



Forskning i
naturresurser
och bioekonomi 13/2016

Skogsvård på sura sulfatjordar

Tiina Maileena Nieminen, Hannu Hökkä, Antti Ihalainen och Leena Finér

Forskning i naturresurser och bioekonomi 13/2016

Skogsvård på sura sulfatjordar

Tiina Maileena Nieminen, Hannu Hökkä, Antti Ihalainen och Leena Finér

Naturresursinstitutet, Helsingfors 2016



ISBN: 978-952-326-201-0 (Tryckt)

ISBN: 978-952-326-202-7 (Elektronisk)

ISSN 2342-7647 (Tryckt)

ISSN 2342-7639 (Elektronisk)

URN: <http://urn.fi/URN:ISBN:978-952-326-202-7>

Copyright: Naturresursinstitutet (Luke)

Författare: Tiina Maileena Nieminen, Hannu Hökkä, Antti Ihalainen och Leena Finér

Översättning från finska till svenska: Markus Hartman

Utgivare: Naturresursinstitutet (Luke), Helsingfors 2016

Utgivningsår: 2016

Omslagsfoto: Markku Saarinen

Tryckeri- och publikationsförsäljning: Juvenes Print, <http://luke.juvenesprint.fi>

Inledning

Den här guiden redogör för särdragen med skogsvård på sura sulfatjordar. Ändamålet med guiden är att sammanställa den aktuella kunskapen om riskerna med sura sulfatjordar för skogen och inom skogsbruket. En förutsättning för att undvika onödig belastning på vattendragen från sura sulfatjordar är att ta fram noggrann kunskap om jordmånens beskaffenhet. Ifall svavelhaltiga markskikt i jordmånden försuras, urlakas ytterst surt och metallhaltigt vatten i vattendragen. I samband med skogsföryngring kan en kraftig försurning och metallurlakning orsaka allvarliga tillväxtstörningar på skogsplantorna. Därför är det viktigt att exakt känna till den lokala förekomsten av markskikt som kan orsaka problem innan markberedning utförs.

Guiden har utarbetats av Naturresursinstitutet inom ramen för forskningsprojektet Skog och Vatten i samarbete med en branschövergripande expertgrupp, till vilken räknades: geolog Anton Boman och specialforskare Peter Edén från Geologiska forskningscentralen, miljösekreterare Juhani Hannila och projektsekreterare Mats Willner från Karleby stads miljötjänster, fiskeribiologen, forskare Richard Hudd från Naturresursinstitutet (fram till 31.12.2014 Vilt- och fiskeriforskningscentralen), experten på vattenvård Samuli Joensuu från Tapio Oy, experterna inom skogs- och naturvård Nina Jungell och Irmeli Ruokanen från Skogscentralen i Finland, professor Raija Laiho från Naturresursinstitutet (fram till 31.12.2014 Skogsforskningsinstitutet), forskare Hannu Marttila från Uleåborgs universitet, forskare Miriam Nystrand och lektor Peter Österholm från Åbo Akademi, skogsbruksingenjör Kjell Sundsten från OTSO Skogstjänster, överinspektör Jermi Tertsunen från Norra Österbotens Närings- trafik- och miljöcentral, forskare Jaana Uusi-Kämppä från Naturresursinstitutet (fram till 31.12.2014 Forskningscentralen för jordbruk och livsmedelsekonomi), verksamhetsledare Seija Virtanen från Stiftelsen för Täckdikning samt professor Markku Yli-Halla från Helsingforsuniversitet. Dessutom har forskare Jaana Luoranen från Naturresursinstitutet (fram till 31.12.2014 Skogsforskningsinstitutet) och professor Mats Erik Åström från Linnéuniversitetet i Sverige gett värdefulla kommentarer under utarbetandet av guiden. Ett stort tack till alla som bidragit till detta arbete!

Skottdagen 2016

Tiina Maileena Nieminen, Hannu Hökkä, Antti Ihalainen, Leena Finér

Sammandrag

Tiina Maileena Nieminen¹⁾, Hannu Hökkä²⁾, Antti Ihalainen¹⁾ och Leena Finér³⁾
Översättning från finska till svenska: Markus Hartman¹⁾

¹⁾ Naturresursinstitutet, Ånäsgränden 1, 01370 Vanda

²⁾ Naturresursinstitutet, Eteläranta 55, 96300 Rovaniemi

³⁾ Naturresursinstitutet, Yliopistokatu 6, 80100 Joensuu

Vid markberedning och iståndsättningsdikning i skogarna i våra kustområden bör man uppmärksamma de risker som de sura sulfatjordarna utgör för vattendragen. Under de senaste åren har karteringen av de potentiella riskområdena inletts, men uppgifter saknas fortfarande från betydande arealer. Sura sulfatjordar påträffas i de kustområden som ligger under Litorinahavets högsta kustlinje. I norra Finland når Litorinaområdet upp till ca 100 meter och i södra Finland 30-40 meter över den nuvarande havsnivån. Exceptionellt sura jordar kan förekomma också i områden där berggrunden utgörs av svartskiffer, men dessa behandlas inte här.

Enligt internationella bedömningar har Finland den största arealen sura sulfatjordar i Europa. Surheten i de sura sulfatjordarna orsakas av järnsulfidhaltiga avlagringar i jordmånen. När dessa blottläggs eller kommer i kontakt med syre i samband med torrläggning, inleds en oxidationsprocess. Produkterna av denna oxidationsprocess syns i jordmånen som röd- eller guldbruna skikt eller rostfläckar. Det vatten som urlakas via dessa jordar är ytterst surt och har en hög halt av lösta metaller och utgör därför ett allvarligt hot mot vattenorganismer och orsakar omfattande skador på fiskbestånden. Problemen i vattendragen accentueras om en torrperiod åtföljs av kraftiga eller inhållande regn. Risken för försurning i vattendragen är störst i jordbruksområden med täckdikesnätverk. Dränering inom skogsbruket är inte lika genomgripande och anses av den orsaken inte medföra lika stora risker. Lokalt kan effekterna av skogsvårdsåtgärder emellertid vara stora, och för att undvika försurningsepisoder bör därför alla aktörer känna till riskområdena och beakta dem vid planering och praktiska åtgärder.

Det går att undvika skadeverkningar på vattendragen och vattenorganismerna genom att undvika att gräva ända ner till de sulfidhaltiga markskikten. Iståndsättningsdikning av skogsmark utgör den största risken för exponering och blottläggning av sulfidskikten. I kustregionerna bör man undersöka huruvida det förekommer sulfidhaltiga markskikt på det planerade gräv djupet redan då man gör upp en dikningsplan. Grävningen skall begränsas till skikten ovanom sulfidjorden. Då man är osäker, kan man ta markprover med en provborr eller en spade. Ur markproverna kan man ofta avgöra sannolikheten för sulfidjord redan på platsen genom att titta på och lukta på proverna, men större vissnet om risken för försurning fås genom upprepade pH-bestämningar eller svavelanalyser av markprovet. Dessutom bör man observera, att en förundersökning inte alltid ger en heltäckande bild av sulfidskiktens utbredning, utan de kan påträffas senare under grävningens gång eftersom sulfidskiktens djup och omfattning varierar lokalt. Försurning kan också ske i samband med markberedning vid skogsförnyring. Speciellt på fastmarker kan det normala markberedningsdjupet nå ytliga sulfidhaltiga skikt, och då kan försurning och urlakning av metaller i toxiska mängder utgöra ett hot för trädplantorna.

Avsikten med den här guiden är att redogöra för de mest effektiva metoderna som den tillbuds stående forskningen har att erbjuda för att undvika försurnings- och metallskador under iståndsättningsdikning och skogsförnyring.

Nyckelord: belastning på vattendrag, försurning, iståndsättningsdikning, kustområden, lakvatten, markberedning, skogsvårdsdirektiv, tungmetaller

Innehåll

1. Definition av sur sulfatjord	6
2. Identifiering av sur sulfatjord	7
3. Försurningsprocessens bakgrund.....	9
3.1. Uppkomst av sulfidhaltiga markprofiler	9
3.2. Bildning av aktiva sulfatjordar	10
3.3. Markanvändningens inverkan på bildningen av sura sulfatjordar.....	10
4. Försurningens och metallurlakningens effekter på vattendragen.....	12
4.1. Vattendragens kemi och ekologi	12
4.2. Försurningstoppar och vattenorganismer	14
5. Skogarna i Litorinaområdet	16
5.1. Beskogningsuccessionen på landhöjningskusten.....	16
5.2. Skogsareal	17
5.3. Torvmarkernas dräneringstillstånd.....	18
5.4. Slutavverkning och markberedning	19
5.5. Virkesförråd och tillväxt på Litorinaområdets skogsmark	20
6. Kartering av sura sulfatjordar	21
6.1. Tillämpning av karteringsresultaten inom skogsbruksplaneringen	21
6.2. Indelning av marktyper efter sannolikheten för förekomst av sur sulfatjord	23
7. Skogsvårdsåtgärder på sura sulfatjordar som kan orsaka försurande miljöbelastning i vattendrag	25
7.1. Iståndsättningsdikning.....	25
7.1.1. Målsättning	25
7.1.2. Risker med iståndsättningsdikning på sura sulfatjordar	25
7.2. Markberedning	26
7.3. Övriga skogsbruksåtgärder	27
8. Skogsvårdande vattenvårdsåtgärder på sura sulfatjordar	28
8.1. Planläggning av iståndsättningsdikning	28
8.2. Utförande av iståndsättningsdikning.....	28
8.2.1. Dräneringseffekt och dikesdjup	28
8.2.2. Vattenvårdsrekommendationer	28
8.2.3. Åtgärder under grävningssarbetet	29
8.2.4. Alternativ till iståndsättningsdikning.....	30
8.3. Utförande av markberedning på sura sulfatjordar	30
9. Åtgärdsrekommendationer vid planering och utförande av iståndsättningsdikning på områden där sura sulfatjordar kan påträffas	31

1. Definition av sur sulfatjord



Foto: Aimo Jokela, Luke

Sur sulfatjord innehåller - eller har innehållit- sulfidhaltiga skikt. I naturligt, ostört tillstånd är den här jordtypen vattenmättad och de sulfidhaltiga skiktens pH-värde (surhetsgrad) så gott som neutralt. I naturtillstånd benämns de här ostörda skikten **potentiellt sur sulfatjord**. Då de här skikten oxiderats, som följd av exempelvis dikning, övergår sulfidsvavlet till svavelsyreform (**sulfat**), som medför en kraftig försurning och urlakning av metaller ur sulfatjordhorisonten. I det här fallet talar vi om **aktiv sur sulfatjord**. Under de oxiderade markskikten kan det fortfarande finnas neutrala opåverkade sulfidhaltiga markskikt.

Ett **sulfidhaltigt markskikt** är ett sediment eller markskikt som innehåller påfallande stora mängder sulfidmineraler, en sulfidhalt på $\geq 0,01$ %.

Om sulfidhalten inte analyserats, kan sulfidskikt bestämmas med

1) totalsvavelhalt på $\geq 0,01$ % och

2) med upprepade analyser med pH-bestämningar av inkuberade markprover.

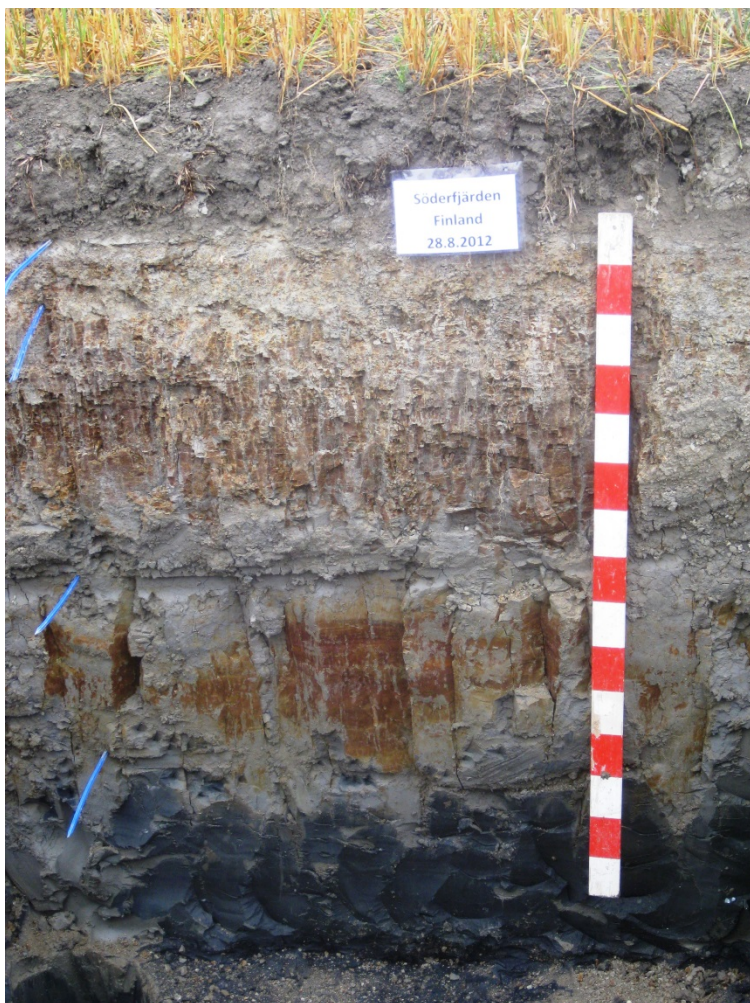
Om pH-värdet sjunker till $< 4,0$ efter en inkubationsperiod på flera veckor, klassificeras marken som potentiellt sur sulfatjord.

Ett typiskt sulfidhaltigt markskikt består av fina, sorterade jordarter eller gyttja, med totala svavelhalter som är större än 0,2 %. Dessutom kan även markskikt med grövre textur alstra försurning efter oxidation om deras totalsvavelhalt överstiger 0,01 %.

2. Identifiering av sur sulfatjord

Till skillnad från jordbrukare, känner skogsägare i allmänhet inte till förekomsten av sura sulfatjordar i sina skogar. Därför är det viktigt att sprida kunskap om sura sulfatjordar i de områden där risk för dessa finns.

I jordmånsprofiler på åkermark kan man urskilja ett tydligt oxidationsskikt ovanför grundvattentytan (Figur 1). En stor del av åkermarkerna med sulfatjordar har varit uppodlade i till och med över hundra år. Under den tidsperioden har en stor del av de sulfider som funnits i det genomluftade markskiktet hunnit oxidera och den försurning som uppkommit och de metaller som urlakats har runnit ut i vattendragen (Yli-Halla m.fl. 2008). I torvmarksskogarna är situationen en helt annan (Saarinen m.fl. 2013; Hadzic m.fl. 2014). Sulfidsedimenten i mineraljorden under torvlagret är ännu till största delen ostörda, och därför är en bestämning enbart med syn- och luktsinne av en potentiellt sur sulfatjord i torvmarksskog är svår (Figur 2). Försurningspotentialen i den här typen av jordar är mycket stor. Risken för försurning efter istandsättningsdikning är störst, då de sulfidhaltiga skikten befinner sig i det översta ytskiktet av mineraljorden omedelbart under torvlagret (Saarinen m.fl. 2013, Edén & Auri 2014; Hadzic m.fl. 2014). På fastmarksskogar utförs inte dikning i lika stor omfattning, men problem orsakade av sur sulfatjord kan påträffas även under skogsförnyelsen. På ståndorter med mycket tunt torvlagret, eller på fastmarksskogar, kan även markberedning orsaka försurning, om det finns sulfidhaltiga skikt i mineraljordytan.



Figur 1. Jordmånsprofil som uppkommit efter effektiv dränering i sulfidhaltig åkerjord, med en klart synlig oxidationshorisont färgad av roströda järnutfällningar och längre ner, under grundvattennivån, ett opåverkat mörkgrått sulfidskikt. Foto: Markku Yli-Halla, Helsingfors universitet.



Figur 2. De sulfidhaltiga markskikt som påträffas vid istandsättningsdikning av skogsmark är i allmänhet så gott som ostörda, varför det inte går att urskilja den oxidationshorisont som är typisk på åkerjordar. Man kan påträffa små mängder rostbruna oxidationsjordpartier där marken spruckit eller i dikeslänter och grävmassor. Ett ostörd mörkgrått sulfidskikt har påträffats under dikesbotten. Foto: Mats Willner, Karleby Stad.

I skogsdikningsområden påträffas aktiv sur sulfatjord med dess kännpaka röda eller gulbruna utfällningar mest under gamla dikesbottnar eller i dikeslänter och dikesrenar, dvs. där dräneringseffekten har varit störst. Gamla dikesjordmassor kan också visa spår av sura sulfatjordar. Det är relativt enkelt att konstatera förekomsten av opåverkade sulfider då de färgar hela markskiktet svart eller mörkgrått. Längs Bottniska vikens kustland kan de också identifieras genom deras karakteristiska lukt, som yppar sig som en tydlig lukt av svavelväte. Det bör emellertid påpekas, att sulfidskiktets färg i de flesta fall inte märkbart avviker från den normala eller har någon specifik lukt. Dessutom begränsas riklig förekomst av sulfidmineraler, tvärtemot tidigare uppfattningar, inte enbart till mjäla och ler. I grövre mineraljordtexturer (sand och mjäla) kan även en låg sulfidhalt (<0,01 %) leda till grav försurning på grund av svag 'bufferkapacitet'.

På GTK:s sida finns instruktionerna för bestämning av sur sulfatjord i fält (på finska).

http://www.gtk.fi/export/sites/fi/tutkimus/tutkimusohjelmat/yhdyskuntarakentaminen/HaSu_suo.pdf

3. Försurningsprocessens bakgrund

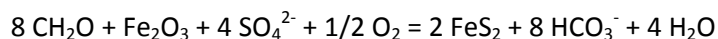
3.1. Uppkomst av sulfidhaltiga markprofiler

Uppkomsten av sulfidhaltiga ämnen i anaeroba miljöer i botten på vattendrag är ett fenomen som inleddes redan då livet på jorden uppkom, och det pågår fortfarande. Den största andelen sulfidrika sediment påträffas vid låglänta tidvattenskuster i tropiska och subtropiska havs- och brackvattenområden, som Mekongflodens mynning i Vietnam och kustområdena på Sumatra och Kalimantan (Borneo) (Pons och van Breemen 1982). Liknande formationer påträffas i Europa vid exempelvis Rhens mynning i Nederländerna och i våtmarker i norra Tyskland (Gröger 2010).

I den boreala regionen är sulfidhaltiga sediment i jordmånen ofta tidigare havsbottenar eller sjösediment (Pons m.fl. 1982). Sulfidlagerföljderna i kustområdena i Finland och Sverige började sedimenteras efter den senaste istiden, för omkring 8000 år sedan, i det dåvarande Litorinahavet som var saltare och varmare än den nuvarande Östersjön (t.ex. Eronen 1974; Hyvärinen m.fl. 1988; Sohlenius m.f. 1996; Sohlenius & Öborn 2004; Widerlund & Andersson 2011). Landhöjningen har barlagt den forna havsbottenen som bildat det så kallade Litorinaområdet. Den dåvarande högsta kustlinjen låg i norra Finland vid den nuvarande hundrametersisohypsen och i södra Finland vid ungefär 30-40 m, vilket motsvarar en nuvarande landareal på cirka 5 miljoner hektar. De sulfidhaltiga sediment som uppkom efter den senaste istiden är koncentrerade till de här låglänta kustområdena. Även om det inte finns en exakt uppskattning av de sura sulfatjordarnas totalareal, har man bedömt, att deras utbredning i Finland är den största i Europa (Andriess & van Mensvoort 2006). På basis av Geologiska forskningscentralens pågående kartering är arealen mer omfattande än den uppskattning på 336 000 hektar som Puustinen m.fl. (1994) anger (Peter Edén, Geologiska forskningscentralen, muntlig information). Fluktuationerna i havsvattenståndet efter den senaste istiden är enligt Dent och Pons (1995) den största orsaken till bildningen av sulfid sedimenten, även om varje enskilt område har sin egen geomorfologiska historia. De uppskattade ungefärliga arealerna kontinentvis är: Afrika 4,5, Asien 6,5, och Sydamerika 2,8 miljoner hektar (Andriess & van Mensvoort 2006).

Utöver de här postglaciala avlagringarna finns en annan potentiellt försurande mineraltyp dvs. berggrundens prekambrika grafit- och sulfidhaltiga svartskiffrar som ursprungligen bildats av anaeroba gyttejhaltiga lersediment på havsbottenar. I Finland är dessa främst svartskiffrar som avlagrades under paleoproterozoikum för ungefär 1960-2100 miljoner år sedan (Loukola-Ruskeeniemi 1992) och som påträffas i både inlandet och kustområdena.

Mikrober producerar sulfider under syrefria förhållanden där det finns tillgång till organiskt material som energikälla, samt sulfater (SO_4^{2-}) och järn ($\text{Fe}^{3+} / \text{Fe}^{2+}$) för reduktion (Driessen m.fl. 2001). Pyrit, eller svaveljärn, (FeS_2) är det allmänaste sulfidmineralet på potentiella sulfatjordar. Även om sambandet mellan förekomsten av organiskt material och pyrit påvisades redan i början av 1800-talet (Bakewell 1815, se publikationen: Gröger 2010), föreligger fortfarande inte någon gemensamt accepterad uppfattning om den processuella och de kemiska reaktioner som ligger bakom fenomenet (Gröger 2010). Reaktionsserierna som leder till bildningen av pyrit kan förenklat beskrivas i följande kemiska reaktion:



De potentiella sulfatjordarna innehåller allmänt, utöver pyrit, instabila järnsulfider såsom mackinawit (FeS) och greigit, (Fe_3S_4) (Berner, 1962, van Breemen 1973 Rickard & Morse 2005, Rickard & Luther 2007). I Bottniska vikens Litorinasediment har man påträffat så stora mängder av de här instabila järnsulfiderna, att dessa vid oxidation är en potentiellt större orsak till försurning än pyriten (Gergala 1980, 2008; Boman m.fl., 2010). Boman m.fl. (2010) föreslår, att orsaken till den rikliga förekomsten av instabila järnsulfider är den snabba avlagringen av sediment, den låga halten av svavel i förhållande till tvåvärt järn (Fe^{2+}) och de starkt reducerande betingelserna. Andelen av svavlet som är organiskt bundet i sedimenten varierar från mycket liten till nästan 50 viktprocent, och även svavel i grundämnesform kan förekomma (Driessen m.fl. 2001; Burton m.fl. 2006; Boman m.fl. 2010).

3.2. Bildning av aktiva sulfatjordar

Då sulfidhaltiga sediment, efter en sänkning av grundvattennivån, kommer i kontakt med luftens syre, oxideras sulfiderna och efter komplicerade kemiska reaktioner bildas slutprodukterna svavelsyra (H_2SO_4) och ferrihydroxid ($\text{Fe}(\text{OH})_3$). Markmikroberna spelar en central roll i de här reaktionerna och de påverkar väsentligt reaktionshastigheten i bildningen av svavelsyran och de övriga reaktionsföreningarna (Singer & Stumm 1970; Pronk m.fl. 1990; Wu m.fl. 2013). Mellanprodukterna i den långa försurningsreaktionsserien är bland andra polysulfider (S_n^{2-}), tiosulfat ($\text{S}_2\text{O}_3^{2-}$) och svavel i grundämnesform (S^0) (Baker & Banfield 2003). Under senare faser i övergångsreaktionerna är typiska föreningar löslig ferrosulfat (FeSO_4), halmgul jarosit ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$) och gulbrun schwertmannit ($\text{Fe}_8\text{O}_8(\text{OH})_6(\text{SO}_4)\cdot n\text{H}_2\text{O}$).

3.3. Markanvändningens inverkan på bildningen av sura sulfatjordar

Ostörda, potentiellt sura sulfatjordar i naturtillstånd orsakar inte skador på miljön eftersom de sulfidhaltiga sedimenten vid de låglänta kustområdena är vattenmättade och oftast ligger under sjöbottnar eller torv. Dikning och andra motsvarande åtgärder som sänker grundvattennivån leder till försurning av de sulfidhaltiga markskikten, som i sin tur leder till skadliga försurnande utsläpp och urlakning av metaller i vattendragen. Sulfiderna som är bundna i markpartiklarna från grävningssarbetet oxideras först då de kommer i kontakt med det syrerika vattnet i diken eller vattendragen nedströms. I allmänhet är skadornas omfattning större ju kraftigare markberedningen är.

Inom jordbruket har de sura sulfatjordarna (alunjordar) länge varit välkända, men de skador de orsakar i vattendragen har man knappast uppmärksammat förrän på 1970-talet (Jord- och skogsbruksministeriet, Miljöministeriet 2011). I tidigare rekommendationer påpekades endast konsekvenserna för jordbruksproduktionen och att bemästra dessa genom att behandla uppluckringsskiktet med kraftig kalkning och grundlig dränering. Genom att följa de här rekommendationerna kunde man neutralisera uppluckringsskiktet men samtidigt urlakades försurningen och metaller i de djupare markskikten och vattendragen. På Söderfjärden nära Vasa har man under de senaste åren utrett hur reglerad dränering och underbevattning kan minska på försurningsproblemen från sura sulfatjordar (Uusi-Kämpä m.fl. 2013).

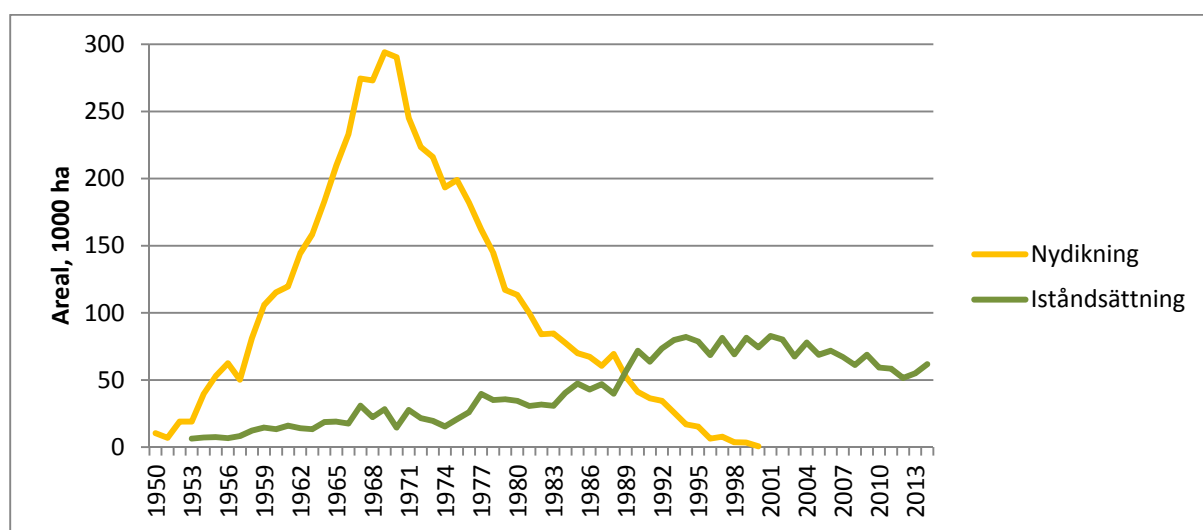
Ända från 1600-talet har man använt kyttlandstekniker på moss- och kärrodlingar i Finland (Korhonen 2004). Kyttlandsodlingen inleddes genom utdikning av området och vid kyttningen brändes förutom vegetationen också yttorvskikten. Då kom sulfidskikten under torven i kontakt med luftens syre och började försuras. Under kyttlandsodlingens tidigare skeden då kärret övergavs redan efter några års odling och blev gräsbevuxet orsakades troligen bara små och lokala försurningsproblem, speciellt då dikningen inte var speciellt effektiv. Kärrodling i stor skala togs i bruk först på 1800-talet då man övergick till en effektivare tegdikning och avstod från yttorvsbränningen. Från den här tiden härrör de första beskrivningarna om omfattande fiskdöd (Anonymous 1896; Suupohja 1973; Sutela m.fl. 2012).

Enligt senare bedömningar anser man att de sura sulfatjordarna blev ett betydande problem i vattendragen då den effektiva täckdikningen blev allmän under 1960- och 1970-talen. Det här medförde en omfattande oxidation av sulfider och med den sammanhängande försurning, vilket ledde till en bestående kemisk och ekologisk försämring av kusternas och årnas vattenkvalitet i västra Finland (Åström & Björklund 1995, Hildén & Rapport 1993; Leskelä m.fl. 1997; Saarinen m.fl. 2010). Under 1960- och 1970-talen inföll också de intensivaste perioderna med skogsdikning av torvmarker (Figur 3). Det är osannolikt att de relativt grunda diken som grävdes vid skogsdikningarna skulle ha orsakat lika omfattande försurningsproblem som täckdikningen av åkrarna. Än så länge har det gjorts bara ett fåtal undersökningar om skador på vattnekosystem orsakade av försurning och metallurlakning från skogsbruksåtgärder, och det är osäkert hur de här resultaten kan generaliseras (Tertsunen m.fl. 2012; Saarinen m.fl. 2013; Suomela m.fl. 2014). Numera utförs inga nydikningar i torvmarksskogar och

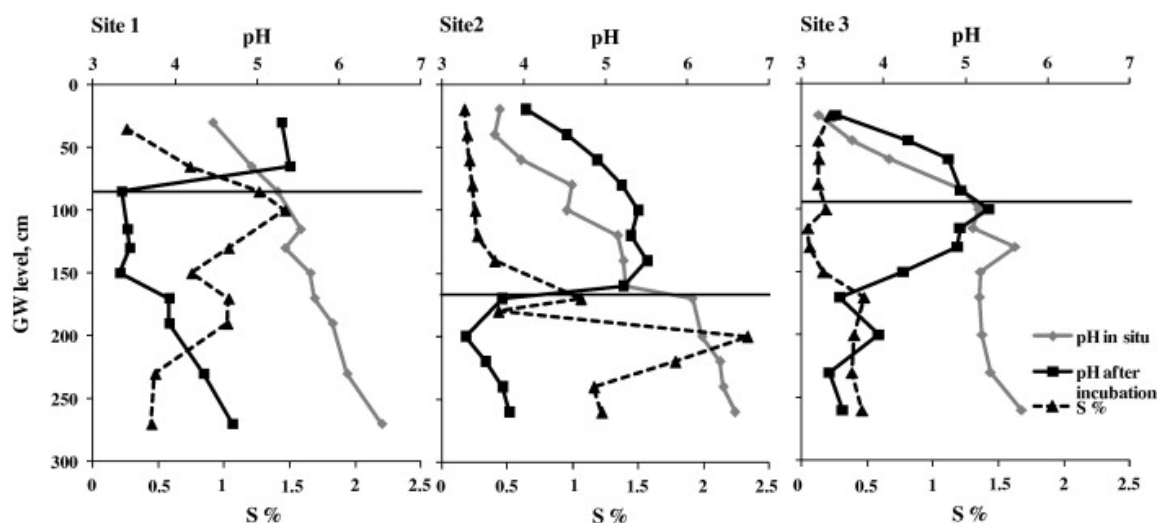
istandsättningsdikning har ersatt nydikningen som den mest intensiva dräneringsmetoden. Först på senare tid har man uppmärksammat försurningsriskerna i samband med istandsättningsdikning.

I tillrinningsområdet som utgör Siikajokis källflöde undersökte Saarinen m.fl. (2013) talldomineerade ståndorter med torvlager på mellan 80 och 160 cm, avsedda för istandsättningsdikning, där den underliggande mineraljorden bestod av ett mörkgrått ler- eller mjälskikt som innehöll rikligt med monosulfider. Under den två år långa uppföljningsperiod som följde på istandsättningsdikningen konstaterades inga försurningar som skulle ha orsakats av sulfidoxidation eller förhöjda metallhalter. En markant sänkning av pH-värdet i mineraljorden påvisade emellertid en kraftig försurningspotential (Figur 4), i likhet med ett oxidationsförsök i laboratorieförhållande med markprover från området. Saarinen m.fl. (2013) drar slutsatsen, att försurning och metallurlakning kan vara möjliga under exceptionellt torra år, då grundvattnet sjunker under den normala nivån.

I Bilaga 1 presenteras de projekt där förebyggande av och problem med försurning i anknytning till skogsbruk behandlas i Finland.



Figur 3. Nydikning och istandsättningsdikning av torvmarker i Finland 1950 - 2014.



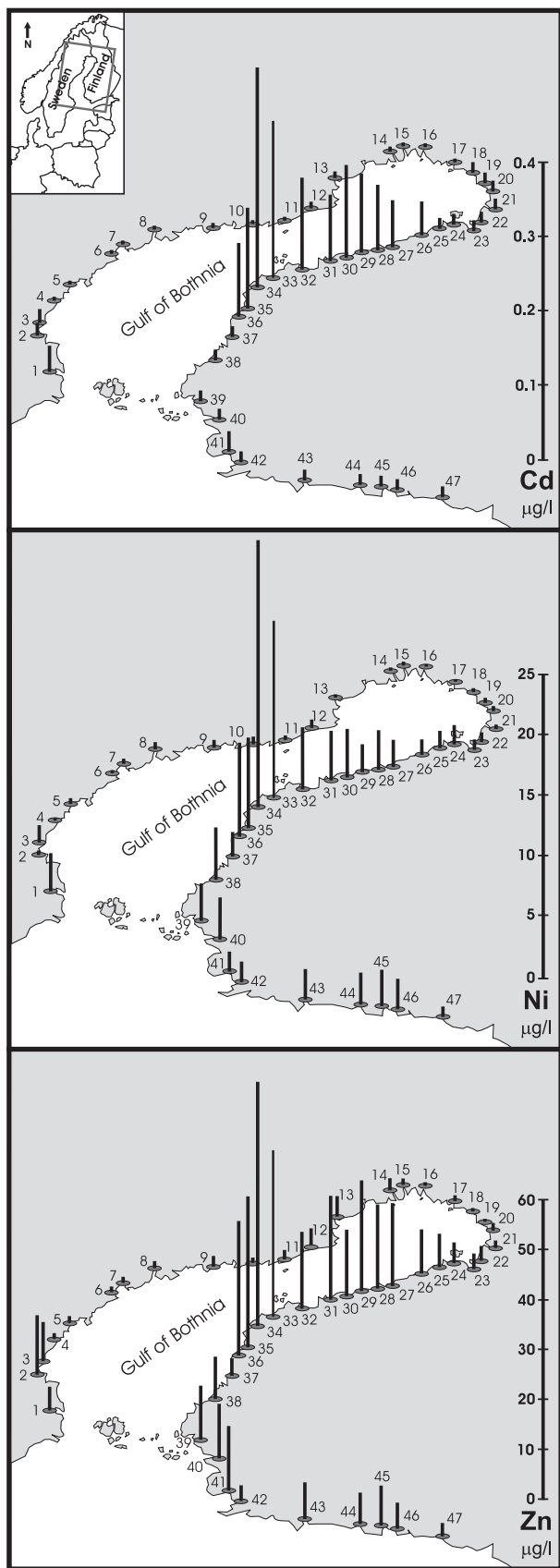
Figur 4. Markens svavelhalt och uppmätt pH samt inkubationsvärden på markens pH enligt markdjup i undersökningen Saarinen m.fl. (2013). Gränsen mellan torv- och mineraljordskikten är angiven med en vågrät linje. Figuren återges med tillstånd från publikationsserien *Forest Ecology and Management*.

4. Försurningens och metallurlakningens effekter på vattendragen

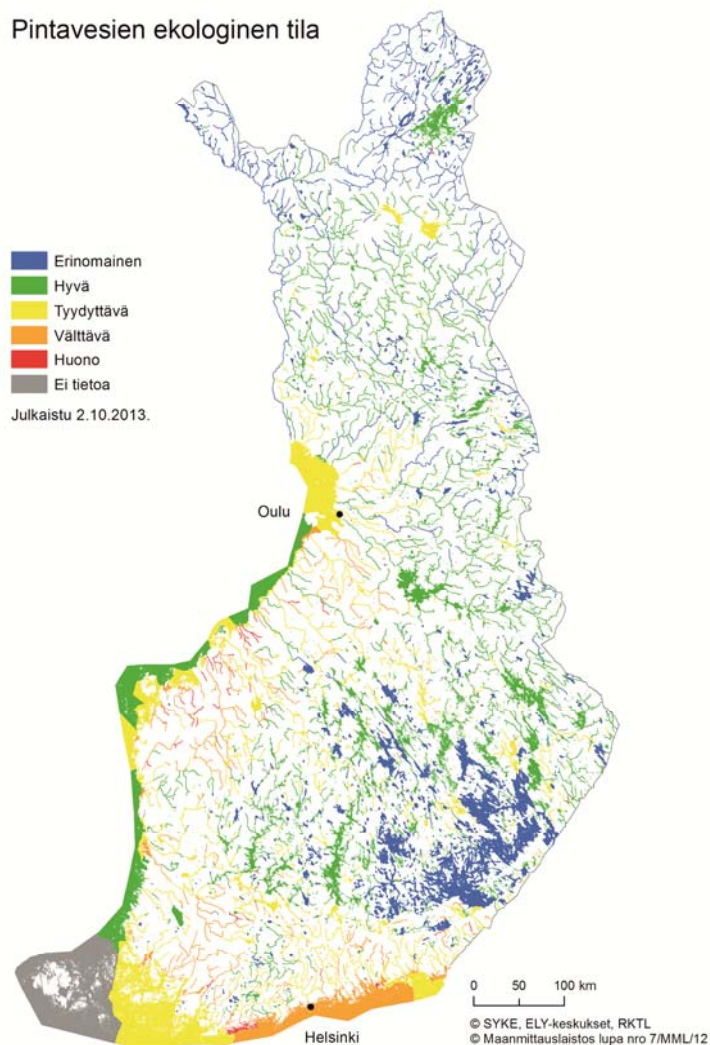
4.1. Vattendragens kemi och ekologi

Nederbörd som följer på en torrperiod urlakar snabbt svavelsyra och metaller i diken och vidare ut i vattendrag från oxiderad sulfatjord med allvarliga vattenkemiska och ekologiska konsekvenser. Enligt en uppskattning är metallurlakningen (Al, Cd, Co, Mn, Ni och Zn) från de sura sulfatjordarna mellan 10 och 1000 gånger högre än sammantaget från de finländska industrierna (Sundström m.fl. 2002). Beträffande Bottniska viken konstaterade Roos ja Åström (2006) i sin undersökning, att kadmium-, nickel- och zinkhalterna i de österbottniska åarna och älvarna var betydligt högre än i de västerbottniska (Fig. 5). De sura sulfatjordarnas påverkan är tydlig i de österbottniska vattendragens och kustvattnens ekologi som sällan nått gott betyg (Vuori m.fl. 2009) (Figur 6).

Förutom de allvarliga skador som åsamkas rinnande vattendrag orsakar sura sulfatjordar skador också i små vattenmassor: i uppdämda havsvikar, flador och glosjöar (Nuotio ym. 2009). Sötvattnets förmåga att neutralisera surhet är mindre än havsvattnets eftersom havsvattnet har högt pH och hög alkalinitet vilka motverkar försurning (Stumm ja Morgan 1996). I likhet med kustområdena samt älv- och åmyningarna är fladorna och glosjöarna viktiga lekplatser och yngelmiljöer för fisken och följaktligen orsakar försurat avrinningsvatten skador över vidsträckta områden. En lokal försämring av vattenkvaliteten minskar fiskfångsten längs hela Bottniska vikens kust och reducerar bestånden och överlevnadsmöjligheterna för redan hotade fiskarter såsom vandringsik och havsöring.



Figur 5. Medianhalter av kadmium (Cd), nickel (Ni) och zink (Zn) i åarna och älvarna som rinner ut i Bottniska viken från Sverige och Finland (Roos & Åström 2006). *Figuren återges med tillstånd från publikationsserien Boreal Environment Research.*



Figur 6. Övergripande uppskattning av ytvattens ekologiska status i Finland (Hertta-registret, Finlands miljöcentral Syke). Erinomainen = Utomordentligt; Hyvä = Gott; Tyydyttävä = Nöjaktigt; Väitävä = Försvarligt; Huono = Svagt; Ei tietoa = Inga uppgifter.

4.2. Försurningstoppar och vattenorganismer

Ett typiskt drag för försurad och metallhaltig urlakning är den stora tidsmässiga variationen. Forskningsresultat om de sura sulfatjordarnas effekt på fisken och fiskarnas fortplantning (bl.a. Hildén m. fl. 1982, Hudd m. fl. 1997, Hudd 2000), bottenorganismer (Vuori 1995) och vattenväxter (Meriläinen 1989) har påvisat hur destruktiva de så kallade 'försurningstopparna' har varit genom att orsaka omfattande fiskdöd och långvarig försämring av vattendragens tillstånd. De mest omfattande urlakningarna av syror och metaller inträffar efter rikliga regn som följer på en lång torrperiod; då urlakas de sura föreningar som bildats genom oxidation på grund av torrperiodens exceptionellt låga grundvattnivå. Det försurade vattnet urlakar i sin tur skadliga metaller (bl. a. Al, Cd, Co, Cu, Mn, Fe, Ni ja Zn) ur jordmånens mineraler. Det försurade vattnet förstärker metallernas toxicitet eftersom surheten ökar metallernas löslighet.

Sedan 1970-talet har det med 5 till 10 års mellanrum förekommit episoder med omfattande fiskdöd i de österbottniska åarna och älvarna i samband med sällsynt kraftiga försurningstoppar (Figur 7).

Massdöden av fisk väcker stor uppmärksamhet, men en misslyckad lek eller fiskyngeldöd noteras inte. Fiskbeståndens livskraft försvagas då yngelproduktionen misslyckas upprepade gånger. Det bör naturligtvis påpekas, att fiskdöd bara kan ske i vattendrag där vattenkvaliteten är tillräcklig bra för att upprätthålla ett fiskbestånd.

Vid plötsliga försurningstoppar anrikas aluminium eller järn på fiskens gälytor (Lehtinen & Klingsstedt 1983), varvid gälarna skadas och fiskarnas andning försvåras. På lång sikt inverkar en tillbakagång av bottenorganismerna och en nedgång i artrikedomen via näringskedjorna på fiskpopulationsurvalet, då de bottenorganismer som vissa fiskarter lever av blir sällsyntare eller försvinner som en följd av försurningen (Sutela m.fl. 2012).

Endast få vattenorganismer kan existera och föröka sig i surt, metallhaltigt vatten, följaktligen sker en drastisk nedgång i de akvatiska ekosystemens mångfald. En kritisk gräns för vattenorganismerna anses allmänt ligga vid pH-värdet 5,5 (Palko & Myllymaa 1987; Vuori m. fl. 2009). Speciellt utsatta och känsliga är musslor och snäckor, liksom skaldjur och insektlarver (Sutela m. fl. 2012). För fiskarterna beror känsligheten (delvis) på utvecklingsstadiet; under embryo- och yngelstadiet, speciellt under gulsäcksstadiet, är skaderisken störst. (Rask 1984, Tuunainen m. fl. 1991, Keinänen m. fl. 2004). Exempelvis veckogamla mört yngel tål inte ett pH som ligger under 5,2 (Hudd m. fl. 1984). I Kyrö älvs mynning påträffades inga braxenyngel i vattenområden med pH under 5,3; och inga fiskyngel överhuvudtaget i vattenområden med ett pH på 4,7. (Urho m. fl. 1990). I synnerhet lakens yngelproduktion drabbas av försurningstoppar om våarna (Hudd 2000). I strömmande vatten kan försurningstoppar på våren som inträffar samtidigt med romkläckningen till och med totalförstöra ynglet (Hudd & Leskelä 1993). Surt avrinningsvatten som försämrar vattenkvaliteten i älvar och åar hindrar också fisk att vandra upp till lekplatserna. (Hudd m. fl. 1984). Fullvuxna fiskar kan i viss mån skydda sig från kortvariga försurningsepisoder genom att vandra till gynnsammare områden (Sutela m. fl. 2012).

Det är relativt svårt att avgöra en artspecifik toleransnivå på basis av fiskeristatistik, eftersom artsammansättningen inom de sura sulfatjordarnas influensområde redan i betydande grad har anpassat sig till de extrema och tidvis ytterst varierande förhållandena. Dessutom varierar de påvisade effekterna på fisk och övriga organismer efter vattensystem (Fältmarsch m. fl. 2008). Enligt resultaten av ett försök där olika fiskarter experimentellt utsattes för olika grader av försurning och aluminiumhalter minskade toleransen för dessa i ordningen: lax, mört, elritsa, abborre, harr, öring och röding; men överlag var dödligheten betydande (Poléo m.fl. 1997). Enligt forskning utförd av Tuunainen m. fl. (1991) är bland de första arterna som försvinner från försurade vattendrag lake, braxen och de känsligaste mörtfiskarna. Det är å andra sidan känt att abborren tål försurning väl (Tuunainen m. fl. 1991), men det bör observeras att Hudd (2000) påvisade, att också abborrens yngelproduktion – trots en lång lektid – kan bli ytterst liten.



Figur 7. Exceptionell försurning och omfattande metallurlakning dödade fisk i österbottniska vattendrag mellan november och januari 2006-2007. Enligt tidningsnyheter (Helsingin Sanomat 3.12.2006) samlade ett talkolag med fritidsfiskare in över 700 kg död fisk under en söndag i december från Larsmosjön vid Öja. Foto: Jermi Tertsunen, Norra Österbottens NTM-central.

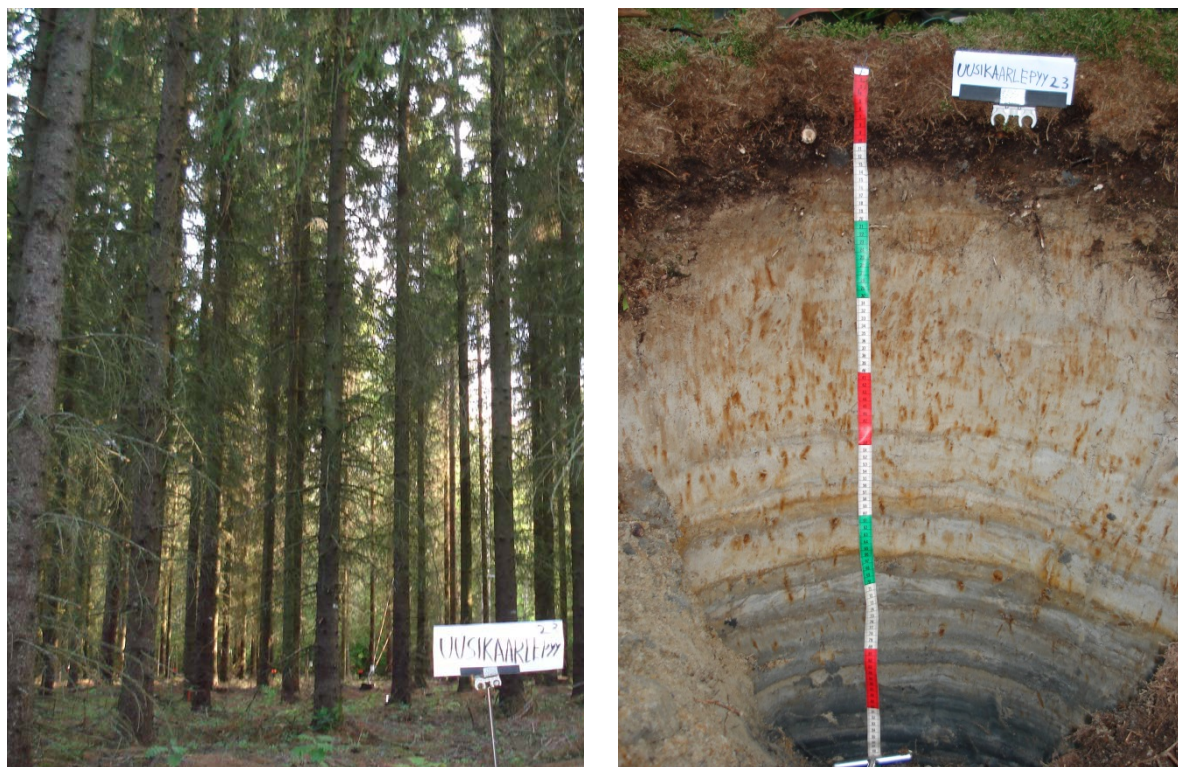
5. Skogarna i Litorinaområdet

5.1. Beskogningsuccessionen på landhöjningskusten

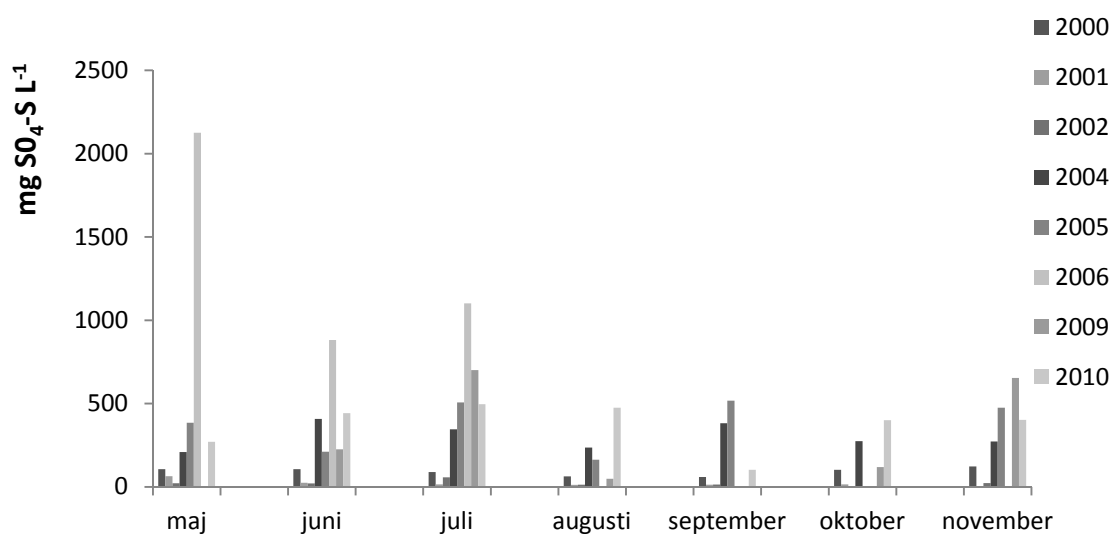
På havsbotten som landhöjningen barlägger i Bottniska viken går den naturliga primärsuccessionen för skogsvegetation från gråalsdominerade växtsamhällen till nästan rena gransbestånd, ibland efter ett glasbjörkdominerat mellanskede (Svenonius 1945; Appelroth 1948; Svensson och Jeglum 2000). Granskogarna i det tidiga successionskedet är bördiga lundartade eller friska moar på fastmark (Appelroth 1948), som lätt försumpas på grund av den tidvis höga grundvattennivån (Merilä m.fl. 1996, 1998). Med ökande avstånd från kustlinjen har grundvattennivån sjunkit och försumpningsbenägenheten minskat, vilket lett till att växtplatserna blivit kargare (Appelroth 1948).

Lindroos m.fl. (2007) har beskrivit egenskaperna i en fastmarksskog på ung mark som höjdes ur havet för 300..400 år sedan (Figur 8). De exceptionellt höga halterna av svavel, zink och nickel visar att växtplatsen är sur sulfatjord. I ett lundartat välväxande granbestånd på fastmark med god näringsbalans (Lindroos m.fl. 2007, Nieminen m.fl. 2012) har likaså försurning i markvattnet och höga sulfathalter påvisats under perioden 2000-2010 (intensivprovyta 23, Nieminen m.fl. 2014; Figur 9).

Skogsväxten på de österbottniska tallmyrarna med tjockt torvlager har inletts först efter en långvarig myrbildning. Den inleddes med igenväxning av havsvikar och glosjöar, som avsnörts från havet; efter olika kalmyrskeden har de nått det nuvarande skedet som mossar med gles tallskog. Myrbildningen är en långsam process, exempelvis Tuittila m.fl. (2013) har bedömt, att det tagit 2500-3000 år för en närmare undersökt tallmosse i Siikajoki, som är 26 m över havsytan, att bilda dess nuvarande torvlager på 1,5–2,5 m.



Figur 8. Granskog i kustområdet (vänster) med skogsmarkprofil (höger) som visar tydliga gleybildningar (Endogleyic Regosol, FAO1990, WRB 1998) som visar järnutfällningar. I profilens botten finns ett mörkare sulfidsediment. Foton: Ismo Kyngäs, Luke.



Figur 9. Sulfathalterna i markvattnet under perioden 2000-2010 på intensivprovyta 23 vars markprofil avbildats i figur 8 (median av 6 provtagningar i marken ned till 40 cm). På andra intensivprovytor i Finland under samma period observerade man inget värde högre än 10 mg SO₄ L⁻¹ (Luke).

5.2. Skogsareal

Enligt resultaten från den 11:e riksskogsinventeringen (RST 11; 2009-2013) omfattar arealen skogsbruksmark på Litorinaområdet omkring 3,4 miljoner hektar. Skogsmark, där den definitionsmässigt årliga virkestillväxten är minst 1 m³ per hektar är på samma område 3,0 miljoner hektar, eller 15 % av totalarealen skogsmark i Finland.

Andelen torvmarker av Litorinaområdets skogsmark, tvinmark och impediment är ungefär 40 % (Tabell 1.). Omkring en tredjedel är ursprungligen grankärr. Torvmarker med tunt torvlager (medeldjup <= 30 cm) utgör cirka en fjärdedel av torvmarkerna.

Tabell 1. Fördelning av skogsmark, tvinmark och impediment på fastmark och torvmark inom Litorinaområdet samt fördelning av torvmarker enligt ursprunglig myrtyper och torvlagerets tjocklek (RST11).

	Skogsmark		Tvinmark och impediment		Totalt	
	1000 ha	%	1000 ha	%	1000 ha	%
Fastmarker	2037	67	50	13	2088	61
Torvmark, totalt	985	33	328	87	1313	39
Grankärr	388	39	15	5	403	31
Tallmyrar	597	61	201	61	797	61
Kalmyrar	0	0	113	34	113	9
Tunt torvlager*	327	33	15	5	342	26
Övriga	658	67	313	95	971	74
Fastmark och torvmark, totalt	3022	100	379	100	3400	100

* Tunt torvlager: Torvlagerets medeltjocklek per figur under 30 cm. (RST:s fältmättningsinstruktioner)

5.3. Torvmarkernas dräneringssituation

I tabellerna 2 och 3 ges en presentation av torvmarksskogarna. Iståndsättningsdikning och markbehandling på dikade torvmarker är förenad med risker för försurning och metallurlakning.

Torvmarksarealen på Litorinaområdet är 1,3 miljoner hektar och av dessa är 360 000 hektar odikade och av den här arealen är en tredjedel – trots att de inte är dikade - skogsmark (Tabell 2). De nuvarande iståndsättningsdikningarna utförs på objekt som redan tidigare dikats, och påverkar alltså inte den odikade torvmarksarealen. Numera utförs inte längre några nydikningar i skogsbrukssyfte av torvmarker i naturtillstånd. De skogsdikade torvmarkerna är sammanlagt 960 000 hektar eller 73 % av den totala torvmarksarealen, och de är till övervägande del redan skogsmark. Andelen tvinmark och impediment är 9 %, och dessa är till övervägande del i övergångs- eller nydikningsstadiet i dräneringssuccessionen. Fördelningen av de skogsdikade torvmarkerna på skogsmark är: torvmoar 73 %, övergångsfaser 26 % och i nydikningsfaser är fortfarande 1 %.

På den största delen av Litorinaområdets skogsdikade torvmarker är nydikningen det senaste ingreppet (Figur 10, Tabell 3). Iståndsättningsdikningar, dvs. dikesrensning eller iståndsättningsdikning, har utförts på över 350 000 hektar. Den skogsdikade torvmarksarealen är 880 000 hektar, av vilka iståndsättningsdikning har utförts på 33 % (280 000 hektar). En liten andel av dikningarna har ursprungligen utförts i något annat syfte än skogsdikning, vilken emellertid haft en dränerande inverkan, exempelvis på gamla torvåkrar eller runt vägtrummor. Omkring 25 % (220 000 hektar) av den dränerade skogsmarken på torvmark är i omedelbart behov av iståndsättningsdikning.

Tabell 2. Klassificering av Litorinaområdets torvmarker i skogsmark, tvinmark och impediment efter dräneringsfas (RST11).

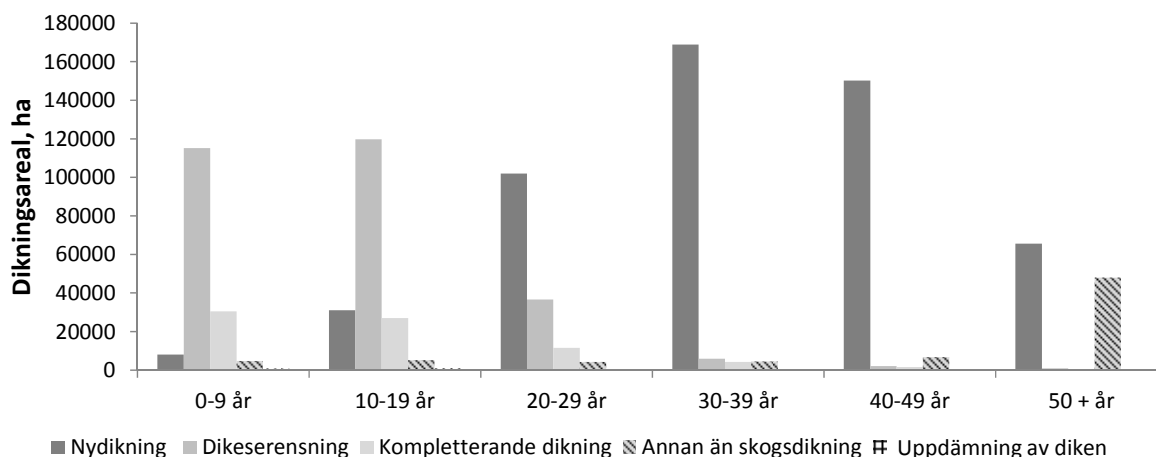
	Skogsmark		Tvinmark och impediment		Totalt	
	1000 ha	%	1000 ha	%	1000 ha	%
Odikade	113	11	243	74	356	27
Dikade, totalt	872	89	85	26	957	73
Nydikning	5	1	26	30	31	3
Övergångsfas	231	26	53	62	284	30
Torvmo	636	73	7	8	642	67
Torvmarker, totalt	985	100	328	100	1313	100

Tabell 3. Dräneringsfas, utförda och rekommenderade åtgärder samt uppskattning av felbedömda dikningsprojekt på Litorinaområdets torvmarker (RST11).

	Skogsmark		Tvinmark och impediment		Totalt	
	1000 ha	%	1000 ha	%	1000 ha	%
Senast utförda dikning						
Odikade	113	11	243	74	356	27
Nydikningar	464	47	62	19	526	40
Iståndsättningsdikning	342	35	13	4	355	27
Ej skogsdikning	63	6	10	3	74	6
Uppdämda diken	2	0	0	0	2	0
Åtgärdsrekommendation*						
Ingen rekommendation	760	77	251	76	1011	77
Iståndsättningsdikning	219	22	4	1	222	17
Felbedömd åtgärd**	6	1	74	22	80	6
Torvmarker totalt	985	100	328	100	1313	100

* Rekommendation för den kommande tioårsperioden

** Exempelvis saknar torvmarken förutsättningar för skogsväxt eller är ur teknisk synpunkt oduglig för skogsdikning.



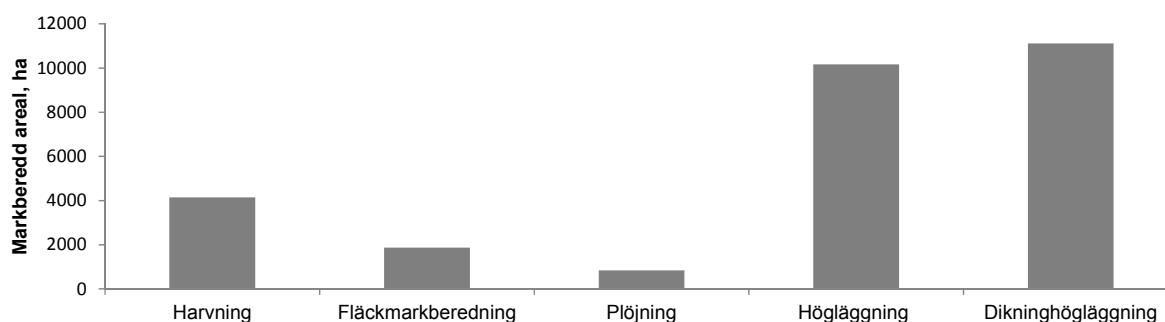
Figur 10. Torvmarksdikning enligt den tid som gått efter nydikningen i tioårsperioder, samt den sista dikningsåtgärden på skogsmark, tvinnmark och impediment på Litorinaområdet (RST11).

5.4. Slutavverkning och markberedning

Enligt den senaste riksskogstaxeringen, RST11, har det utförts jämförelsevis få slutavverkningar med sikte på förnyelse under den tioårsperiod som föregått den senaste riksskogstaxeringen, dvs. på 48 000 hektar (4,8 % av torvmarksskogarna), men på 11 % (106 000) av skogsmarken på torv är bestånden redan avverkningsmogna, och på 400 000 har bestånden uppnått eller kommer snart att uppnå förnyingsavverkningsåldern. På sammanlagt 200 000 hektar torvmarksskogar är rekommendationen förnyingsavverkning för den kommande tioårsperioden. En relativt stor del av torvmarksskogarna, dvs. 46 %, är unga kulturskogsbestånd. Andelen plantskogar är 11 %.

På Litorinaområdets fastmarksskogar på skogsmark utfördes förnyelseavverkningar på 220 000 (10,8 % av skogsarealen på fastmark) hektar under den tioårsperiod som föregick inventeringen. Förnyingsmogna och mogna kulturskogar täcker en areal på sammanlagt 950 000 hektar och för den kommande tioårsperioden har förnyingsavverkning rekommenderats på totalt 470 000 hektar fastmarksskog. Ungskog växer på 29 % och plantskog på 22 % av skogsarealen på fastmark.

Under den senaste tioårsperioden har markberedning i samband med skogsförnyelse utförts på torvmarksskogarna i Litorinaområdet på sammanlagt 28 000 hektar. Högläggning och dikningshögläggning har varit de allmänaste markberedningsåtgärderna (Figur 11). Då förnyingsavverkningarna i torvmarksskogarna blir aktuella inom en nära framtid, ökar också behovet av markberedning. På fastmarksskogar har markberedning utförts på 190 000 hektar. Harvning är den vanligaste åtgärden men arealen med högläggning är nästan tre gånger större och arealen med dikningshögläggning nästan lika stor som arealen som markberetts på torvmarkerna.

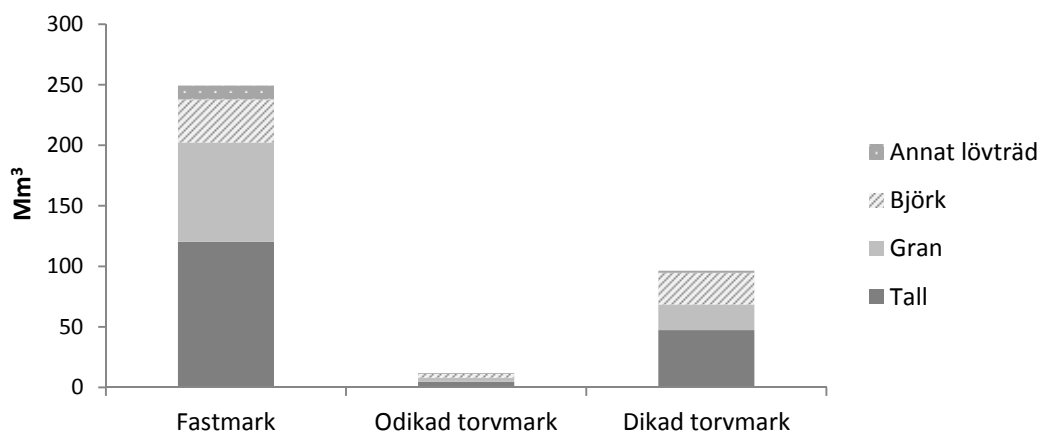


Figur 11. Markberedningsåtgärder på torvmarksskogar i Litorinaområdet under den senaste tioårsperioden (RST11).

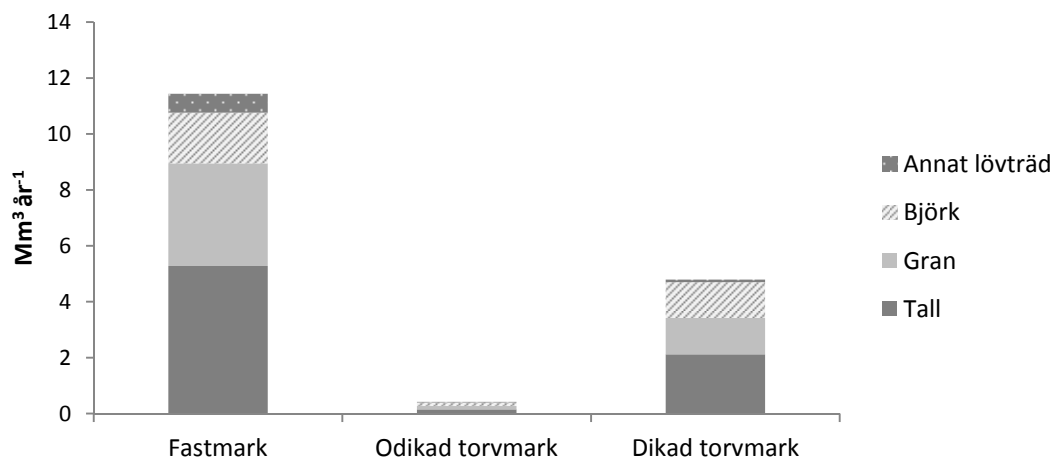
5.5. Virkesförråd och tillväxt på Litorinaområdets skogsmark

Virkesförrådet på Litorinaområdets skogsmark är 358 Mm³ eller ungefär 16 % av hela Finlands virkesförråd (2 295 Mm³). Den årliga tillväxten på den skogsmarksarealen är cirka 16,7 Mm³ vilket även är ungefär 16 % av tillväxten på skogsmark i Finland (103,7 Mm³/år).

Andelen skogsmark på torv – som till största delen är utdikad - är ungefär 30 % (Figur 12), liksom andelen av virkestillväxten på skogsmarken i hela Litorinaområdet (Figur 13).



Figur 12. Fördelning av virkesförrådet enligt trädslag på skogarna på fastmark och torv i Litorinaområdet (RST11).



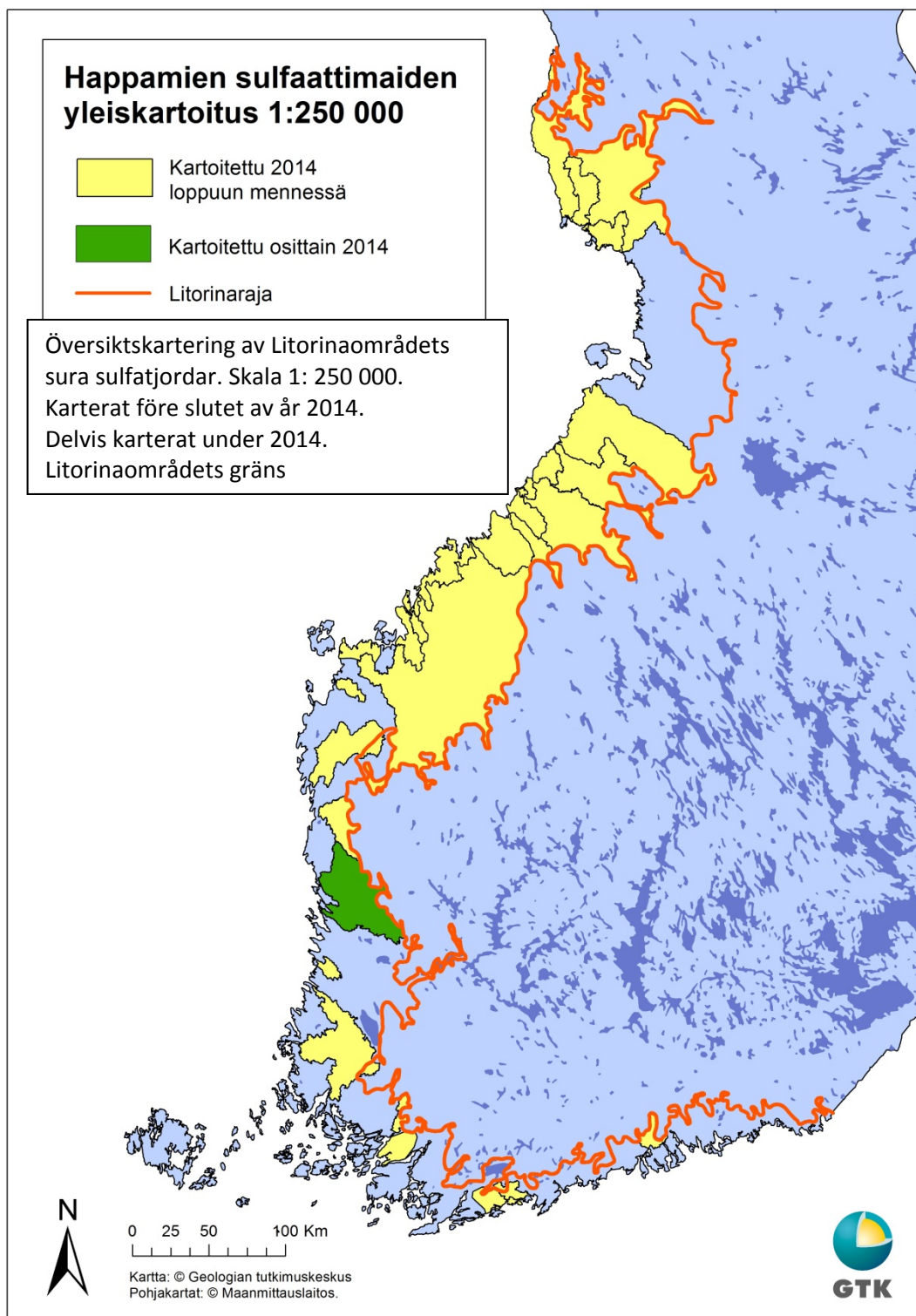
Figur 13. Fördelning av den årliga virkestillväxten enligt trädslag i skogarna på fastmark och torv i Litorinaområdet (RST11).

6. Kartering av sura sulfatjordar

6.1. Tillämpning av karteringsresultaten inom skogsbruksplaneringen

Geologiska forskningscentralen (GTK) i Finland utför för närvarande en översiktskartering över förekomsten av sura sulfatjordar i enlighet med de strategidirektiv som Jord- och skogsbruksministeriet och Miljöministeriet gett i "Riktlinjer för minskning av olägenheter av sura sulfatmarker i Finland fram till år 2020" (Jord- och skogsbruksministeriet samt miljöministeriet 2009). Målet är att få fram kartmaterial över hur sannolikt det är att sur sulfatjord påträffas i området under Litorinahavets högsta kustlinje (Edén m.fl.) 2012). Det systematiska karteringsarbetet inleddes 2009 och skalan är 1:250 000. En observationspunkt görs per två kvadratkilometer. Vid observationspunkterna görs borrhningar ner till 2-3 meters djup. I fält bedömer man den eventuella förekomsten av sulfidskikt, djupet där skiktet påträffas, jordart och markens pH; dessutom tas prover för ytterligare analys i laboratorium. Översiktskarteringen har hittills utförts på de områden som anges på kartan i Figur 14. De kartor som tagits fram har utarbetats enligt tillrinningsområde och de publiceras i den takt de blir klara. I slutet av år 2014 fanns kartor över cirka 20 tillrinningsområden. Kartmaterialet ger en allmän översikt av egenskaperna hos de sura sulfatjordarna och deras areella utbredning i Finland. Egenskaperna och analysresultaten från utvalda observationspunkter (s.k. typprofiler ner till 3 m djup) presenteras på kartan områdesvis, enligt tillrinningsområde, med olika färger samt med enskilda blanketter med uppgifter om resultaten från provtagningspunkten. Dessutom publiceras materialet efter tillrinningsområde i digital form i GTK:s öppna kartservice "Sura sulfatjordar": <http://gtkdata.gtk.fi/Hasu/index.html>.

Översiktskartan för sura sulfatjordar är så pass översiktlig att det inte går att utesluta, att sulfatjordar förekommer också på platser där det enligt karteringen inte är sannolikt att de kan påträffas. Inom Litorinaområdet bör man alltid räkna med möjligheten för att sur sulfatjord kan påträffas vid planering och utförande av iståndsättningsdikning, skogsföryngring och markberedning. Aktörerna kan emellertid utnyttja det existerande kartmaterialet i fältplaneringsskedet. Speciellt i närheten av provtagningspunkterna får man nyttig information om hur jordmånen är beskaffad med avseende på sulfidskiktets djup, eller nära en undersökningspunkt, där man förutom sulfidskiktets djup också bestämt bl.a. jordart, svavelhalt (utvalda prov) och pH-värdet i fält och efter inkubation i laboratoriet (bilaga 2).



Figur 14. Från år 2009 har Geologiska forskningscentralen utfört systematiska översiktsskarteringar av de sura sulfatjordarnas utbredning. Figuren visar Litorinaområdets gräns och karteringssituationen år 2014.

6.2. Indelning av marktyper efter sannolikheten för förekomst av sur sulfatjord

GTK har gjort en spatial analys av den insamlade informationen från Litorinaområdet som lagrats i digital form och gjort en grov indelning i fyra sannolikhetskategorier för förekomsten av sura sulfatjordar över hela området. Klassificeringen har utarbetats med hjälp av flerdimensionell analys, där GTK:s jordmånsdata och aerogeofysikaliska material, Lanmäteriverkets höjddata samt redan tillgängliga terrängobservationer använts som inmatningsdata. På den så kallade preliminära bedömningskartan (i skalan 1: 1 000 000) har Litorinaområdet indelats i regioner med stor, relativt stor, låg och ytterst låg sannolikhet för förekomst av sur sulfatjord. ("Happamat sulfaattimaat" -karttjänsten, som inte finns på svenska: <http://gtkdata.gtk.fi/Hasu/index.html> . Referens 2.12.2015). Eftersom skalan är översiktlig och antalet fältobservationer är lågt, och på grund av de metoder som tillämpades, är kartan endast riktgivande. Karttjänsten har även kartor i skalan 1:250 000 som inte använts i det här sammanhanget (Figur 14). Av Litorinaområdets totalareal på 4, 8 miljoner hektar är 660 000 hektar, eller 14 %, områden där det finns en stor eller relativt stor sannolikhet för förekomst av sur sulfatjord. På den största delen av Litorinaområdet är sannolikheten för sur sulfatjord liten eller ytterst liten (Tabell 4).

Enligt inventeringsresultaten i RST11 är fördelningen av de olika sannolikhetsklasserna ojämn med avseende på förekomsten av sura sulfatjordar (Tabell 4). Odlingsmarker för jordbruk utgör största delen (55 % eller 360 000 hektar) av de jordar där sannolikheten för sur sulfatjord är stor eller relativt stor. Å andra sidan utgör skogsmark, tvinmark och impediment största delen (78 % eller 3 200 000 hektar) av de jordar där sannolikheten är låg eller ytterst låg. Andelen övriga markanvändningstyper, dvs. övrig skogsbruksmark, byggd mark, trafikleder och kraftledningsgator är cirka 10 % oavsett sannolikhetskategori.

Fastän största andelen, dvs. 71 %, av hela Litorinaområdets markareal är skogsmark, tvinmark eller impediment, är proportion av markarealen i kategorien med stor eller relativt stor sannolikhet för sur sulfatjord bara 34 % eller 220 000 hektar. Av den här arealen är andelen skogsmark med stor eller relativt stor sannolikhet sammanlagt 180 000 hektar, varav under hälften är torvmark. Ungefär 21 % av Litorinaområdets totalareal är skogsmark på torv, av vilka 13 % (84 000 hektar) ligger på områden med stor eller relativt stor sannolikhet för sur sulfatjord. Skogsmarksarealen med liten eller ytterst liten sannolikhet är sammanlagt 2,8 miljoner hektar, varav 900 000 hektar är skogsmark på torv.

Data från RST11 påvisar att det på skogsbruksmark finns en mindre andel sura sulfatjordar i kategorierna stor eller relativt stor sannolikhet än på odlingsmark. Sannolikhet för stor eller relativt stor förekomst finns på 220 000 hektar skogsmark, tvinmark och impediment medan den motsvarande arealen odlingsmark är 360 000 hektar. I tidigare utförda undersökningar har uppskattningarna av arealerna på odlingsmark varierat mellan 43 000 och 336 000 hektar (Palko 1994, Puustinen m.fl.) 1994, Yli-Halla m.fl. 1999). Den stora variationen i uppskattningarna av odlingsmarksarealen kan förklaras med skillnader i klassificeringskriterier: de internationella kriterierna leder till mindre arealer än de kriterier som under olika tidsperioder utarbetats på nationell nivå. Under den översiktsskartering GTK utför utarbetas en egen klassificeringssystematik för sura sulfatjordar som bättre lämpar sig för våra lokala förhållanden (http://gtkdata.gtk.fi/Hasu/hasu_maareet_ja_tunnistaminen.pdf). Den översiktsskartering som för närvarande pågår kommer att få fram den hittills noggrannaste kunskapen om arealen med sura sulfatjordar, i det här skedet är det redan uppenbart att arealen överstiger 300 000 hektar (Peter Edén, muntlig information).

De sammanlagda arealerna av de områden där vattendragen löper risk att försuras på grund av iståndsättningsdikning på skogsdikade torvmarker torde vara mindre än riskområdena vid odlingsmarker. Inom Litorinaområdet täcker skogsmarkerna på torv med stor eller relativt stor sannolikhet för förekomst av sura sulfatjordar en betydligt mindre areal än den motsvarande arealen för odlingsmarker.

Tabell 4. Fördelning av arealerna skogsmark, tvinmark och impediment samt odlingsmark enligt sannolikhetskategori för att sur sulfatjord påträffas på Litorinaområdet (Happamat sulfaattimaat -karttapalvelu: <http://gtkdata.gtk.fi/Hasu/index.html>, RST11).

Sannolikhetskategori	Skogsmark, fastmark			Skogsmark, torvmark			Total skogsmarkareal			Skogsmark, tvinmark och impediment, fastmark			Skogsmark, tvinmark och impediment, torvmark			Skogsmark, tvinmark och impediment, totalt			Odlingsmark			Total markareal*		
	1000 ha	% av marktypens areal	% av sannolikhetskategorins areal	1000 ha	% av marktypens areal	% av sannolikhetskategorins areal	1000 ha	% av marktypens areal	% av sannolikhetskategorins areal	1000 ha	% av marktypens areal	% av sannolikhetskategorins areal	1000 ha	% av marktypens areal	% av sannolikhetskategorins areal	1000 ha	% av marktypens areal	% av sannolikhetskategorins areal	1000 ha	% av marktypens areal	% av sannolikhetskategorins areal	1000 ha	% av marktypens areal	% av sannolikhetskategorins areal
Ytterst liten	1744	86	55	651	66	21	2396	79	76	1792	86	57	785	60	25	2577	76	81	334	36	11	3166	67	100
Liten	197	10	21	249	25	27	447	15	48	199	10	21	402	31	43	601	18	64	233	25	25	933	20	100
Relativt stor	45	2	15	44	4	15	89	3	31	45	2	16	67	5	23	111	3	39	148	16	51	289	6	100
Stor	51	2	14	40	4	11	91	3	24	51	2	14	59	4	16	110	3	30	215	23	58	371	8	100
Totalt	2037	100	43	985	100	21	3022	100	63	2088	100	44	1313	100	28	3400	100	71	930	100	20	4759	100	100

* Omfattar även de marktyper som saknas i tabellen, sammanlagt 429 000 ha

7. Skogsvårdsåtgärder på sura sulfatjordar som kan orsaka försurande miljöbelastning i vattendrag

7.1. Istandsättningsdikning

7.1.1. Målsättning

Ändamålet med istandsättningsdikningen är att förbättra avrinningen från dikesnätet i skogsdikade torvmarker för att undvika att grundvattennivån stiger så nära markytan och rotskiktet att trädutväxten hämmas. Vid istandsättningsdikning rensas de gamla dräneringsdikena som har grundat upp efter att torven sjunkit ihop, efter erosion, igenslamning, igenväxning eller på grund av motsvarande orsaker. I vissa fall är det nödvändigt att komplettera dikningen med nya diken för att åstadkomma en tillräcklig dräneringseffekt. Bedömning av behovet för istandsättningsdikning görs på grundval av tiden som gått sedan den ursprungliga dikningen, hur långt norrut objektet befinner sig samt markytans lutning. Vid istandsättningen eftersträvas ett dikesdjup på 0,8-0,9 m i tegdikena och 1,2 m i utfallsdikena. Eftersom istandsättningsdikning är en skogsbruksutgift lönar det sig inte att utföra onödiga dikningar. Man bör sträva till att utföra en dikesrensning under beståndets tillväxtskede och en andra i samband med skogsförnyringen, dvs. två gånger under beståndets omloppstid. Ur vattenvårdssynpunkt är det också bättre ju färre istandsättningsdikningsomgångar det behövs.

Med en normal tebgredd på 40 m vid istandsättningsdikning sänker istandsättningsdikningen i medeltal grundvattennivån mitt på tegen med 3-9 cm, beroende på om man enbart rensar de gamla dikena eller om man gräver kompletterande diken eller båda (Ahti 2005). En sänkning av grundvattennivån förbättrar syretillgången för träbeståndets rotskikt (0-30 cm) vilket avspeglas i en ökad beståndstillväxt i 10-20 år efter istandsättningsdikningen. (Hökkä & Kojola 2002, Ahti 2005). Den mertillväxt som istandsättningsdikningen medför beror på dräneringssituationen vid dikningstidpunkten: om medelgrundvattennivån i mitten av tegen på sensommaren är djupare än 35-40 cm, medför en istandsättningsdikning bara en liten mertillväxt. (Sarkkola m.fl. 2012). Generellt medför en istandsättningsdikning en mertillväxt på $0,5 - 1,5 \text{ m}^3 \text{ ha}^{-1} \text{ a}^{-1}$, effekten är större i nordligare områden och på objekt med tjockt torvlager än i sydliga objekt och på objekt med tunt torvlager (Hökkä och Kojola 2003). Ekonomiska jämförelser visar att istandsättningsdikning är en lönsam skogsvårdsinvestering som i norra Finland medför en ökning av nettokapitalvärdet på 4-14 % jämfört med ett objekt som inte åtgärdats (Ahtikoski m.fl. 2008).

7.1.2. Risker med istandsättningsdikning på sura sulfatjordar

På sura sulfatjordar finns det risk för att diken som istandsätts genom rensning till det ursprungliga grävdjupet, når ner till sulfidskikt som tidigare varit opåverkade eftersom torvlagret med tiden sjunkit ihop och blivit kompaktare. Rent allmänt utgör istandsättningsdikningar en belastning på vattendragen ifall dikena når ner till mineraljorden under torven. På de unga jordarna i kustområdet har hälften av torvmarksskogarna (0,33 Mha) ett tunt torvlager (mindre än 30 cm) och på dessa är risken för att dikena går ner i mineraljorden stor. Dessutom är terrängen i kustområdet flack vilket kan kräva större lutning och större djup i utfallsdikena för att leda bort vattnet.

På riskområdena kan iståndsättningsdikning av flera orsaker medföra försurningsbelastningar i vattendragen. Grävning av diken i sulfidhaltig mineraljord utlöser försurning från dikeslänterna och dikesbottnarna. Grävmassorna som lagts på dikesrenarna torkar och oxiderar med påföljd att regnvatten som lakar ur dem försuras. Utöver det här medför fördjupning av diken en sänkning av grundvattennivån på tegarna och att djupare markskikt torkar och oxiderar (Saarinen m.fl. 2013). Marken närmast diken som dräneras effektivast är mest utsatt för försurning. Grundvattennivån stiger rätt snabbt med avståndet från diken och den effektivaste dräneringszonen sträcker sig ungefär 10 m från diken. (t ex. Ahti 1979). Om grundvattennivån är oförändrad i torvskiktet och inte når den underliggande mineraljorden är vattnet som rinner ur markprofilen inte exceptionellt surt. Försurningsrisken tilltar med tunnare torvlager, större vattengenomsläpplighet i torven och om partikeltexturen i mineraljorden nedströms är grov (Saarinen m.fl.) 2013). I grovkorniga mineraljordar kan grundvattennivån sjunka betydligt efter iståndsättningsdikning (Koivusalo m.fl.) 2008). Nederbörd som följer på en torrperiod kan höja vattennivån till oxiderade, sulfidhaltiga markskikt och avrinningsvattnet kan då vara kraftigt försurat och innehålla metaller.

Då man planerar vattenskyddsåtgärder bör man se till att de inte ökar miljöbelastningen på vattendragen. Man bör undvika att gräva djupa vattenvårdsanläggningar och sträva till att arrangera separationen av partiklar och utfällningar med översilning och avbrott i dikesdragningen.

7.2. Markberedning

Under markberedning vid skogsföryngring finns alltid en risk för att sulfidhaltig jord utsätts för oxidation. Sur sulfatjord är inget gynnsamt substrat för trädplantor och dessutom kan den medföra ytterligare belastningsrisker för vattendragen.

Syftet med markberedningen är, att jämfört med oberedd mark åstadkomma torrare och varmare tillväxtplatser för trädplantorna eller fröna och samtidigt minska konkurrensen från markvegetationen och delvis också risken för insektangrepp. I de markberedda partierna är temperaturen högre och risken för konkurrens från markvegetationen och faran för insektangrepp mindre. De åtgärder som bereder små högar är oftast torrare och har mer näring tillgänglig för plantorna (Luoranen m.fl. 2007). Högläggning och plöjning är numera de markberedningsmetoder som går djupast i markskiktet och följaktligen medför de största försurningsriskerna, medan fläckberedning och harvning visserligen också barlägger mineraljorden.

Högläggning utförs oftast på friska och bördiga samt fuktiga föryngringsytor för att garantera en snabb initialtillväxt hos plantorna. Högläggning kan utföras på flera olika sätt. Dikeshögläggning utförs med jord från diken eller vattenfår genom att lyfta jorden från diken eller vattenfårorna nära grävpunkten i 5-25 cm högar (Luoranen m.fl. 2007). På fina jordar görs högarna lägre än på grövre marker. På torvmark består högarna helt eller delvis av torv, eller både torv och mineraljord om torvlagret är tunt (Figur 15). Högarna kan också läggas genom att lyfta jord från diken, om dränering utförs samtidigt (dikning-högläggning), i fall man vill effektivisera växtplatsens dränering utan att för den skull leda bort vatten från markberedningsytan. Alternativt går det att gräva grunda diken för att leda bort vattnet från föryngringsytan.

I allmänhet utförs fläckmarkberedning, varvid humusskiktet vänds upp och ned så att översidan består av mineraljord med ett dubbelt humusskikt undertill. Mineraljorden barläggs alltså både i och bredvid gropen. Vid dikning-högläggning är risken för att sulfatjord barläggs och orsakar försurnings-skador på vattendragen större än vid fläckmarkberedning



Figur 15. Genomskärning av en dikesjordhög med torv och mineraljord. (Illustration Markku Saarinen).

Om det inte finns behov av effektivare dränering kan man utföra så kallade vändhögar genom att vända jorden i skopan upp och ner i gropen. Vändhögen är bara 5-15 cm högre än omgivande markyta och sjunker med tiden ihop till samma nivå som markytan. Vid vändhögläggning är bara ytmineraljorden utsatt för urlakning och en eventuell försurningsbelastning sprids inte längre än till föryngringsytan, utom om markytan lutar kraftigt, då risken för spridning naturligtvis är större.

I norra och östra Finland tillämpas i någon mån anpassad plogning, som är en rätt kraftig markberedningsmetod. Den anpassade plogningen resulterar i parallella 10-20 cm höga humus- och mineraljordsblandade tiltor, och mellan dem en cirka 20 cm djup mineraljordsfåra. Anpassad plöjning tillämpas på bördiga växtplatser med tjock råhumus och kompakt jordmån och den kan utföras som ett alternativ till högläggning. Inom Litorinaområdet används anpassad plogning i ytterst liten skala.

7.3. Övriga skogsbruksåtgärder

Markytan kan spricka och blottlägga sulfidhaltiga markskikt även i samband med maskinell avverkning vid trädfällning och upprepad drivning längs samma körstråk. Risken är störst på fina jordar med blöt, tjälfri mark. Det kan uppkomma djupa körspår som bildar rännor för eventuellt försurat vatten. I områden där sulfidhaltig jord påträffas i markytan bör man vara försiktig för att inte bryta upp markytan eller köra upp stråk som bildar vattenfåror vid drivning.

Det finns en risk för sur belastning också vid skogsvägsbygge. Då man torkar och sprider vägjordmassor kan sulfidhaltiga markskikt utsättas för oxidation. Även stubbbrytning i riskområdena kan orsaka sur belastning, följaktligen bör man vara varsam vid dikningshögläggning efter stubbskörd på torvmarker med tunt torvlager och på försumpade fastmarker.

8. Skogsvårdande vattenvårdsåtgärder på sura sulfatjordar

8.1. Planläggning av iståndsättningsdikning

På sura sulfatjordar är en mer noggrann planering av iståndsättningsdikningen en förutsättning för god vattenvård; på Litorinaområdet bör planeringen inledas med att utreda sannolikheten för förekomst av sur sulfatjord (Figur 14). Den bästa utgångspunkten är att konsultera GTK:s kartmaterial (<http://gtkdata.gtk.fi/Hasu/index.html>). Riskinventeringen täcker emellertid inte ännu hela Litorinaområdet och dess noggrannhet räcker inte för att avbilda småskaliga variationer i förekomsten av potentiellt sura sulfatjordar.

Utöver kartkonsultationen är det alltid skäl att granska nya och rensade dikeslänter i terrängen för att om möjligt kunna identifiera förekomst och djup av eventuella sulfidskikt; se Kapitel 9 och identifieringsinstruktioner på sidan http://www.gtk.fi/export/sites/fi/tutkimus/tutkimusohjelmat/yhdyskuntarakentaminen/HaSu_suo.pdf. På grundval av markskikt djupet kan man avgöra om det är möjligt att utföra en normal iståndsättningsdikning eller om det behövs specialåtgärder vid grävningssarbetet eller vattenvårdsarbetet, dvs. om det exempelvis räcker med ett lägre dikesdjup är normalt. Om sulfidskiktet ligger på eller under 1,5 m djup kan iståndsättningsdikningen utföras utan speciella försiktighetsåtgärder men man bör undvika att gräva sedimentationsbassänger för separation av partiklar och metallutfällningar.

8.2. Utförande av iståndsättningsdikning

8.2.1. Dräneringseffekt och dikesdjup

På riskobjekt skall man sträva till att dikningen inte sänker grundvattennivån så lågt att djupare belägna sulfidskikt oxideras. I fall sulfidskikt påträffas på 1,5-1,0 m djup bör tegdikena grävas grundare än normalt, 0,5-0,8 m, och utfallsdikena högst till 1,0 m djup. Å andra sidan bör utfallsdikenas djup räcka för att leda bort överskottsvattnet från området. Om dräneringseffekten i de grunda dikena är otillräcklig kan dräneringen kompletteras med ytterligare diken i mitten av tegarna, om den ursprungliga tegbredden (≥ 40 m) är tillräcklig. De ursprungliga dikena kan, beroende på deras tillstånd och sulfidskiktet djup, antingen rensas eller lämnas utan åtgärd. Utgående från dräneringseffekten i torvens ytskikt är kompletterande dikning ofta effektivare än rensning av de ursprungliga dikena (Ahti 2005). Vattnets horisontella rörelse är snabbast i yttorven och dess snabbhet minskar märkbart med tilltagande torvdjup. Därför sker avrinningen snabbare i ett tätt dikesnät än i ett glesare nät med djupare diken.

I fall det är skäl att utföra en dränering med ytterst grunda diken för att minimera riskerna ($< 0,5$), bör man överväga att helt avstå från iståndsättningsdikning, eftersom alltför grunda diken endast i ringa mån påverkar grundvattennivån och följaktligen inte heller beståndstillväxten. Grunda diken växer dessutom fort igen och måste rensas efter en kort tid.

8.2.2. Vattenvårdsrekommendationer

Vattenvårdsåtgärder som kan tillämpas i områden med sura sulfatjordar är rensning av tegdiken och dikesavbrott samt småskaliga översilningsområden vid dragdiken och utfallsdikena. Man bör undvika att gräva slamgropar och sedimentationsbassänger eftersom grävdjupet i de flesta fall är en meter djupare än dikesbotten och alltså kan nå markskikt på över 1,5 meters djup.

Utöver de ovan nämnda vattenvårdsåtgärderna har kalkfilterdammar testats som en metod att minska den sura belastningen från sulfatjordar vid iståndsättningsdikning (Tertsunen m.fl. 2012).

Kalkfilterdammarna placeras i ett teg- eller utfallsdike nedströms området med iståndsatta diken, varvid vattnet som rinner längs dikena filtreras genom att rinna över ett kalklager som byggts in i en damm med svag v-form. I nuläget finns det emellertid ingen erfarenhet av hur länge effekten i en dylik konstruktion varar. Med tanke på oförutsedda tillbud kan kalkfilterdammar byggas i riskområden för säkerhets skull. En kalkfilterdamm är relativt förmånlig (totalkostnaden år 2010 var cirka 1000 €) (Tertsunen m.fl. 2012).

Försök med kalkning av grävmassorna har också utförts (Palko och Ruokanen 1994). På odlingsmark är de rekommenderade givorna över 50t ha^{-1} , men för skogsdikningsobjekt har inga motsvarande rekommendationer getts.



Ett tegdike som grävts alltför djupt i ett område med sur sulfatjord i Tervola. Fotot visar ett typiskt dikningsobjekt: ett bördigt grankärr med tunt torvlager vars underliggande mineraljord är sulfidhaltig finmjäla (silt). De ursprungliga tegdikena har rensats till ett djup på 1,2–1,3 meter. Foto Hannu Hökkä.

8.2.3. Åtgärder under grävningsarbetet

Om det finns risk för att det under grävningsarbetet påträffas potentiellt sur sulfatjord är det möjligt att minska risken för försurning och metallurlakning, förutom genom noggrann planering, också vid utförandet av grävningsarbetet. I samband med projektet för förebyggande av försurningen i det nedre loppet av Perho å (PAHA-projektet) har liknande metoder utvecklats för att bemöta miljökonsekvenserna i vattendragen efter iståndsättningsdikning. Resultaten av projektet visar att de effektivaste metoderna för att minska på miljöbelastningen är att bygga bottendammar och rensningsavbrott i teg- och utfallsdikena. Om det planerade området har tillräcklig lutning går det att reglera dräneringsnivån på grundvattnet med 'terrassering', dvs. genom att bygga bottendammar (dammarna som går ända till dikesbotten) i tegdikena och hindra att sulfatjordarna uppströms oxideras. Ett tätt dikesnät med grunda diken som nämnts ovan minskar också miljöbelastningen eftersom dikesbottenarna inte når mineraljorden under torvlagret. Utöver de här metoderna går det att minska miljöbelastningen med en dränering i två faser där grävmassorna med mineraljord som lagts på dikesrenarna täcks med torv, varvid man undviker att den barlagda mineraljorden oxideras samt avgång av försurat vatten från jordmassor och dikesslänter. Dikesrensningen kan utföras genom att rensa enbart en sida av diket varvid en mindre yta utsätts för erosion och oxidering. Under grävningen är det skäl att

fortlöpande granska grävmassorna och dikesslänterna. Ifall man påträffar ett sulfidskikt kan man minska dikesdjupet eller bygga en bottendamm.

8.2.4. Alternativ till iståndsättningsdikning

I torvmarksskogar med väl slutna bestånd (i södra Finland över $125 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$, i norra Finland över $150 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$) ombesörjer trädbestånden en betydande andel av vattenhushållningen genom beståndets evapotranspiration och kronskiktets nederbördsabsorption; dessa spelar oftast en större roll än dikena (Sarkkola m.fl. 2010). Särskilt i väl humifierad torv drar vegetationens evapotranspiration till sig mera vatten än avrinningen till dikena. Enligt forskningsresultat är en grundvattennivå som ligger under 0,4 m mitt på tegnen vid sensommaren tillräckligt djup för beståndstillväxten. (Sarkkola m.fl. 2012). På riskobjekt med slutet trädbestånd kan och bör iståndsättningsdikningen senareläggas till föryngringskedet. Om beståndet gallras och virkesvolymen efter gallringen är klart lägre än $100 \text{ m}^3\text{ha}^{-1}$, är det emellertid nödvändigt att rensa tilltäppta diken.

I torvmarksskogar där yttorvens kväveinnehåll är rikligt och torvens humifieringsgrad överstiger 4 på von Posts skala är ett beaktansvärt alternativ till iståndsättningsdikning näringstillförsel med PK-gödsel eller aska (Moilanen m.fl. 2005). Näringstillförseln ger en snabb tillväxt av barrmassan i beståndet och ökar evapotranspirationen och nederbördsabsorptionen varvid dräneringseffekten tilltar. Effekten av näringstillförseln är störst då beståndet uppvisar symtom på kaliumbrist och grundvattennivån under sensommaren ligger under 0,35 cm. På lång sikt ökar näringstillförseln också beståndstillväxten och virkesproduktionen (Hökkä m.fl. 2012), vilket ytterligare gynnar växtplatsens dräneringseffekt via beståndet. Askan som är basisk har, jämfört med mineralnäringsämnen, den fördelen att den i viss mån neutraliserar försurat vatten som rinner från området (Tertsunen m.fl. 2012).

8.3. Utförande av markberedning på sura sulfatjordar

På Litorinaområdet bör man även vid markberedning i samband med skogsföryngring utreda om objektet är beläget på ett riskområde. Problemfallen utgörs av objekt på blöta mineraljordar och torvmarker med tunt torvlager där sulfider påträffas på markdjup under 1 m. Vid högläggning skall mineraljord grävas från högst 0,5 m djup. Uppgrävd jord torkar och oxideras. På dylika föryngringsytor bör miljöbelastningsriskerna bedömas på samma sätt som vid iståndsättningsdikning.

Den största risken för försurad urlakning uppstår vid dikning-högläggning eftersom metoden innebär att de upp och ned vända mineraljordhögarna (som utgör substrat för plantorna) torkar och, om de innehåller sulfatjord som oxideras, producerar svavelsyra som rinner ut i dikena. Miljöbelastningen härrör från både högarna och dikesslänterna och den sprids snabbt längs dikena till områden nedströms föryngringsytan. I dylika fall är det skäl att i stället för dräneringsdiken gräva grunda vattenfårar som inte får förbindas direkt med de dräneringsdiken som leder bort vatten från området. Vattenfårornas dräneringseffekt behövs enbart i föryngringskedet och inte länge när beståndet växer till sig.

Ifall markberedningen på föryngringsytan utförs som anpassad plöjning kommer mineraljordstiltorna och fårorna att oxideras efter markberedningen. Dessutom kan de plöjda fårorna leda ytvatten från föryngringsytan under vår och höst. Det här kan i viss mån förhindras genom att dra fårorna vinkelrätt mot markytans lutning, vilket för övrigt ur vattenvårdssynpunkt genomgående är att föredra.

Högläggning erbjuder träplantorna ett torrare och varmare substrat och bättre konkurrens mot markvegetationen. Om det finns en risk för att planteringssubstratet består av sur sulfatjord innebär det ett avbräck också ur virkesproduktionssynpunkt. I fältförsök har man påvisat att planttillväxten på markberedda planteringsytor som består av sur sulfatjord är betydligt sämre och mortaliteten högre än på normal markberedd skogsmark (Kubin 1999). Trädplantorna kan bli lidande av både det försurade markvattnet och de stora halterna av utfällda metaller.

9. Åtgärdsrekommendationer vid planering och utförande av iståndsättningsdikning på områden där sura sulfatjordar kan påträffas

Vid planeringen av iståndsättningsdikning sker åtgärderna i följande ordning:

1. Inledande bedömning av de potentiella riskerna

Kontrollera huruvida objektet befinner sig på det område som tidigare varit täckt av Litorinahavet. Det här kan vara fallet om området är beläget vid den österbottniska kusten och ligger under 100 möh; i Egentliga Finland och längs Finska vikens kust är motsvarande område under 40 möh. Till sin hjälp tar man tillgängliga kartor. Om objektet inte befinner sig inom detta område handlar man enligt normala rekommendationer för iståndsättningsdikning. Om däremot objektet ligger inom området handlar man enligt instruktionerna i punkt 2.

2. Noggrannare utredning av eventuell förekomst av sur sulfatjord

Kontrollera om inventeringar påvisat förekomst av sulfidsediment och - om så är fallet – ligger sulfidskiktet närmare markytan än 1,5 m och har sulfidskiktet påträffat vid tidigare grävningsarbeten? Information om det aktuella inventeringsläget för sura sulfatjordar med kartmateriel finns på Geologiska forskningscentralens kartservice Sura sulfatjordar (på finska): <http://gtkdata.gtk.fi/Hasu/index.html>. Ifall det går att avgränsa sulfatjordens utbredning på dikningsplankartan utförs terränginventeringen i punkt 3 enbart på det området; om detta är omöjligt utförs en terränginventering på hela det planerade objektet.

3. Inventering av sulfidmarkskikt i terrängen

Eventuell förekomst av sur sulfatjord granskas längs de planerade dikeslinjerna med 100 m intervaller. Granskningen utförs om torvlagrets tjocklek vid respektive tegdike är mindre än 1,5 m. Proverna tas med provborr eller spade från dikesslänter och dikesbottnar och granskas på platsen. Sulfidjorden har ofta, men inte alltid, ett avvikande utseende och en specifik lukt (Figur 2). I osäkra fall måste markproverna skickas till ett laboratorium för inkubationsanalys (mätning av pH-värdets förändring i syremiljö). Resultaten kan rapporteras på bifogade blankett (bilaga 3). Baserat på resultatet avgränsas de riskområden där sulfidsediment påträffas.

4. Planering av utfallsdiken och tegdiken

Följande steg är att noggrannare planera rensningen av utfallsdikena genom att utnyttja insamlade uppgifter om sulfidmarkskiktens utbredning. För att det skall löna sig med att iståndsätta objektet måste det gå att rensa utfallsdikena ner till 1 m djup utan att sulfidmarkskiktet barläggs. Om detta är möjligt fortsätter man att planera iståndsättandet av tegdikena. Här gör man på liknande vis som med utfallsdikena, utom att tegdikenas minimidjup är 0,5 m. Om det påträffas sulfidskikt tännu närmare markytan, och det är omöjligt att undvika de här områdena vid iståndsättningsarbetet, lönar det sig inte att iståndsätta objektet. Tegdiken grundare än 0,5 m växer snabbt igen och är därför olönsamma.

5. Planering av vattenvårdsåtgärder

Alternativen till vattenvårdsåtgärder är dikesavbrott, botten- och rördammar samt översilningvåtmarker. Sedimentationsbassänger eller slamgropar är uteslutna i områden där det påträffats sulfidmarkskikt.

6. Godkännande av planen

En plan där förekomsten av sura sulfatjordar har observerats sänds till NTM-centralen (ELY-keskus) för behandlingen och godkännande innan dikningen inleds.

Vid utförandet av iståndsättningsdikning på objekt där sulfatjordar förekommer bör följande omständigheter beaktas:

1. Grävningens följd

Iståndsättningsdikningen inleds från tegdikena och först därefter tar man itu med utfalldikena (alltså i riktning uppifrån nedströms). Grävarbetet kan utföras etappvis över en längre period.

2. Om sulfidhaltig jord påträffas vid grävarbetet

Om sulfidhaltig jord påträffas vid grävarbetet eller om man börjar misstänka att sulfidhaltig jord finns bör man kontakta objektets planerare som korrigerar planen. De barlagda sulfidhaltiga markskikten bör omedelbart täckas med torv; den här åtgärden kan nämligen göra att oxidationsprocessen blir långsammare eller helt avstannar, vilket i sin tur förhindrar försurning och urlakning av toxiska metaller.

3. Korrigering av dikningsplanen

Planen för iståndsättningsdikningen korrigeras så att inte ytterligare sulfidhaltiga markskikt barläggs innan grävningens arbetet fortsätter.

Litteraturhänvisningar

- Ahti, E. 1979. Maaveden energiasuhteista ojitetulla suolla. Summary: Energy relationships of soil water on drained peat. *Communicationes Instituti Forestalis Fenniae* 94(3): 1-56.
- Ahti, E. 2005. Kunnostusojitus. Julkaisussa: Ahti, E., Kaunisto, S., Moilanen, M. & Murtovaara, I. 2005. Suosta metsäksi. Suometsien ekologisesti ja taloudellisesti kestävä käyttö. Tutkimusohjelman loppuraportti. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 947: 114-120.
- Ahtikoski, A., Kojola, S., Hökkä, H. & Penttilä, T. 2008. Ditch network maintenance in peatland forest as a private investment: short- and long-term effects on financial performance at stand level. *Mires and Peat* (<http://www.mires-and-peat.net/>) 3(3): 1-11.
- Andriessse W. & van Mensvoort, M.E. F 2006. Acid sulfate soils: distribution and extent R. Lal (Red.), *Encyclopedia of Soil Science*, (2. tryckningen.), Taylor & Francis Group, New York, s: 14–19.
- Anonymous 1896. Fiskepidemi, Fisken i Kyröelf, Hvad går åt fiskarna? Undersökningar i anledning av fiskepidemin i Kyrö och Nykarleby elvar, *Fiskeritidskrift för Finland* 5: 12-14.
- Appelroth, E. 1948. Några av landhöjningens betingade skogliga särdrag inom den österbottniska skärgården. I : Cederharf, P. (red.) *Skärgårdsboken*. Nordenskiöld Samfundet i Finland, Helsingfors, s. 292-304.
- Baker, B.J. & Banfield, J.F. 2003. Microbial communities in acid mine drainage. *FEMS Microbiology Ecology* 44:139-152.
- Berner, R. A. 1962. Tetragonal iron sulfide. *Science* 137: 669.
- 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., Fröjdö, S., Backlund, K. & Åström, M. E. 2010. Impact of isostatic land uplift and artificial drainage on oxidation of brackish-water sediments rich in meta-stable iron-sulfide. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 74: 1268-1281.
- Burton, E.D., Bush, R.T. & Sullivan, L.A. 2006. Acid-volatile sulfide oxidation in coastal flood plain drains: Iron-sulfur cycling and effects on water quality, *Environmental Science and Technology* 40: 1217–1222.
- Dent, D.L. & Pons L.J. 1995. A world perspective of acid sulphate soils. *Geoderma* 67: 263-267.
- Driessen, P., Deckers, J. & Spaargaren, O. (Eds.) 2001. Lecture notes on the major soils of the world. *World Soil Resources Reports*. FAO Corporate Document Repository. www.fao.org/docrepo/003/Y1899E00.HTM (Citerad 15.10.2014)
- Edén, P., Auri, J., Rankonen, E., Martinkauppi, A., Österholm, P., Beucher, A. & Yli-Halla, M. 2012. Mapping acid sulfate soils in Finland: Methods and results. *Geologian tutkimuskeskus, Opas* 56: 31-33.
- Edén, P. ja Auri, J. 2014. HS-maiden kartoitus ja aineiston hyödyntäminen. PAHA-hankkeen loppuseminari, Kokkola, 30.10.2014. https://www.kokkola.fi/palvelut/ymparisto_ja_luonto/hankkeet/paha_hanke/fi_FI/Loppuseminaari/
- Eronen, M. 1974. The history of the Litorina Sea and associated Holocene events. *Societas Scientiarum Fennicae, Commentationes Physico-Mathematicae* 44, 79-195.
- 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 Environment Research* 13:444-456.
- Georgala D., 1980. Paleoenvironment studies of post-glacial black clays in north-eastern Sweden. *Stockholm Contributions Geology* 36 : 93–151.
- Gröger, J. 2010. Acid sulfate soils. Processes and Assessment. Dissertation. Universität Bremen, Saks. 132 s.
- Hadzic, M., Postila, H., Österholm, P., Nystrand, M., Pahkakangas, S., Karppinen, A., Arola, M., Nilivaara-Koskela, R., Häkklä, K., Saukkoriipi, J., Kunnas, S. & Ihme, R. 2014. Sulfaattimailla syntyvän happaman kuormituksen ennakointi- ja hallintamenetelmät - SuHE-hankkeen loppuraportti Suomen ympäristökeskuksen raportteja 17/2014. Suomen Ympäristökeskuksen julkaisuja 17/2014. 88 s.
- Hildén, M., Hudd, R. & Lehtonen, H. 1982. The effects of environmental changes on the fisheries and fish stocks in the Archipelago sea and the Finnish part of the Gulf of Bothnia. *Aqua Fennica* 12:47-58.
- Hildén, M. & Rapport, D. 1993. Four centuries of cumulative impacts on a Finnish River and its estuary: an ecosystem-health approach. *Journal of aquatic ecosystem health* 2:261-275.
- Hökkä, H. & Kojola, S. 2002. Kunnostusojituksen kasvureaktioon vaikuttavat tekijät. Julkaisussa: Hiltunen, A. & Kaunisto, S. (toim.). Suometsien kasvatuksen ja käytön teemapäivät, 26.-27.9.2001 Joensuu. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 832: 30-36.

- Hökkä, H. & Kojola, S. 2003. Suometsien kunnostusojitus - kasvureaktion tutkiminen ja kuvaus. Julkaisussa: Jortikka, S., Varmola, M. & Tapaninen, S. (toim.). Soilla ja kankailla - Metsien hoitoa ja kasvatusta Pohjois-Suomessa. Metsäntutkimuspäivät Rovaniemellä 21.-22.5.2003. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 903: 13-20.
- Hökkä, H., Repola, J. & Moilanen, M. 2012. Modelling volume growth response of young Scots pine (*Pinus sylvestris*) stands to N, P, and K fertilization in drained peatland sites in Finland. *Canadian Journal of Forest Research* 42(7): 1359-1370.
- Hudd, R. 2000. Springtime episodic acidification as a regulatory factor of estuary spawning fish recruitment. Julkaisussa: Verhandlungen. Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 27(1), Vaasa, 42 s.
- Hudd, R., Hildén, M. & Urho, L. 1984. The effects of antropogenic acidification on the stocks and fisheries of bream and burbot in the sea area influenced by the river Kyrönjoki in the Bothnian Bay. Finsk-Svenska Bottniska viken seminariet i Björneborg 20-21.8.1984.
- Hudd, R., Kjellman, J. & Leskelä, A. 1997. Kyrönjoen suiston poikastuotanto ja kalakannat. Suomen Ympäristö 83: 65 s.
- Hudd, R. & Leskelä, A. 1993. Kyrönjoen alaosan kalatalousselvitykset 1980-1990. Osa I. Kevätkutuisten poikasten tuotanto Kyrönjoen suistossa vuosina 1980-1990. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja sarja A 157: 5-39.
- Hyvärinen, H., Donner, J., Kessel, H., & Raukas, A. 1988. The Litorina Sea and Limnaea Sea in the Northern and Central Baltic..I: Donner, J. and Raukas, A. (toim.) Problems of the Baltic Sea History, *Annales Academiae Scientiarum Fennicae A III* 148:13-23.
- Jord- och skogsbruksministeriet 2011. Miljöministeriet., Riktlinjer för minskning av olägenheterna från sura sulfatjordar fram till år 2020. Publikationer av jord- och skogsbruksministeriet 2a/2011. 26 s.
- Keinänen, M., Tigerstedt, C, Peuranen, S. & Vuorinen, P.J. 2004. The susceptibility of early developmental phases of an acid-tolerant and acid-sensitive fish species to acidity and aluminium. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 58:160-172.
- Koivusalo, H., Ahti, E., Laurén, A., Kokkonen, T., Karvonen, T., Nevalainen, R. & Finér, L. 2008. Impacts of ditch cleaning on hydrological processes in a drained peatland forest. *Hydrology and Earth System Sciences* 12(5): 1211-1227.
- Korhonen, T. 2004. Muuttuva maaseutu. Historiallinen maatalous. Verkko-opetuspaketti. Helsingin yliopisto, humanistinen tiedekunta, kulttuurien tutkimuksen laitos, kansatiede. <http://www.helsinki.fi/kansatiede/histmaatalous/index.htm>
- Kubin, E. 1999. Maankohoamisrannikon sulfidisavimaiden metsittäminen. Julkaisussa: Karlsson, K. (toim.). Metsät Pohjanmaan rannikolla. Kustskog i Österbotten. Metsäntutkimuslaitoksen tiedonantoja 723: 50-58.
- Lehtinen, K.J. & Klingstedt, G. 1983. X-ray microanalysis in the scanning electron microscope on fish gills affected by acidic heavy metal containing industrial effluents. *Aquatic Toxicology* 3: 93-102.
- Leskelä, A., Hudd, R., Kålx, P. & Kjellman, J. 1997. Kevätkutuisten kalalajien lisääntyminen Lappsundinjolla 1990-1996. Suomen ympäristö 158. 42 s.
- Lindroos, A.-J., Derome, J., Raitio, H. & Rautio, P. 2007. Heavy metal concentrations in soil solution, soil and needles in a Norway spruce stand on an acid sulphate forest soil. *Water, Air, and Soil Pollution* 180(1): 155-170.
- Loukola-Ruskeeniemi, K. 1992. Geochemistry of Proterozoic metamorphosed black shales in eastern Finland, with implications for exploration and environmental studies. Doktorsavhandling. Helsingfors universitet, Geologiska forskningscentralen, Esbo. 54 s.
- Luoranen, J., Saksa, T., Finér, L. & Tamminen, P. 2007. Metsämaan muokkausopas. Metsäntutkimuslaitos, Suomenjoen toimintayksikkö. ISBN 978-951-40-2059-9. 75 s.
- Merilä, P., Lindgren, M., Raitio, H. & Salemaa, M. 1998. Relationships between crown condition, tree nutrition and soil properties in the coastal *Picea abies* forests (Western Finland). *Scandinavian Journal of Forest Research* 13: 413-420.
- Merilä, P., Raitio, H. & Walheim, M. 1996. Kuusikoiden ravinnetila. Granskogarnas näringstillstånd. Julkaisussa: Raitio, H. (toim./red.) (toim.). Kuusikoiden kunto Merenkurkun alueella. Granskogarnas hälsotillstånd i Kvarkenregionen. Merenkurkun neuvosto. Kvarkenrådet, s. 97-107.
- Meriläinen J. J., 1989. Impact of an acid, polyhumic river on estuarine zoobenthos and vegetation in the Baltic Sea, Finland. *Biology Research Reports*, University of Jyväskylä 13: 3-48.
- Moilanen, M., Silfverberg, K., Hökkä, H. & Issakainen, J. 2005. Wood ash as a fertilizer on drained mires - growth and foliar nutrients of Scots pine. *Canadian Journal of Forest Research* 35(11): 2734-2742.

- Nieminen, T. M., Derome, K. & Lindroos, A.-J. Soil percolation water quality during 1996–2010 on Level II plots in Finland. Teoksessa: Merilä, P. & Jortikka, S. (Ed.). Forest Condition Monitoring in Finland – National report. The Finnish Forest Research Institute. [Online raportti, saatavissa: <http://urn.fi/URN:NBN:fi:metla-201305087577>]. (Citerad 27.11.2014)
- Nieminen, T.M., Turunen, M., Derome, K., Lindroos, A.-J. & Merilä, P. 2012. Elevated sulfate and trace element concentrations in soil solution of an acid sulfate forest soil. Teoksessa: Österholm, P., Yli-Halla, M. & Edén, P. (Toim.) 7th International Acid Sulfate Soil Conference in Vaasa, Finland 2012. Opas / Geologian tutkimuskeskus 56: 75-76.
- Nuotio, E., Rautio, L.M. & Zittra-Bärsund, S. (toim.) 2009: Kohti happamien sulfaattimaiden hallintaa. Ehdotus happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaviivoiksi. Maa- ja metsätalousministeriön työryhmämuistio 8:2009.
- Palko, J. 1994. Acid Sulfate Soils and their Agricultural and Environmental Problems in Finland. Doktorsavhandling. Acta Universitatis Ouluensis. 58 s.
- Palko, J. & Myllymaa, U. 1987. Happamien sulfaattimaiden vessitövaikutuksista, esimerkkinä Limingan Tupoksen täydennyskuivatusalue. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 11, Helsinki. 100 s.
- Palko, J. & Ruokanen, I. 1994. Siika- Pattijoen uusjakoalueen metsäojitus: arvio happamien sulfaattimaiden esiintymisestä alueella ja toimenpide-ehdotus happamuushaittojen ehkäisemiseksi. Oulun vesi- ja ympäristöpiiri. Pohjois-Pohjanmaan metsälautakunta. 11 s.
- Palko, J. & Ruokanen, I. 1994. Arvio happamien sulfaattimaiden esiintymisestä alueella ja toimenpide-ehdotus happamuushaittojen ehkäisemiseksi. Moniste. Oulun vesi- ja ympäristöpiiri ja Pohjois-Pohjanmaan metsälautakunta. 11s.
- Poléo, A.B.S., Kjartan Østbye, K., Sigurd A., Øxnevad, S.A., Ronny, A., Andersen, R.A., Erik Heibo, E. & Vøllestad, L.A. 1997. Toxicity of acid aluminum-rich water to seven freshwater fish species - a comparative laboratory study. Environmental Pollution 96: 129-139.
- Pons, L.J. & van Breemen N. 1982. Factors influencing the formation of potential acidity in tidal swamps. Proceedings of the Bangkok Symposium on acid sulphate soils, pp. 37-51.
- Pons, L.J., van Breemen, N., & Driessen, P.M. 1982. Physiography of coastal sediments and development of potential soil acidity. Teoksessa: Kittrick, J.J. Fanning, D.S. & Hossner, L.R. (Toim.). Acid Sulfate Weathering – SSA Special Publication No 10. s 1-18.
- Pronk, J.T., Meulenber, R., Hazeu, W., Bos, P. & Kuenen, J.G. 1990. Oxidation of reduced inorganic sulfur compounds by acidophilic thiobacilli. FEMS Microbiology Reviews 75: 293-306.
- Puustinen, M., Merilä, E., Palko, J., Seuna, P. 1994. Puustinen, M., Merilä, E., Palko, J. & Seuna, P. (1994) Kuivatustila, viljelykäytäntö ja vesistökuormitukseen vaikuttavat tekijät Suomen pelloilla. Vesi- ja ympäristöhallituksen julkaisuja. Sarja A 198. Helsinki 319 s
- Rask, M. 1984 The effect of low pH on perch, *Perca fluviatilis* L. II. The effect of acid stress on different development stages of perch. Annales Zoologi Fennici 21:9-13.
- Rickard, D. & Morse, J.W. 2005. Acid volatile sulfide (AVS). Marine Chemistry 97: 141-197.
- Rickard, D. & Luther, G.W. 2007. Chemistry of iron sulfides, Chemical Review 107: 514-562
- Roos, M. & Åström, M. 2006: Gulf of Bothnia receives high concentrations of potentially toxic metals from acid sulphate soils. Boreal Environmental Research 11: 383–388.
- RST11, Instruktioner för Riksskogstaxeringen (på finska). Valtakunnan metsien 11. inventointi (VMI11). Maastotyön ohjeet 2013. Koko Suomi mukaanlukien Ahvenanmaa. Metsäntutkimuslaitos, Vantaa 2013. Moniste. 191s.
- Saarinen, T., Mohammadighavam, S., Marttila, H. & Kløve, B. 2013 Impact of peatland forestry on runoff water quality in areas with sulphide-bearing sediments; how to prevent acid surges? Forest Ecology and Management, 293:17-28.
- Saarinen, T., Vuori, K.-M., Alasaarela, E. & Kløve, B. 2010. Long term trends and variation of acidity, CODMn and colour in coastal rivers of Western Finland in relation to climate and hydrology. Science of the Total Environment 408: 5019–5027.
- Sarkkola, S., Hökkä, H., Koivusalo, H., Nieminen, M., Ahti, E., Päivänen, J. & Laine, J. 2010. Role of tree stand evapotranspiration in maintaining satisfactory drainage conditions in drained peatlands. Canadian Journal of Forest Research 40: 1485-1496.
- Sarkkola, S., Hökkä, H., Ahti, E., Nieminen, M. & Koivusalo, H. 2012. Depth of water table prior to ditch network maintenance is a key factor for tree growth response. Scandinavian Journal of Forest Research 27(7): 649-658.
- Singer, P.C. & Stumm, W. 1970. Acidic mine drainage. The rate-determining step. Science 167:1121-1123.
- Sohlenius, G., Sternbeck, J., Andrén, E. & Westman, P. 1996. Holocene history of the Baltic Sea as recorded in a sediment core from the Gotland Deep, Marine Geology 13 : 183–201

- Sohlenius, G. & Öborn, I. 2004. Geochemistry and partitioning of trace metals 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. 93 p.
- Stumm, W. & Morgan, J.J. 1996. *Aquatic Chemistry: Chemical Equilibria and Rates in Natural Waters*, Wiley-Interscience, New York , 22s.
- Sundström, R., Åström, M. & Österholm, P. 2002. Comparison of the metal content in acid sulfate soil runoff and industrial effluents in Finland. *Environmental Science & Technology* 36: 4269–4272.
- Suomela R, Eden P, Huhmarniemi A, Saarinen T, Tertsunen J, Auri J, Marttila H, Yli-Halla M, Boman A, Joki-Tokola E, Luoma S, Rankonen E. 2014. Happamat sulfaattimaat ja niistä aiheutuvan vesistökuormituksen hillitseminen Siika- ja Pyhäjoen –valuma-alueilla. MTT Raportti 132.
- Sutela, T., Vuori, K-M, Louhi, P., Hovila, K., Jokela, S., Karjalainen, S.M., Keinänen, M., Rask, M., Teppo, A., Urho, L., Vehanen, T., Vuorinen, P.J. & Österholm, P. 2012. Happamien sulfaattimaiden aiheuttamat vesistövaikutukset ja kalakuolemat Suomessa. *Suomen Ympäristö* 14. 50 s.
- Suupohja, O., Erviö, R., Pälkkö, E., Sumari, O. & Vuoristo H. 1973. Selvitys Kyrönjoen ja sen edustan merialueen kalakuolemien syistä. Työryhmän selvitys Vesihallitukselle 2.3.1973.
- Svenonius, H. 1945. Gråalen som strandväxt vid Bottniska viken. *Botaniska Notiser* 166-169.
- Svensson, J.S. & Jeglum, J.K. 2000. Primary succession and dynamics of Norway spruce coastal forests on land-uplift ground moraine. *Studia Forestalia Suecica* 209. 32 s.
- Tertsunen J, Martinmäki K, Heikkinen K, Marttila H, Saukkoriipi J, Tammela S, Saarinen T, Tolkkinen M, Hyvärinen M, Ihme R, Yrjänä T & Klöve B. 2012. Happamuuden aiheuttamat vesistöhaitat ja niiden torjuntakeinot Sanginjoella, Suomen ympäristö; Acidity-induced watercourse defects and their prevention on the River Sanginjoki, Suomen ympäristö 37.
- Tuittila, E. S., Juutinen, S., Frolking, S., Väiliranta, M., Laine, A. M., Miettinen, A., Marja-Liisa Seväkivi, M.L., Quillet, A. & Merilä, P. 2013. Wetland chronosequence as a model of peatland development: Vegetation succession, peat and carbon accumulation. *The Holocene*, 23: 25-35.
- Tuunainen, P., Vuorinen, P. J., Rask, M., Järvenpää, T., Vuorinen, M., Niemelä, E., Lappalainen, A., Peuranen, S. & Raitaniemi, J. 1991. Happaman laskeuman vaikutukset kaloihin ja rapuihin. Loppuraportti. (Abstrakt: Effekterna av surt nedfall på fisk och kräftor. Slutrapport.) *Suomen Kalatalous* No 57: 1-44.
- Urho, L, Hildén, M. & Hudd, R. 1990. Fish reproduction and the impact of acidification in the Kyrönjoki River estuary in the Baltic Sea. *Environmental Biol Fishes* 27: 273–283.
- Uusi-Kämpä, J., Virtanen, S., Rosendahl, R., Österholm, P., Mäensivu, M., Westberg, V., Regina, K., Ylivainio, K., Yli-Halla, M., Edén, P. & Turtola, E. 2013. Minskning av miljörisker orsakade av sura sulfatjordar Handbok för reglering av grundvattennivån. MTT Raportti 89.
- Van Breemen, N. 1973 Soil forming processes in acid sulphate soils. Teoksessa: Dost, H. (Red.) *Acid sulphate soil* , Vol 1, ILRI Publishing 18: 66-130. Wageningen, Alankomaat.
- Vuori, K-M. 1995. Species- and population-specific responses of translocated hydropsychid larvae (Trichoptera, Hydropsychidae) to runoff from acid sulphate soils in tin River Kyrönjoki, western Finland. *Freshwater Biology* 33: 305–318.
- Vuori, K.-M., Bäck, S., Hellsten, S., Holopainen, A.-L., Järvinen, M., Kauppila, P., Kuoppala, M., Lax, H-G., Lepistö, L., Marttunen, M., Mitikka, S., Mykrä, H., Niemi, J., Olin, M., Perus, J., Pilke, A., Rask, M., Ruuskanen, A., Vehanen, T. & Westberg, V. 2009. OSA I. Vertailuolot ja luokan määrittäminen. Julkaisussa: Vuori, K. M., Mitikka, S. & Vuoristo, H. (Red) *Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. Ympäristöhallinnon ohjeita 3*. Suomen ympäristökeskus, Helsinki, 123 s..
- Widerlund, A. ja Andersson, P. S. 2011. Late Holocene freshening of the Baltic Sea derived from high-resolution strontium isotope analyses of mollusk shells. *Geology* 39: 187–190..
- Wu, X, Wong, Z.L., Sten, P., Engblom, S., Österholm, P., & Dopson, M. 2013. Microbial community potentially responsible for acid and metal release from an Ostrobothnian acid sulfate soil. *FEMS Microbiology Ecology* 84: 555-563.
- Yli-Halla, M., Puustinen, M. & Koskiahho, J. 1999. Area of cultivated acid sulfate soils in Finland, *Soil Use and Management* 15: 62-67.
- Yli-Halla, M., Mokma, D. L., Wilding, L. P. & Drees L. R. 2008. Morphology, genesis and classification of acid sulfate soils in Finland. Teoksessa: Lin, C., Huang, S. & Li, Y. (Toim.) *International Acid Sulfate Soil Conference and the Acid Rock Drainage Symposium*, Guangzhou, Kiina, Guangdong Science & Technology Press (978-7-5359-4714-7)
- Åström, M. & Björklund, A. 1995. Impact of acid sulfate soils on stream water geochemistry in western Finland. *Journal of Geochemical Exploration* 55: 163–170.

Bilagor

Bilaga 1. Utredningar om sura sulfatjordar i Finland.

Strategin som offentliggjorts år 2011 av jord- och skogsbruksministeriet och miljöministeriet **”Riktlinjer för minskning av olägenheterna från sura sulfatjordar fram till år 2020”** förelägger de centrala målen och riktlinjerna samt riskhantering av försurning.

http://mmm.fi/documents/1410837/1721026/mmmjulkaisu2011_2a.pdf/44b965a1-bb68-4fc1-b905-0ef784e9ba95

En systematisk kartering av de sura sulfatjordarna inleddes 2009, Geologiska forskningscentralen i västra Finland, Peter Edén

<http://geodata.gtk.fi/Hasu/index.html>

http://www.gtk.fi/tietopalvelut/palvelukuvaukset/happamat_sulfaattimaat.html

I det följande presenteras en förteckning över projekt med utredningar om orsaker till försurning som orsakats av skogsmarkens egenskaper samt över skyddsåtgärder som kan tillämpas inom skogsbruket (mest på finska):

- Happaman vesistökuormituksen ehkäisy Siikajoki-Pyhäjoki -alueella, HaKu 2009–2012 (EAKR), (Förebyggande av sur belastning på vattendragen i Siikajoki-Pyhäjokiområdet) Maa- ja elintarviketalouden tutkimuskeskus, MTT (1.1.2015 lähtien Luke, Forskningscentralen för jordbruk och lantbruksekonomi, efter 1.1.2015 Naturresursinstitutet Luke), Raija Suomela https://portal.mtt.fi/portal/page/portal/mtt/mtt/esittely/toimipaikat/ruukki/Ruukin%20hankkeet/HaKu_loppuraportti (slutrapport): <https://jukuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/482160/mttraportti132.pdf?sequence=1>
- Happamien sulfaattimaiden ympäristöriskien vähentäminen - sopeutumiskeinoja ilmastomuutokseen (Minskning av miljörisker från sura sulfatjordar - metoder för minskning av och anpassning till klimatförändringen) CATERMASS 2010–2012 (EU Life+), Finlands miljöcentral, Kari-Matti Vuori <http://www.syke.fi/hankkeet/catermass>
- Kontroll av surheten i Perho ås nedre del, PAHA 2010–2014 (EAKR), Karleby stad, Juhani Hannila http://www.kokkola.fi/palvelut/ymparisto_ja_luonto/hankkeet/paha_hanke/sv_SE/paha_hanke/ Projektet har utarbetat en guide "Istandsättningsdikning av skogsmark i områden med sura sulfatjordar": <http://epaper.fi/read/1998/UuQ8TNNz>
- Energiapuun korjuu suometsissä: hydro- ja biogeokemialliset vaikutukset, HYPE 2011–2013, (Finlands Akademi) <http://www.metla.fi/hanke/640058/index.htm> Suometsien hakkuiden vaikutukset valumavesien laatuun 2014–2016 (Effekter av avverkning i torvmarksskogar på lakvattnets kvalitet) Skogsforskningsinstitutet Metla (från 1.1.2015 Naturresursinstitutet Luke) Liisa Ukonmaanaho
- Sulfaattimailla syntyvän happaman kuormituksen ennakointi- ja hallintamenetelmät (Metoder för att förebygga och hantera försurning från sulfatjordar), SuHE 2011–2014 (EAKR), Suomen ympäristökeskus (Finlands miljöcentral), Raimo Ihme. <http://www.syke.fi/hankkeet/suhe>
- Happaman vesikuormituksen ehkäisy Perämerenkaaren alueella, HaKu 2012–2015 (EAKR)(Förebyggande av belastning från försurat vatten i Bottenviksågen) Forskningscentralen för jordbruk och lantbruksekonomi, MTT (från 1.1.2015 Naturresursinstitutet Luke), Antti Hannukkala https://jukuri.luke.fi/bitstream/handle/10024/530939/luke-luobio_66_2015.pdf?sequence=1

Bilaga 2. Exempel på mer detaljerad information från undersökningspunkterna i Geologiska forskningscentralens kartservice (på finska). <http://gtkdata.gtk.fi/Hasu/index.html>

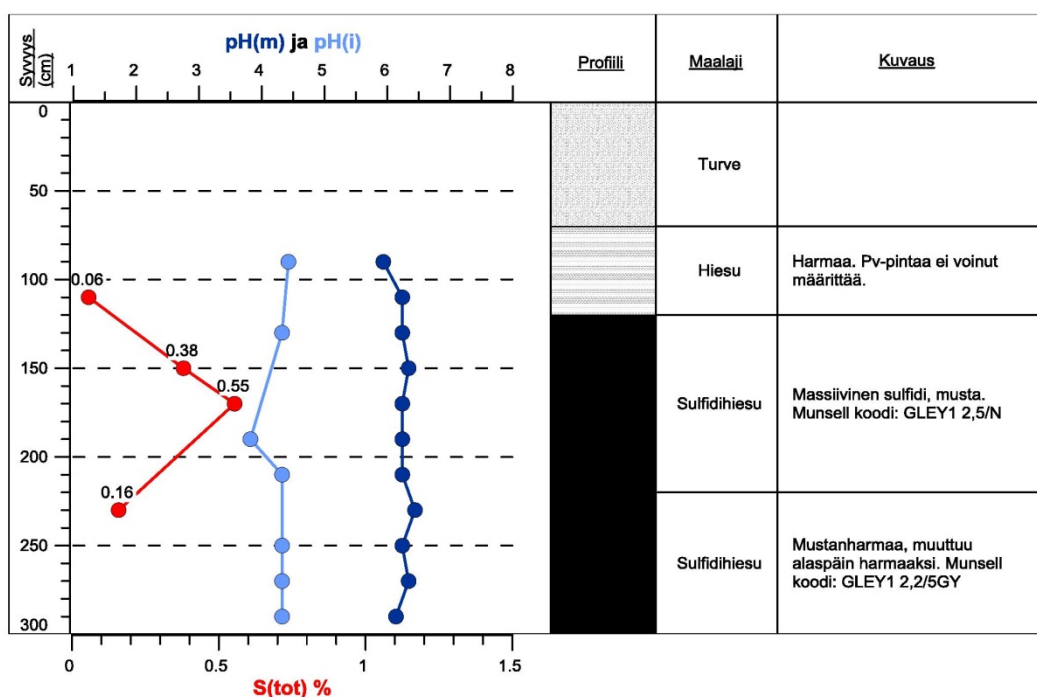
Profilipiste HAH1-2012-4

Havaintotiedot

Havainnontekijä: GTK
Havaintopäivä: 11.06.2012

Havaintopaikan tiedot

Maakunta/kunta: Lappi/Rovaniemi
Valuma-alue: Kemijoen valuma-alue
Koordinaatit : x 441389
(EUREF-FIN) y 7373050
Korkeustaso (N2000): z 81 m



pH(m) = maastossa mitattu pH

Happaman sulfaattimaan hapettuneen (happamoituneen) kerroksen pH-arvo on tyypillisesti alle neljän. Hapettumattoman (pohjavedenpinnan alaisen) sulfidirikkipitoisen kerroksen pH on tyypillisesti 6-8 välillä.

pH(i) = inkuboitu pH

pH-inkubaatiassa maaperänäytteiden annetaan hapettua 9-19 viikkoa, jonka jälkeen maastossa mitattuja pH-arvoja verrataan hapetuksen jälkeisiin arvoihin. Mikäli pH-arvo on laskenut neljään tai alle ja pudotusta on tapahtunut vähintään 0,5 yksikköä, voidaan näytteissä todeta esiintyvän sulfideja ja maaperä luokitella happamaksi sulfaattimaaksi.

S(tot) % = kokonaisrikkipitoisuus

Hienorakeisen (savi ja siltti) happaman sulfaattimaan kokonaisrikkipitoisuus on tyypillisesti ≥ 0.2 % kuivapainosta. Karkeissa maalajeissa jopa 0,01 % kokonaisrikkipitoisuus voi johtaa maaperän happamoitumiseen. Tutkimuspisteiden näytteiden kokonaisrikkipitoisuus on määritetty 20 cm kokoomänäytteistä ICP-OES -menetelmällä.



GTK

GEOLOGIAN TUTKIMUSKESKUS GEOLOGISKA FORSKNINGCENTRALEN GEOLOGICAL SURVEY OF FINLAND

Profilikuvat (syvydet metreinä maanpinnasta)



0-1 m, yläpää oikealla



1-2 m, yläpää oikealla



2-3 m, yläpää oikealla

Happamien sulfaattimaiden määreet 1:250 000 kartoituksessa
 Tutkimuspiste on luokiteltu happamaksi sulfaattimaaksi mikäli jokin seuraavista kriteereistä täyttyy alle kolmen metrin syvyydellä maapinnasta:

- Maaperänäytteen pH-arvo (maastossa) on alle 4 (pois lukien turpeet)
- Maaperänäytteen pH-arvo laskee pH-inkubautiossa alle neljän
- Sulfidien esiintyminen on todettu maaperänäytteistä aistinvaraisesti (väri, haju ja tekstuuri)



Bilaga 3. Inventeringsblankett för sulfatjord på dikesplaneringsområde.

Område		Karterare		Datum
Dikets signum	Avstånd, m	Torvskiktets , tjocklek, cm	Sulfidskiktets lagerdjup börjar, cm	Obs.



luke.fi