

Happamat sulfaattimaat ja
niiden aiheuttama kuormitus
Suomen rannikkoalueilla ja
Itämeren vesistöissä

Kandidaatintutkielma
OMS-tutkimusyksikkö
Geotieteet
Oulun yliopisto
Kati Hämäläinen
2018

TIIVISTELMÄ

Happamia sulfaattimaita edeltäneet sulfiittimaat ovat muodostuneet muinaisen Litorinameren alueelle noin 4000-8000 vuotta sitten. Maaperän hapettuessa sulfiittimaista muodostuu monimutkaisten kemiallisten reaktioiden seurauksena sulfaattimaita, joista alhaisen pH:n vuoksi lähtevät alkuaineet liikkeelle kuormittaen erityisesti vesistöjä. Happamat sulfaattimaat ovat yleinen ilmiö Suomen rannikkoseudulla ja erityisesti Pohjanmaan alueella. Ihmisen toiminta, esimerkiksi maanviljely, metsätalous ja kaivostoiminta, lisäävät happamuuden aikaan saamaa kuormitusta, minkä vuoksi ympäristöhaittoja on pyrittävä ehkäisemään erilaisilla menetelmillä.

Avainsanat: happamat sulfaattimaat, happamuus, ympäristön kuormitus, ympäristöhaittojen hallinta

SISÄLLYS:

1. JOHDANTO	4
2. HAPPAMIEN SULFAATTIMOIDEN MÄÄRITELMÄ	7
2.1. Happamien sulfaattimoiden geologinen tausta Itämeren rannikkoalueella ..	7
2.2. Sulfaattimoiden ominaisuuksia	8
2.2.1. Määrittäysperusteet.....	8
2.2.2. Todelliset ja potentiaaliset happamat sulfaattimoidat	9
2.2.3. Happamat hiekat ja moreenin happamoituminen	10
3. HAPPAMIEN SULFAATTIMOIDEN SYNTYTAVAT	12
3.1. Kemialliset reaktiot.....	12
3.1.1. Pelkistymisreaktio.....	12
3.1.2. Hapettumisreaktio	13
3.1.3. Maaperän puskurointikyky	14
3.2. Maatalouden vaikutukset happamien sulfaattimoiden syntyyn	15
3.3. Metsätalouden vaikutukset happamien sulfaattimoiden syntyyn.....	16
3.4. Turvetuotannon vaikutukset happamien sulfaattimoiden syntyyn.....	16
4. SULFAATTIMOIDEN TUTKIMUSMENETELMÄT	17
4.1. Maastotutkimukset.....	17
4.2. Aistinvaraiset tunnistusmenetelmät	18
4.3. Laboratoriossa suoritettavat analyysit	18
5. ESIINTYMISALUEITA	19
5.1. Esiintyminen Suomessa ja Itämeren rannikkoalueilla	19
5.2. Esiintyminen maailmalla	20
5.3. Mustaliuskealueiden vaikutus ympäristön happamuuteen	20
6. HAPPAMIEN SULFAATTIMOIDEN AIHEUTTAMA KUORMITUS JA SEN VAIKUTUKSET	22
6.1. Vesistöjen kuormittuminen.....	22
6.1.1. Maatalouden vaikutus	22
6.1.2. Metsätalouden vaikutukset	23
6.1.3. Turvetuotannon vaikutukset	23
6.1.4. Vaikutukset vesistöjen eliöihin ja ekosysteemeihin	24
6.2. Vaikutukset rakentamisessa	24
6.3. Kaivostoiminnasta aiheutuva kuormitus.....	24

6.3.1. Kaivosten hapan valunta	25
6.3.2. Rikastusjätteen pölyäminen	25
7. HAITTOJEN HALLINTAMENETELMIÄ	26
7.1. Toimenpiteet maataloudessa	26
7.1.1. Kalkitus	26
7.1.2. Valumavesien hallinta	27
7.2. Toimenpiteet metsätaloudessa	27
7.3. Toimenpiteet turvetuotannossa	28
7.4. Toimenpiteet rakentamisessa	29
7.5. Kaivostoiminnasta aiheutuvan kuormituksen torjuminen	29
LÄHTEET:	31

1. JOHDANTO

Suomen ja Ruotsin rannikkoalueilla tavattavien happamien sulfaattimaiden esi-
muodot, sulfiittimaat, ovat pääosin muodostuneet viimeisimmän jääkauden jälkeen
vesistöihin muinaisen Litorinameren alueelle (Maaseutuverkosto, 2009; Pousette,
2010). Rautaoksideja sisältävä maa-aines sekoittui sulfaattipitoisen (SO_4^{2-}) merive-
den kanssa kerrostuessaan Litorinameren pohjaan anaerobisiin olosuhteisiin. Ha-
pettomissa oloissa menestyneet pieneliöt pelkistivät meriveden sulfaattia hyödyn-
täessään sedimenttien sisältämää orgaanista ainesta saadakseen hiiltä ja energiaa.
Hajotusprosessin myötä syntyi rikkiyhdisteitä eli sulfideja (S^{2-}), jotka taas sitoutu-
ivat maaperän sisältämään rautaan (Fe), ja näin ollen muodostui rauta-sulfidimaita.
(Dent, 1986; Palko, 1994; Maaseutuverkosto, 2009; MMM, 2011). Geologian tut-
kimuskeskuksen (GTK, 16.2.2018) mukaan Litorinameren ranta on korkeimmil-
laan ollut noin 8000 – 7000 vuotta sitten, ja tätä rajaa myös nykyiset happamien
sulfaattimaiden esiintymisalueet mukailevat (Pousette, 2010). Itämeren rannikko-
alueella maa kohoaa edelleen viimeisimmän jääkauden päättymisen jälkeen, mikä
tuo yhä uutta sulfidimaata anaerobisista olosuhteista aerobiseen (Maaseutuver-
kosto, 2009).

Muihin maalajeihin verrattuna happamat sulfaattimaat sisältävät luonnollisten pro-
sessien myötä enemmän rikkiyhdisteitä (S) sekä sulfidimineraaleja, esimerkiksi py-
riittiä (FeS_2). Happamia sulfaattimaita tavataan maailmanlaajuisesti – varsinkin
trooppisilla alueilla, Australiassa ja Yhdysvalloissa. Tavallisimmat maalajit, joissa
happamia sulfaattimaita esiintyy ovat hienorakeiset hiesu-, hieta- turve- ja savi-
maat, joista yleisimpiä esiintymisympäristöjä ovat savimaat. (Dent, 1986; Harma-
nen, 2007; Maaseutuverkosto, 2009). Maaseutuverkoston (2009) mukaan Euroo-
passa happamia sulfaattimaita tavataan eniten Suomessa, jossa Maa- ja metsäta-
lousministeriön (MMM, 2011) mukaan suurin osa esiintyy länsi- ja lounaisranni-
kolla. Yli-Halla et al. (1999) esittää, että happamat sulfaattimaat peittävät jopa noin
336 000 hehtaaria eli 3360 km² Suomen pinta-alasta. Koko maapallolla happamien
sulfaattimaiden yhteispinta-ala on noin 24 miljoonaa hehtaaria (Maaseutuverkosto,
2009).

Happamat sulfaattimaat ovat hienorakeisuutensa ja suuren ravinnepitoisuutensa vuoksi otollisia esimerkiksi maa- ja metsätalouden harjoittamiseen (Maaseutuverkosto, 2009; MMM, 2011). Happamia sulfaattimaita kuivatettaessa maaperän sisältämät sulfidit ovat päässeet kosketuksiin ilman sisältämän hapen kanssa. Hapettumisen seurauksena happamat sulfaattimaat ovat saattaneet aiheuttaa lukuisia ympäristöllisiä ongelmia (Dent, 1986). Dent et al. (1995) ja MMM:n (2011) mukaan hapettumisen johdosta maaperän pH-arvo on saattanut laskea hyvin alas (jopa 2:een), jolloin ympäristöhaittoja ovat aiheuttaneet tulvavesien ja salaojituksen kautta vesistöihin kulkeutuneet metallit (esimerkiksi Al, Cd, Co, Cu, Ni, Zn ja U) ja happamuus. Maaperästä vapautuneet metallit ja happamuus voivat aiheuttaa vesiekosysteemeissä myrkytyksiä ja jopa eliöstön kuolemia (Dent et al., 1995). MMM:n (2011) mukaan erityisesti Suomen lounais- ja länsirannikon vesistöt ovat kärsineet niin kemiallisesti kuin ekologisesti. Ongelmat yltävät vesistöistä myös maa-, metsä- ja turvetalouteen, kalatalouteen, maarakennukseen sekä biodiversiteettiin (MMM, 2011; Edén et al., 2012).

Maaperän sulfidit voivat hapettua myös luonnollisesti esimerkiksi maankohoamisen vuoksi (Palko, 1994). Lisäksi Pohjois- ja Itä-Suomessa esiintyvien mustaliuskemuodostumien on tutkittu olevan erittäin sulfidipitoisia sekä helposti rapautuvia, ja näin ollen ne voivat hapettuessaan aiheuttaa ympäristön happamoitumista (Virtanen ja Lerssi, 2006). Auri et al. (2018) esittävät, että happamia sulfaattimaita voi syntyä myös, kun sulfidia sisältävä moreeni rapautuu ja vapauttaa rikkiä ympäristöönsä, joka rikastuu edelleen sedimentteihin ja turpeisiin. Tällaiset happamien sulfaattimaiden esiintymät eivät rajoitu pelkästään Litorinameren peittämälle alueelle.

MMM:n (2011) mukaan ilmastonmuutos voimistaa hydrologisia ääri-ilmiöitä ja näin ollen myös voimistaa happamien sulfaattimaiden aiheuttamaa kuormitusta ympäristössä. Maaseutuverkosto (2009) toteaa lisäksi, että sulfidisavien muodostuminen jatkuu yhä Itämeren ympäristössä. MMM (2009) ja (2011) esittävätkin, että kaikissa maankäyttöön liittyvissä toimissa tulisi ottaa happamat sulfaattimaat entistä paremmin huomioon. Myös tietämystä niiden aiheuttamista ympäristöriskeistä sekä niiden torjunnasta tulisi lisätä, jotta happamien sulfaattimaiden hyödyntämistä ja ympäristön suojelua osattaisiin soveltaa muuttuvassa ilmastossa (MMM, 2011).

Tämä tutkielma on kirjallisuuskatsaus happamien sulfaattimaiden aiheuttaman kuormituksen vaikutuksista Itämeren vesistöissä ja rannikkoalueilla. Tutkielmassa tehdään yleiskatsaus happamien sulfaattimaiden geologisiin taustoihin, ominaisuuksiin ja tutkimusmenetelmiin. Syntytaivoissa käsitellään omina kappaleinaan sekä kemialliset reaktiot että maa- ja metsätalouden vaikutukset. Happamia sulfaattimaita esiintyy ympäri maailman, mutta tämä tutkielma keskittyy erityisesti Suomen esiintymiin. Lisäksi kuriositeettina käsitellään mustaliuskealueiden ja happamien sulfaattimaiden esiintymisen yhteys. Lopuksi paneudutaan happamien sulfaattimaiden aiheuttamiin ongelmiin ympäristössä ja näiden haittojen hallintakeinoihin.

Happamat sulfaattimaat ovat kiinnostava ja ajankohtainen aihe, sillä Suomessa on pinta-alaansa nähden runsaasti happamia sulfaattimaita, jotka erilaisten maankäyttötapojen vuoksi ovat aiheuttaneet haittoja ympäristölleen ja vaikuttanut erityisesti vesistöihin. Tietämys happamista sulfaattimaista kasvaa jatkuvasti, mutta niiden tutkimus on edelleen tärkeää, sillä Maaseutuverkoston (2009) mukaan sulfidisedimenttejä muodostuu edelleen Itämeren rannikkoseuduilla. Lisäksi ilmastonmuutos tuo uusia haasteita happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen hallitsemiseen ja torjuntaan (MMM, 2011).

2. HAPPAMIEN SULFAATTIMOIDEN MÄÄRITELMÄ

2.1. Happamien sulfaattimaiden geologinen tausta Itämeren rannikkoalueella

Mannerjäätikön on arvioitu vetäytyneen Suomen alueelta noin 10 000 vuotta sitten muodostaen sulamisvesistään makeavetisen järven edustalleen (Johansson ja Kujansuu, 2005). Palko (1994) ja Pousette (2010) esittävät Itämerta edeltäneen neljä erilaista kehitysvaihetta: Baltian jääjärvi (>10 000 v. s.), Yoldiameri (10 000-9300 v. s.), Ancylusjärvi (9300-8000 v. s.) sekä Litorinameri (8000-4000 v. s.). Näistä Baltian jääjärvi ja Ancylusjärvi olivat makeavetisiä, kun taas Yoldiameri ja Litorinameri olivat murtovetisiä (Palko, 1994).

Pousetten (2010) mukaan nykyisten happamien sulfaattimaiden esiintymisalueet myötäilevät Litorinameren peittämää aluetta. Auri et al. (2018) toteaa Litorinase-
dimenttejä tavattavan Pohjois-Pohjanmaalla jopa noin 100 m ja Etelä-Suomessa noin 20-40 m nykyisen merenpinnan yläpuolella, mikä johtuu Maaseutuverkoston (2009) mukaan jääkauden jälkeisestä maankohoamisesta. Kakkurin ja Virkin (2004) mukaan maankuori painui mannerjäätikön massan alla noin 1000 m alaspäin ja on jäätikön vetäytyttyä kohonnut hidastuvaan tahtiin. Nykyään maa kohoaa nopeimmin Perämeren alueella noin 9 mm ja hitaimmin Kaakkois-Suomessa noin 2 mm vuodessa (Pajunen, 2004). Riihimäki et al. (2012) ja Auri et al. (2018) mukaan Litorinamereen kerrostuneiden sulfidipitoisten sedimenttien aines oli liejuista ja rikki-
pitoista hienoa hietaa, hiesua ja savea, mutta joissakin tapauksissa myös hiekkaa.

Jantusen (2004) mukaan meren suolapitoisuus oli Litorinamerivaiheessa nykyiseen verrattuna merkittävästi korkeampi pitoisuuden ollessa 8 ‰. Nykyisen Itämeren suolapitoisuus on noin 2 ‰. Johanssonin ja Kujansuun (2005) mukaan tämä johtui siitä, että Litorinameri oli nykyiseen verrattuna laajemmin yhteydessä valtameriin Tanskan salmien alueella. Palkon (1994) ja Johanssonin ja Kujansuun (2005) mukaan Litorinamerivaiheessa sekä ilmasto että merivesi olivat poikkeuksellisen lämpimiä ja kasvillisuus runsaampaa nykypäivään verrattuna. Merivesi sisälsi runsaasti sulfaatteja ja maaperästä liuennutta rautaa (Fe). Meren pohjalle kerrostui kasvien ja eläinten jäänteistä peräisin olevaa orgaanista ja rikkiä (S) sisältävää ainesta. Nykyisten happamien sulfaattimaiden rikkipitoisuus on tämän takia muuta maaperää korkeampi (Palko, 1994). Meren pohjassa eläneet pieneliöt hyödynsivät orgaanista

ainesta energianlähteenään, minkä seurauksena meriveden sisältämä sulfaatti pelkistyi sulfidiksi (Liwata-Kenttälä et al., 2015 Hannukkala et al. tutkimuksessa). Rikki on saostunut raudan kanssa esimerkiksi pyriitiksi, hydrotroliitiksi ($\text{FeS} \times \text{H}_2\text{O}$), melnikoviitiksi (FeS_2) ja markasiitiksi (FeS_2) (Palko, 1994).

Maaseutuverkoston (2009) mukaan sulfidimaat ovat kemiallisesti neutraaleja ja vakaita ollessaan anaerobisissa olosuhteissa pohjaveden pinnan alapuolella. Sutela (2012) ja Liwata-Kenttälä et al. (Hannukkala et al., 2015 tutkimuksessa) kirjoittavat sedimenttien pH:n olevan tuolloin 6-7 ja metallien olevan sitoutuneena maa-ainekseen, jolloin sedimentit eivät aiheuta ympäristölleen haittoja. Kun pohjaveden pinta laskee esimerkiksi maankohoamisen tai viljelymaiden kuivatuksen seurauksena, maaperän mineraalien rikki alkaa rapautua hapettumisen seurauksena. Hapettumisen myötä maaveteen vapautuu myös huomattavan paljon vetyioneja (H^+), jotka maaperän puskuritoiminnot sitovat itseensä (Palko et al., 1985). Vapautunut rikki synnyttää rikkihappoa maaperän sisältävän veden kanssa ja maaperän pH laskee alle 4 (Maaseutuverkosto, 2009; Riihimäki et al., 2012; Sutela, 2012; Liwata-Kenttälä et al. Hannukkala et al., 2015 tutkimuksessa). Sutelan (2012) mukaan rikkihappo liuottaa metalleja maaperästä, jotka yhdessä happamuuden kanssa saattavat kulkeutua vesistöihin muun muassa sateiden ja sulamisvesien mukana, ja saattavat näin vahingoittaa vesistöjen tilaa.

2.2. Sulfaattimaiden ominaisuuksia

2.2.1. Määrittäysperusteet

Kangas (2010) toteaa sulfaattimaiden arviointiperusteiden poikkeavan globaalilla tasolla toisistaan. Aurin (2015) mukaan Suomessa maaperä luokitellaan happamaksi sulfaattimaaksi, jos se sisältää sulfideja ja maaperässä on erotettavissa hapettunut hapan horisontti ja hapettumaton sulfidia sisältävä horisontti. Auri (2015) esittää, että maaperä voidaan todeta happamaksi sulfaattimaaksi myös pelkästään toisen edellä mainitun kriteerin täytyessä. Happaman sulfaattimaan tunnistaminen tapahtuu maastohavainnoilla ja laboratoriossa tehdyillä analyyseillä. Auri (2015) lisää, että myös ainakin yksi seuraavista ehdoista tulee havaita tutkitusta maaperästä,

jotta se voidaan todeta happamaksi sulfaattimaaksi: a) maaperän pH on alle 4 turpeita lukuun ottamatta sulfidien luonnollisen hapettumisen johdosta, b) maaperän pH on alle 4 inkubaation jälkeen ja pH-arvo on laskenut ainakin 0,5 yksikköä verrattuna maastossa mitattuun lukemaan (*ks. lisää kpl 4.3*), c) rikin kokonaispitoisuus on enemmän kuin 0,2% tai d) sulfidi on aistinvaraisesti todettavissa esimerkiksi tumman värin perusteella.

Aurin (2015) mukaan happamat sulfaattimaat koostuvat hienosta ja liejuisesta maaineksesta, kuten savesta, hiesusta tai hienosta hiedasta. Saarela et al. (2014) toteavat, että lieju on merkki sedimentin sisältämästä orgaanisesta aineksesta. Auri (2015) esittää myös, että joissakin tapauksissa karkearakeisemmatkin maalajit, joilla rikin kokonaispitoisuus on matala (alle 0,2%), saattavat huonon puskurikykynsä vuoksi happamoitua hapettumisen yhteydessä. Tällaisia maalajeja ovat esimerkiksi hieta ja hiekka.

2.2.2. Todelliset ja potentiaaliset happamat sulfaattimaat

Harmasen (2007) mukaan sulfaattimaalla voidaan tarkoittaa sekä todellista että potentiaalista hapanta sulfaattimaata. Hapan sulfaattimaa –nimitystä voidaan taas käyttää yleisesti kaikista raudan sulfideja sisältävistä maaperistä. Kangas (2010) esittää, että todellisissa happamissa sulfaattimaissa sulfidit ovat jo hapettuneet sulfaateiksi ja maaperässä on näin ollen todettavissa hapan horisontti, jonka pH on alle 4. Uusi-Kämpä et al. (2013) mukaan todelliset happamat sulfaattimaat ovat väriltään punaruskeaa tai oranssia, sillä maaperän rauta on hapettunut. Rakenteeltaan happamat sulfaattimaat ovat usein kokkareista. Dent (1986) toteaa todellisten happamien sulfaattimaiden olevan tunnistettavissa myös keltaisten jarosiittimineeraalien ($\text{KFe}_3(\text{SO}_4)_2(\text{OH})_6$) ja ruosteen esiintymisestä maaperässä. Uusi-Kämpä et al. (2013) esittävät, että jarosiitti olisi merkki erittäin alhaisesta pH:sta.

Potentiaaliset happamat sulfaattimaat sisältävät hapettumattomia sulfideja ja ne sijaitsevat anaerobisissa olosuhteissa pohjaveden pinnan alla. Maaperän pH vaihtelee 4-7 välillä, sillä ne eivät ole vielä päässeet reagoimaan ilman hapen kanssa. (Kangas, 2010). Uusi-Kämpä et al. (2013) mukaan potentiaalisten happamien sulfaattimaiden rakenne on massiivinen, eli siinä ei ole erotettavissa kokkareita.

Dentin (1986) mukaan tällaisen maaperän väritys on tumma, ja se saattaa vaihdella siniharmaasta mustaan. Potentiaalisten happamien sulfaattien sisältäessä rikkivetyä (H_2S) ne saattavat myös haista mädältä kananmunalta.

Harmanen (2007) esittää, että todellisen ja potentiaalisen happaman sulfaattimaan välissä sijaitsee siirtymäkerros, jossa sulfidit ovat hapettumassa ja happamoitumassa. Prosessi johtuu pohjaveden pinnan alenemisesta ja maaperän siirtymisestä aerobisiin olosuhteisiin sen johdosta. Siirtymäkerroksessa yläosan sulfidi on jo hapettunut sulfaatiksi, kun taas alaosa on vielä anaerobisissa olosuhteissa pohjaveden pinnan alla.

2.2.3. Happamat hiekat ja moreenin happamoituminen

Suomela et al. (2014) mukaan viime vuosina tutkimuksissa on käynyt ilmi, että alle 0,2 % rikkiä sisältävien hienorakeisten ja liejuisten sedimenttien lisäksi myös karkeampirakeiset maalajit, kuten hieta, hieno hiekka ja hiekka, voivat happamoittaa maaperää vähäisestä rikkipitoisuudestaan (0,01 %) huolimatta. Tällaiset maalajit muodostuvat suurimmilta osin kvartsista (SiO_2) ja maasälvästä ($[K, Na, Ca]AlSi_3O_8$) eivätkä ne sisällä puskurointikykyisiä savimineraaleja tai orgaanisia materiaaleja. Nämä maalajit eivät aiheuta ympäristön happamoitumista yhtä pitkään kuin hienorakeisesta aineksestä muodostuva hapan sulfaattimaa. On kuitenkin löydetty alueita, joissa hiekkaiset alueet ovat tuottaneet happamuutta ympäristöön jo muutaman kymmenen vuoden ajan. Suomela et al. (2014) kuitenkin toteavat, että ilmiötä ei ole tutkittu vielä riittävästi ja se vaatii lisää tutkimuksia.

Auri et al. (2018) mukaan myös alueilla, joilla maaperä koostuu moreenista, voi esiintyä happamia sulfaattimaita. Näin voi olla etenkin, jos samalla alueella esiintyy mustaliuskeita. Aario ja Peuraniemi (1991) ovat tutkineet moreenin happamoitumista ja puskurointikykyä. Tutkimuksen tuloksena todettiin, että moreeneissa puskurointia tapahtuu monilla pH-tasoilla ja maaperän eri kerroksissa, pintakerroksista kohti alempia. Tutkimuksen tuloksissa todetaan, että maaperän puskurit eivät pysty neutraloimaan maaperää happamuuden kasvaessa äkillisesti. Näin voi käydä Aarion ja Peuraniemen (1991) mukaan helpostikin, jolloin ympäristölle saattaa aiheutua vahinkoja. He toteavat kuitenkin moreenien puskurointikyvyn riippuvan myös

moreenikerrosten paksuudesta: paksulla kerroksella on suuri puskuroidintikapasiteetti ja neutralointikyky, sillä vedellä kestää kauemmin painua sen läpi. Ohut moreenikerros tai helposti vettä läpäisevä maaperäkerros sen sijaan saattavat aiheuttaa haittoja esimerkiksi pohjavesiin.

3. HAPPAMIEN SULFAATTIMAIDEN SYNTYTAVAT

3.1. Kemialliset reaktiot

Maaseutuverkoston (2009) mukaan sulfidipitoisten sedimenttien joutuminen pohjaveden pinnan yläpuolelle aerobisiin olosuhteisiin saa aikaan erilaisten kemiallisten ja biokemiallisten reaktioiden ketjun, joiden tuloksena muodostuvat happamat sulfaattimaat.

3.1.1. Pelkistymisreaktio

Palkon (1994) mukaan Itämeren rannikkoseudulla esiintyvät nykyiset happamat sulfaattimaat ovat muodostuneet, kun pieneliöt ovat Litorinamerivaiheessa noin 8000 vuotta sitten pelkistäneet meriveden sulfaattia (SO_4^{2-}) samalla, kun ne ovat käyttäneet liejuisten pohjasedimenttien orgaanista ainesta energianlähteenään. Harmanen (2007) esittää, että sulfaatti toimi pieneliöiden hapen lähteenä hajotustoiminnassa. Saarela et al. (2014) toteaa, että tämän toiminnan tuloksena syntyi rikkiyhdisteitä, jotka vähitellen muodostivat meren pohjaan sulfidisavidimenttejä (S^{2-}). Harmasen (2007) mukaan sulfidien muodostuessa sedimentteihin saostuu rikki rautaoksideiksi. Palkon (1994) mukaan näitä rautaoksiedeja ovat esimerkiksi pyriitti (FeS_2), hydrotoliitti ($\text{FeS} \times \text{H}_2\text{O}$), melnikoviitti (FeS_2) ja markasiitti (FeS_2). Lisäksi Palko (1994) esittää, että liukoisessa muodossa oleva rauta voi saostua suoraan rautaoksideiksi ja hydroksideiksi, jos maaperän pH-arvo säilyy 4:n yläpuolella: esimerkiksi rautaoksidi $\text{FeOH} \times \text{OH}$ voi muuttua hematiitiksi Fe_2O_3 .

Palko (1994) esittää sulfaattien pelkistymisen sulfideiksi ja rautasulfidien muodostumisen seuraavalla reaktioyhtälöillä (1-4):



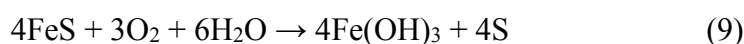
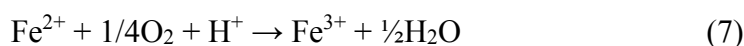
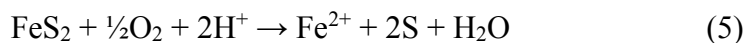
Harmasen (2007) mukaan Itämeren rannikkoseuduilla yleisin tavattava rautasulfidi on rautamonosulfidi (FeS). Rautamonosulfidi on tyypillinen kostean ilmaston rautasulfidi. Kuivilla ja trooppisilla ilmastoalueilla tyypillisin rautasulfidi on sen sijaan pyriitti (FeS₂).

3.1.2. Hapettumisreaktio

Harmanen (2007) toteaa, että sulfidit säilyvät vakaina ainoastaan anaerobisissa olosuhteissa. Palkon (1994) mukaan sulfidisedimenttien muuttuminen happamiksi sulfaattimaiksi vaatii hapettumisreaktion, joka tapahtuu erilaisin kemiallisin ja biologisin prosessein. Kangas (2010) selittää Palkon (1994) esittämät reaktioyhtälöt (5-11) seuraavasti:

Happi ja pyriitti reagoivat hitaasti, minkä seurauksena raudasta syntyy ferroioneja (Fe²⁺) ja alkuainerikkiä (5). Rikki hapettuu sulfaatiksi omavaraisten pieneliöiden hajotustoiminnan myötä. Reaktion seurauksena ympäristöön vapautuu happamuutta, jolloin disulfidien hapettuminen jatkuu (6). Ympäristön happamuus lisääntyy sitä mukaa, kun reaktiot ovat käynnissä ja vähitellen pH-arvo laskee pieneliöille edulliseksi ja käynnistyy ketjureaktio, jossa Fe²⁺ hapettuu (7). Fe³⁺ sen sijaan muuttuu liukoiseksi, jolloin pyriitti reagoi nopeasti hapettumalla, kun ympäristön pH laskee hapetusreaktioiden johdosta alle 4:n (8). Pyriitti muuttuu nopeassa hapettumisreaktiossaan rautahydroksidiksi ja alkuainerikiksi (9). Nopea reaktio johtuu pyriitin erittäin laajasta ominaispinta-alasta (Harmanen, 2007). Reaktio on täysin kemiallinen ja se käynnistyy ympäristön ollessa riittävän kostea ja hapekas. Näin ollen alkuainerikki voi hapettua sulfaatiksi, josta reaktion edetessä muodostuu rikkihapoa (10). (Kangas, 2010 [Palko, 1994] mukaan).

Reaktiot (5-11) Palko (1994) esittää seuraavasti:



Kangas (2010) esittää Palkon (1994) mukaan sulfaatin muodostumisen rikkihapoksi seuraavalla reaktioyhtälöllä:



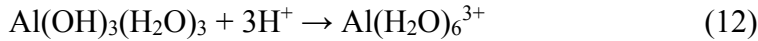
Palko (1994) toteaa happamoitusreaktion vaativan sekä happea että kosteita olosuhteita. Kun pohjavesi laskee, pääsee maaperän huokosiin ilmaa ja hapettumisreaktio käynnistyy. Vastaavasti pohjaveden pinnan nousu muuttaa maaperän anaerobiseksi tilaksi. Hapettumisreaktio ei näin ollen etene syksyllä tai talvella maan ollessa veden kyllästämä ja pakkasilla routaantuessaan. Keväällä maan sulaessa ja pohjaveden pinnan aletessa hapettumisreaktio käynnistyy. Myös lämpötilan nousulla on merkitystä pieneliöiden toiminnan aktiivisuuteen.

3.1.3. Maaperän puskurointikyky

Maaperässä esiintyvässä maavedessä on sulfidien hapettumisen johdosta huomattavan paljon vetyioneja (H^+), jotka maaperä puskurointikykynsä ansiosta pyrkii sitomaan itseensä (Palko et al., 1985). Palko et al. (1985) selittävät kemialliset prosessit (11-13) seuraavasti:

Maaperän puskuroidessa kulutetaan aluksi neutraloiva bikarbonaatti, jota maavedessä esiintyy niukasti (11). Kun bikarbonaatit on kulutettu, vetyionit pyrkivät korvaamaan metalli-ionit (pääasiassa Ca ja Mg) maaveteen. Metallionit ovat korvattavissa, sillä ne ovat heikosti sitoutuneet maaperän humus- ja savihiukkasiin. Tämä kationinvaihtopuskurisysteemi mahdollistaa tehokkaasti maaperän pysymisen neutraalina. Myös alumiini- ja rautaoksidipolymeerit sitovat vetyioneja (12), jolloin alumiini ja rauta muuttuvat liukoiksi ja pystyvät siten syrjäyttämään toisia kationeja, jotka ovat heikosti sitoutuneet maaveteen paikoilla, joilla kationinvaihtoa tapahtuu. Tällaisia kationeja ovat esimerkiksi Ca^{2+} ja Mg^{2+} . Jos maaperän oma puskurointikyky ei riitä neutraloimaan lisääntyvää happamuutta, alkavat maaperän mineraalit rapautua kemiallisesti. Mineraalien kemiallisessa rapautumisessa vetyioneja sitoutuu ja samalla kationeja vapautuu mineraaleista. Esimerkiksi savimineraalin (yhtälössä 13 hallosyitiin rapautuminen) rapautumisessa maaveteen vapautuu alumiini-ioneja (13).

Palko et al. (1985) esittävät maaperän puskuroidessa tapahtuvat kemialliset reaktiot seuraavina yhtälöinä (11-13):



Palko et al. (1985) toteavat, että maaperän puskuroidessa vetyioneja kasvavat sekä alkalimetallien ja alumiinin pitoisuudet maavedessä. Alkalimetallien pitoisuuksista kasvavat pääasiassa Ca^{2+} ja Mg^{2+} . Pitoisuuksien kasvu voidaan todeta olevan heidän mukaansa suoraan verrannollinen maaperän pH-arvon laskuun sekä maaperän mineraaliaineksen rakenteeseen.

3.2. Maatalouden vaikutukset happamien sulfaattimaiden syntyyn

Maaseutuverkoston (2009) mukaan happamat sulfaattimaat soveltuvat hyvin viljelymaaksi ja tuottavat erittäin hyvin satoa oikeanlaisen käsittelyn tuloksena. Väärin suoritettavat toimenpiteet sen sijaan johtavat maaperän happamoitumiseen ja ympäristöhaittoihin. Palko (1994) toteaa, että viljelymaana käytetyt happamat sulfaattimaat ovat ojitettava ennen käyttöönottoa. Jos ojituksen kohteena on potentiaalinen hapan sulfaattimaa, on suurena riskinä maaperän liika kuivuminen ja voimakas happamoituminen, minkä seurauksena maaperään, ojaverkkoon ja sitä kautta vesistöihin vapautuu rikkihappoa ja metalleja. Ojituksen tarkoituksena on laskea pohjaveden pintaa, jotta satokasvien juurille saataisiin luotua ilmavat olosuhteet ja samalla pinta- maasta muokkautuu tarpeeksi tukeva maatalouskoneiden työskentelylle (Palko, 1994).

Palko toteaa myös, että riskit happamoitumiseen ja siitä johtuviin haittoihin kasvavat sitä mukaa, mitä lähempänä maanpintaa sulfidipitoiset sedimentit sijaitsevat. Nieminen et al. (2016) mukaan riskien suuruus riippuu myös kuivatuksen syvyydestä: esimerkiksi salaojitus tehdään avo-ojitusta syvemmälle, jolloin salaojituksen aiheuttamien haittojen riskit ovat suuremmat. Maa- ja metsätalousministeriön (2009) mukaan viljelykasvien verrattain lyhyt kasvukausi, maaperän laatu, lumen sulaminen ja epätasainen sadanta vaikuttavat siihen, että Suomessa viljelymaiden kuivattaminen ojituksen avulla on kuitenkin välttämätöntä.

3.3. Metsätalouden vaikutukset happamien sulfaattimaiden syntyyn

Metsätalousalueilla vaikuttavat pääsääntöisesti samat ympäristötekijät kuin maataloutta harjoittavilla seuduilla, minkä takia myös metsätalousmaita on kuivatettava ojittamalla (MMM, 2009).

Nieminen et al. (2016) toteaa kuivatuksesta seuraavien ympäristöhaittojen riskin olevan metsätalousalueilla pienempi, kuin viljelymailla. Vaikka metsätalousalueiden kuivatus ei olekaan yhtä tehokasta kuin viljelymailla, voivat vaikutukset olla lokaalisti kuitenkin suuria. Suurin riski ympäristölle on metsien kunnostusojitus, sillä tuloksena saattaa olla sulfidipitoisten sedimenttien paljastuminen.

Nieminen et al. (2016) mukaan myös maanmuokkaus esimerkiksi metsän uudistamisen yhteydessä tuottaa riskin sulfidia sisältävien sedimenttien paljastumiselle. Heidän mukaan varsinkin kangasmailla sulfidia sisältävät sedimentit paljastuvat helposti maanmuokkauksen yhteydessä, jolloin happamoituminen ja maaveteen vapautuvat metallit ovat haitaksi niin vesistöille kuin puun taimille.

3.4. Turvetuotannon vaikutukset happamien sulfaattimaiden syntyyn

Hadzic et al. (2014) mukaan turvetuotanto kasvattaa riskiä vesistöjen happamoitumiselle alueilla, joilla esiintyy happamia sulfaattimaita. Auri et al. (2018) esittävät, että myös mustaliuskealueiden läheisyydessä turpeet voivat happamoitua.

Hadzic et al. (2014) mukaan turvetuotantoalueiden happamoituminen on maa- ja metsätalousalueiden tavoin seurausta ojituksesta ja kuivatuksen ulottumisesta sulfidisedimentteihin. He jatkavat, että turvetuotannon päätyttyä happamoitumisriski saattaa kasvaa, jos alue otetaan jälkikäyttöön esimerkiksi maanviljelyyn, metsän kasvatukseen, vesittämiseen tai soistamiseen. Tällöin maankuivatus, maanmuokkaus tai ojittaminen saattaa vaatia turvetuotantoa tehokkaampaa maankuivatusta ja näin ollen happamuuden tuottama kuormitus voi olla moninkertainen.

4. SULFAATTIMAIDEN TUTKIMUSMENETELMÄT

Kangas (2010) arvioi diplomityössään, että happamien sulfaattimaiden tutkimukseen ja tunnistukseen ei ole suoraviivaista keinoa, ja että tulokset ovat erittäin menetelmäkohtaisia. Myös Eklund (2014) toteaa, että monien kartoitustapojen ja luokituskriteerien vuoksi ei tutkimustuloksia voida aina vertailla keskenään, minkä takia vuonna 2012 onkin luotu usean tutkimuslaitoksen toimesta yhteiset ohjeistukset happamien sulfaattimaiden kartoitukseen ja riskien arviointiin. Aurin (2015) mukaan kartoitukseen saattaa myös vaikuttaa sulfidisedimenttien esiintymisalueella esiintyvä muu maaperä, joka on kerrostunut esimerkiksi maankohoamisen myötä alueelle.

4.1. Maastotutkimukset

Eklundin (2014) mukaan happamia sulfaattimaita kartoitetaan maastossa kairamalla piikitys- ja profiilipisteitä. Auri et al. (2018) mukaan kartoitus olisi suositeltavaa kohdistaa alueille, joilla todennäköisimmin esiintyy sulfaattimaita. Tällaisia alueita ovat esimerkiksi ne, joissa maalaji on liejua, liejuista hiesua, savea ja hienoa hietaa. Mustaliuskealueilla kartoitetaan myös moreenikerrokset.

Näytteet kairataan enintään kolmen metrin syvyydeltä maanpinnasta (Auri, 2015). Kairauspisteiden pystyleikkaukset kuvataan, maaperän pH mitataan ja osa maaperänäytteistä lähetetään laboratorioon tarkempiin analyyseihin. Näytteiden pH olisi suotavaa mitata pH-mittarilla heti maastossa tai viimeistään vuorokauden sisällä näytteen keräämishetkestä. Kairausnäytteiden tulisi olla mahdollisimman häiriintymättömiä tarkimpien tulosten saamiseksi. (Edén et al., 2012; Hadzic et al., 2014; Auri et al., 2018). Auri et al. (2018) jatkaa, että tutkittavan maaperän ollessa turvetta, voidaan siitä kuvata muun muassa väritys, maatuneisuusaste sekä turvelaji. Aikaisempien havaintojen perusteella on todettu, että sulfidit rikastuvat erityisesti maatuneisiin sara- ja ruskosammalturpeisiin. Pohjamaanäytteistä kuvataan niin ikään maalajit ja väritys sekä lisäksi rakenne ja kerrosten järjestys. Sulfideja on tavattu sekä rakenteettomissa että kerroksellisissa sedimenteissä, eikä maaperän rakenteella siten ole suoraa vaikutusta sulfidien esiintymiseen. Rakenteet ja kerrokset

ovat syytä kuitenkin tunnistaa maastokartoituksen helpottamiseksi. (Auri et al., 2018).

4.2. Aistinvaraiset tunnistusmenetelmät

Hadzic et al. (2014) ja Auri et al. (2018) mukaan maaperänäytteen tummanharmaa, sinisenmusta tai musta väri viittaa vahvasti sulfidien esiintymiseen, samoin kuin rikistä vapautuva heikko mädän kananmunan haju. Auri et al. (2018) toteavat kuitenkin, että ajoittain haju saattaa olla jopa huomaamaton. Erityisen voimakas haju sen sijaan on peräisin vetysulfidista (H_2S), jota saattaa vapautua sedimentistä pieneliöiden hajotustoiminnan myötä, eli silloin, kun sedimenttiin syntyy sulfideja. Maalajin nimeämiseen riittää Auri et al. (2018) mukaan pelkkä aistinvarainen tunnistus sormilla, sillä useimmiten hienorakeiset, sulfidia sisältävät maalajit ovat vähintään lievästi liejuisia.

4.3. Laboratoriossa suoritettavat analyysit

Hadzic et al. (2014) mukaan tapauksissa, joissa maaperän välitön tunnistaminen sulfaattimaaksi on epävarmaa, tulee näytteille tehdä laboratoriossa lisätutkimuksia esimerkiksi inkuboimalla. Inkubointi on menetelmänä suhteellisen pitkäkestoinen, sillä noin 1 cm paksuisia näytteitä hapetetaan 8-16 viikkoa tasaisessa huoneenlämmössä. Näytteiden kosteus säilytetään kastelemalla niitä hieman viikoittain. (Sullivan et al., 2008; Hadzic et al., 2014). Sullivan et al. (2008) mukaan menetelmän tarkoituksena on jäljitellä luonnollista maaperän happamoitumisprosessia. Jotta maaperän voidaan todistaa sisältävän sulfideja, tulee sen pH:n laskea riittävän alas, joten hapetuksen jälkeen näytteiden pH-arvoja vertaillaan maastossa mitattuihin pH-arvoihin. Standardien mukaan maaperän pH:n tulisi laskea 4 tai alle, ja laskua tapahtua vähintään 0,5 yksikköä. (Sullivan et al., 2008; Hadzic et al., 2014).

5. ESIINTYMISALUEITA

5.1. Esiintyminen Suomessa ja Itämeren rannikkoalueilla

Happamia sulfaattimaita esiintyy Suomen ja Ruotsin rannikkoalueilla niin Pohjanlahden kuin Suomenlahden ympäristössä (Yli-Halla et al., 1999; Pousette, 2010). Yli-Halla et al. (1999) esittävät, että happamat sulfaattimaat peittävät jopa noin 3360 km² – eli hieman yli prosentin – Suomen pinta-alasta, joista Maaseutuverkon (2009) ja Saarelan et al. (2014) mukaan jopa 70 % löytyy Pohjanmaalta. Niitä esiintyy paikoitellen myös Lounais-Suomen ja Uudenmaan rannikkoseuduilla sekä mustaliuskealueilla Pohjois-Pohjanmaalla, Kainuussa, Hämeessä ja Pohjois-Savossa. Maaseutuverkoston (2009) mukaan Euroopan laajimmat happamien sulfaattimaiden esiintymät ovat Suomessa. Ruotsissa sulfaattimaita arvioidaan esiintyvän noin 1400 km² (Pousette, 2010 [Öreborn, 1989 mukaan]).

Yli-Halla et al. (1999) mukaan Itämeren rannikkoalueen nykyiset happamat sulfaattimaat ovat saaneet alkunsa Litorinamerivaiheessa, joka vallitsi noin 4000-8000 vuotta sitten (Palko, 1994). Tuolloin meren pohjalle kerrostui sulfidipitoista ainesta, joka myöhemmin peittyi ei-sulfidipitoisilla sedimenteillä (Yli-Halla et al., 1999). Palkon (1994) mukaan jääkauden jälkeisen maankohoamisen myötä sulfidisedimentit ovat nousseet merestä, minkä seurauksena ne saattavat hapettua ja muuttua happamiksi sulfaattimaiksi.

Pousetten (2010) mukaan sulfidisedimenttien rajat myötäilevät Litorinameren korkeimman rannan rajaa. Palkon (1994) mukaan Litorinameri on yltänyt korkeimmalle Pohjanmaan seudulla, jossa happamia sulfaattimaita tavataan nykyään jopa 100 m nykyisen merenpinnan yläpuolella. Sen sijaan Suomenlahden rannikolla happamat sulfaattimaat ylettyvät vain 10 m merenpinnan yläpuolelle.

5.2. Esiintyminen maailmalla

Happamia sulfaattimaita esiintyy joka puolella maapalloa ja kaiken kaikkiaan niiden pinta-alaksi on arvioitu 24 miljoonaa hehtaaria (Maaseutuverkosto, 2009), joka Dentin (1986) mukaan ei pinta-alallisesti ole kovin suuri määrä. Harmasen (2007) mukaan trooppisilla ilmastoalueilla maaperässä esiintyy enemmän sulfideja viileämpiin ilmastoalueisiin verrattuna, sillä lämpimämpi ilmasto on suotuisampi elinympäristö maaperän pieneliöille, joiden hajotustoiminta edistää rautasulfidien muodostumista. Eniten sulfidisedimentejä esiintyykin Kaakkois-Aasian ja Länsi-Afrikan rannikoilla, Australiassa ja USA:ssa (Maaseutuverkosto, 2009). Pousetten (2010) mukaan niitä tavataan myös Etelä-Amerikassa.

Pousetten (2010) mukaan suuri osa sulfidisedimenteistä sijaitsee rämeillä ja mangrovemetsissä, joissakin tapauksissa myös murtovesissä. Yhteinen tekijä sulfidisedimenteille on niiden kerrostuminen anaerobisiin olosuhteisiin. Dent (1986) kirjoittaa monien sulfidisedimenttien esiintyvän tropiikissa sellaisilla alueilla, joissa väentiheys on suuri ja maankäyttötila on rajallista. Tällöin ongelmia saattaa koitua, kun sulfideja sisältävää maaperää kuivatetaan esimerkiksi maanviljelytarkoitukseen.

5.3. Mustaliuskealueiden vaikutus ympäristön happamuuteen

Virtanen ja Lerssi (2006) ovat tutkineet mustaliuskeiden vaikutusta niiden läheisyydessä sijaitsevien turpeiden alkuainepitoisuuksiin. He kirjoittavat mustaliuskeiden olevan kivilajeja, jotka sisältävät hiiltä grafiitin muodossa. Ne rapautuvat herkästi ja sisältävät muihin kivilajeihin verrattuna runsaammin erilaisia alkuaineita (esimerkiksi Ar, Co, Ni, Cu, Zn, Pb ja U) sekä erityisesti hiiltä ja rikkiä. Lisäksi mustaliuskeet sisältävät sulfideja. Rapautumisherkkyytensä vuoksi ne tuottavat pintavesistöihin happamuutta hapettuessaan ja metalleja saattaa vapautua turpeeseen. Luonnostaan turve sisältää muita pintamaalajeja vähemmän alkuaineita, ja tutkimuksensa tuloksissa Virtanen ja Lerssi (2006) toteavatkin, että mustaliuskealueilla sijaitsevien turpeiden alkuainepitoisuudet ovat tavallista korkeammat.

Mustaliuskeet voivat vaikuttaa myös pohjaveden kuntoon; mustaliuskeinen kallio-perä rapautuu herkästi, jolloin pohjaveteen saattaa liueta metalleja ja rikkiä (Lapinlampi, 2001). Isolan (2011) mukaan rapautumisen syynä voi olla esimerkiksi maan aineksen otto liian syvältä, eli pohjaveden pinnan alapuolelta, jolloin seurauksena pohjavesi happamoituu. Isola (2011) jatkaa, että erityisesti rautapitoiset kiisumi-neraalit ovat herkästi rapautuvia, minkä takia pohjaveden pH:n laskiessa veden rautapitoisuus voi nousta jopa haitalliselle tasolle.

6. HAPPAMIEN SULFAATTIMAIEN AIHEUTTAMA KUORMITUS JA SEN VAIKUTUKSET

6.1. Vesistöjen kuormittuminen

Maa- ja metsätalousministeriö (2018) toteaa happamien sulfaattimaiden aiheuttaman vesistökuormituksen haittaavan vesien luonnollista kemiallista tilaa happamuuden vapauttaessa metalleja vesistöihin. Sutela et al. (2012) mukaan metallit sioutuvat usein vedessä esiintyviin eloperäisiin hiukkasiin ja muuhun kiinteään ainekseen, joten happamiin sulfaattimaihin on varastoitunut runsaasti metalleja. Maaperästä vesiin vapautuva rikkihappo happamoittaa vesistöjä, ja metalleista erityisesti alumiini ja raskasmetallit ovat eliöille vahingollisia (Uusi-Kämpä et al., 2013). Sutela et al. (2012) toteavatkin, että erityisesti vaikeimmilla happamien sulfaattimaiden alueilla sijaitsevien pienikokoisten jokien riskinä on ympärivuotinen altistuminen kuormitukselle, jolloin seurauksena saattaa olla pysyvät haitalliset vaikutukset jokivesien pH-arvoihin ja niiden ekologisten tilojen heikkenemiseen.

Myös pohjavedet ovat alttiita happamoitumiselle. Yleisesti pohjavesi on Suomessa hyvälaatuista, mutta sen kuntoon voivat paikallisesti vaikuttaa monet ympäristötekijät ja ihmisen toiminta. Suomen rannikkoalueilla pohjavesi sisältääkin sulfaattimaiden vuoksi enemmän sulfaatteja muihin alueisiin verrattuna. (Lapinlampi, 2001).

6.1.1. Maatalouden vaikutus

Sutela et al. (2012) toteavat, että happamia sulfaattimaita esiintyy Suomessa etenkin Pohjanmaan rannikkoseuduilla, monien pienten jokien valuma-alueilla. Samoilla alueilla viljellään myös runsaasti maata. Palkon (1994) mukaan sulfaattimaita on kuivattava, jotta maanviljely niiden peittämällä alueilla olisi kannattavaa. Kuivatuksen yhteydessä ympäristö kuitenkin altistuu kuormitukselle. Aurin (2015) mukaan kuivatus maanviljelyalueilla tapahtuu yleensä salaojituksella, jolloin varsinkin kuivina kesa-aikoina maa voi kuivua ja hapettua jopa 2-3 m syvyydelle. Sutela et al. (2012) mukaan happamuutta ja metalleja kulkeutuu vesistöihin etenkin jokien ylivirtaamakausina eli kevät- ja syystulvien sekä kesän voimakkaiden sateiden aikana, ja lisäksi keväällä roudan sulaessa. He jatkavat, että kauan kestänyt kuivuus vähentää virtausta ja

estää siten myös happamuuden laimenemistä pienissä jokiuomissa. Kuivuutta seuraavat rankkasateet luovat erittäin haitalliset olosuhteet vesistöille, kun suuret määrät happamuutta ja metalleja kulkeutuu sateen myötä vesistöihin. Aurin (2015) mukaan ilmastonmuutos lisää kuivien ja sateisten kausien vaihtelua, mikä osaltaan kasvattaa happamilta sulfaattimailta kulkeutuvan rikkihapon määrää vesistöissä.

6.1.2. Metsätalouden vaikutukset

Nieminen et al. (2016) kirjoittavat, että metsätalousalueilla maata muokataan puiden taimenten tai siemenien tehokkaamman kasvun takaamiseksi. Tällöin riskinä on sulfidipitoisen maan hapettuminen. He esittävät myös, että metsien kunnostusojituksen tuloksena aiemmin häiriintymättömänä olleet sulfidisedimentit ovat vaarassa altistua hapettumiselle, sillä aiemman kuivatuksen myötä maaperä on vajonnut ja tiivistynyt. Myös mineraaliaineksen kulkeutuminen vesistöihin kasvaa, jos kunnostusojat yltyvät mineraalimaahan saakka. Metsien kunnostusojituksen tavoitteena on edistää ojaverkon kykyä kuljettaa valumavesiä, jolloin vältetään pohjaveden nousu liian lähelle maan pintaa ja puiden kasvun häiriintyminen. Kunnostusojitus kohdistuu lähinnä metsien vanhoihin kuivatusojiiin. Aurin (2015) mukaan metsätalousalueiden happamoituminen on kuitenkin hieman vähäisempää kuin maanviljelyalueilla. Tämä johtuu siitä, että maata kuivatetaan metsätalousalueilla avo-ojilla, jotka yltyvät korkeintaan 120 cm syvyyteen. Maanviljelyalueiden sala-oihin verrattuna kuivatussyvyys on näin ollen pienempi ja mahdollinen happamoituminen ei ulotu yhtä syväälle maaperään. Auri (2015) kuitenkin lisää, että myös metsätalousalueet muodostavat merkittävän riskin rikkihapon ja metallien kulkeutumiselle vesistöihin.

6.1.3. Turvetuotannon vaikutukset

Hadzic et al. (2014) mukaan turvetuotannossa muodostuva ympäristön kuormitus aiheutuu niin ikään kuivatuksesta, mutta myös turpeen otosta. Heidän mukaan erityisesti mustaliuskealueilla esiintyvät turpeet muodostavat ympäristölle kuormitusriskin. Auri (2015) toteaa, että turvetuotannon ollessa käynnissä, muodostuu erityinen riski kuntoonpano- ja aloitusvaiheessa kokoojajojien ja laskeutusaltaiden rakentamisen ulottuessa kivennäismaahan asti mahdollistaen maaperän hapettumisen.

Hän esittää, että happamoitumisen riski on korkea tuotannon päättyessä, jos tuotantoalueen jälkikäyttö vaatii kuivatusta. Hadzic et al. (2014) ehdottavatkin, että turvetuotantoalueita tulisi soistaa, vesittää tai metsittää tuotannon päätyttyä.

6.1.4. Vaikutukset vesistöjen eliöihin ja ekosysteemeihin

Happamilta sulfaattimailta valuva hapen ja metallipitoinen vesi on haitallista monin tavoin vesistöjen ekosysteemeille. Vaikutukset voivat olla havaittavissa jopa aivan yksilötasolla saakka. Haitat ilmenevät joko suoraan tai välillisesti riippuen siitä, altistuuko vesistö happamuudelle äkillisesti niin sanotun happamuuspiikin myötä vai onko vesistö altistunut happamuudelle jo pidempään. (Sutela et al., 2012). Uusi-Kämpä et al. (2013) mukaan hetkellinen happamuuden kasvu vesistöissä ja äkillinen metallipitoisuuksien kasvu saattavat johtaa jopa kalojen kuolemiin, kun taas pitempiaikainen kuormitus muuttaa vesien eliökantoja – esimerkiksi hävittämällä kalkkikuoriset eliöt vesistöistä.

6.2. Vaikutukset rakentamisessa

Sulfaattimaat ovat monella tapaa huonoa maaperää rakentamisen kannalta niiden teknisten ominaisuuksien takia. Niiden vesipitoisuus on korkea ja ne sisältävät runsaasti eloperäistä ainesta, minkä takia ne esimerkiksi painuvat helposti kuormituksen alla. Sulfaattimaat ovat myös hyvin irtainta ainesta ja niiden leikkauslujuus on matala, mikä tekee niiden kantokyvystä huonon. (Pousette, 2010).

6.3. Kaivostoiminnasta aiheutuva kuormitus

Sipilän (1995) mukaan sulfidimalmikaivosten toiminnassa huomattavimmat ympäristöä kuormittavat tekijät ovat kaivoksista vapautuva hapen valunta sekä rikastusjätteen pölyäminen. Hän kirjoittaa rikastusjätteiden jälkikäsittelyn olevan tärkeää, jotta ympäristöongelmat voitaisiin ehkäistä ajoissa.

6.3.1. Kaivosten hapan valunta

Toropainen (2006) toteaa, että suldiformalmikaivoksissa syntyy toiminnan yhteydessä yleensä rikastushiekkaa ja sivukiviä, joita läjitetään usein kaivoksen lähelle. Rikastushiekat ja sivukivet ovat useimmiten vielä rikastuksen jälkeenkin sulfidipitoisia sisältäen esimerkiksi pyriittiä. Toropainen (2006) jatkaa, että nämä sivutuotteet ovat usein sijoitettu avoimesti niin, että ne altistuvat hapen ja veden kanssa, jolloin yhdessä pieneliöiden toiminnan kanssa syntyy rikkihappoa. Seurauksena vesistöihin kulkeutuu happamuutta ja metalleja happamana valuntana. Sipilän (1995) mukaan hapan valunta voi levitä sekä pinta- että pohjavesiin, jolloin riskinä on ympäristön kuormittuminen laajalta alueelta.

6.3.2. Rikastusjätteen pölyäminen

Sipilän (1995) mukaan rikastustoiminnan jätteistä irtoaa pölyä, joka happaman valunnan ohella aiheuttaa huomattavaa ympäristön kuormittumista. Rikastusjäte toimitetaan veden alla sijaitsevalle jätealueelle veden mukana. Pölyä irtoaakin ainoastaan jätealueiden laitamilla, joissa rikastusjäte on kuivalla maalla. Jätealuetta täytetään siten, että hienojakoisin aines sijoittuu alueen keskelle ja vähiten pölyä tuottava karkea aines laidoille. Sipilä (1995) jatkaa, että pölyn aiheuttama ympäristön kuormitus on merkittävintä rikastusjätteiden läjitysalueiden lähellä, mutta pöly voi kulkeutua jopa useiden kilometrien etäisyydelle, jolloin ympäristö kuormittuu laajemmalla alueella.

7. HAITTOJEN HALLINTAMENETELMIÄ

7.1. Toimenpiteet maataloudessa

Hannukkala et al. (2015) toteavat, että sulfaattimaiden maanviljelykäytön ja niiden aiheuttamien ympäristöhaittojen ehkäisyn yhdistäminen on haasteellista. Maa- ja metsätalousministeriön (2011) mukaan keskeisin vesistöjä kuormittava tekijä on happamien sulfaattimaiden kuivattaminen maatalouskäyttöön. Koska Suomessa Pohjanmaan maatalousvaltaisella rannikkoalueella sulfaattimaita esiintyy eniten, kohdistetaan maatalouteen eniten toimenpiteitä ympäristöhaittojen hallitsemiseksi esimerkiksi kalkitsemalla maaperää ja valumavesiä hallitsemalla (MMM, 2018).

7.1.1. Kalkitus

Maa- ja metsätalousministeriö (2009) toteaa, että sulfaattimaan kalkituksella voidaan neutraloida maaperän ylin kerros, mutta sen vaikutukset eivät yllä salaojissa kulkeviin valumavesiin saakka. Kalkitus on kuitenkin välttämätöntä, jotta sulfaatipitoista maaperää voitaisiin hyödyntää maanviljelyssä. Sillä ei kuitenkaan ole merkittävää vaikutusta salaojissa kulkeutuviin valumavesiin kohdistuvien haittojen ehkäisyssä (MMM, 2009; MMM, 2011). Kaikkein tehokkain tulos neutraloinnissa saataisiin, kun kalkki lisättäisiin myös pintamaata syvempiin kerroksiin, joissa sulfidien hapettuminen tapahtuu. Tähän sopivaa edullista keinoa ei kuitenkaan ole ja kalkituskeinoja tulisi jalostaa edelleen. (MMM, 2009).

Vesistöjä kalkitetaan vain, jos vesistön happamuus on paikallista. Menetelmä on kallis ja haastava, minkä takia sitä käytetään vain, jos vesistöön kohdistuva haitta on suuri ja sijaitsee erityisen haavoittuvaisella paikalla. Tällöin vesistön kalkitus on nopea keino haitan korjaamiseen. Vesistön suorakalkitus on melko harvinainen happamuuden hallintamenetelmä, sillä siihen liittyy runsaasti ympäristölle vahingollisia puolia. Metallipitoisen veden kalkituksen seurauksena vesistön pohjalle kasaantuu esimerkiksi runsaasti metallisakkaa. Menetelmää voidaan kuitenkin käyttää sellaisiin vesistöihin, joihin sulfaattimaat vaikuttavat hillitysti ja virtaama on pieni. (MMM, 2009; MMM, 2011).

7.1.2. Valumavesien hallinta

Hannukkala et al. (2015) esittävät, että valumavesiä voidaan soveltuvimmin maanviljelyssä hallita säätösalaajituksen ja säätökastelun avulla, jolloin pohjamaa pysyy kosteana ja hapettumattomana. Säätösalaajituksen ansiosta esimerkiksi peltojen valunta ja siten ravinteiden huuhtoutuminen vähenevät. Myös rikkihappoa syntyy vähemmän, mikä puolestaan vähentää metallien vapautumista vesiin. Säätösalaajituksen ansiosta on mahdollista vaikuttaa siihen, milloin huuhtoutuminen tapahtuu. Lisäksi sato kasvaa ja on parempilaatuista. Hannukkala et al. (2015) kuitenkin mainitsevat, että eduistaan huolimatta säätösalaajituksella ei voida ehkäistä pohjamaassa tapahtuvaa sulfidisedimenttien hapettumista.

Maaperän kuivuessa voidaankin käyttää apuna säätökastelua. Tällöin ojaverkostoihin ohjataan vettä estämään maaperän altistumista ilman hapelle. Menetelmä vaatii jonkin vesistön läheisyyttä, josta vesi saadaan ohjattua ojaverkostoihin sekä muovikalvon asentamista pellon ja valtaojan välille. Täten vesi ei pääse valumaan ulospellosta. (Hannukkala et al., 2015).

Hannukkala et al. (2015) mukaan edellä kuvatuilla menetelmillä on mahdollista pienentää vesistöjen happamuuspiikkejä tehokkaasti. Lisäksi Maa- ja metsätalousministeriön (2011) mukaan myös kuivatusvesien kierrätyksellä voidaan säädellä happamilta sulfaattimailta vapautuvaa happamuutta. Maaseutuviraston julkaisussa (2009) esitetään, että kuivatusvesiä kierrättämällä saadaan pelloilta kulkeutuvia valumavesiä hallittua siten, että ne voidaan käyttää uudelleen kasvien kasteluvetenä, jolloin ravinteita ei pääse kulkeutumaan valumavesiin yhtä paljon kuin ilman kierrätystä. Menetelmään tarvitaan valumavesien varastointiin tarkoitettu allas, josta vettä ohjataan pelloille tarvittaessa. Kasteluun on käytettävä säätösalaajitusta tai säätökastelua.

7.2. Toimenpiteet metsätaloudessa

Nieminen et al. (2016) mukaan sulfaattimailla sijaitsevilla metsätalousalueilla voidaan ehkäistä happamuuden syntyä esimerkiksi huolehtimalla siitä, ettei ojaverkko madalla pohjavettä liikaa, jolloin sulfidikerrokset pysyvät häiriintymättöminä. Näin ollen ojat on pidettävä tarpeeksi matalina (alle 0,5 m). Jos matalat ojat eivät

kuitenkaan tuota haluttua tulosta, on kuivatusta mahdollista lisätä vielä täydennysojituksella, jolloin vaatimuksena on alkuperäisen kuivatusojan riittävä leveys. Matalan ojituksen kääntöpuolena on kuitenkin ojien nopea umpeenkasvu, jolloin niitä on perattava useasti.

Metsätalousalueiden läheisyydessä esiintyviä vesistöjä voidaan suojella myös tauottamalla kuivatusojien kaivuuta ja perkaamista sekä ohjaamalla ojien valumavedet pintavalutuskentille. Lisäksi on tutkittu kalkkisuodinpatojen tehokkuutta vesistöjen kuormituksen ehkäisyssä. Menetelmässä kalkkisuodinpato sijaitsee kuivatusojassa, jolloin valumavedet suodattuvat ylivirtaamakausina kalkista koostuvan padon läpi. Valumavesien happamuuden on todettu vähenevän patojen avulla, mutta menetelmän pitkäaikaisesta kannattavuudesta ei ole vielä riittävästi näyttöä. Kalkkisuodinpaton käyttö on kuitenkin edullista ja se sopii hyvin äkillisiin tilanteisiin riskialueilla. (Nieminen et al., 2016).

7.3. Toimenpiteet turvetuotannossa

Myös turvetuotannossa on tärkeää välttää ojien kaivamista liian syväksi, etteivät ne yllä turvemaan alla sijaitsevaan pohjamaahan ja tuotantosaroille on jätettävä tuotannon päätyttyä minimissään 20 cm turvekerros suojaksi. Ojien pohjille rakennetut padot ja kaivumassojen kalkitus ovat myös esimerkkejä turvetuotantoalueiden kuormitusta vähentäville menetelmille. (Auri, 2015). Uusia turvetuotantoalueita suunniteltaessa on tuotanto suunnattava sellaiselle alueelle, jossa happamuuden tuottaman kuormituksen riski on pieni tai sitä ei ole. Riskialueilla sijaitseville turvetuotantoalueille on välttämätöntä luoda toimenpidesuunnitelma, jossa määritellään kuormituksen ehkäisymenetelmät. Vaatimuksena on tällöin, ettei turvetuotantoalueen jälkihoidossa tai -käytössä synny kuormitusta. Tuotannon päätyttyä tehokkaimmat keinot kuormituksen ehkäisylle on alueiden muokkaaminen suoksi tai vesistöksi. Riskialueilla sijaitsevien tuotantoalueiden sulfidisedimenttien olisi suotavaa sijoittaa jo tuotantovaiheessa pohjaveden pinnan alla. (MMM, 2009).

7.4. Toimenpiteet rakentamisessa

Pousetten (2010) mukaan sulfaattimaiden peittämälle alueelle rakennettaessa, tulee maaperälle tehdä joko vahvistavia toimenpiteitä tai korvata sulfaattimaa soveltu- vammalla maalajilla. Auri (2015) esittää, että rakennettaessa sulfidipitoisille maille on alueet aina kartoitettava ja rakennukset suunniteltava tapauskohtaisesti. Jos ra- kentaminen edellyttää maan kuivattamista, tulee valumavedet neutraloida. Sulfidi- pitoinen maaperä voidaan myös korvata jollakin neutraalilla maa-aineksella. Pou- sette (2010) kirjoittaa, että jos sulfaattimaa päädytään korvaamaan toisella maala- jilla, tulee sulfaattimaan jälkikäsitteystä huolehtia oikealla tavalla, jotta ympäristön happamoituminen voidaan ehkäistä. Aurin (2015) mukaan tämä onnistuu esimer- kiksi neutraloimalla ylös kaivettu sulfaattimaa kalkilla. Se voidaan myös läjittää pohjaveden pinnan alle tai peittää riittävän tiiviisti, jotta hapettuminen estyy. Läji- tyspaikan tulee sijaita sellaisella alueella, jossa ympäristölle aiheutuu vähiten kuor- mitusta, esimerkiksi riittävän etäällä vesistöistä. Maaperän geoteknisiä ominaisuuksia voidaan Aurin (2015) mukaan parantaa esimerkiksi esikuormituksella ja kuivat- tamalla.

7.5. Kaivostoiminnasta aiheutuvan kuormituksen torjuminen

Kytö ja Räisänen (2002) toteavat kosteikkojen käytön olevan toimiva ratkaisu, kun sulfidimalmikaivosten rikastusjätteiden valumavesistä halutaan poistaa esimerkiksi metalleja. Kosteikon maaperä pidättää valumavesien mukana kulkeutuvaa mineraa- liainesta ja ravinteita. Veden puhdistaminen metalleista tapahtuu mekaanisten, ke- miallisten ja biologisten prosessien myötä. Kytön ja Räisänen (2002) mukaan kos- teikkojen pintaosa on aerobinen, kun taas alaosa anaerobinen, jolloin olosuhteet ovat pelkistävät ja useiden metallien sitoutuminen kosteikkojen maaperään on mah- dollista.

Menetelmän tehoa voivat kuitenkin vähentää esimerkiksi valumavesien liian kor- kea happamuus, valumavesien liian voimakas virtaus ja veden määrä. Myös kui- vuus estää kosteikkojen toimivuutta häiritsemällä kasvillisuuden kasvuolosuhteita. Kosteikkojen happamuutta voidaan neutraloida kalkituksella. Kosteikot ovat kui- tenkin edullinen keino puhdistaa valumavesiä metalleista, eikä niiden ylläpitoon tarvita ulkopuolista energiaa. (Kytö ja Räisänen, 2002).

Kiinteä kasvillisuus on toimivin ratkaisu sulfidimalmikaivosten rikastusjätteen pölyämisen ehkäisyyn. Alueet, joihin rikastusjätteet on sijoitettu, ovat kuitenkin käsittelemättömänä raskasmetallipitoisia ja happamia, eivätkä siten muodosta hyvää kasvualustaa kasveille. Rikastusjäte ei myöskään sisällä typpeä, jota kasvit tarvitsevat kasvaakseen. Jotta kasvillisuuden istuttaminen kannattaisi, tulee alueen pH:ta kohottaa kalkituksella, ja typpilannoitteen tai puhdistamolietteen avulla voidaan tehdä jätteestä typpipitoista. Kasvillisuuden elintila kohenee luonnollisesti pitkällä aikavälillä, kun kuolleet kasvit maatuvat humuskerrokseksi peittäen rikastusjätteen. Kasvillisuuden avulla ei voida kuitenkaan ehkäistä rikastusjätteen hapettumista ja sen aikaansaamaa kuormitusta. (Sipilä, 1995).

LÄHTEET:

- Aario, R.; Peuraniemi, V. 1991. Moreenin happamoitumisesta. *Geologian tutkimuskeskus. Tutkimusraportti 105*
- Auri, J. 2015. Happamien sulfaattimaiden esiselvitys Oulussa. *Geologian tutkimuskeskus. Raportti M21L2015*
- Auri, J.; Boman, A.; Hadzic, M.; Nystrand, M. 2018. Opas happamien sulfaattimaiden kartoitukseen turvetuotantoalueilla. *Suomen ympäristökeskus, 21.2.2018*
- Dent, D. 1986. Acid sulphate soils: a baseline for research and development.
- Edén, P. 2014. Happamat sulfaattimaat. *SuHE loppuseminaari*
- Edén, P.; Auri, J.; Rankonen, E.; Martinkauppi, A.; Boman, A. 2012. Sulfaattimaiden ominaisuudet ja kartoittaminen. *HaKu loppuseminaari 11.12.2012*
- Eklund, M. 2014. Sulfidisavien tutkiminen.
- Geologian tutkimuskeskus/Tietoaineistot/Maaperän käyttöopas. Sivulla vierailtu 16.2.2018. ”Itämeren vaiheet”. <http://weppi.gtk.fi/aineistot/mp-opas/itameri.htm>
- Hadzic, M.; Postila, H.; Österholm, P.; Nystrand, M.; Pahkakangas, S.; Karppinen, A.; Arola, M.; Nilivaara-Koskela, R.; Häkkilä, K.; Saukkoriipi, J.; Kunnas, S.; Ihme, R. 2014. Sulfaattimailla syntyvän happaman kuormituksen ennakointi- ja hallintamenetelmät. *SuHe- hankkeen loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 17/2014*
- Hannukkala, A.; Hirvasniemi, H.; Hökkä, H.; Kouri, P.; Liwata-Kenttälä, P. 2015. Happamat sulfaattimaat Perämerenkaaren alueella ja niiden haittojen ehkäiseminen maa- ja metsätaloudessa. *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 66/2015, Luke*
- Harmanen, H. 2007. Sulfaattimaat ja seleeni. *Lisensiaatintutkimus*
- Isola, M. 2011. Kiimingin kunnan pohjavesialueiden suojeleusuunnitelma. *Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus*
- Jantunen, T. 2004. Muinais-Itämeri. Teoksessa: Koivisto, M. (toim.) Jääkaudet. *WSOY, Helsinki*
- Johansson, P.; Kujansuu, R. (toim.). 2005. Pohjois-Suomen maaperä. Maaperäkartojen 1:400 000 selitys. *Geologian tutkimuskeskus, Espoo*
- Kakkuri, J.; Virkki, H. 2004. Maa nousee. Teoksessa: Koivisto, M. (toim.) Jääkaudet. *WSOY, Helsinki*
- Kangas, J. Happamien sulfaattimaiden luokitus. 2010. *Diplomityö*
- Kytö, H.; Räisänen, M-L. 2002. Happamien, rauta- ja mangaanipitoisten kaivosympäristövesien puhdistaminen kosteikkokäsittelyllä. Kirjallisuusselvitys. *Geologian tutkimuskeskus, Kuopion yksikkö. Raportti S49/0000/1/2002*
- Lapinlampi, T.; Sipilä, A.; Hatva, T.; Kivimäki, I.; Kokkonen, P.; Kosunen, J.; Lammila, J.; Lipponen, A.; Santala, E.; Rissanen, J. 2001. Kysymyksiä kaivoista – Frågor om brunnar. *Suomen ympäristökeskus. Edita, Helsinki*

- Maa- ja metsätalousministeriö. 2011. Happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaviivat vuoteen 2020. *2/2011*
- Maa- ja metsätalousministeriö. 2018. Happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaviivat vuoteen 2020. *Väliraportti. Maa- ja metsätalousministeriön työryhmämuistio 2018:1*
- Maa- ja metsätalousministeriö. 2009. Kohti happamien sulfaattimaiden hallintaa. Ehdotus happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaviivoiksi. *Työryhmämuistio 30.1.2009*
- Maaseutuverkosto. 2009. Happamat sulfaattimaat. *Maaseutuverkoston julkaisu https://www.maaseutu.fi/globalassets/esitteet-ja-oppaat/happamat_sulfaattimaat_b5_low.pdf*
- Maaseutuvirasto. 2009. Säättosalaojituksen, säätökastelun tai kuivatusvesien kierrätyksen hoitotoimenpiteet. *Maatalouden ympäristötuen erityistuet, Mavi. <http://www.salaojayhdistys.fi/pdf/saatoalaojitus2009.pdf>*
- Nieminen, T. M.; Hökkä, H.; Ihalainen, A.; Finér, L. 2016. Metsänhoito happamilla sulfaattimailla. *Luonnonvarakeskus, Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 12/2016*
- Pajunen, H. 2004. Järvisedimentit kuiva-aineen ja hiilen varastona. *Geologian tutkimuskeskus, Tutkimusraportti 160*
- Palko, J. 1994. Acid sulphate soils and their agricultural and environmental problems in Finland. *ACTA Universitas Oluensis, Series C, Technica 75*
- Palko, J.; Räsänen, M.; Alasaarela, E. 1985. Happamien sulfaattimaiden esiintymisen ja vaikutus veden laatuun Sirppujoen vesistöalueella. *Vesihallitus, Tiedotus 260*
- Pousette, K. 2010. Miljöteknisk bedömning och hantering av sulfidjordsmassor. *Forskningsrapport*
- Riihimäki, J.; Edén, P.; Uusi-Kämpä, J.; Leppänen, M.; Karjalainen, A.; Tattari, S.; Kosunen, M.; Saarikoski, H. 2012. Happamien sulfaattimaiden ympäristöriskien vähentäminen - sopeutumiskeinoja ilmastomuutokseen. *CATERMASS LIFE08 ENV/FI/000609 <http://www.syke.fi/hankkeet/catermass>*
- Saarela, A.; Harmanen, H.; Tuorila, J. 2014. Happamien sulfaattimaiden huomiointi tilusjärjestelyissä – Jalasjärven Luopajarvi ja Ilmajoen Tieksin alue (Etelä-Pohjanmaa), Siikajoen Karinkanta (Pohjois-Pohjanmaa). *Seinäjoen ammattikorkeakoulun julkaisusarja B*
- Sipilä, P. 1995. Sulfidimalmikaivosten jätealueiden ympäristövaikutusten tutkimukset Kanadassa, Ruotsissa ja Norjassa, kirjallisuusselvitys. *Geologian tutkimuskeskus. Tutkimusraportti 129. Espoo 1995.*
- Suomela, R. (toim.); Edén, 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-alueella. *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 14/2012, Suomen ympäristökeskus*

Toropainen, V. 2006. Yhteenveto sulfidimalmikaivostoiminnasta Suomessa ja toiminnassa muodostuvista sivutuotteista sekä niiden ympäristövaikutuksista. *Geologian tutkimuskeskus, Itä-Suomen yksikkö/Maankäyttö ja ympäristö. S49/0000/2006/2. Kuopio 29.9.2006*

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. Ympäristöriskien vähentäminen happamilla sulfaattimailla – Opas pohjaveden pinnan säätämiseksi. *Happamien sulfaattimaiden ympäristöriskien – sopeutumiskeinoja ilmastonmuutokseen (CATERMASS) –hanke. MTT Raportti 74*

Virtanen, K.; Lerssi, J. 2006. Mustaliuskekilajin vaikutus turpeen alkuainepitoisuuksiin. *Geologian tutkimuskeskus, Itä-Suomen yksikkö. Arkistoraportti, S42/0000/2006/1*

Yli-Halla, M.; Puustinen, M.; Koskiahho, J. 1999. Area of cultivated acid sulfate soils in Finland. *Soil Use and Management, Volume 15, Issue 1*