleringen.

## RESULTAT

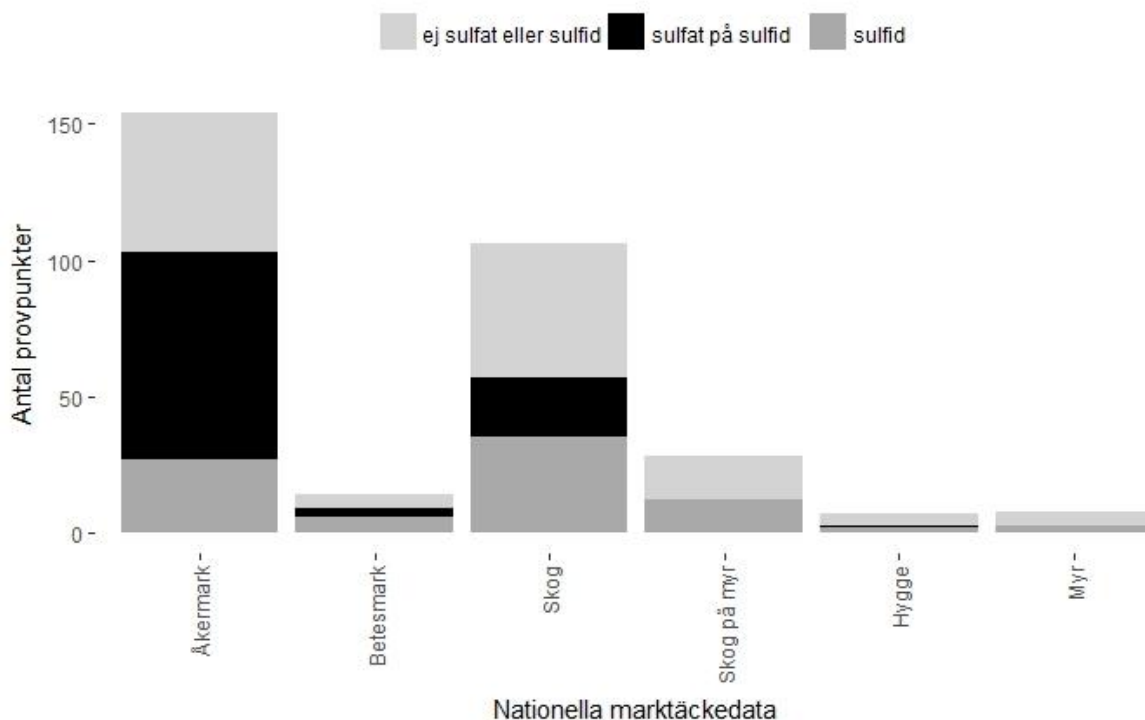
### Provlokalernas fördelning

Under 2016 och 2017 provtogs 361 lokaler inom VIMLA-projektet i Hertsångerälvens avrinningsområde, 4 463 pH mätningar utfördes i fält och 416 prov togs med till laboratoriet för att där oxideras under 10-19 veckor. Av proven i laboratoriet sjönk pH till under 4 i 237 av proven, i övriga 179 prov sjönk pH inte till värde under 4. Med hjälp av pH-mätningarna i fält och i laboratoriet klassificerades varje lokal till en av de tre modelleringsklasserna: 'ej sulfatjord eller sulfidjord', 'sulfatjord på sulfidjord', och 'sulfidjord'. Större delen av de besökta lokalerna, 131, klassades till 'ej sulfatjord eller sulfidjord', 102 lokaler klassades till 'sulfatjord på sulfidjord' och 85 lokaler klassades till 'sulfidjord'. Enligt jordartskartan låg övervägande delen av de provtagna 'sulfat- på sulfidjordarna' och 'sulfidjordarna' i områden med lera-silt, medan ca 16 % av sulfidlokalerna låg på torv (Figur 5).

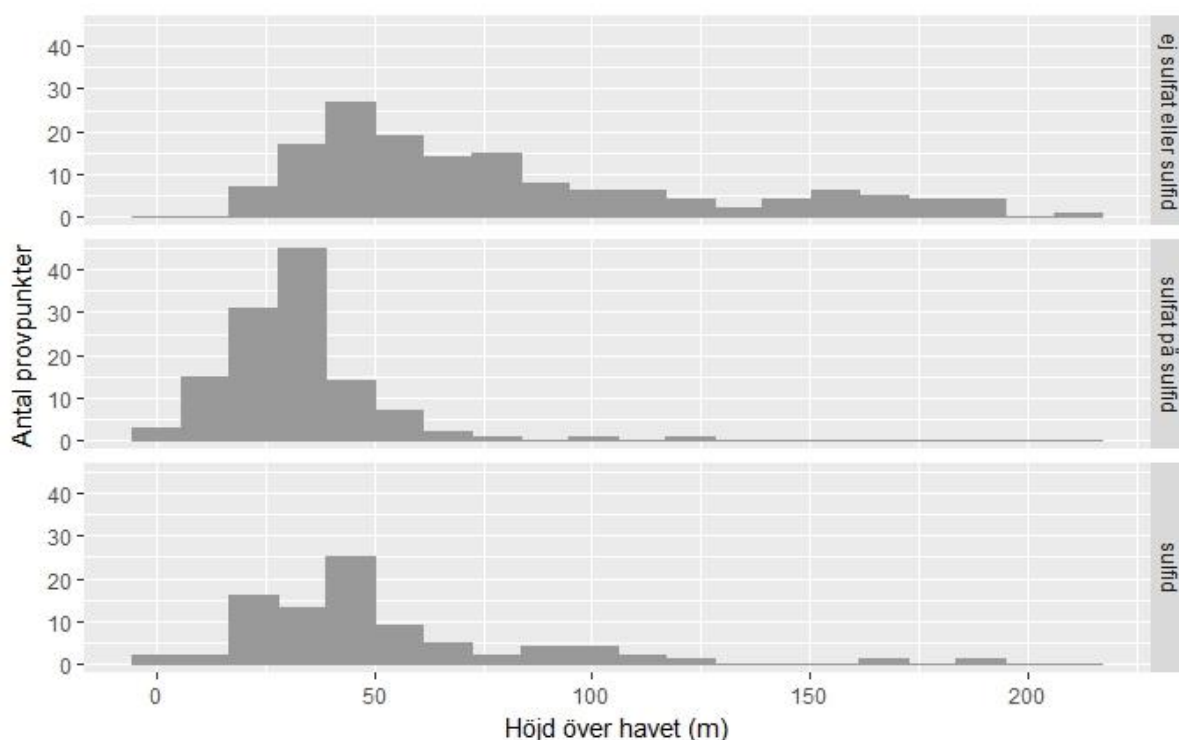


Figur 5. Fördelningen av klassade provlokaler på de jordarter som redovisas på SGUs jordartskarta (Hertsångerälvens avrinningsområden).

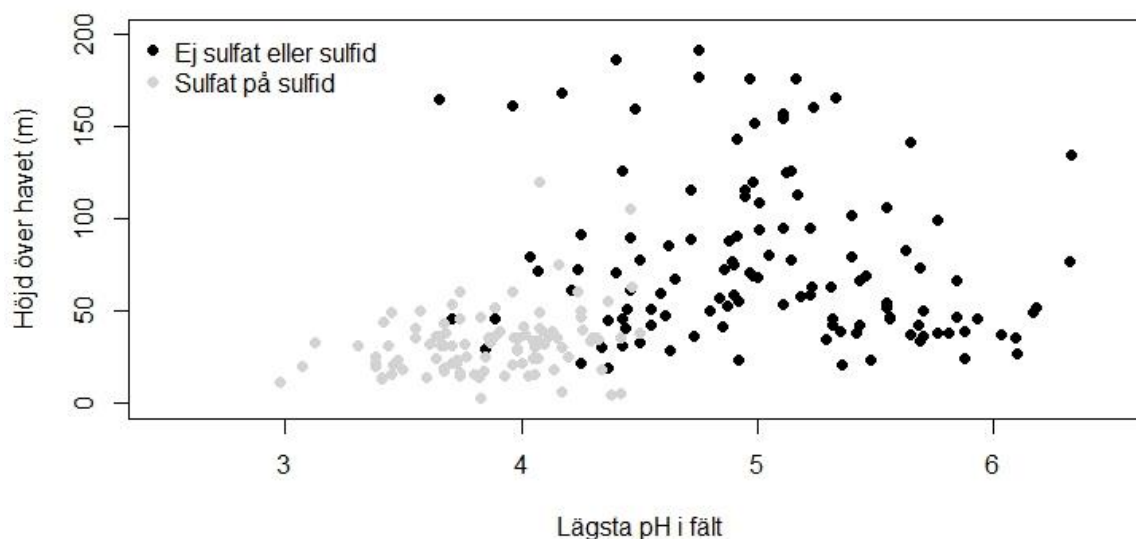
Större delen av provpunkterna är tagna på åkermark där klassen 'sulfatjord på sulfidjord' dominerar (Figur 6). Inga av provpunkterna som klassades till 'sulfatjord på sulfidjord' kommer från högre nivåer än 120 m ö h (Figur 7 och 8), däremot hittades några få sulfidlokaler ända upp på 190 m höjd över havet (Figur 7). Littoringränsen ligger i området ca 160 m ö h.



Figur 6. Fördelningen av klassade provlokaler enligt nationella marktäckedata (Hertsångerälvens avrinningsområden).



Figur 7. Fördelningen av klassade provlokaler som en funktion av höjd över havet (Hertsångerälvens avrinningsområden).



Figur 8. Lägsta pH i fält vs höjd över havet för varje provlokal med ett oxiderat skikt.

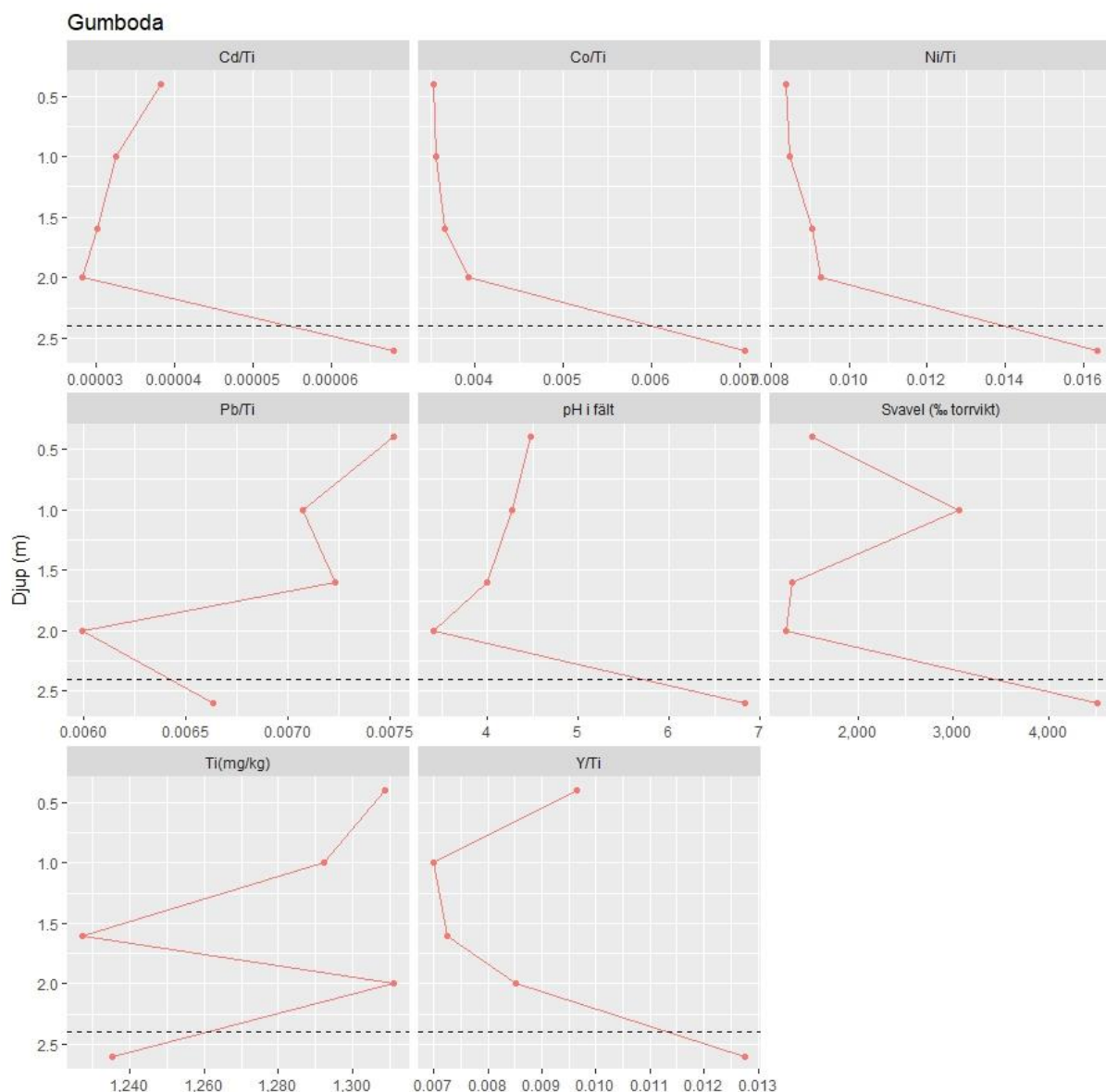
## Markkemi

Ett urval av resultat från fyra av de undersökta lokalerna, Gumboda, Ånäset, Kålaboda och Bygdeå, presenteras nedan. Lokalerna valdes för att representera både jordar som klassats som aktivt sur sulfatjord (Gumboda och Ånäset) och lokaler som inte fått den klassificeringen (Kålaboda och Bygdeå). Alla lokaler utom Bygdeå ligger inom Hertsångerälvens avrinningsområde. Gumboda utgörs av skogsmark som sannolikt tidigare använts som jordbruksmark. Lokalerna Ånäset och Kålaboda ligger på platser som används som jordbruksmark. Lokalen Bygdeå är belägen på den plats där Länsstyrelsen nu har restaurerat en våtmark och ligger på en gräsmark som tidigare använts som jordbruksmark.

Halterna av de analyserade metallerna har dividerats med halten titan (Ti) för att kompensera för skillnader i metallhalter förorsakade av variationer i jordprofilernas kornstorleksfördelning. De pH-

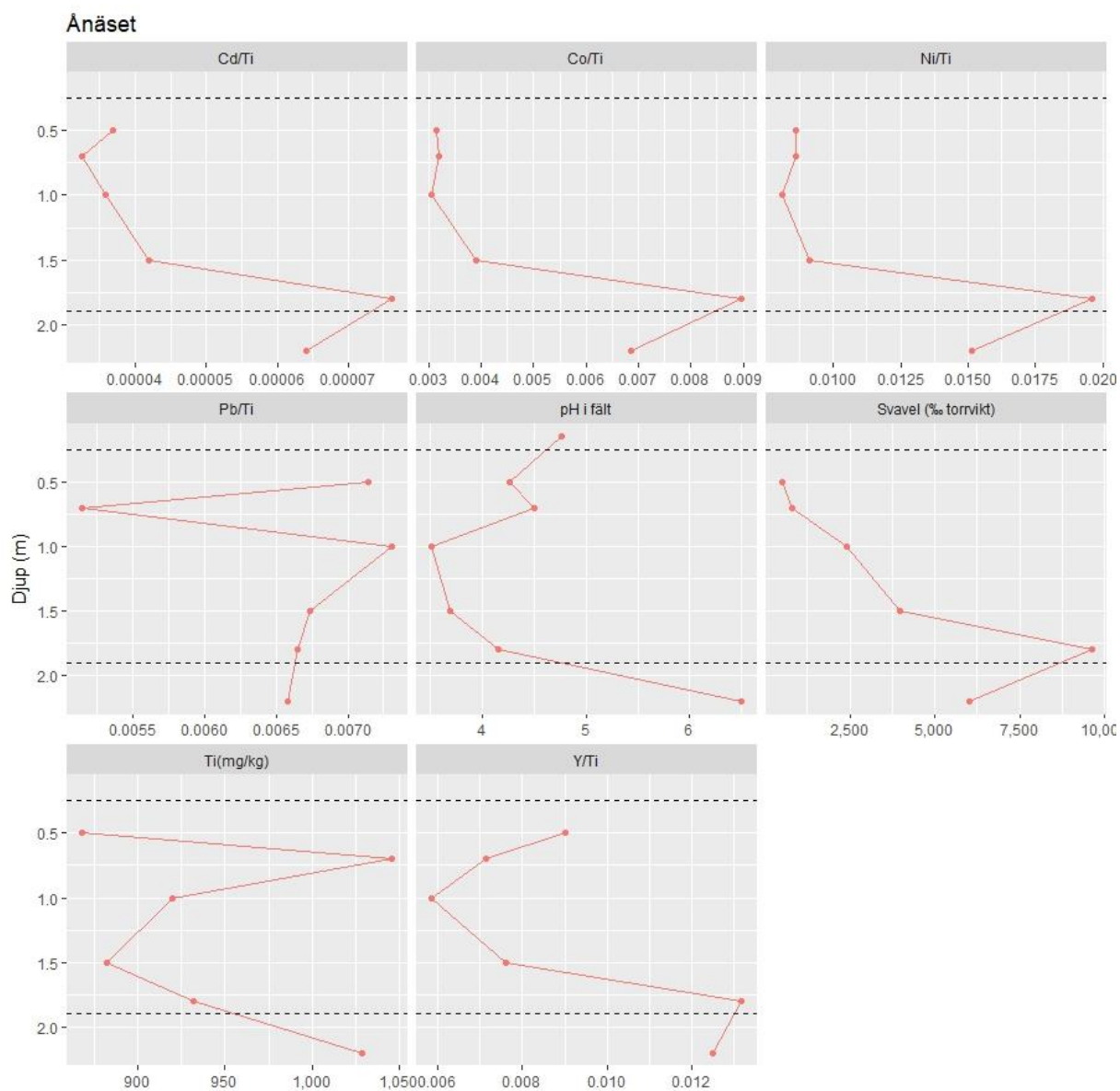
värden som uppmättes i fält redovisas i figurerna 9, 10, 11 och 12. Lokalerna Gumboda (Figur 9) och Ånäset (Figur 10) har klassificerats som aktiv sur sulfatjord, där de djupast liggande proverna utgörs av potentiellt sur sulfatjord (sulfidhaltig jord). Dessa två lokaler kännetecknas av pH under 4 i de översta markhorisonerna, medan pH är över 7 i de understa proverna. Då dessa djupt liggande prover oxiderat i laboratoriet har dock pH sjunkit till värden under 4. Lokalen Kålaboda (Figur 11) kännetecknas av högre pH-värden och har följaktligen inte klassificerats som aktivt sur sulfatjord. Det understa provet hade ett pH på 4,1 efter oxidation vilket tolkas som att det finns potentiellt försurande sulfidmineral i jorden även om den inte kan klassas som en sulfidjord. Halten svavel i det understa provet är dock relativt låg vilket visar att även halten sulfidmineral var låg i detta prov. De pH-värden som uppmättes i fält på lokalen Bygdeå (Figur 12) är inte tillräckligt låga för att jorden ska klassificeras som en aktiv sur sulfatjord. Däremot uppvisar de två understa proverna relativt höga svavelhalter och pH är i ett av proverna efter oxidation under 4. De reducerade jordlagren har därför klassificerats som potentiellt sur sulfatjord (sulfidhaltig jord).

De aktiva sura sulfatjordarna från Ånäset och Gumboda kännetecknas av lägre Co/Ti, Cd/Ti och Ni/Ti kvoter i den oxiderade jorden jämfört med de kvoter som uppmättes i underliggande reducerad jord, vilket visar att dessa element sannolikt mobiliserats från dessa aktiva sura sulfatjordar. Förhållandet Pb/Ti uppvisar däremot endast små variationer i de två profilerna vilket indikerar att bly inte, eller endast i liten utsträckning, mobiliserats från dessa två lokaler. Yttrium är en sällsynt jordartsmetall och tidigare studier har visat att dessa mobiliseras från aktiv sur sulfatjord (Åström 2001b, Sohlenius m.fl. 2015). Lokalerna Ånäset och Gumboda visar lägre Y/Ti i den oxiderade jorden jämfört med underliggande reducerad jord, även om detta inte är fullt lika tydligt i Gumboda. Resultat indikerar med andra ord att Y till viss del mobiliserats från de två aktiva sura sulfatjordarna. Även andra sällsynta jordartsmetaller uppvisar ett liknande mönster.



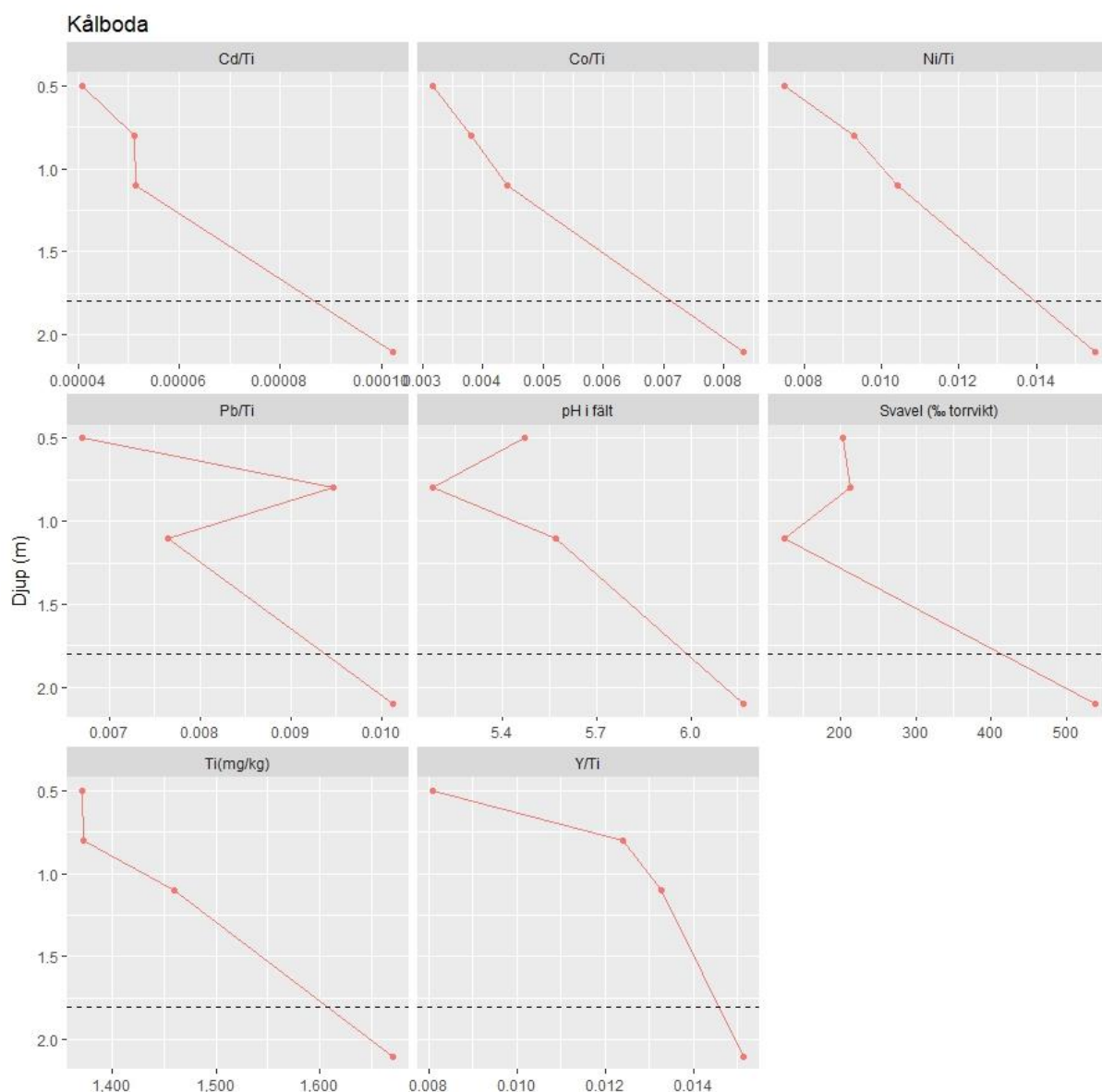
Figur 9. Fördelningen av några av de analyserade grundämnena samt pH mätt i fält på jordprofilen från Gumboda. Prover från 0,4, 1,0, 1,6, 2,0 och 2,6 meters djup under markytan har analyserats. Lokalen har klassificerats som aktiv och potentiellt sur sulfatjord. I figurerna representeras det övre lagret som aktiv sur sulfatjord (över den streckade linjen) och det undre lagret som potentiellt sur sulfatjord (under den streckade linjen).

Även lokalen Kålaboda uppvisar lägre kvoter Cd/Ti, Co/Ti och Ni/Ti jämfört med underliggande reducerad jord. Trots att lokalen inte utgör en aktiv sur sulfatjord indikerar resultaten följaktligen att vissa metaller lakats ut från denna jord. Det är möjligt att lokalen Kålaboda är en före detta aktiv sur sulfatjord som varit oxiderad under en så lång tid att de vätejoner som frigjorts vid sulfidoxidation lakats ut från jorden, vilket då skulle lett till att pH stigit. Tolkningen att de oxiderade jordlagren tidigare utgjorts av sulfidhaltig jord stöds av att pH sjönk kraftigt i det understa provet som fick oxidera i laboratoriet. Då lokalen ligger relativt högt i terrängen kan de översta jordlagren ha dränerat naturligt i samband med landhöjningen, och oxiderande förhållanden kan därmed ha rått under en period på flera tusen år.



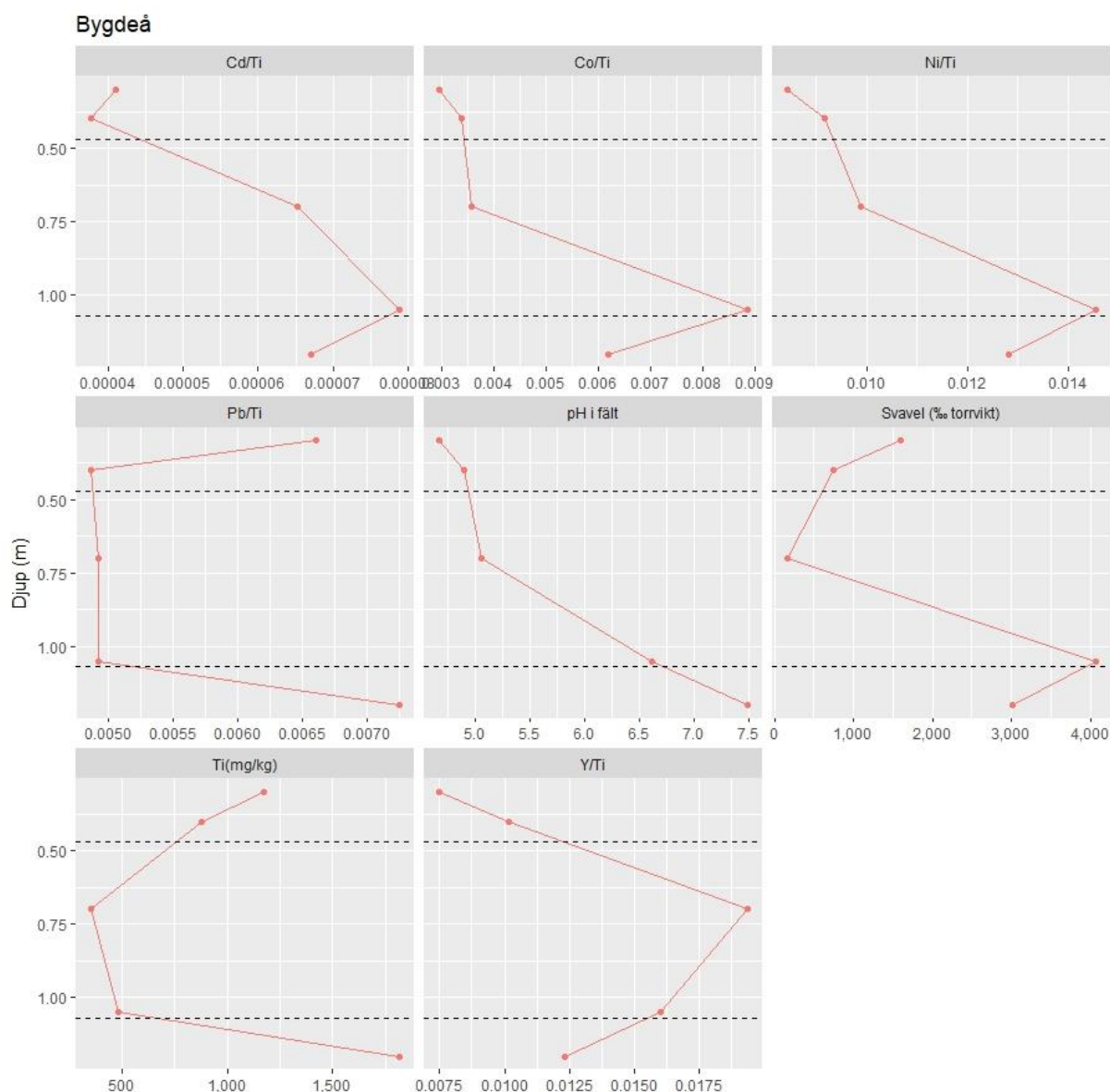
Figur 10. Fördelningen av några av de analyserade grundämnena samt pH mätt i fält i jordprofilen från Ånäset. Prover från 0,5, 0,7, 1,0, 1,5, 1,8 och 2,2 meters djup under markytan har analyserats. Lokalen har klassificerats som aktiv och potentiellt sur sulfatjord. Det övre lagret är klassat som torv (ovan översta strecket) med underliggande sur sulfatjord (mellan de två strecken) och potentiellt sur sulfatjord (under det nedre strecket).

Det är svårt att bedöma om metaller som en följd av sura markförhållanden i någon större utsträckning lakats ut från lokalen Bygdeå. De översta två proven och det understa provet utgörs av lera, medan de två proven däremellan kommer från ett sandigt lager. Eftersom det är mycket stora variationer i kornstorlek inom profilen uppvisar även halten titan stora variationer. Genom att dividera metallhalterna med titanhalten ska skillnader förorsakade av dessa variationer visserligen kompenseras, men det går inte att avgöra om det finns mineralogiska skillnader mellan sanden och leran, vilka gör det svårt att utvärdera resultaten. Resultaten visar dock att den understa delen av det sandiga lagret utgörs av sulfidjord med pH under 3 efter oxidation. Det tyder på att det är möjligt att ovanliggande lager tidigare varit betydligt surare och att mobilisering av metaller därmed skett från dessa lager.



Figur 11. Fördelningen av några av de analyserade grundämnena samt pH mätt i fält i jordprofilen från Kålaboda. Prover från 0,5, 0,8, 1,1 och 1,2 meters djup under markytan har analyserats. Lokalen har klassats till ej sur sulfatjord. Övre delen av jordprofilen är klassad till ej sur sulfatjord (över strecket) och undre delen till ej sulfidjord (under strecket). Det understa provet hade ett pH på 4,1 efter oxidation vilket tolkas som att det finns potentiellt försurande sulfidmineral i jorden även om den inte kan klassas som en sulfidjord.

Tidigare undersökningar har visat att sällsynta jordartsmetaller och flera andra metaller mobiliseras från aktiv sur sulfatjord (t. ex. Nordmyr m.fl. 2008, Åström 2001b). Resultaten från de analyser som utförts inom denna undersökning visar liknande resultat. Resultaten kommer senare att utvärderas mer grundligt tillsammans med motsvarande resultat från det tidigare nämnda Interreg Nord-projektet ("Kustmynnande vattendrag...").



Figur 12. Fördelningen av några av de analyserade grundämnena samt pH mätt i fält i jordprofilen från Bygdeå. Prov från 0,3, 0,4, 0,7, 1,05 och 1,2 meters djup under markytan har analyserats. Lokalen har klassats som en potentiellt sur sulfatjord då provet från 1,05 meter har ett pH under 3 efter inkubation och en svavelhalt runt 4000 mg/kg, vilket gör att lagret mellan de två strecken har klassificerats som potentiellt sur sulfatjord medan materialet ovanför det övre strecket inte klassats som en sur sulfatjord och materialet under det understa strecket inte klassats som potentiellt sur sulfatjord.

## Modellering

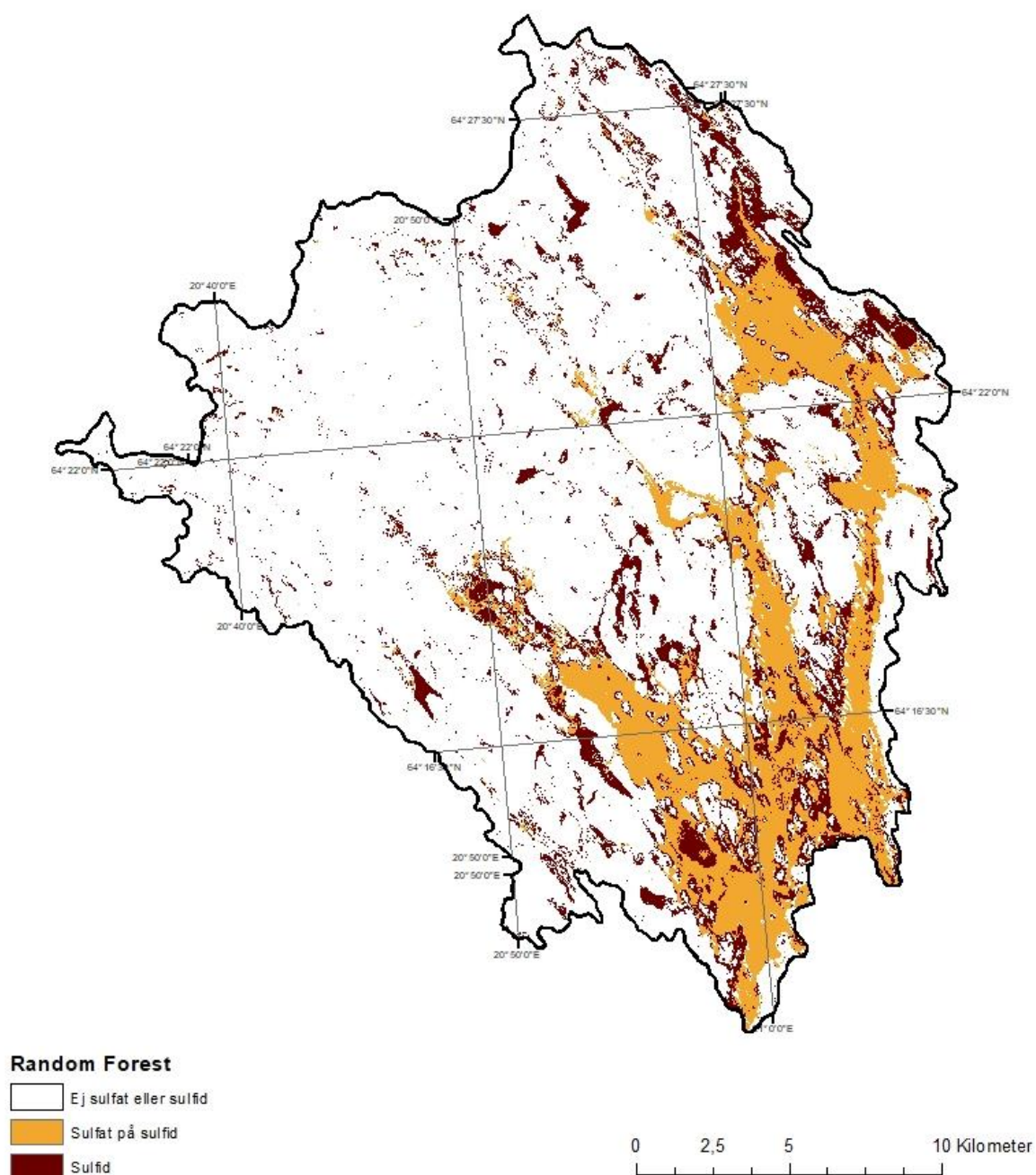
### *Hertsångerälvens avrinningsområde*

Modellen som användes över Hertsångerälvens avrinningsområde hade en total noggrannhet på 63% och kappa på 0,42. Modellen predikterar de två klasserna 'ej sulfat eller sulfid' och 'sulfat på sulfid' korrekt ca 70% av gångerna, medan den bara predikterar klassen 'sulfid' korrekt 40% av gångerna. Höjd över havet (DEM), MRVBF och jordartskartan var de tre miljövariabler som hade störst inverkan på modellen (Mean Decrease Gini 41, 20 respektive 14).

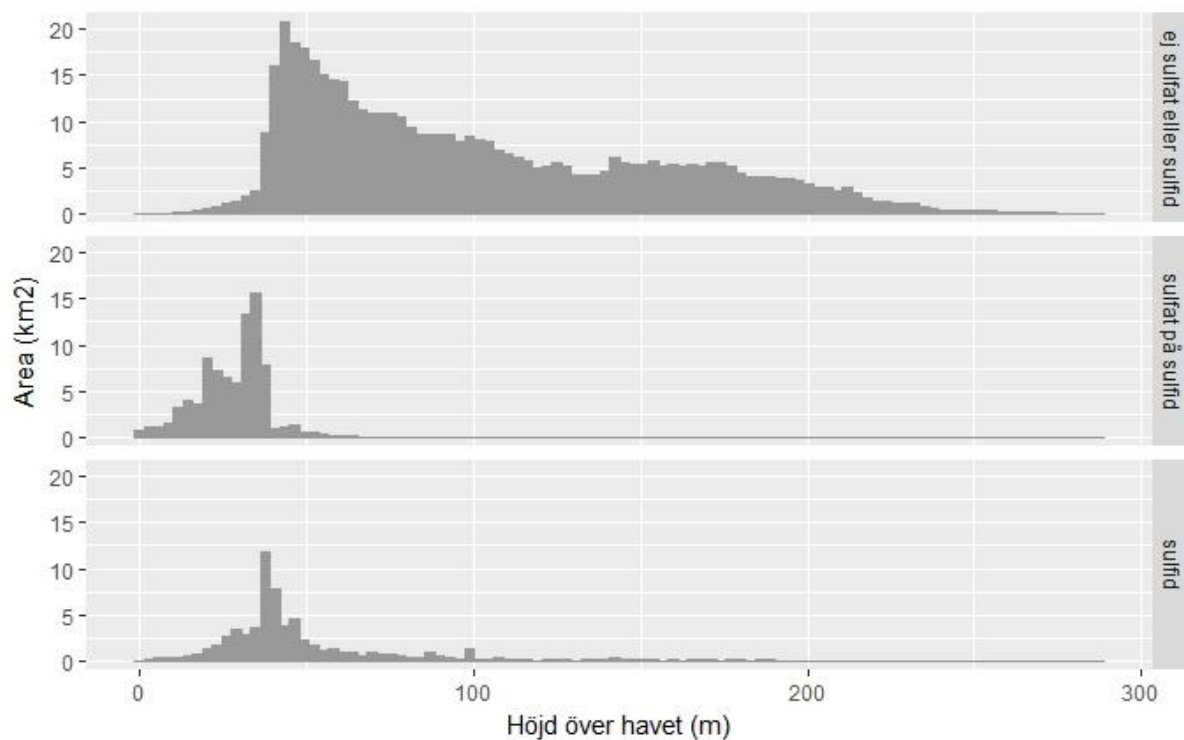
Utbredningen av 'sulfat på sulfid' förekommer enligt modellen till största del i dalgångarna (Figur 13) och på låga höjder (Figur 14). 'Sulfat på sulfid' förekommer inte på högre höjder än ca 80 m ö

h. Samtidigt minskar utbredningen av 'ej sulfat eller sulfid' drastiskt vid ca 40 m ö h och under 20 m ö h har all yta 'sulfat på sulfid' eller 'sulfid' (Figur 14). 'Sulfat på sulfid' förekommer främst på lera-silt och lergyttja/gyttjelera (Figur 15) medan 'sulfid' förekommer på lera-silt och torv (Figur 15).

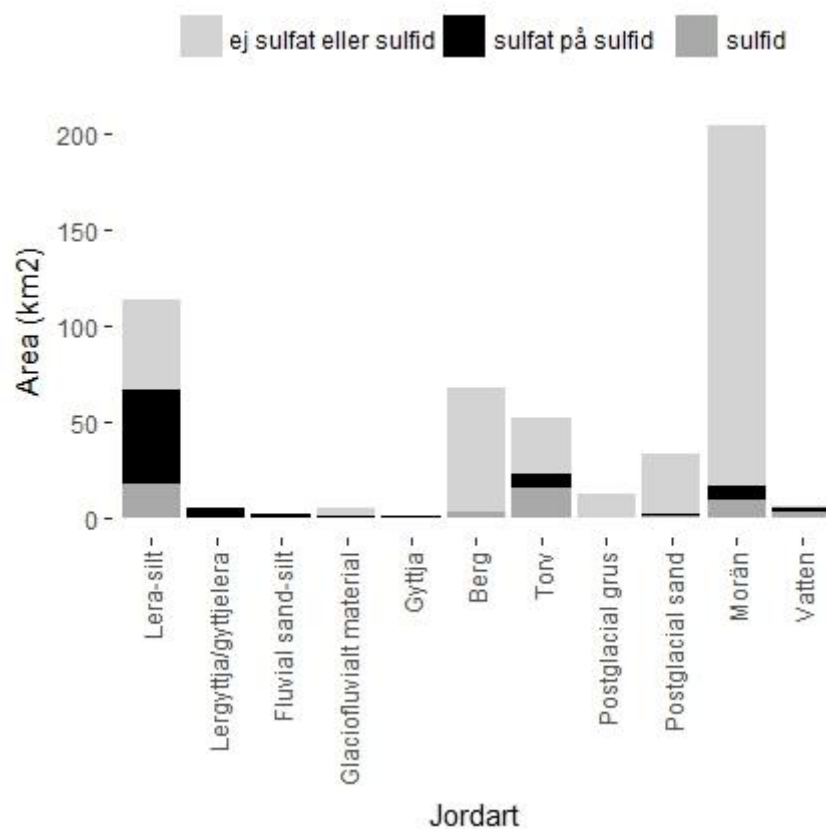
Hertsångerälvens avrinningsområde består av ca 60 km<sup>2</sup> åkermark enligt Jordbruksverkets jordbruksblock 2011, av dem är ca 15 km<sup>2</sup> 'sulfat på sulfid' och 5 km<sup>2</sup> 'sulfid' (Figur 16).



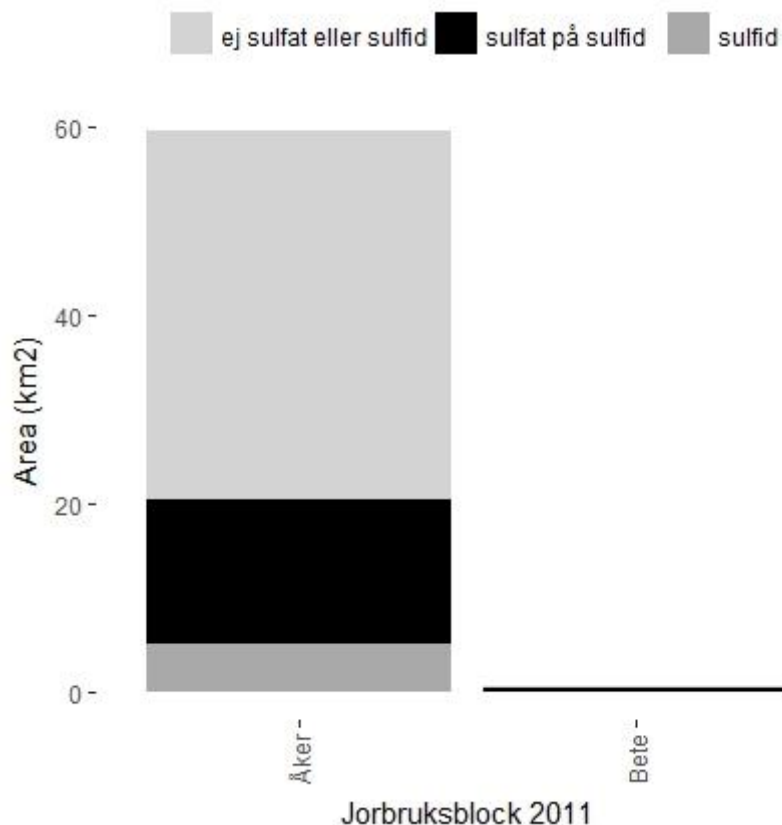
Figur 13. Karta över förekomsten av sura sulfatjordar i Hertsångerälvens avrinningsområde. Varje pixel/plats är 20 m och har tilldelats den klass som med högst sannolikhet finns på platsen utifrån den numeriska modelleringen.



Figur 14. Fördelningen av antal pixlar i de tre klasserna mot höjd över havet, i Hertsångerälvens avrinningsområde.



Figur 15. Arean i Hertsångerälvens avrinningsområde som klassats som 'ej sulfat eller sulfid', 'sulfat på sulfid' och 'sulfid' på respektive jordart (enligt SGUs jordartskarta).



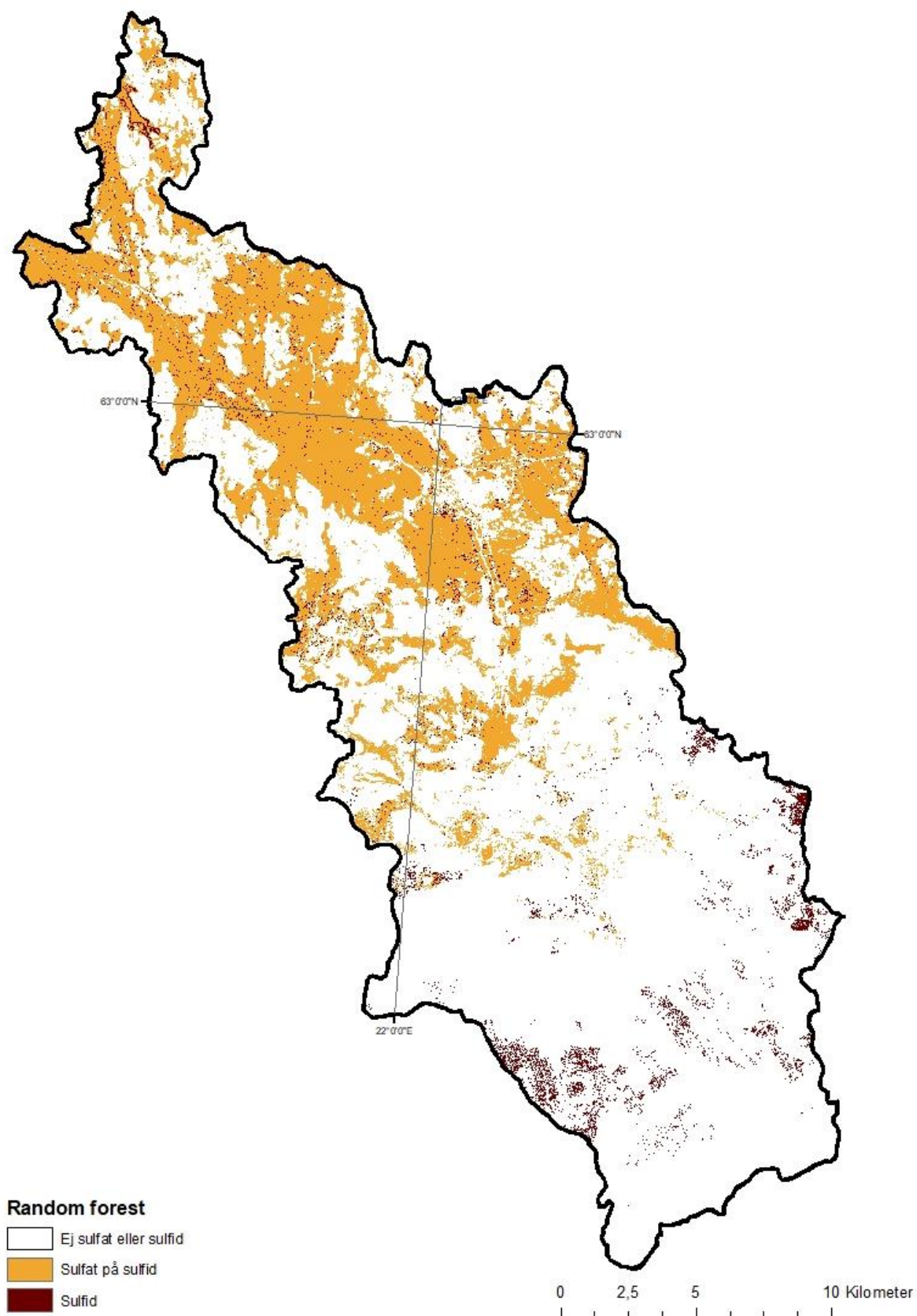
Figur 16. Arealen av åker- och betesmark i Hertsångerälvens avrinningsområde som klassats som 'ej sulfat eller sulfid', 'sulfat på sulfid' och 'sulfid'.

### *Toby å avrinningsområde*

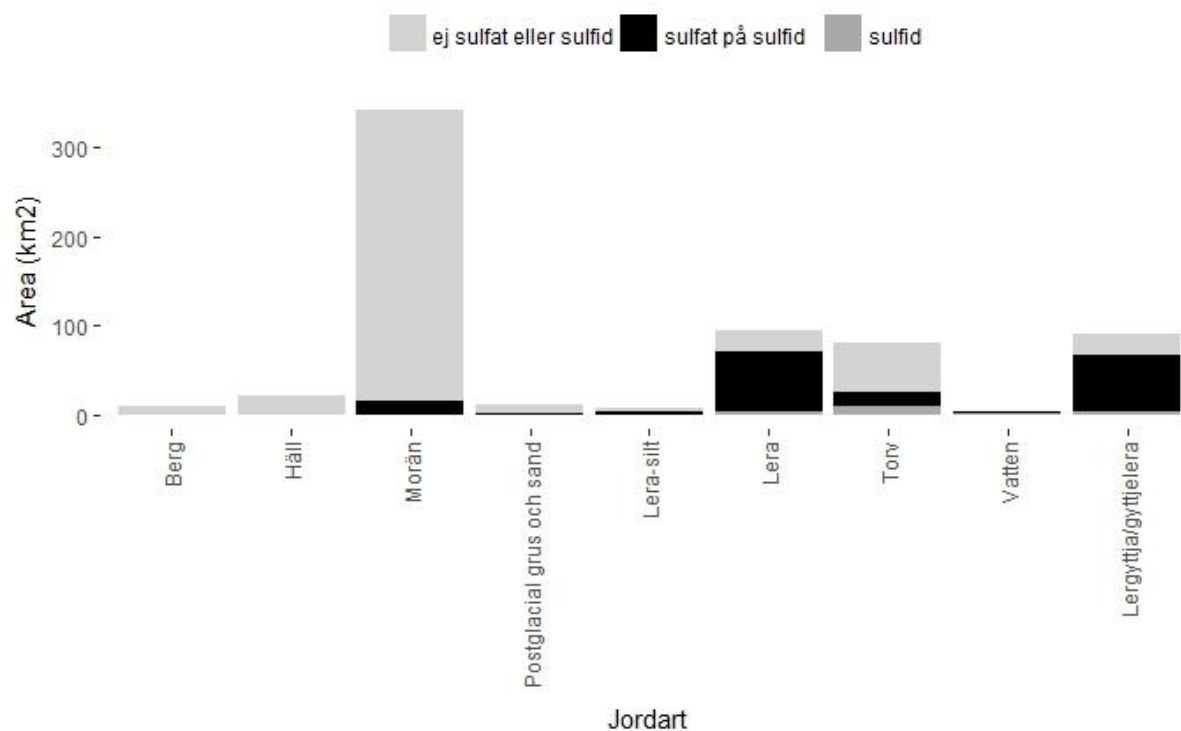
Modellen över Toby ås avrinningsområde hade en total noggrannhet på 65% och kappa på 0,44. Modellen predikterar de två klasserna 'ej sulfat eller sulfid' och 'sulfat på sulfid' korrekt ca 85% av gångerna, medan den bara predikterar 'sulfid' korrekt 10% av gångerna.

Toby ås avrinningsområde följer en nordvästlig till sydostlig riktning där de nordvästliga delarna består främst av 'sulfat på sulfid' och de sydostliga delarna har sporadiska andelar 'sulfid' (Figur 17). 'Sulfat på sulfid' förekommer främst på lera och lergyttja/gyttjelera men också på torv (Figur 18) medan 'sulfid' främst förekommer under torv (Figur 18). 'Sulfat på sulfid' förekommer under 50 m ö h, medan 'sulfid' är spritt ända upp till 80 m ö h (Figur 19).

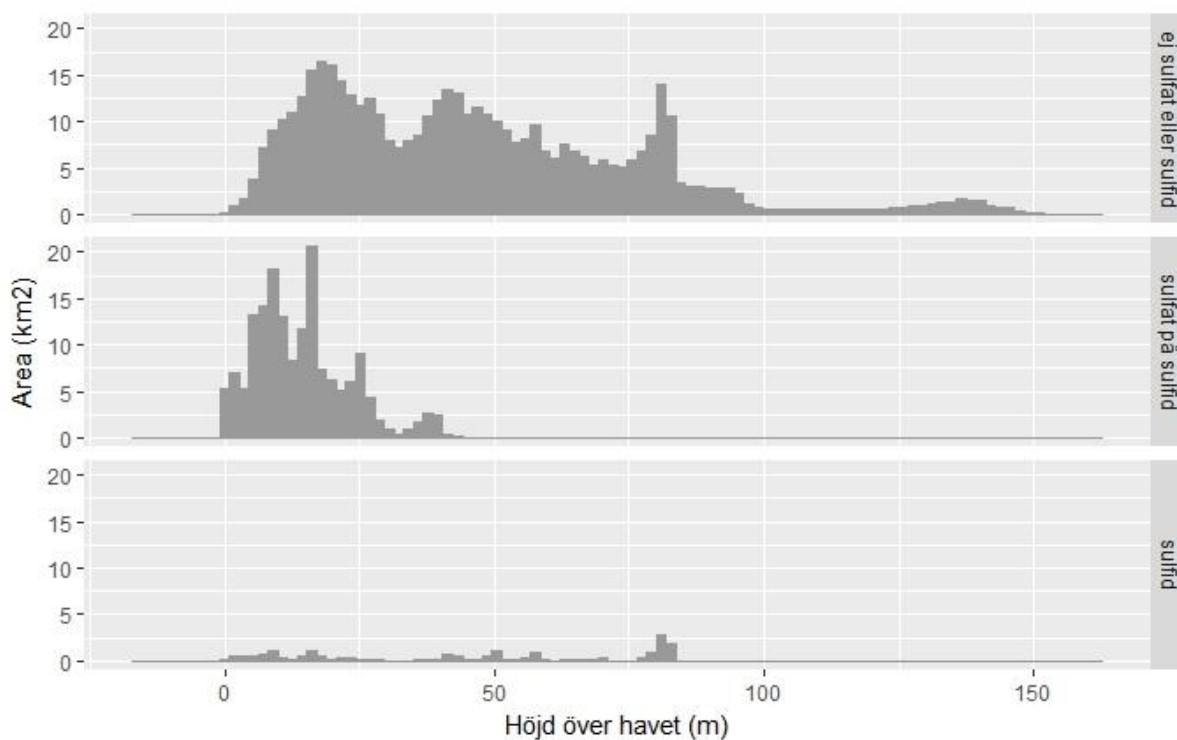
Observationerna inom avrinningsområdet har tidigare använts för att producera en handritad karta över förekomsten av sura sulfatjordar. Den modellerade och den handritade kartan överensstämmer bra vid visuell jämförelse (Figur 20).



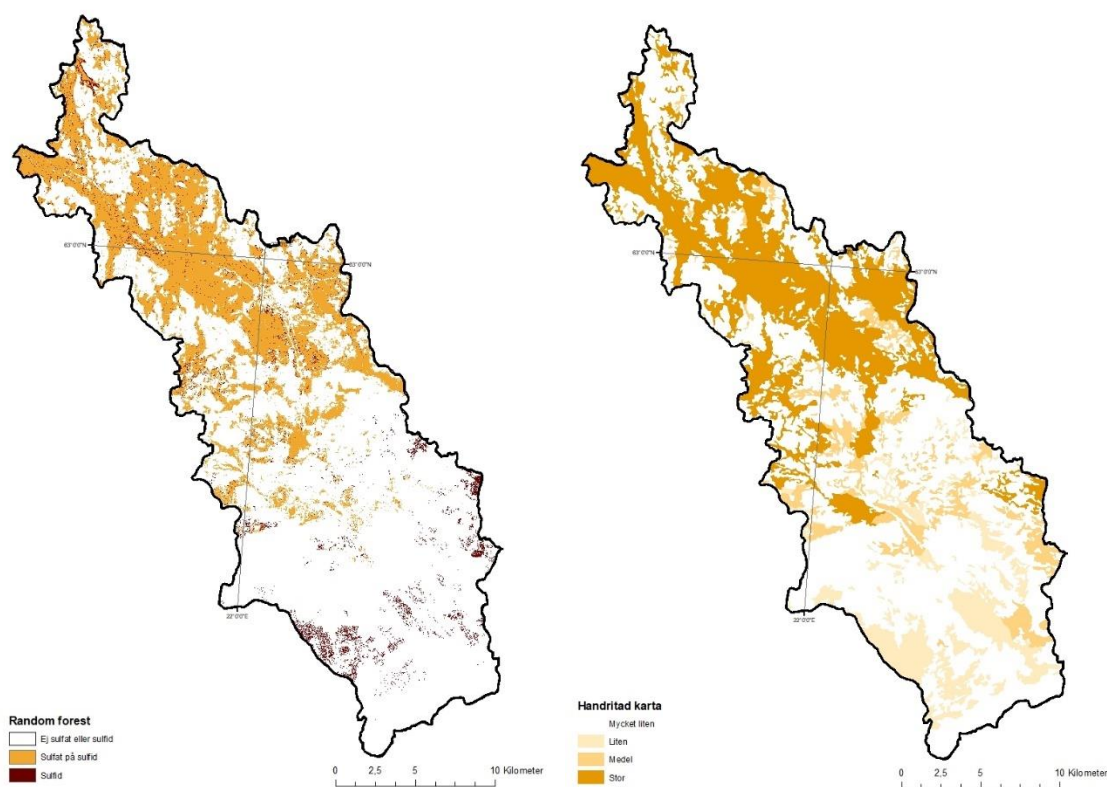
Figur 17. Karta över förekomsten av sura sulfatjordar i Toby ås avrinningsområde. Varje pixel/plats har tilldelats den klass som med högst sannolikhet finns på platsen utifrån den numeriska modelleringen.



Figur 18. Areal i Toby ås avrinningsområde som klassats som 'ej sulfat eller sulfid', 'sulfat på sulfid' och 'sulfid' på respektive jordart (enligt GTK:s jordartskarta).



Figur 19. Fördelningen av antal pixlar i de tre klasserna mot höjd över havet, i Toby ås avrinningsområde.

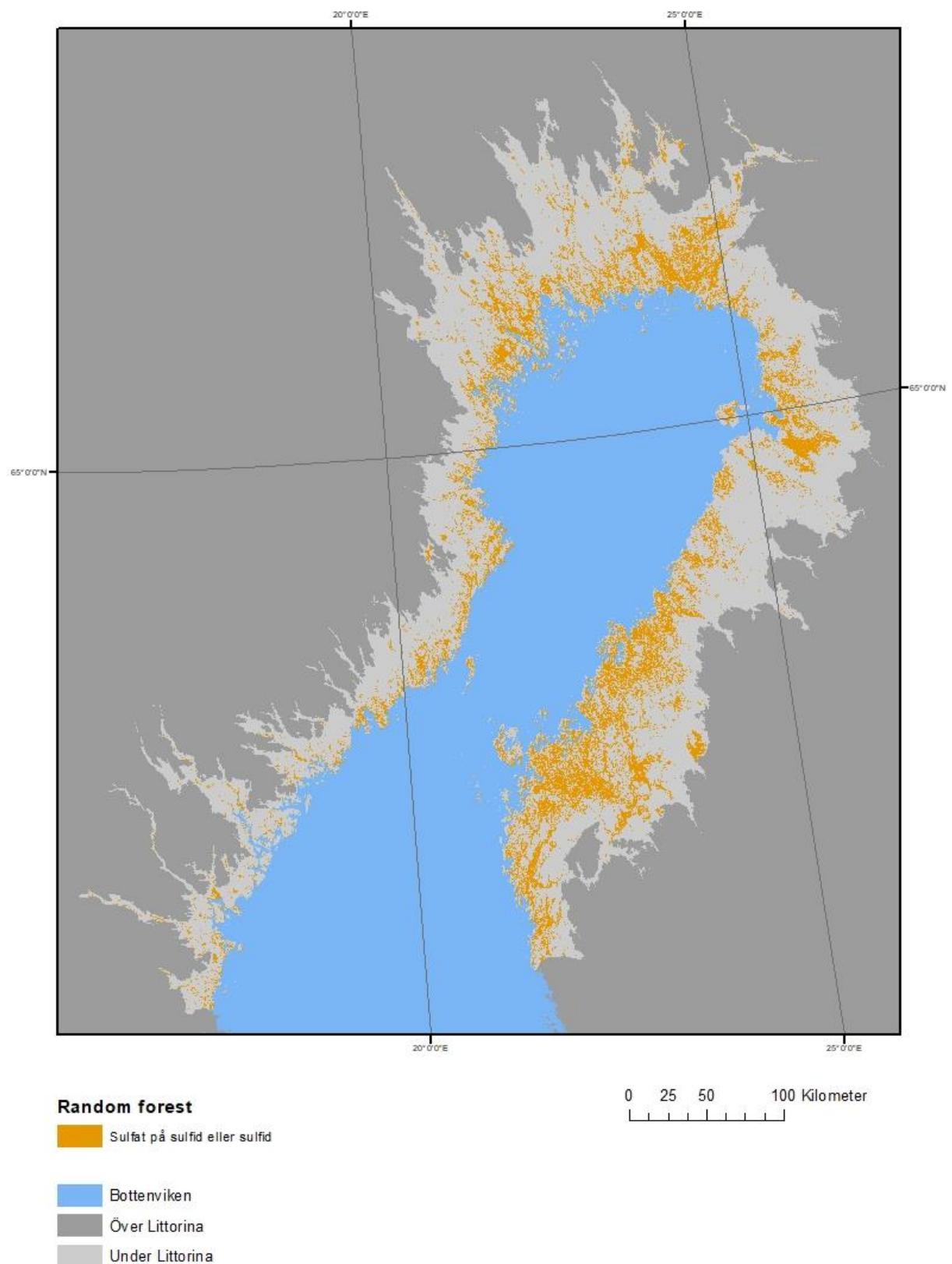


Figur 20. Modellerad (till vänster) och handritad (till höger) förekomstskarta över sura sulfatjordar i Toby å. Den modellerade kartan visar den klass som med högst sannolikhet finns på platsen utifrån den numeriska modelleringen. Den handritade kartan visar "sannolik" chans att påträffa sura sulfatjordar inom området.

### **Bottenviken**

Modellen över Bottenviken har en total noggrannhet på 75% och kappa på 0,47. Modellen predikterar 'ej sulfat eller sulfid' korrekt ca 80% av gångerna, och 'sulfid' korrekt ca 65% av gångerna. Höjd över havet (DEM), TPI och MRVBF är de tre miljövariabler som har störst inverkan på modellen (Mean Decrease Gini 1374, 690 respektive 615).

Runt Bottenviken är 'sulfat på sulfid eller sulfid' de mest sannolika klasserna på 25% av området under Littorinahavets utbredning. De förekommer främst längs kusterna och i den låglänta terrängen, och då framförallt på den finska sidan och i norra Bottenviken (Figur 21).



Figur 21. Karta över förekomsten av sura sulfatjordar kring Bottenviken. Varje pixel/plats i landområdena under Littorinagränsen har tilldelats den klass som med högst sannolikhet finns på platsen utifrån den numeriska modelleringen.

## DISKUSSION

Resultaten från modelleringen av sura sulfatjordar i Toby ås och Hertsångerälvens avrinningsområden visar att det är möjligt att med hjälp av modellering ta fram kartor som visar var det finns risk att aktiva och potentiellt sura sulfatjord sannolikt förekommer. Sådana kartor är användbara för att identifiera områden där det är viktigt att undvika en markanvändning som leder till en negativ påverkan från sura sulfatjordar. Det är dock viktigt att komma ihåg att dessa kartor inte visar områden där det är säkert att sur sulfatjord förekommer utan områden där det är sannolikt att sådana jordar förekommer, och tvärtom kan det inte helt uteslutas att sur sulfatjord förekommer på vissa platser där det enligt kartan är osannolikt att sådana jordar förekommer. För att säkert bedöma förhållandena på en viss plats är det därför viktigt att karaktärisera jordarna. Kartorna kan dock användas för att bedöma om en sådan karaktärisering är motiverad.

Modellens tillförlitlighet i ett visst område beror naturligtvis på mängden, upplösningen och kvaliteten av data som används (indata). Jordartskartan är en viktig parameter i modellen för Hertsångerälvens avrinningsområde och då jordartskartan är en generalisering av verkligheten och gränserna inte är exakta behöver inte provpunkternas klass i fält och i jordartskartan alltid stämma överens. Till exempel har två lokaler som klassats till 'sulfat på sulfid' provtagits på vatten enligt jordartskartan, och en sulfidklassad lokal provtagits på morän, men båda är i verkligheten silt (Figur 6). Detta resulterar i att modellen klassat områden med morän, vatten och berg som med hög sannolikhet innehållande sulfat- eller sulfidmaterial (Figur 15), vilket inte är troligt.

Modellens tillförlitlighet varierar också mellan olika jordarter och typer av markanvändning. Det är exempelvis hög sannolikhet att sur sulfatjord förekommer inom de stora flacka områden med dikade, uppodlade, postglaciala finsediment vilka förekommer nära kusten. Det är däremot svårare att förutsäga i vilken utsträckning potentiellt sur sulfatjord förekommer under andra, yngre jordarter. Exempelvis kan vissa torvmarker i ett område underlagras av potentiellt sur sulfatjord medan andra torvmarker inte underlagras av sådana material. Vidare kan vissa reducerade sandjordar utgöras av potentiellt sur sulfatjord medan andra sandjordar inte innehåller potentiellt surt sulfatjord, och det är svårt att förutsäga vad som är fallet för sanden på en specifik plats.

Både i Toby ås och Hertsångerälvens avrinningsområden är frekvensen sura sulfatjordar högst närmast kusten enligt modelleringen. En skillnad mellan de två avrinningsområdena är dock att sulfidjord som inte överlagras av potentiellt sur sulfatjord är betydligt ovanligare i det finländska avrinningsområdet jämfört med det svenska. Det skulle kunna bero på att jordarna i större utsträckning dikats på den finska sidan, men det bör också påpekas att modellen över Toby å hade en otillfredsställande prediktion av sulfidjord (endast korrekt för 10% av valideringslokalerna). Det skulle därför behövas ytterligare studier för att fastställa om Finland har en låg andel sulfidjord jämfört med Sverige, och vad orsaken till detta i så fall är. Även orsaker till modellens svårigheter att prediktera sulfidjord korrekt behöver undersökas.

Då det gäller kartan i Figur 21, som redovisar sannolikheten för förekomsten av sur sulfatjord kring hela Bottenviken, är det högst rimligt att anta att kartans tillförlitlighet inom det modellerade området varierar. Vi bedömer dock att den ger en god översiktssbild av utbredningen av sur sulfatjord kring Bottenviken, vilket bekräftas av att stora kända områden med sur sulfatjord framträder på kartan. Av kartan framgår att arealen sur sulfatjord är betydligt större i Finland än på den svenska sidan, vilket förklarar varför miljöproblem kopplade till dessa jordar i större utsträckning uppmärksammas i Finland. En orsak till osäkerheterna är att modellen över Bottenviken representerar ett stort område där de geologiska förutsättningarna varierar. Det finns exempelvis inom området både skillnader i dagens topografi och landhöjningens storlek, nu och tidigare. I Sverige finns stora områden där observationer helt saknas medan det finns ett mycket stort antal observationer från den finska sidan. Det gör att förhållandena i områden med finländsk sur sulfatjord får en stor tyngd i modellen. Även om gränsen Sverige/Finland inte på något sätt utgör en geologisk gräns så finns det generella skillnader i de topografiska förhållanden mellan de två

länderna vilket gör att modellen troligen är behäftad med större osäkerheter på den svenska sidan. På den svenska sidan förutspår exempelvis modellen förekomster av sura sulfatjordar i områden belägna på relativt höga altituder där vi inte påträffat sådana jordar. Ett sätt att förbättra kartan kan vara att modellera mindre områden separat och sedan lägga ihop dessa till en större karta. Ett ytterligare sätt vore att använda hela jordartskartan som input till modellen, vilket inte gjordes för den modell som presenteras här. I både Norrbotten och Västerbotten har vattnets elektriska konduktivitet mätts i ett stort antal mindre vattendrag. En hög konduktivitet indikerar förekomsten av aktiv sur sulfatjord och dessa data skulle därför kunna användas för att verifiera och förbättra kartan. Ytterligare data, exempelvis data som Skogsstyrelsen samlat in inom VIMLA, kommer dessutom snart att bli tillgängliga. SGU kommer därför att arbeta vidare med att förbättra kartan. I första hand kommer SGU då att arbeta med de svenska delarna av kusten men om möjligt också inkludera de finländska kustområdena.

Resultaten från de kemiska analyserna visar, som nämnts ovan, att många miljöskadliga grundämnen mobiliseras från sura sulfatjordar. På den finska sidan finns det undersökningar som visar att dessa element till stor del ackumuleras i sediment som avsatts utanför mynningen på vattendrag vilka är påverkade av sura sulfatjordar (t.ex. Nordmyr m.fl. 2008). Det har dock hittills (Thomas 2016, Lindström 2017) inte varit möjligt att hitta områden längs den svenska kusten där ämnen från sura sulfatjordar ackumuleras. Däremot har höga halter av dessa ämnen påträffats i sjösediment i en norrbottnisk sjö belägen i ett område med en stor andel aktiv sur sulfatjord (Lindström 2017). Det sistnämnda arbetet har utförts inom Interreg Nord projektet "Kustmynnande vattendrag...". För att kvantifiera hur stora mängder miljöskadliga ämnen som årligen mobiliseras från områden med aktiv sur sulfatjord kommer beräkningar att utföras inom nämnda Interreg Nord-projekt. Då kommer även de resultat som erhållits inom VIMLA-projektet att användas för att beräkna storleken på läckaget av miljöskadliga ämnen från områden med sura sulfatjordar. I framtiden vore det även intressant med ytterligare studier för att fastställa vart ämnen som mobiliseras från sura sulfatjordar tar vägen. Det skulle kunna göras genom ytterligare sedimentstudier i sjöar och kustnära sediment som avsätts i anslutning till vattendrag, vilka är påverkade av aktiv sur sulfatjord.

## REFERENSER

- Andrén, T., Björck, S., Andrén, E., Conley, D., Zillén, L., & Anjar, J. (2011). The development of the Baltic Sea Basin during the last 130 ka. In *The Baltic Sea Basin* (pp. 75-97). Springer Berlin Heidelberg.
- Avenius, J., 2013: Sänkta sjöars inverkan på ytvatten i Västerbottens kustland. Samband mellan sänkningsnivåer och vattenkemi i sjöar på sulfidrika sedimentjordar. Examensarbete i naturgeografi. Umeå Universitet. 16 s.
- Bayard, C. & Mood, L. K., 2014: Förekomsten av sura sulfatjordar i Mälardalen – en pilotstudie utförd åt SGU. Kandidatarbete vid Institutionen för geovetenskaper. Uppsala universitet. *Självständigt arbete Nr 92*. 74 s.
- Beucher, A., Fröjdö, S., Österholm, P., Martinkauppi, A. & Edén, P. 2014. Fuzzy logic for acid sulfate soil mapping: Application to the southern part of the Finnish coastal areas. [Geoderma 226–227, 21-30](#).
- Boman, A., Åström, m., Fröjdö, S. & Backlund K., 2010: Impact of isostatic land uplift and artificial drainage on oxidation of brackish-water sediments rich in metastable iron sulphide. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 74, 1268–1281.
- Breiman, L., 2001: Random Forests. *Machine Learning*, 4, 5-32.
- Byrsten, S. & Sandberg A., 2005: Metaller och fisk i Persöfjärden. Avd för kvalitets & miljöledning. Examensarbete 2005, Högskoleingenjörsprogrammet, Luleå tekniska universitet. 64 s.
- Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V., & Böhner, J. (2015): System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4, *Geoscientific Model Development*, 8, 1991-2007, doi:10.5194/gmd-8-1991-2015.
- Edén, P., Auri, J., Rankonen, E., Martinkauppi, A., Österholm, P., Beucher, A. & Yli-Halla, M. 2012a: Mapping acid sulfate soils in Finland — methods and results. *7th IASSC abstract*, Vaasa, Finland.
- Edén, P., Rankonen, E., Auri, J., Yli-Halla, M., Österholm, P., Beucher, A. & Rosendahl, R., 2012b: Definition and classification of Finnish Acid Sulfate Soils. *7th IASSC abstract*, Vaasa, Finland.
- Filppa, E., 2012: Identifiering av riskområden där sulfidsediment oxideras till följd av grundvattensänkning – Fallstudie av fem vattendrag vid Norrbottenskusten. *Länsstyrelsens rapportserie nr 11/2012*. Examensarbete i samarbete med Lunds universitet. 61 s.
- Fromm, E., 1965: Beskrivning till jordartskartan över Norrbottens län nedanför lappmarksgränsen. *Sveriges geologiska undersökning Ca 39*, 236 s.
- Fältmarsch, R., Åström, M. & Vuori K.-M., 2008: Environmental risks of metals mobilised from acid sulphate soils in Finland: a literature review. *Boreal Environment research* 13, 444–456.
- Granlund, E., 1943: Beskrivning till jordartskarta över Västerbottens län nedanför odlingsgränsen. *Sveriges geologiska undersökning Ca 26*, 165 s.
- Lantmäteriet. 2017a: Produktbeskrivning: GSD-Höjddata, grid 2+. Gävle.
- Lantmäteriet. 2017b: Produktbeskrivning: GSD-Ortofoto och ortofoto25. Gävle.
- Lantmäteriet. 2017c: Produktbeskrivning: GSD-Fastighetskartan, sammanslagen raster. Gävle.
- Lax, K. & Sohlenius, G., 2006: Sura sulfatjordar och metallbelastning. *Sveriges geologiska undersökning. Rapport 2006:5*, 19 s.
- Lax, K., 2005: Stream plant chemistry as indicator of acid sulphate soils in Sweden. *Agricultural and Food Science* 14, 83–87.

- Lindström C., 2017: Acid Sulfate Soils and Metal Accumulation in Sediments in the Rosån Catchment, Northern Sweden. Department of Earth Sciences, Uppsala University. 70 s.
- Mattbäck, S., Boman, A. & Österholm, P. 2017. Hydrogeochemical impact of coarse-grained post-glacial acid sulfate soil Materials. *Geoderma* 308, 291-301.
- Myrstener, M., 2012: Konduktivitet i vattendrag som indikator på sura sulfatjordar. Examensarbete i geovetenskap/naturgeografi. Umeå universitet. 18 s.
- Naturvårdsverket, 2014. Produktbeskrivning: Svenska marktäckedata, utgåva 1.2. Stockholm.
- Nordmyr, L., Åström, M. & Peltola P., 2008: Metal pollution of estuarine sediments caused by leaching of acid sulphate soils. *Estuarine, Coastal and Shelf Science* 76, 141–152.
- Palko, J., 1986: Mineral element content of timothy (*Phleum pratense* L.) in an acid sulphate soil area of Tupos village, northern Finland. *Acta Agriculturae Scandinavica* 36, 399–409.
- R Core Team, 2014: A Language and Environment for Statistical Computing (Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing)(<http://R-project.org>).
- Sohlenius, G., Persson, L., Lax, K., Andersson, L. & Daniels, J., 2004: Förekomsten av sulfidhaltiga postglacial sediment. Slutrapport FoU projekt. Sveriges geologiska undersökning. *SGU-rapport 2004:9*.
- Sohlenius, G. & Öborn I., 2004: Geochemistry and partitioning of trace elements in acid sulphate soils in Sweden and Finland before and after sulphide oxidation. *Geoderma* 122, 167–175.
- Sohlenius, G., Aroka, N., Wåhlén, H., Uhlbäck, J. & Persson, L. 2015. Sulfidjordar och sura sulfatjordar i Västerbotten och Norrbotten. *SGU-rapport 2015:26*. Sveriges geologiska undersökning (SGU).
- Sundqvist, M., 2009: Kustmynnande vattendrag i Västerbottens län- Bedömning av naturvärde och påverkansgrad. *Länsstyrelsen i Västerbotten, meddelande 1-2009*. 29 s.
- Sundström, R., Åström, M. & Österholm, P., 2002: Comparison of the metal content in acid sulphate soil runoff and industrial effluents in Finland. *Environmental Science & Technology* 36, 4269–4272.
- Thomas, J., 2016: Inverkan av dikning av sulfidjordar på metallkoncentrationer i havssediment En studie av hur metallhalten i havssediment i Gumbodafjärden (Norra Sverige) har förändrats över tid. Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap (EMG) Umeå Universitet. 30.
- Wickström, L., 1939: Västerbotten 1939: *Västerbottens läns hembygdsförenings årsbok* 20. Nyheternas tryckeri Umeå. 260 s.
- Wickström, L., 1940: Västerbotten 1940: *Västerbottens läns hembygdsförenings årsbok* 21. Nyheternas tryckeri Umeå. 200 s.
- Åberg, J., 2013: Screening av sura sulfatjordar i Västerbotten. Inledande provtagning år 2013. *Länsstyrelsen i Västerbotten*. 28 s.
- Åberg, J., 2017. Miljöproblemet sura sulfatjordar Ett kunskapsunderlag och en beskrivning av Länsstyrelsen Västerbottens och Länsstyrelsen Norrbottens strategiska arbete. *Länsstyrelsen Västerbotten* 43 s.
- Åström, M., 2001a: Abundance and fractionation patterns of rare earth elements in streams affected by acid sulphate soils. *Chemical Geology* 175, 249–258.
- Åström, M., 2001b: The effect of acid soil leaching on trace element abundance in a medium-sized stream, W. Finland. *Applied Geochemistry* 16. 387-396-
- Åström, M., 2007: Inverkan av svenska och finländska sura sulfatjordar på metallhalter i bäckar. Sveriges geologiska undersökning. Slutrapport SGUs Dnr:60-1312/2004. 9 s.

- Åström, m. & Björklund, A., 1995: Impact of acid sulfate soils on stream water geochemistry in western Finland. *Journal of Geochemical Exploration* 55, 163–170.
- Öborn, I., 1994: Morphology, chemistry, mineralogy, and fertility of some acid sulfate soils in Sweden. Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Soil Sciences, 18, 46 pp.
- Öhlander, B., Nordblad, F., Lax, K., Frauke, E. & Ingri, J., 2013: Biogeochemical mapping of stream plants to trace acid sulphate soils: a comparison between water geochemistry and metal content in macrophytes. *Geochemistry: Exploration, Environment, Analysis*.
- Österholm, P., Åström, M., 2002. Spatial trends and losses of major and trace elements in agricultural acid sulphate soils distributed in the artificially drained Rintala area, W. Finland. *Appl. Geochem.* 17, 1209–1218.