

Happamien sulfaattimaiden vaikutus Itämereen laskevien jokien
vedenlaatumuuttujiin Suomessa ja Ruotsissa

Henri Sikala

LuK-tutkielma
790351A
Maantieteen tutkimusyksikkö
Oulun yliopisto
07.12.2019

TIIVISTELMÄ

Happamia sulfaattimaita esiintyy sulfidimaiden alueella, jotka ovat syntyneet pääasiassa viimeisen jääkauden jälkeisen Litorinameren aikaan noin 4000-7500 vuotta sitten. Pohjaveden pinnan laskiessa maaperässä alkaa tapahtua monimutkaisia kemiallisia reaktioita, joiden seurauksena sulfidimaat hapettuvat happamiksi sulfaattimaiksi. Happamat sulfaattimaat sijaitsevat pääosin Suomen rannikkoseudulla, sekä myös Ruotsissa erityisesti Norrbottenin ja Västerbottenin alueella. Happamat sulfaattimaat kuormittavat ympäristöä ja erityisesti vesistöjä monin eri tavoin, joista keskeisimpinä voidaan pitää vesistöjen happamoitumista ja metallipitoisuuksien kasvua. Veden laadullinen tutkimus on keskeisessä asemassa tutkittaessa happamien sulfaattimaiden vaikutuksia. Ihmisen toiminnan vaikutuksesta happamien sulfaattimaiden vaikutus vesistöihin on kasvanut, sillä ihminen laskee pohjavesien pintoja esimerkiksi maa- ja metsätalouden, kaivostoiminnan, sekä maanrakennuksen takia. Kuivuessaan happamat sulfaattimaat ovat erittäin alttiita suurten sadantajaksojen aiheuttamalle huuhtoutumiselle. Vesistöille aiheutuvia haittoja on pyritty hillitsemään useilla erilaisilla menetelmillä, esimerkiksi kalkitsemalla.

SISÄLLYS

1. JOHDANTO	4
2. TEOREETTINEN TAUSTA	6
2.1. Happamat sulfaattimaat	6
2.1.1 Määritelmä, syntytavat ja ominaisuudet	6
2.1.2 Esiintymisalueet	8
2.1.3 Määrittäysperusteet	9
2.1.4 Happamien sulfaattimaiden keskeiset vesistövaikutukset	10
2.2 Vedenlaatumuuttajat	12
2.2.1 Alkaliteetti	12
2.2.2 pH	13
2.2.3 Kiintoaine	14
2.2.4 Sähkönjohtavuus	14
3. VESISTÖALUEET	15
3.1. Pohjanlahteen laskevat joet Suomessa ja Ruotsissa	15
3.1.1 Kyrönjoki	15
3.1.2 Luulajanjoki	16
3.2. Suomenlahteen laskevat joet Suomessa	17
3.2.1 Porvoonjoki	17
4. HAPPAMIEN SULFAATTIMOIDEN YMPÄRISTÖVAIKUTUKSET	18
5. POHDINTA	23
Lähteet	29
Liitteet	

1. JOHDANTO

Vesistötutkimus on yksi keskeisimmistä elementeistä maantieteellisessä tutkimuksessa, sillä vesistöjen hydrologisten tietojen avulla herkkiä vesiekosysteemejä voidaan suojella. Vesistöihin kuuluvat kaikki Suomen vesistöalueet sekä erilaiset pintavedet, ja vesilain mukaan vesistö tarkoittaa ”järveä, lampea, jokea, puroa ja muuta luonnollista vesialuetta sekä tekojärveä, kanavaa ja muuta vastaavaa keinotekoisista vesialuetta; vesistönä ei kuitenkaan pidetä noroa, ojaa ja lähettä” (Vesilaki 27.5.2011/587 3 §). Suomen ympäristökeskuksen (Pintavesien tila: Pintavesien tyypittely 2018) mukaan Suomessa pintavesiksi lasketaan kaikki Suomen järvet, joet sekä rannikkovedet. Vesistöistä erityisesti sisävedet ovat erittäin keskeisiä tutkimuskohteita, sillä ne ovat tärkeitä biodiversiteettiä ylläpitäviä elinympäristöjä (Suomen sisävesien tulevaisuus 2010). Vesistöjen tarjoamat ekosysteemipalvelut hyödyttävät monia eliöitä sekä myös ihmistä. Ekosysteemin tuomia tärkeitä hyötyjä ihmiselle ovat esimerkiksi kalatalous, vesivoima sekä virkistyskäyttö maisemaa hyödyntäen.

Vesistöjä tutkitaan useilla eri menetelmillä ja tavoilla, sillä vesistöjen hydrologisesta tutkimuksesta hyötyvät useat eri toimijat niin julkisella kuin yksityisellä sektorilla (Jäsenyhdistysten palvelut 2019). Yhtenä keskeisimmistä tutkintamenetelmistä koskien pintavesiä ovat erilaiset vedenlaatumuuttajat, jotka kertovat vesistöjen laadullisista ominaisuuksista. Vedenlaatuun vaikuttavat olennaisesti esimerkiksi alkaliteetti, veden pH ja sähkönjohtavuus (Oravainen 1999). Pintavesien vedenlaatutekijöihin vaikuttavat erityisesti valuma-alueiden geologiset, fysikaaliset ja kemialliset tekijät, joihin lasketaan esimerkiksi veden humus- ja ravinnepitoisuus, maantieteellinen sijainti, topografia, ilmasto sekä useat muut tekijät (Vuori ym. 2006: 11, 13-14). Yleisesti esimerkiksi savikkoalueilla ja runsaskalkkisen kallioperän alueella sijaitsevat vesistöt ovat runsasravinteisia, kun taas karuja, vähäravinteisia ja kirkasvetisiä vesistöjä esiintyy harju- ja kallioalueilla (Vuori ym. 2006: 14-17). Suomessa Itämereen laskee yhteensä 73 päävesistöaluetta (Vesivoiman luonto: vesivoima Suomessa). Päävesistöalueiden määrä riippuu laskentatavasta, sillä useat pienemmät vesistöt kuuluvat samoihin vesistöalueisiin. Ruotsissa on yhteensä 119 valuma-aluetta, joista valtaosa laskee Itämereen Pohjanlahden rannikolla (Ehlert 2006: 4; Sveriges huvudavrinningsområden 2012).

Suomessa ja Ruotsissa happamien sulfaattimaiden vaikutusta veden laatuun on tutkittu laajasti useiden laitosten toimesta, sillä ne ovat erittäin keskeisessä asemassa Itämeren rannikkoalueilla ja niiden vaikutus ulottuu useille eri maankäyttömuodoille. Happamat sulfaattimaat ovat muodostuneet erityisesti viimeisimmän jääkauden jälkeen Litoriname- ren aikaan, jolloin ilmasto oli nykyistä paljon lämpimämpi (Palko 1994: 19). Litoriname- ren aikana mereen kerrostui sulfidipitoisia sedimenttejä, jotka nykyään aiheuttavat konk- reettisia ongelmia hapettuessaan. Tällaista hapettumista alkaa tapahtua pohjaveden pin- nan laskiessa, kun sulfidit alkavat useiden kemiallisten prosessien kautta muuttua rikki- hapoksi (H_2SO_4) sekä erilaisiksi rautahydroksideiksi. Tämän seurauksena maaperän pH- arvot laskevat runsaasti eli maaperä happamoituu (Maaseutuverkosto 2009: 4). Hapan maaperä aiheuttaa ongelmia vesistöissä huuhtoutumisen seurauksena, jolloin vesistöt al- kavat happamoitua. Huuhtoutumien mukana vesistöihin kulkeutuu myös runsaasti erilai- sia metalleja (esimerkiksi alumiinia, rautaa ja sinkkiä), jotka voivat häiritä vesistöjen eko- logista tilaa merkittävästi (Palko 1994: 20). Happamoitumisen vaikutukset ulottuvat eri- laisiin kasvi- ja eläinlajeihin sekä myös ihmisen toimintaan (Pousette 2010: 3).

Tässä tutkimuksessa käsitellään happamien sulfaattimaiden vaikutusta Itämereen laskevien jokien vedenlaatumuuttujiin kohdentuen Suomen ja Ruotsin jokivesistöihin. Vedenlaatumuuttujat on rajattu mahdollisimman kuvaaviksi, jotta happamien sulfaatti- maiden vaikutusta voidaan analysoida tarkemmin. Esimerkkivesistöiksi on valikoitu kolme Itämereen laskevaa vesistöä Suomessa ja Ruotsissa eri puolilta Itämeren. Joet on pyritty rajaamaan niin, että ne antavat kattavan kuvan happamien sulfaattimaiden vaiku- tuksista alueella. Happamien sulfaattimaiden vaikutuksia vesistöihin on helppo tutkia eri- lasia vedenlaatumuuttujia hyödyntäen. Keskeisimmät vedenlaatumuuttujat vesistötutki- muksessa kuvaavat esimerkiksi vesistön happotasapainoa, veden puskurointikykyä ja ve- sistössä esiintyviä hiukkasia (Oravainen 1999; Oram 2014a).

Tässä työssä on tarkoitus tutkia happamien sulfaattimaiden vaikutusta vedenlaa- tumuuttujiin Suomessa ja Ruotsissa, sekä sitä miten happamien sulfaattimaiden vesistö- vaikutuksia voidaan vähentää. Oletan perustuen aikaisempiin tutkimuksiin (Edén ym. 2009; Auri & Boman 2014; Auri & Eklund 2017; Nurttila 2017), että happamat sulfaat- timaat aiheuttavat useita erilaisia vakavia ympäristövaikutuksia esimerkiksi maaperälle ja vesistöihin. Koska aikaisempien tutkimukset osoittavat, että happamat sulfaattimaat

aiheuttavat esimerkiksi happamoitumista ja metallipitoisuuksien kasvua vesistöissä, voidaan olettaa samankaltaisten vaikutusten esiintyvän myös tutkimusalueella. Aiheen tutkiminen on ajankohtaista, sillä happamien sulfaattimaiden vaikutuksia ei vielä täysin tunneta kartoittamattomilla alueilla. Myös jo aikaisemmin kartoitetuilla alueilla vaikutuksia vedenlaatuun pitäisi tutkia vielä lisää.

2. TEOREETTINEN TAUSTA

2.1. Happamat sulfaattimaat

2.1.1 Määritelmä, syntyvät ja ominaisuudet

Maaseutuverkoston (2009: 2) mukaan happamat sulfaattimaat ovat syntyneet niiden esiasteesta, sulfiittimaista, pääasiassa viimeisimmän jääkauden jälkeen noin 4000-7500 vuotta sitten. Sulfiittimaiden syntyaikana alueella vallitsi Itämeren kehityshistoriassa Litorinameri, jolloin merivesi oli lämpimämpää ja huomattavasti nykyistä suolaisempaa, sekä suurin osa nykyisen Itämeren rannikkoalueista olivat meren peittämiä (Maaseutuverkosto 2009: 8; Pousette 2010: 4). Sulfaattimaita on syntynyt myös ennen aikaisemmissa Itämeren kehitysvaiheissa, mutta sulfidipitoiset mereiset sedimentit syntyivät juurikin lämpimän Litorinameren aikana (Palko 1994: 19). Nykyisten rautapitoisten sulfiittimaiden syntyminen alkoi, sillä Suomessa erityisesti läntinen maaperä oli vedenpeittämänä ja ennen jääkautta ollut kasvillisuus alkoi kerrostua meren pohjaan (Edén ym. 2009). Heikkisen (2009) mukaan merenpohjassa kasvillisuutta alkoi hyödyntämään runsas bakteerikasvusta, jotka anaerobisessa eli hapettomassa tilassa hajottivat kasvinjätteitä käyttämällä meriveden sulfaattia. Tämän hajotustoiminnan lopputuloksena muodostui valtava määrä sulfidipitoisia sedimenttejä, jotka kerrostuivat meren pohjaan sitoutuen yhdessä raudan kanssa (Maaseutuverkosto 2009: 2). Itämeren kehittymisen ja jääkauden loppumisen myötä alkoi tapahtua voimakasta maankohoamista, jonka seurauksena sulfidisavikerrokset nousivat veden pinnan yläpuolelle ja muodostivat nykyiset sulfiittimaat

(Happamoituminen 2014; Hakala 2018). Pirkkalainen ja Lindroos (2016: 1) mukaan sulfidisavella tarkoitetaan pelkistyneessä tilassa olevaa rikkiä sisältäviä savea, jossa rikki esiintyy sulfidina (S^{2-}), kun taas sulfaattisavi on hapettunutta rikkiä sisältäviä savea, jossa rikki esiintyy sulfaattina (SO_4^{2-}). Suomessa tavataan erityisesti pohjois- ja itäosissa sulfidimaiden lisäksi myös niiden tyyppisiä mustaliuskemuodostumia, jotka ovat tutkimusten mukaan erittäin sulfidipitoisia sekä helposti rapautuvia, ja näin voivat hapettuessaan aiheuttaa happamoitumista ympäristössä ja vesistöissä (Virtanen & Lerssi 2006: 1).

Sulfiittimaat ovat neutraaleja niin kauan, kun pohjaveden pinta pysyy sulfiittimaakerroksen yläpuolella (Heikkinen 2009). Geologian tutkimuskeskuksen (Edén ym. 2009) mukaan maaperä alkaa muuttumaan kemiallisesti pohjaveden pinnan laskemisen seurauksena, jonka seurauksena maakerros happamoituu. Tämä on seurasta useista erilaisista biokemiallisista sekä kemiallisista reaktioista ja niiden ketjureaktioista. Kemiallisia muutoksia tapahtuu esimerkiksi rikkiä sisältävien mineraalien hajotessa hapen vaikutuksesta sekä rikin muodostaessa rikkihappoa yhdessä veden kanssa (Pousette 2010: 6-8). Maaseutuverkoston (2009: 8) mukaan sulfiittimaat siis hapettuvat sulfaattimaiksi ja hapettumisen seurauksena vapautuu vetyioneja (H^+) sekä reaktioiden lopputuotteena rikkihappoa (H_2SO_4) ja rautahydroksideja. Itämeren rannikkoalueilla maankohoaminen jatkuu yhtä vahvasti, jonka seurauksena anaerobisista tiloista nousee uutta sulfiittimaata aerobiseen eli hapelliseen tilaan lisäten happamien sulfaattimaiden määrää (Maa- ja metsätalousministeriö 2011: 9). Happamoituminen kuitenkin rajoittuu lähinnä makeisiin vesiin, sillä yleensä meri ei ole herkkä happamoitumiselle (Kronholm ym. 2005: 121).

Sulfidi- ja sulfaattimaat ovat rakenteeltaan liejupitoisia ja sisältävät enimmäkseen hienorakeisia maalajeja, kuten savea, hiesua ja hienoa hietaa (Auri & Eklund 2017: 2). Sulfidisedimenttejä voi esiintyä paikoitellen myös karkeiden maalajien eli hiedan ja hiekan sekä moreenin kanssa. Dent (1986: 22) toteaa, että sulfidisedimentit ovat rikkiä sisältäviä kerrostumia, jotka alkavat hapettumisen seurauksena happamoitumaan maa-aineksen puskurointikyvyn laskiessa. Aurin ja Eklundin mukaan (2017: 2) karkearakeiset sulfidisedimentit ovat rikkiä sisältävyydeltään alhaisempia verrattaessa vastaaviin hienorakeisiin sedimentteihin. Tästä huolimatta karkearakeiset maat voivat happamoitua helposti johtuen alhaisesta puskurointikyvystä pH:n muutoksia vastaan. Auri ja Eklund (2017: 2) kuitenkin huomauttavat, että karkearakeisen maaperän happamoitumisesta johtuvista

ympäristövaikutuksista, koskien ympäristön tai vesistöjen happamoitumisriskiä, ei ole juurikaan tutkimustietoa. Suomen maaperässä ei ole yleensä happoa neutralisoivaa kalkkikiveä merkittäviä määriä (Uusi-Kämpä ym. 2013: 6). Tämän vuoksi Suomessa maaperällä on vähäinen haponneutralointikyky ja maassa tapahtuu voimakasta happamoitumista, jonka seurauksena syntyy happamia sulfaattimaita. Rannikon lähellä sijaitsevien sulfaattimaiden pintakerros on ohut ja rikkipitoinen, jonka takia happamien huuhtoutumien määrä on niissä korkeampi. Näissä lähellä maanpintaa sijaitsevista sulfidikerroksista on suurempi sulfidipitoisuus ja niistä vapautuu enemmän happamuutta huuhtoutumalla verrattaessa syvemmillä oleviin sulfaattimaihiniin (Yli-Halla 2018: 1).

2.1.2 Esiintymisalueet

Happamia sulfaattimaita esiintyy laaja-alaisesti ympäri maailmaa erityisesti päiväntasaajan seuduilla, Australiassa sekä USA:ssa. Niiden globaaliksi kokonaispinta-alaksi arvioidaan noin 24 miljoonaa hehtaaria (Maaseutuverkosto 2009: 3). Suurimmat happamien sulfaattimaiden esiintymät Euroopassa sijaitsevat Suomessa, mutta myös Ruotsista löydetään laajalti sulfaattimaita (Sohlenius 2011: 5). Eden ym. (2009) tulkitsevat, että happamien sulfaattimaiden kokonaislevinneisyys Suomessa vaihtelee eri arvioiden mukaan 100 000 – 300 000 hehtaarin välillä, joista noin 70% sijaitsee kokonaisuudessaan Pohjanmaan alueella. Tämä alue ulottuu eteläisimmästä Suomesta aina Ouluun saakka ja sisämaahan noin 80 metrin korkeuteen merenpinnan tasosta. Pohjanmaalla Litorinameren alle jääneet potentiaaliset happamien sulfaattimaiden alueet ulottuvat jopa 100 metrin korkeuteen saakka, kun taas Suomenlahden rannikolla tällaisia alueita on vain noin 10 metriä merenpinnasta (Palko 1994: 21). Vastaavasti Ruotsissa happamia sulfaattimaita esiintyy erityisesti Västerbottenin ja Norrbottenin rannikoilla eli Ruotsin koillisosissa, sekä myöskin etelässä erityisesti suurempien järvien rannoilla yhteensä yli 140 000 hehtaarin verran (Nuotio ym. 2009: 12, Sohlenius 2011: 5). Kronholm ym. (2005: 121) mukaan Pohjanlahden Perämeren osassa happamoituminen rajoittuu erittäin selkeästi tiettyjen jokisuiden lähistölle. Sellaiset happamat sulfaattimaat, jotka sijaitsevat korkealla meren pinnan

tasosta ovat useimmiten alkaneet hapettua kauan aikaa sitten, jonka takia suurin osa happamuudesta on huuhtoutunut pois (Yli-Halla 2018: 1).

2.1.3 Määrittäysperusteet

Kansainvälisesti happamia sulfaattimaita määritellään useilla eri tavoilla (Dent 1986: 140-144). Auri ym. (2012: 4) mukaan Suomessa happamat sulfaattimaat määritetään tarkoittamaan joko todellisia happamia sulfaattimaita, joissa sulfidisedimentin pintaosa on hapettunut, tai potentiaalista hapanta sulfaattimaata, joka voi mahdollisesti happamoitua. Suomessa happamien sulfaattimaiden määrittämiseen käytetään neljää erilaista kriteeriä (Auri 2015: 3-4). Nämä kriteerit koostuvat pH:sta, pH:n muutoksesta inkubaation aikana, kokonaisrikkipitoisuudesta, sekä aistinvaraisesta havainnosta sulfidista. Auri ja Boman (2014: 2) mukaan inkubaatiolla tarkoitetaan maalajinäytteen hapettumista näytteen ollessa kosteana 9-19 viikkoa huoneenlämmössä. Mikäli pH-arvo on laskenut inkubaation jälkeen alle neljään, sekä pH-arvon määrä on laskenut vähintään 0,5 yksikköä, niin kyseisessä näytteessä voidaan todeta esiintyvän sulfideja (Auri & Eklund 2017: 2). Sulfaattimaita voidaan kenttätutkimuksessa havaita myös hajuaistin tai näköhavaintojen perusteella, sillä niiden ominaishaju on heikko mädän kananmunan haju johtuen maaperästä vapautuvasta rikistä (Auri ym. 2018: 5). Näköhavainnot perustuvat maaperän väriin, joka on yleisesti musta, tummanharmaa tai jopa sinisenmusta. Aistinvaraiset tunnistusmenetelmät ovat kuitenkin riittämättömiä, mikäli halutaan tehdä tarkkoja analyysyjä ja ne soveltuvatkin vain nopeaan arviontiin kenttäolosuhteissa (Vertanen 2016: 11-12). Useimmiten happamia sulfaattimaita on käsitelty Suomessa yhtenä kokonaisuutena, vaikka happamat sulfaattimaat kattavat ominaisuuksiltaan monenlaisia maita (Yli-Halla 2018: 1). Nämä ominaisuudet voidaan jakaa useisiin ryhmiin, joiden pohjalta voidaan tehdä kohdennettua tehokasta riskiarviointia ja tehostaa sulfaattimaille suunnattuja toimintoja.

2.1.4 Happamien sulfaattimaiden keskeiset vesistövaikutukset

Edén ym. (2009) toteaa, että happamilla sulfaattimailla on useita erilaisia vesistövaikutuksia. Happamilla sulfaattimailla on runsaasti erilaisia metalleja varastoituneena, ja niistä lähtevät metallipitoiset huuhtoutumat ovat yksi merkittävin vesistövaikutus. Vesistöissä nämä metallit voivat sitoutua vedessä oleviin kiintoainepartikkeleihin sekä eloperäisiin hiukkasiin ja muuhun kiinteään ainekseen (Sutela ym. 2012: 19). Happamista sulfaattimaista pääsee vesistöihin erilaisia metalleja, kuten alumiinia (Al) ja mangaania (Mn), sekä mahdollisesti myös myrkyllistä kadmiumia (Cd), kobolttia (Co), kuparia (Cu), litiumia (Li), nikkeliä (Ni), rubidiumia (Rb), talliumia (Tl), uraania (U), sekä sinkkiä (Zn) pääasiassa huuhtoutumalla (Palko 1994: 20; Edén ym. 2009). Erityisesti alumiinia, rautaa ja sinkkiä löytyy suurina määrinä happamien sulfaattimaiden vaikutusalueilla olevista maa-alueista ja vesistöistä. Nämä kolme metallia ovat kaikista myrkyllisimpiä kaloille yhdistettynä alhaiseen pH-tasoon (Palko 1994: 49). Edén ym. (2009) mukaan huuhtoutumien mukana kulkeutuvat ravinteet ja erilaiset metallit aiheuttavat valtavasti erilaisia ongelmia niin vesistöissä kuin maaperässäkin, sillä niillä on vahvoja happamoittavia vaikutuksia. Nämä ympäristövaikutukset voivat aiheuttaa konkreettisia ongelmia esimerkiksi viljely- ja kalataloudelle happamien ja metallirikkaiden huuhtoutumien syövyttävyyden takia (Edén ym. 2009). Vesistöjen happamoituminen aiheuttaa eliöstölle kaikilla biologisen hierarkian tasoilla haittaa heikentäen yksilön kasvua ja kehitystä, lisäten kuolleisuutta ja aiheuttamalla yhteisötasolla ikärakenteellista muutosta (Vuori 1998 Sutelan ym. 2012: 22 mukaan). Muita vaikutuksia ovat erityisesti herkempien lajien karsiutuminen vesistöistä sekä niiden korvautuminen uusilla kestävimmillä lajeilla ja koko ekosysteemin tuottavuuden aleneminen. Nämä vaikutukset voivat aiheuttaa vesistöosien tai joen alapuolella olevan rannikkoveden rehevöitymisen lisääntymistä. Mikäli happamuus kasvaa äkillisesti vesistöissä yhdessä metallipitoisuuksien kanssa, vesistöissä saattaa esiintyä jopa kalakuolemia (Palko 1994: 42). Pitempiaikaisen kuormituksen aikana vesien eliökantoihin voi tulla muutoksia, sillä esimerkiksi kalkkikuoriset eliöt ovat herkkiä vesistöjen muutoksille (Uusi-Kämpä 2013: 7). Sutelan ym. (2012: 14) mukaan happamuuden haitat liittyvät useisiin erinäisiin seikkoihin, joita ovat esimerkiksi metallien myrkyllisten olomuotojen yleistyminen, lisääntyvä metallien biosaatavuus ja humus-metallisakan

muodostuminen yhteydessä pohjaeliöstön aineenvaihdunnan hidastumiseen. Yksittäisten lajien ionitasapaino ja hengitysaineenvaihdunta voivat häiriintyä jo pelkästään happamoitumisen seurauksena. Oravaisen (1999: 13) mukaan vesistön pH-arvojen laskiessa alle 6,0 alkavat laajamittaiset simpukoiden, kotiloiden ja rapujen katoamiset. Mikäli happamoituminen jatkuu ja pH-arvot laskevat 5,5 alapuolelle, alkaa särki- ja lohikalojen lisääntymisessä esiintyä ongelmia. Paikalliset happamoitumisesta aiheutuvat ongelmat voivat heijastua myös muualle, sillä esimerkiksi Perämeren seudulle vaeltaa kaloja kutemaan pitkiä matkoja (Kronholm ym. 2005: 121).

Maaperän huuhtoutumiseen, sen koostumukseen ja tätä kautta myös vesistövaikutusten merkittävyyteen vaikuttavat keskeisesti esimerkiksi maa- ja metsätalous. Maatalous lisää happamilta sulfaattimailta tulevaa kuormitusta, sillä erityisesti Pohjanmaan sulfaattimailta täytyy tehdä kuivatusta, jotta maatalous olisi kannattavaa (Palko 1994: 32-33). Kuivatus lisää kuormitusta ympäristössä, sillä salaojituksin tapahtuva peltojen kuivaaminen voi kuivattaa maaperän jopa 2-3 syvyyteen saakka (Auri 2015: 5). Samankaltaisia vaikutuksia on myös turvetuotannolla sekä metsätalouden toimilla, sillä metsämaiden muokkaus ja ojittaminen altistavat maaperän kuivumiselle, ja tätä kautta myös hapettumiselle (Nieminen ym. 2016: 26). Happamoitumista vesistöissä voivat lisätä myös maanrakennuksen toimet, sillä huolimattomasti tehty maaläjitys tai kaivuutyöt voivat aiheuttaa pahoja happamuusongelmia, ja näin ollen myös lisätä hapanta huuhtoutumaa vesistöihin (Pousette 2010: 74). Merkitystä on myös maaperän kuivaamisella, sillä salaojitetuilta alueilta vapautuu huuhtoutumisen avulla kymmenkertainen määrä happamuutta aiheuttavia tekijöitä verrattaessa avo-ojitettuihin alueisiin (Koivisto ym. 2016: 38). Suuria vaikutuksia alueellisesti on myös kaivoksilla, sillä kaivosten jätevesissä on usein monenlaisia metalleja (Karppinen ym. 2016: 27). Kaivosvedet sisältävät yleisesti kuitenkin vähemmän metalleja, kuin esimerkiksi maa- ja metsätalouden valumavedet, mutta tämä riippuu hyvin vahvasti kaivoksessa louhitun malmin laadusta sekä valumavesien lähteestä. Happamat sulfaattimaat voivat aiheuttaa kriittisiä happamuusolosuhteita jo silloin, kun ne peittävät 2-5% valuma-alueen kokonaispinta-alasta (Palko ym. 1988 Rantala 1991: 12 mukaan).

2.2 Vedenlaatumuuttajat

Vedenlaatumuuttajat luotiin alun perin, jotta vesistöjä voitaisiin luokitella helpommin laatuominaisuuksien mukaan. Luokittelu perustuu monipuoliseen ja kattavaan kuvaan vesistön tilasta, jota varten tehdään runsaasti tieteellistä ja kokeellista tutkimusta. Tällainen luokittelu on mahdollistanut vesistöjen laadullisten tietojen monipuolisen käytön esimerkiksi vesistöjen suojele- ja valvontaperiaatteissa (Vesi- ja ympäristöhallitus 1988: 7). Happamien sulfaattimaiden vaikutus vedenlaatuun on erittäin keskeistä. Erityisesti pH, alkaliteetti, sähkönjohtavuus ja kiintoaine ovat tärkeitä vedenlaatumuuttajia tutkittaessa happamien sulfaattimaiden vaikutusta vesistöihin (Sutela ym. 2012: 16).

2.2.1 Alkaliteetti

Alkaliteetti on yksi keskeisimmistä vedenlaatumuuttajista. Oravaisen (1999: 13) mukaan veden alkaliteetti tarkoittaa veden kykyä säilyttää pH mahdollisimman samanlaisena tiettyjen happojen lisääntyessä. Alkaliteetti siis kertoo veden puskurointikykyä eli sen kyvystä sitoa happoa. Alkaliteetin mittaamiseen käytetään mittayksikkönä mmol/l eli millimoolia per litra, jonka muutos pienemmäksi tarkoittaa veden heikentyntä kykyä puskuroida happea (Mattson 2009). Puskurointikykyä vesistöissä ylläpitävät erilaiset hiilihapon eri olomuodot, sekä kalsium- ja magnesiumkarbonaatit (Heikkinen & Alasaarela 1988: 19-20). Puskurointikyky luokitellaan omiin ryhmiinsä, joita ovat hyvä, tyydyttävä, välttävä, huono ja loppunut (Oravainen 1999: 14). Puskurointikyky on yksi selkeimmistä tavoista kertoa vesistöjen valuma-alueiden laadusta, sekä vesistön tilasta. Oram (2014b) mukaan alkaliteettia määrittää vahvasti maa- ja kallioperän tyyppi, jonka lävitse se kulkeutuu. Eräät kivilajit ovat kemialliselta koostumukseltaan sellaisia, että ne tuottavat puskuroivia yhdisteitä. Oram (2014a) mukaan tällaiset kivilajit sisältävät yleensä bikarbonaattia, karbonaattia ja hydroksidiyhdisteitä. Puskurikykyä luovat myös erilaiset boraatit, silikaatit ja fosfaatit, jonka ansiosta esimerkiksi karbonaattirikkailla kalkkikivialueilla alkaliteetti on korkea. Oram (2014a) huomauttaa, että graniittia,

konglomeraattia ja hiekkakiviä sisältävät alueet ovat heikon alkaliteetin alueita eli niillä alueilla puskurointikyky on heikko.

2.2.2 pH

Veden pH-arvo kertoo vesistön happotasapainosta, joka vaihtelee happamasta emäkseen, 0-14 pH-arvon välillä (Ophardt 2003). Kun vesi on happotasapainoltaan normaali eli neutraali, veden pH on 7,0. Vesistöissä pH kuitenkin vaihtelee suuresti, mutta yleisimmin pH-arvot sijoittuvat 6,0-8,0 välille. Nämä arvot soveltuvat parhaiten vesieliöille, sillä suurin osa vesieliöistä elää juurikin 6,0-8,0 pH-arvojen alueella, mutta luontainen humuskuormitus kuitenkin lisää veden happamuutta, jolloin arvot voivat vaihdella rajustikin (Oravainen 1999: 12). Arvot saattavat vaihdella runsaasti, ja Palko ym. (1988: 19) toteavatkin, etteivät seurantajaksojen keskimääräiset pH-arvot anna todellista kuvaa vesistön happamuustilasta. Sutelan ym. (2012: 16) mukaan tärkeää on myös huomioida happamuutta tutkittaessa, että pH-asteikko on logaritminen, jolloin yhden yksikön lasku tarkoittaa vetyionien määrän kymmenkertaistumista. Vesien ekologisen tilan luokittelussa hyödynnetään tämän takia pH-arvojen vuotuisia minimiarvoja, jotka antavat paremman kuvan vesieliöstön kriittisistä olosuhteista (Vuori ym. 2009 Sutelan ym. 2012: 16 mukaan). Vesistöillä on luontainen torjuntakeino happamuutta vastaan, sillä vesi kykenee vastustamaan eli niin sanotusti puskuroimaan happoa, jolloin pH ei muutu niin rajusti (Oravainen 1999: 12). Veden puskurointikykyä mitataan alkaliteetilla. Oravaisen (1999: 13) mukaan merivedet ovat huomattavasti voimakkaammin puskuroituja kuin sisävedet, sillä niiden pH-arvot ovat lähellä 8,0. Sisävesien alhaiset pH-arvot voivat aiheuttaa ongelmia esimerkiksi erilaisten kalalajien lisääntymisessä.

2.2.3 Kiintoaine

Kiintoaineella tarkoitetaan vedessä olevan hiukkasmaisen aineen määrää (Oravainen 2009: 9). Hiukkaspitoisuuden eli kiintoaineen määrää lisäävät esimerkiksi jätevesikuormitus, sekä runsas biomassa ja eroosion kuljettama erodoitunut aines. Kiintoainepitoisuutta määritetään kalvosuodatuksen avulla, jossa vesi ohjataan tiheän kalvon läpi, joka suodatuksen jälkeen kuivataan ja punnitaan (Oram 2014a). Tällaisen punnituksen tuloksena saadaan kiintoaineen määrä, joka ilmoitetaan mg/l (Total Dissolved Solids (TDS) 1978). Oravaisen (1999: 9) mukaan puhtaassa, kirkkaassa vedessä kiintoainepitoisuus on hyvin pieni, yleensä alle 1,0 mg/l. Sulan veden aikaan kiintoainepitoisuus on runsaimmillaan johtuen levien lisääntymisestä (Oravainen 1999: 9). Tällöin pitoisuudet vaihtelevat yleensä 1-3 mg/l. Kiintoainepitoisuudet ovat suuria myös vesistöjen syvänteissä ja erityisesti niiden pohjalla. Kiintoainepitoisuus on parempi mittari järvivesistöissä, sillä jokivesissä kiintoaineen määrä voi vaihdella paljon myös lyhyen ajanjakson aikana (Oram 2014b). Kiintoainepitoisuuden lisääntyminen samentaa vettä, jonka seurauksena esimerkiksi uppolehtisten kasvien määrä lisääntyy valon läpäisykyvyn heikentyessä (Kiintoaineen kulkeutuminen 2013). Kiintoainepitoisuutta voidaan myös pitää eroosion voimakkuuden mittarina (Nurttila 2017: 16).

2.2.4 Sähkönjohtavuus

Oravaisen (1999: 10) mukaan sähkönjohtavuudella mitataan veteen liuenneiden suolojen määrä, joita ovat esimerkiksi erilaiset kationit (natrium, kalium, kalsium, magnesium) sekä anionit (kloridit ja sulfaatit). Sähkönjohtavuus siis kuvaa vedessä olevien ionisoitujen aineiden kokonaispitoisuutta eli toisin sanoen veden suolaisuutta (Sähkönjohtavuuden mittaaminen 2016). Sähkönjohtavuutta mitataan vedestä käyttämällä arvoa millisiemenssiä per metri (mS/m), ja arvot sijoittuvat välille 5-10mS/m. Suomessa vesistöt ovat suolaisuudeltaan erittäin vähäsuolaisia, sillä kallioperä on heikosti rapautuvaa. Alhainen

suolapitoisuus vesistöissä ja erityisesti järvissä laskee luontaisesti vesistöjen puskurointikykyä erittäin alhaiseksi (Oravainen 1999: 10).

3. VESISTÖALUEET

3.1. Pohjanlahteen laskevat joet Suomessa ja Ruotsissa

Pohjanlahti on Suomen ja Ruotsin välissä sijaitseva merialue, joka muodostaa Itämeren pohjoisimman osa (Furman ym. 2014). Pohjanlahden rannikkoalueilla sijaitsee suurin osa happamien sulfaattimaiden esiintymistä Euroopassa ja ne kattavat Suomen puoleisen rannikon lähes kokonaan sekä Ruotsissa Norrbottenin ja Västerbottenin alueet (Palko 1994: 21; Sohlenius 2011: 5; Liite 1; Liite 3). Happamien sulfaattimaiden alueella on myös merkittävä määrä Pohjanlahteen laskevia vesistöjä, joilla on myös keskeinen vaikutus Itämeren vedenlaatuun.

3.1.1 Kyrönjoki

Kyrönjoki on Etelä-Pohjanmaan suurin joki ja se laskee Pohjanlahteen, tarkemmin sanottuna Perämereen, Mustasaaren kunnassa Vaasan pohjoispuolella (Kyrönjokirahasto 2019; Liite 1). Kyrönjoki muodostuu kolmesta latvahaarasta, Seinäjoesta, Jalasjoesta ja Kauhajoesta ja siihen laskee myös useita pienempiä sivujokia (Koivisto ym. 2016: 20). Varsinainen Kyrönjoen pääuoma alkaa virallisen nykykäsityksen mukaan Kauha- ja Jalasjoen yhtymäkohdasta (Nurttila 2017: 5). Kyrönjoen vesistöalue kattaa 4923km² alueen, josta happamien sulfaattimaiden osuus on noin 350-400 km² (Alasaarela 1983). Kyrönjoen vesistöalueella asuu noin 100 000 asukasta ja sen varrelta löytyy useampi tulvariskialueeksi nimetty alue erityisesti Ilmajoki-Seinäjoki ja Ylistaro-Vähäkyrö välisiltä alueilta Koiviston ym. (2016: 19) mukaan. Happamien sulfaattimaiden aiheuttamat ongelmat keskittyvät erityisesti Kyrönjoen suistoon ja pääuomaan Seinäjoen alapuolella.

Vesienhoidossa keskeiset ongelmat aiheutuvat muun muassa hajakuormituksesta, rakenteellisista muutoksista ja happamien sulfaattimaiden aiheuttamiin ongelmiin, sekä myös turvetuotannon aiheuttamaan kuormitukseen (Koivisto ym. 2016: 19). Kyrönjoen vesistöalueen ekologisen tilan arvioinnissa Kyrönjoen arvioidaan kuuluvan välttävään tai huonoon luokkaan (Nurttila 2017: 16). Kyrönjoen vesistöalueella maaperä vaikuttaa vedenlaatuun heikentävästi, jonka takia veden laatu on luontaisesti heikko. Vesistöalueella yleisesti esiintyvät savikkomaat sisältävät usein rikkipitoisia sulfidisedimenttejä, jotka hapetessaan muodostavat happamia sulfaattimaita (Nurttila 2017: 16). Maaperä alueella koostuu yleisesti hyvin hienorakeisista maalajeista, joka voidaan havaita Geologian tutkimuskeskuksen Maankamara karttapalvelusta (2019). Tulevaisuudessa huuhtoutuvan sulfaatin määrä on arvioitu vähentyvän vuosikymmenten aikana Kyrönjoen vesistöalueella, joka luontaisesti parantaa vesistön laatua (Koivisto ym. 2016: 20). Rautio ym. (2006: 9-10) mukaan Kyrönjoen vesistöalueen maankäyttö koostuu erityisesti peltoalasta, joka kattaa keskimäärin noin 25% kokonaispinta-alasta. Kangasmaiden, sekä turvemaiden osuus vesistöalueen pinta-alasta kattavat yli 70%. Soiden osuus erityisesti vesistön latvaosissa on suuri (yli 60%). Muita maankäyttömuotoja ovat asutukset, tiet ja muut erityiskäyttöalueet (yhteensä noin 1,2%). Vesistöjen osuus kattaa noin 1,3% vesistöalueen kokonaispinta-alasta (Rautio ym. 2006: 9-10).

3.1.2 Luulajanjoki

Luulajanjoki on Luulajan kunnassa Itämereen laskeva joki, joka saa alkunsa Norjasta kahtena eri latvavirtana. Joen kokonaispituus on yli 460 kilometriä ja sen vesistöalue kattaa 25 240km² (Vattenfall 2018: 1; Liite 3). Luulajanjoki virtaa muun muassa Stora Lulevatten järven lävitse ja laskee lopulta Itämeren pohjoisosaan, Pohjanlahteen. Joen vesistöalueella suurimmat asutuskeskittymät ovat Jällivaara, Jokimukka, Boden sekä Luulaja ja alueella asuu yli 10 000 ihmistä (Luleåälven 2019). Joen ekologisen tilan arvioinnissa joki kuuluu VISS:n (Luleåälven 2019) mukaan Luulajan kunnan seudulla luokkaan huono (Otillfredsställande). Maaperä rannikon alueella koostuu erityisesti glasiolakustriesta ja mariinisista depositioista, eli jäätikköjärvien ja merten sedimenteistä (Seppälä 2005: 55). Happamat sulfaattimaat sijaitsevat Luulajanjoen rannikkoseuduilla, joissa

niiden aiheuttama hapan kuormitus on suurta. Suurin osa happamista sulfaattimaista Luulajanjoen vesistöalueella sijaitsevat alle 40 metrin korkeudessa, silttipitoisen maaperän alueella (Broman ym. 2019: 9). VISS:n (Luleåälven 2019) mukaan Luulajanjoen piste-kuormituslähteet koostuvat erityisesti asutuskeskusten jätevesistä ja -jätevesipuhdistamoista, myrskyjen aikaisista tulvavesistä sekä kaivosten jätevesistä. Hajakuormituslähteistä keskeisimpiä ovat ilmakehän laskeuma sekä maatalouden ja liikenteen päästöt. Rentz ja Öhlander (2012: 919) mukaan maankäyttö Luulajanjoen alueella on metsävaltaista, sillä koivu- ja havupuuvaltaiset metsät peittävät noin 58% vesistöalueen kokonaispinta-alasta. Kasvillisuus joen alkulähteellä, Norjan rajalla Skandien vuoristossa, koostuu lähinnä tundramaisista kasveista. Vesistöalueella esiintyy myös järviä ja soita, joiden kokonaispinta-alaksi on arvioitu noin 11% (Rentz & Öhlander 2012: 919).

3.2. Suomenlahteen laskevat joet Suomessa

Suomenlahti on Itämeren itäisin lahti, ja se sijaitsee Suomen ja Viron välissä (Suomenlahti 2019). Suomenlahden alueella esiintyy pieni osa happamista sulfaattimaista, joiden on arvioitu olevan pinta-alallisesti keskimäärin noin 30% Suomen happamien sulfaattimaiden kokonaispinta-alasta (Maaseutuverkosto 2009). Paikallisia sulfaattimaiden esiintymä esiintyy esimerkiksi Porvoonjoen vesistöalueella (Liite 2).

3.2.1 Porvoonjoki

Porvoonjoen vesistöalueen kokonaispinta-ala on 1273km² ja se sijaitsee Suomen kaakkoisrannikolla (Energiateollisuus ry 2008: 76). Joki laskee Itämereen Suomenlahdessa Porvoon kohdalla (Liite 2). Porvoonjoki kuuluu vesienhoidollisesti Kymijoen-Suomenlahden vesienhoitoalueeseen (Karonen ym. 2015: 22). Porvoonjoen suurimmat sivujoet ovat Palojoki, Puujoki sekä Vähäjoki, mutta jokeen laskee myös useita muita pienempiä sivujokia (Jäntti 2017:2). Porvoonjoen alue on hyvin vähäjärvinen, sillä järvien osuus

vesistöalueen pinta-alasta on ainoastaan 1,4% (Tulvariskien alustava arviointi... 2010: 1). Vesistöalueella asuu myös runsaasti ihmisiä, sillä joki virtaa yhteensä seitsemän kunnan alueella, joiden kokonaisväkiluku käsittää yli 250 000 ihmistä (Itä-Uudenmaan ja Porvoonjoen vesien- ja ilmansuojeluyhdistys r.y 2019: 3). Itä-Uudenmaan ja Porvoonjoen vesien- ja ilmastonsuojeluyhdistys r.y:n (2019: 4-5) mukaan Porvoonjoen ekologinen tila on tällä hetkellä tilastollisesti pääosin tyydyttävä, mutta osittain myös välttävä. Ekologista tilaa selittävät muun muassa hajakuormitus erityisesti viljelymailta sekä pistekuormitus useista erilaisista lähteistä esimerkiksi jätevedenpuhdistamoilta ja teollisuudesta (Tulvariskien alustava arviointi... 2010: 4). Porvoonjoen ekologista tilaa on huonontanut erityisesti Lahden jätevedenpuhdistamolta tullut kuormitus (Tulvariskien alustava arviointi... 2010: 19). Porvoonjoen vesistöalueelta löytyy runsaasti happamia sulfaattimaita erityisesti sen alaosilta (Happamat sulfaattimaat 2014). Happamat sulfaattimaat yhdessä kuormitustekijöiden kanssa heikentävät joen ekologista tilaa ja veden laatua. Maaperä vesistöalueella koostuu erityisesti savimaista, sekä paljaista kallioalueista (maankamara 2019). Maankäyttö Porvoonjoen vesistöalueella koostuu erityisesti maatalousalueista, jotka kattavat noin 30% kokonaispinta-alasta. Metsät, avoimet kankaat ja kalliomaat hallitsevat yli 50% kokonaispinta-alasta, kun taas rakennettua ympäristöä on vain noin 10% pinta-alasta (Tulvariskien alustava arviointi... 2010: 5-6).

4. HAPPAMIEN SULFAATTIMAI DEN YMPÄRISTÖVAIKUTUKSET

Kyrönjoki on happamien sulfaattimaiden suhteen erittäin keskeinen, sillä vesistöalueella sijaitsee merkittävä osa Suomen happamista sulfaattimaista (Alasaarela 1983). Happamat sulfaattimaat huuhtoutuessaan aiheuttavat Kyrönjoessa merkittäviä ongelmia happamoitumisen ja metallikuormituksen takia (Happamien sulfaattimaiden kartoitukset käynnissä 2019). Nämä edeltävät kuormitustekijät ovat aiheuttaneet kalakuolemia esimerkiksi vuonna 2006. Happamoitumisen myötä myös rehevöityminen on Kyrönjoen vesistöalueella runsasta. Rehevöityminen on ollut ongelmana varsinkin Kyrönjoen pääuoman

pitkillä suvantojaksoilla sekä Kauhajoen ja Jalasjoen alueilla, mutta myös vesistöalueen luonnontilaisissa järvissä ja tekojärvissä (Koivisto ym. 2016: 19-20). Rehevöitymistä lisää merkittävistä hajakuormitus maataloudesta sekä pistekuormitus taajama-alueilta. Kiintoaineen määrät ovat suuria Kyrönjoessa johtuen metsien ojituksista sekä turvetuotannosta, mutta myös sulfiittimailta peräisin oleva kiintoainekuormitus on merkittävää (Nurttila 2017: 20-22). Erityisesti Kauhajoen, Jalasjoen ja Seinäjoen latvaosissa on merkittäviä eroosioherkkiä alueita (Koivisto ym. 2016: 20) Tällaiset eroosioherkät alueet lisäävät paikallisesti kiintoainemääriä vahvasti, mutta niillä on myös vaikutusta muihin veden laadullisiin muuttujiin. Kiintoaineen määrä voi vaihdella runsaasti vuodenaikojen mukaan. Esimerkiksi Kyrönjoen vesistöalueella vuosien 2012-2017 aikana kiintoainepitoisuudet vaihtelivat 2,8 ja 52 mg/l välillä valtatie 8:n Koivulahden mittauspisteessä, Kyrönjoen alaosassa (ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertta 2019). Alimmillaan kiintoaineen määrä oli siis lähes kirkasvetistä vastaavaa, kun taas runsaimmillaan vesi oli erittäin sameaa Suomen ympäristöhallinnon vedenlaatuluokituksen mukaan (Suomen ympäristökeskus). Geologian tutkimuskeskuksen (Maankamara 2019) mukaan Kyrönjoen vesistöalueen maaperä koostuu erityisesti hienoista sedimenttiaineksista, kuten savesta, joka erodoituessaan eli rapautuessaan lisää kiintoaineen määrää vesistöissä. Happamat sulfaattimaat voivat lisätä kiintoaineen määrää vesistöissä huuhtoutumisen takia yhdessä happamuuden kanssa (Suvanto ym. 2015: 11), mutta kiintoaineen suuren määrän aiheuttajaa on hankala rajata vain jotain tiettyä kuormittajaa koskevaksi.

Happamuuskuormituksen määrää voidaan arvioida myös sulfaattipitoisuuden avulla, sillä happamilta sulfaattimailta peräisin olevat huuhtoutumat sisältävät runsaasti sulfaatteja (Koivisto ym. 2016: 37). Erityisesti säätila ja sadanta vaikuttavat vahvasti siihen kuinka paljon sulfaattikuormitusta esiintyy. Varsinkin keväisin sulamisvesien ja kiuvien kausien jälkeiset rankkasateet lisäävät huuhtoutumien määrää voimakkaasti (Maa-seutuverkosto 2009: 4). Huuhtoutumien takia happamuus on merkittävin vedenlaatua heikentävä tekijä muiden kuormitustekijöiden ohella Kyrönjoessa ja muissa pohjalaisjoissa (Happamuus heikentää vedenlaatua pohjalaisjoissa... 2019). Tolosen (2012: 6) mukaan runsaiden huuhtoutumien takia jokiveden puskurointikyky laskee ja happamien vesien osuus kokonaisvalunnasta kasvaa. Huuhtoutumia ovat lisänneet myös salaojitukset, sillä Mannisen (1972: 114) mukaan Kyrönjoen salaojien rikkipitoisuudet olivat 1,5-5 kertaiset

alueella sijainneisiin avo-ojituksiin verrattaessa. Vesistön runsas happamoituminen on aiheuttanut esimerkiksi ajoittaisia kalakuolemia ja kalakannat ovat tästä syystä osittain taantuneet (Myllynen ym. 1997).

Vedenlaatututkimuksen mukaan (ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertta 2019) vuosien 2012-2017 aikana pH oli minimissään 5,6 ja tällöin särki- ja lohikalojen lisääntymisessä alkaa esiintyä ongelmia (Oravainen 1999: 13). Varsinkin pitempiaikainen happamuus häiritsee merkittävästi lajien kasvua ja kehitystä, ja lajistossa voi tapahtua jopa häviämistä ajan myötä (Uusi-Kämppeä ym. 2013: 7). Sähkönjohtavuuden arvot ovat kohonneita happamien sulfaattimaiden alueella, ja osittain myös tämän takia Kyrönjoen vesistöalueella on mitattu korkeita sähkönjohtavuusarvoja vuosien 2012-2017 välisenä aikana (ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertta 2019). Sähkönjohtavuuden arvot vaihtelivat 10,3 ja 21 mS/m välillä. Keskiarvollisesti sähkönjohtavuus Kyrönjoessa oli sisävesiin verrattuna hieman kohonneempi Suomen ympäristöhallituksen vedenlaatuluokituksen mukaan (Suomen ympäristökeskus). Korkeita sähkönjohtavuusarvoja esiintyy erityisesti alueilla, jotka ovat voimakkaasti viljeltyjä (Oravainen 1999: 10). Kyrönjoen vesistöalue koostuu keskimäärin noin 25% peltoalasta Raution ym. (2006: 9-10) mukaan, jonka takia myös voimakas peltoviljely nostaa sähkönjohtavuuden arvoja yhdessä happamilta sulfaattimailta tulevan kuormituksen kanssa. Kyrönjoen puskurointikyky on alhaisimmillaan keväisin, jolloin happamilta sulfaattimailta peräisin olevat happamat lumien sulamisvedet heikentävät alkaliteettia merkittävästi (Nurttila 2017: 20). Kyrönjoen vedenlaatumittausten (ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertta 2019) vuosien 2012-2017 aikana tehtyjen tutkimusten mukaan Kyrönjoki oli alkaliteetiltaan hyvällä tasolla, alkaliteetin vaihdellessa 0,05-0,4 välillä. Keskeinen vedenlaatua heikentävä tekijä ovat myös erilaiset metallit. Happamilta sulfaattimailta tuleva metallikuormitus näkyy myös selvästi Kyrönjoessa, joissa metallipitoisuudet ovat huomattavan korkeita (Keskisarja ym. 2018: 28). Metallipitoisuudet nousevat erityisesti happamuuden takia, joka voidaan myös havaita Kyrönjoen vedenlaatumuuttujia tarkastellessa (Koivisto 2016: 57).

Ruotsissa sulfidisaveja ja näin ollen myös happamia sulfaattimaita esiintyy erityisesti Norrbottenin alueella, jossa myös Luulajanjoki sijaitsee, mutta myös Västerbottenin alueella (Kronholm ym. 2005: 120). Happamuuden takia Luulajan rannikkoseudun sisälahdissa on esiintynyt laajoja kalakuolemia varsinkin sellaisina ajanjaksoina, kun

pohjaveden pinta on ollut tavallista alempana esimerkiksi vuonna 2004 (Byrsten & Sandberg 2005: 18). Suomessa happamoituminen on yleisempää jokivesistöissä verrattaessa Ruotsiin, sillä Suomessa esiintyy happamoitumiselle alttiita sulfidimaita huomattavasti enemmän, jonka lisäksi rannikkoalueet ovat Suomessa paljon suljetumpia kuin Ruotsissa (Maaseutuverkosto 2009: 3). Norrbottenilla ja myös Västerbottenilla useiden jokisuiden/-suistojen alueilla esiintyy hyvin paljon sulfidisaveja, jotka voivat hapettua happamiksi sulfaattimaiksi (Erixon 2009: 14-17). Luulajanjoen vedenlaatu on huonontunut ja metallipitoisuudet ovat nousseet huomattavasti johtuen happamilta sulfaattimailta tulevasta huuhtoutumisesta (Erixon 2009). Luulajanjoessa on havaittu voimakasta kasvua sulfaattien sekä erilaisten metallien (esimerkiksi alumiinin, nikkelin, kadmiumin, koboltin, mangaanin ja sinkin) määrissä (Wennström 2017: 11-12). Luulajanjoen vesistöalueella, Luulajan kunnassa sijaitseva Persöfjärden-järvi on kärsinyt vakavista happamuusongelmista ja järvestä on havaittu suuria määriä erilaisia metalleja (Erixon 2009; Filppa 2012: 40). Luulajanjoen vesistöalueella sijaitsevat happamat sulfaattimaat aiheuttavat konkreettisia veden laadullisia ongelmia, joka voidaan havaita myös VISS:n vedenlaatutiedoista. Vuosien 2012-2019 välisenä aikana Luulajanjoen alaosasta Luleå älv-mittauspisteestä saatujen tietojen mukaan vesistössä oli ajoittaisia happamuusongelmia, mutta pääsääntöisesti veden pH-arvot olivat lähellä neutraalia tasoa kyseisessä mittauspisteessä. Luulajanjoen vesistöalueella on kuitenkin merkittävä riski happamoitumiselle, sillä happamoitumiselle alttiita sulfidimaita esiintyy runsaasti rannikkoalueilla jokisuistoissa (Sohlenius 2011: 10).

Happamia sulfaattimaita esiintyy Suomenlahden rannikolla huomattavasti vähäisimpinä määrinä verrattaessa Pohjanmaan rannikkoalueeseen (Palko 1994: 21). Tästä huolimatta happamat sulfaattimaat aiheuttavat konkreettisia ongelmia ajoittain myös Suomenlahteen laskevissa vesistöissä. Porvoonjoessa happamien sulfaattimaiden vaikutus on erittäin vähäistä verrattaessa muihin kuormitustekijöihin, mutta silti happamilla sulfaattimailta on paikallisia vaikutuksia (Beucher ym. 2015: 14). Happamat sulfaattimaat voivat aiheuttaa paikallisia happamuuspiikkejä, jos sateiden myötä vesistöön pääsee huuhtoutumaan sulfaatteja. Happamat sulfaattimaat voivat myös aiheuttaa konkreettisia ongelmia, kuten metallien liukenemista, vesistöalueiden happamoitumista ja kalakuolemia, mutta toistaiseksi suurimmilta ongelmilta Porvoonjoen vesistöalueella on vältytty

happamien sulfaattimaiden vähäisyyden takia (Karonen ym. 2015: 142; Itä-Uudenmaan ja Porvoonjoen vesien- ja ilmansuojeluyhdistys r.y. 2019). Happamuus vaihtelee Porvoonjoessa hyvin vähän ja vuosien 2012-2017 aikana suoritettujen vedenlaatumittausten mukaan pH vaihtelee 6,8 ja 8,0 välillä Porvoonjoen alaosassa sijaitsevassa mittauspisteessä (ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertta 2019). Suomen ympäristöhallinnon vedenlaatuoluokituksen mukaan Porvoonjoen vesistö on pH:n perusteella lievästi emäksistä, joka on pH:n perusteella vesieliöille ihanteellinen ympäristö. Porvoonjoen veteen on liuennut myös enemmän suoloja kuin tavanomaiseen vesistöön Suomessa. Porvoonjoen veden laatuun vaikuttavat eniten jätevedet, peltoviljely ja karjatalous (Lehtonen & Penttilä 1991: 18). Kuormitustekijät ovat myös nostaneet kiintoainemääriä huomattavasti sekä lisänneet suolojen määrää vesistössä. Erityisesti Lahden kaupungin jätevedet ovat kuormittaneet Porvoonjokea valtavasti (Henriksson & Niemi 2018: 9-10). Tämän vuoksi Porvoonjoen keskeiset ongelmat liittyvät jokiveden huonoon hygieeniseen tilaan ja suureen ravinnekuormituksen (Lehtonen & Penttilä 1991: 18). Kuormitusta lisää myös vesistöalueen herkästi erodoituva savinen maaperä, joka lisää kiintoaineen määrää vesistössä. Suomen ympäristökeskuksen mukaan (ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertta 2019) vuosien 2012-2017 välillä kiintoaineen määrä oli keskimääräisesti kohonnutta (Suomen ympäristökeskus). Vesistöalueen maaperä koostuu pääasiassa savi-, hiesu- ja hietamaista, jotka huuhtoutuvat helposti (Karonen ym. 2015: 145). Näillä savialueilla on myös paikallisia sulfidisaviesiintymiä, jotka voivat pohjaveden pinnan laskiessa hapettua happamiksi sulfaattimaiksi. Happamien sulfaattimaiden vaikutusta Suomenlahden alueella sijaitseviin vesistöalueisiin tulisi tutkia lisää, sillä kartoitustarve happamille sulfaattimaille, sekä niiden aiheuttamalle kuormitusriskille Suomenlahden rannikolla, on merkittävä ja tutkimustietoa on saatavilla vasta suhteellisen vähän (Karonen ym. 2015: 172).

5. POHDINTA

Tutkimuksen vesistöalueiksi valikoitui kolme jokea, joiden vedenlaatutiedot on saatu jokisuistossa sijaitsevista mittauspisteistä. Vesistöalueet sijaitsevat Suomessa ja Ruotsissa maantieteellisesti kukin eri Itämeren rannikkoalueella, jotta tarkastelu happamien sulfaattimaiden suhteen olisi helpompaa. Pohjanlahteen laskevat joet ovat Suomessa Kyrönjoki ja Ruotsissa Luulajanjoki. Lisäksi tutkimuksessa käsiteltiin myös Suomenlahteen laskevaa Porvoonjokea. Jokia yhdistävä tekijä on se, että ne sijaitsevat kaikki ainakin osittain happamien sulfaattimaiden vaikutusalueella.

Ruotsissa happamat sulfaattimaat ovat sijoittuneet suurimmaksi osin muutamien suurimpien jokien varsille rannikolle Norrbottenilla ja Västerbottenilla, sekä etelässä suurimpien järvien ympäristöön (Sohlenius 2011: 5). Suomessa happamia sulfaattimaita havaitaan laajalti länsi-, lounais- ja etelärannikolla (Happamat sulfaattimaat 2014). Geologian tutkimuskeskuksen (Maankamara 2019) kartoitusten perusteella voidaan huomata, että suurin osa happamista sulfaattimaista sijaitsee Pohjanmaalla sekä Pohjois-Pohjanmaalla. Noin 30 joessa Pohjanmaalla ja Lounais-Suomessa on vakavia happamuusongelmia johtuen erityisesti happamien sulfaattimaiden aiheuttamasta happamasta kuormituksesta (Palko 1994: 49). Useiden tutkimusten mukaan (Palko 1994; Edén ym. 2009; Maa-seutuverkosto 2009 jne.) tällä alueella, Suomen länsirannikolla, sijaitsee liki 70% kaikista Suomen happamista sulfaattimaista ja kokonaisuudessaan happamat sulfaattimaat Suomessa ovat pinta-alaltaan Euroopan suurimmat. Pinta-alaltaan suurimmat happamien sulfaattimaiden esiintymisaluet sijoittuvat muutamien jokien vesistöalueilla ja näistä yksi keskeisimmistä ja tutkituimmista on Kyrönjoki (Liite 1). Tarkasteltaessa Kyrönjoen vesistöalueeseen kohdistuvia ympäristövaikutuksia huomattiin joen vedenlaadun kärsivän useista konkreettisista laadullisista ongelmista (Koivisto ym. 2016: 19-20; ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertta 2019). Kyrönjoen vesistöalueella on suuria alueita, joissa riski sulfidimaiden happamoitumiselle on suuri. Alueen maankäyttö myös lisää sulfidimaiden hapettumista, sillä viljelysmaiden osuus kokonaispinta-alasta on lähes 25% ja niissä tapahtuva peltojen kuivaaminen voi laskea pohjaveden pintaa paikoin jopa useilla metreillä. Happamoitumista viljelysalueilla voidaan ehkäistä tehostamalla peltoalojen kuivausta sulfidimaille sopivammiksi, eli käytännössä vähentämällä salaojitusten määriä

ja lisäämällä avo-ojituksia (Koivisto ym. 2016: 38). Tärkeää on myös kehittää viljelysalojen ja vesistöjen väliin erilaisia puskurivyöhykkeitä, jotta happamat huuhtoutumat eivät pääse suoraan vaikuttamaan vesistöjen ekologiseen tilaan. Puskurivyöhykkeinä voivat toimia erilaiset ekosysteemit, joista erityisesti kosteikot ovat keskeisiä (Kytö & Räisänen 2002). Kosteikkojen avulla voidaan maaperään sitoa suuria määriä esimerkiksi metalleja, sillä kosteikkojen aerobiset ja anaerobiset osat pelkistävät ja sitovat metalleja, sekä mineraaliainesta. Verrattaessa Kyrönjokea muihin esimerkkivesistöihin, havaittiin Kyrönjoen olevan happamuudeltaan kaikista huonoimmassa tilassa. Tätä selittävät niin alueen maankäyttö kuin happamat sulfaattimaat, mutta happamilta sulfaattimailta tulevat huuhtoutumat ovat kuitenkin keskeisin vaikutustekijä. Happamat sulfaattimaat (yhdessä muiden kuormitustekijöiden kanssa) lisäävät myös kiintoaineen määrää vesistöissä, sillä alueen maaperä koostuu erittäin hienojakoisesta savesta, joka on paikoittain todella eroosioherkkää (Koivisto ym. 2016: 20). Happamista sulfaattimaista peräisin olevat metallit myös aiheuttavat suuria ongelmia häiriten pohjaeliöstön kasvua ja kehitystä, sekä häiriten lisääntymistä. Vesistön happamuus yhdessä korkeiden metallipitoisuuksien kanssa on kaikista myrkyllisin vesieliöstölle ja tämä voi näkyä jopa kokonaisten lajien katoamisena vesistöistä (Palko 1994: 42; Uusi-Kämpä 2013: 7). Varsinkin kalkkikuoriset eliöt, kuten simpukat ja ravut voivat hävitä helpostikin, jos vesistön pH-arvot laskevat tarpeeksi alas.

Luulajanjoen vesistöalueella on havaittu runsaasti sulfidimaita, jotka voivat muodostaa hapettuessaan riskin myös vesistöille (Liite 3). Luulajanjoessa on havaittu myös kohonneita metallipitoisuuksia, jotka voivat aiheuttaa potentiaalista riskiä vesiekosysteemille. Huuhtoutumien takia Luulajanjoessa havaittu myös kalakuolemia esimerkiksi vuonna 2004 (Byrsten & Sandberg 2005: 18). Jokivedessä suurimpia arvoja on mitattu erityisesti sulfaattien ja erilaisten metallien osalta, jotka ilmaisevat niiden todennäköisen alkuperän olevan sulfidimailta (Erixon 2009). Runsaiden huuhtoutumien takia jokiveden laatu on huonontunut merkittävästi, joka voidaan havaita myös Luulajanjoen vesistöalueella sijaitsevassa Persofjärden -järvessä. Järven ekologinen tila on huono, joka johtuu erityisesti happamien sulfaattimaiden aiheuttamasta kuormituksesta. Luulajanjoen vesistöalueen maaperä myös lisää huuhtoutumisen riskiä, sillä se koostuu eroosioherkistä sedimenttiaineksista (Seppälä 2005: 55). Samanlaisia eroosioherkkiä sedimenttejä havaitaan myös Porvoonjoen vesistöalueella, jossa aineksen erodoituminen on lisännyt

jokiveden kiintoainemääriä runsaasti. Vesistöalueella ei kuitenkaan ole tehty riittävästi tutkimusta, jotta happamien sulfaattimaiden vaikutuksia voitaisiin rajata tarpeeksi kattavasti. Alueella jo tehtyjen tutkimusten (Palko 1994; Beucher ym. 2015; Liite 2) mukaan Porvoonjoella esiintyvät sulfaattimaat voivat aiheuttaa merkittäviä riskejä, mikäli pohjaveden pinta laskee huomattavasti. Kronholm ym. (2005: 121) mukaan Perämerellä happamoitumisen aiheuttamat ongelmat ovat myös keskeisiä ja happamoituminen koskettaa jopa kokonaisia rannikkovyöhykkeitä. Näiden alueiden vaikutukset ulottuvat kuitenkin myös muualle, sillä useat kalalajit vaeltavat pitkiä matkoja Perämeren alueelle kutemaan. Kalojen mukana kulkeutuu suuria määriä maaperästä huuhtoutuneita metalleja, sekä muita ravintoketjussa rikastuvia partikkeleita (Kronholm ym. 2005: 121).

Pinta-alaltaan Suomessa havaittavat sulfaattimaat ovat suurimpien arvioiden mukaan lähes kaksinkertaiset verrattaessa Ruotsissa sijaitseviin happamiin sulfaattimaihiniin (Maaseutuverkosto 2009). Happamien sulfaattimaiden pienempi esiintyvyys heijastuu automaattisesti myös vedenlaadullisiin tekijöihin. Ruotsin happamien sulfaattimaiden pienikokoisuuden vuoksi suurin osa Ruotsin joista ovat hyvässä ekologisessa tilassa, eivätkä happamat sulfaattimaat aiheuta suurta ongelmaa. Kuitenkin Ruotsin rannikkoalueilla on valtavasti potentiaalisia sulfidimaita, jotka voivat oikeanlaisissa olosuhteissa hapettua happamiksi sulfaattimaiksi (Erixon 2009: 14-17). Tämä voidaan havaita myös esimerkiksi vesistöissä Luulajanjoessa, jossa happamuutta ei havaittu vuosien 2012-2019 suoritettuna mittausajankohtana ollenkaan (Luleälven 2019). Happamoitumisen aiheuttamat ongelmat yhdessä huuhtoumien kanssa keskittyvät Ruotsissa muutamien suurempien vesistöjen ympärille. Suomessa esiintymien laajaa-alaisuuden vuoksi happamat sulfaattimaat tulee ottaa huomioon lähestulkoon kaikkialla rannikkoseudulla esimerkiksi maankuivauksessa ja -rakennuksessa, maataloudessa ja maankäytön suunnittelussa. Maankäytöllä on keskeinen vaikutus siihen, kuinka paljon sulfidimaita hapettuu sulfaattimaiksi ja myös siihen, kuinka paljon huuhtoutumista tapahtuu niistä (Auri 2015: 5; Nieminen ym. 2016: 26; Karppinen ym. 2016: 27). Maankäyttömuodoista erityisesti maa- ja metsätalous ovat keskeisessä asemassa, sillä niiden takia sulfaattipitoisilla maa-aloilla suoritetaan massiivisia kuivatustoimia. Näiden kuivaustoimien takia pohjaveden pinta laskee ja sulfidimaat alkavat hapettua happamiksi sulfaattimaiksi. Koiviston ym. (2016: 19) mukaan

samanlainen vaikutus on myös turvetuotantoalueiksi muutetuilla turvesoilla, sillä turvetuotanto vaatii todella kuivaa maaperää toimiakseen tehokkaasti.

Vedenlaatumuuttujien mittaaminen on yksi helpoin tapa tutkia happamien sulfaattimaiden vaikutuksia vedenlaatuun ja vesistön tilaan, mutta Hadzic ym. (2014: 20) huomauttaa etteivät vedenlaadun mittaukset kerro potentiaalisten sulfaattimaiden tarkkaa sijaintia. Vedenlaadun mittarina käytettävistä vedenlaatumuuttujista tärkeimpiä ovat esimerkiksi pH ja alkaliniteetti, joilla voidaan mitata veden happamuuden vaihtelua, mutta myös muut muuttujat ovat tärkeässä roolissa tutkittaessa vedenlaatua. Vedenlaadun vaihteluun vaikuttavat merkittävästi esiintymien paikallisuus ja pienialaisuus, hapettumisen eri vaiheet, sekä hydrologiset vaihtelut vesistöalueella, jonka takia yksittäisten happamien sulfaattimaiden esiintymien vaikutusta on hankala arvioida kattavasti. Kuitenkin vesistöjen laadun tutkiminen on tärkeää, sillä tutkimusten avulla voidaan tehdä tarvittavia toimia esimerkiksi kalkitsemalla happamoituneita alueita tai parantamalla alueellisia kuivausmenetelmiä.

Ihmistoiminta vaikuttaa potentiaalisiin happamiin sulfaattimaihin erittäin suuresti, sillä useiden sektoreiden toimien ansiosta happamien sulfaattimaiden vaikutukset ympäristössä voivat lisääntyä merkittävästi. Ympäristövaikutuksia ja erityisesti veden laadun heikkenemistä voidaan vähentää merkittävästi tehostamalla sulfidimailla tehtäviä toimia. Tällaisia toimia ovat esimerkiksi maanrakennuksessa tehtävä maan läjitys, joka tulisi tehdä erittäin huolellisesti, ettei sulfidipitoinen maaperä ala hapettumaan (Pousette 2010:74). Maaperän happamoitumista voidaan ehkäistä myös kalkitsemalla, jolloin maaperän pH ei pääse laskemaan liikaa (Nuotio ym. 2009; Maa- ja metsätalousministeriö 2011). Kalkitseminen on tehokkainta maanpinnalla ja vesistöissä, sillä syvällä sijaitsevia happamia sulfaattimaita on käytännössä mahdotonta kalkita. Suurta huomiota tulee kohdentaa myös pohjaveden pinnan pitämistä mahdollisimman hyvällä tasalla, etteivät potentiaaliset sulfaattimaat ala hapettua. Ojituksessa tulisi ottaa huomioon veden pinnan tasapaino, sillä kuivien ja märkien jaksojen vaihtelevuus on haitallista. Kuivina aikoina hapettuneet sulfidimaat voivat märkinä jaksoina liueta veteen ja näin ollen päätyä myös valtavesistöihin aiheuttamaan haittaa (Kronholm ym. 2005: 121). Maaperän happamoitumista voidaan hallita myös säätökastelemalla, eli ohjaamalla ojaverkoston vettä, jolloin pohjamaa pysyy kosteana eikä ala happamoitumaan (Hannukkala ym. 2015).

Säätökastelu ei kuitenkaan ole tehokasta, sillä sen avulla ei voida estää pohjamaassa tapahtuvaa hapettumista, jolloin säätökastelun hyödyt jäävät pieniksi. Sulfidimaat hapettuvat nopeasti jo muutamissa viikoissa happamiksi sulfaattimaiksi, jonka takia riskiarvioita tulisi suorittaa kaikilla alueilla, joissa sulfidimaita esiintyy merkittävästi.

Tulevaisuudessa happamien sulfaattimaiden tutkimusta ja kartoitusta on lisättävä merkittävästi. Tutkimuksen myötä maankäyttöä ja vesiensuojelua voidaan tehostaa entisestään torjumalla happamien sulfaattimaiden aiheuttamia haittoja. Maa- ja metsätalousministeriön (2011: 7) mukaan ilmastonmuutoksen myötä erilaiset sään ääri-ilmiöt tulevat ennusteiden mukaan yleistymään ja niiden on arvioitu lisäävän happamilta sulfaattimailta tulevaa ympäristökuormitusta. Ilmaston lämpenemisen myötä myös erilaiset maaperän happamuudesta johtuvat haitat tulevat lisääntymään sillä kuivien ja sateisien jaksojen lisääntyminen voivat lisätä huuhtoutumien määrää. Tutkimusten (Uusi-Kämpä 2013) mukaan kuivan kesän jälkeinen sateinen syksy aiheuttaa happamuuspiikin, erityisesti jos kuivia kesiä on useita peräkkäin. Tällöin vesistöjen vedenlaatu voi huonontua pitemmällä aikavälillä merkittävästi. Muutokset lumipeitteessä ja talvisadannassa voivat myös pahentaa kevättulvia ja aiheuttaa tulvimista myös muina vuodenaikoina (Rajala 2018). Tulviminen voi lisätä happamilta sulfaattimailta tulevia huuhtoutumia merkittävästi, jotka huonontavat vesistöjen laatua happamien yhdisteiden takia. Österholm ja Åström (2004) mukaan vuosikymmenten aikana sulfidimaiden sulfaattipitoisuuksien on kuitenkin arvioitu vähenevän hitaasti, mutta jatkuvasti. Happamista sulfaattimaista aiheutuvat kustannukset voivat nousta ilmastonmuutoksen myötä, sillä huuhtoutumien ennustetaan lisääntyvän merkittävästi. Nykyäänkin happamat sulfaattimaat aiheuttavat kustannuksia erityisesti maanrakennuksessa erilaisia kaivuutöitä tehdessä, ja ylimääräisiin kustannuksiin on törmätty esimerkiksi Malmin lentokentällä (Hämäläinen 2019). Erityistä huomiota tulevien vuosien aikana täytyy kiinnittää sulfidimailla tapahtuviin kuivauksiin, sillä kuivauksen tehostamisen ja/tai mahdollisesti uusien alueiden kuivattaminen lisäävät rikkiyhdisteiden huuhtoutumista ja näin ollen heikentävät sekä maaperän että vesistöjen laadullista tilaa. Suurimmat vaikutukset ovat kuitenkin erilaisilla hydrologisilla tekijöillä, jotka on tärkeä ottaa huomioon suunnittelussa. Tärkeää on myös arvioida maan painumisen sekä maankohoamisen vaikutuksia sulfaattimaille, sillä ne voivat lisätä sulfidimaiden

hapettumista. Mikäli rakennus- tai kaivuutoimintaa tehdään sulfidimailla, tulisi se tehdä erittäin varovasti, etteivät sulfidimaat ala hapettua (Kronholm ym. 2005: 121).

Tulevaisuudessa yksi tutkimuskohde voisi olla myös happamuushaittoihin liittyvät sosio-ekonomiset (haitta)vaikutukset, sillä happamat sulfaattimaat lisäävät kustannuksia ja hankaloittavat esimerkiksi rakennusprojekteja Pohjanmaalla eikä niitä ole tutkittu lähes ollenkaan (Koivisto ym. 2016: 37). Happamat sulfaattimaat vaikuttavat vedenlaatuun heikentävästi erityisesti Suomessa, mutta myös Ruotsissa Norrbottenin ja Västerbottenin alueilla sekä Ruotsin suurimpien järvien alueilla. Sulfidipitoisten maiden tutkimusta tulee tehostaa jatkossa, jotta niiden vaikutuksia voidaan ennaltaehkäistä ja näin saada aikaan myös kustannussäästöjä.

Lähteet

- Alasaarela, E. (1983). Ennakkoselvitys Kyrönjoen yläosan vesistöiden työnaikaisista vaikutuksista ja valmistumisen jälkeisen käytön vaikutuksista Kyrönjoen laatuun. *Vesihallituksen monistesarja 1983: 202*. 73 s.
- Auri, J. & A. Boman. (2014) *Happamien sulfaattimaiden kartoitus Keliber Oy:n suunnitelluilla louhosalueilla*. Kauhava, Geologia tutkimuskeskus. 7 s.
- Auri, J., A. Boman, M. Hadzic & M. Nystrand. (2018). *Opas happamien sulfaattimaiden kartoitukseen turvetuotantoalueilla*. Versio 1, 21.2.2018. Suomen ympäristökeskus. 14 s.
- Auri, J., P. Edén, A. Martinkauppi & E. Rankonen. (2012). *Työohje happamien sulfaattimaiden kartoitukseen (1:250 000)*. Kokkola, Geologian tutkimuskeskus. 14 s.
- Auri, J. & M. Eklund. (2017). *Happamien sulfaattimaiden esiintyminen ja ominaisuudet Kiskonjoen – Perniönjoen ja Karjaanjoen vesistöalueilla*. Espoo, Geologian tutkimuskeskus. 9 s.
- Auri, J. (2015). *Happamien sulfaattimaiden esiselvitys Oulussa*. Geologian tutkimuslaitos. Oulun kaupunki, Yhdyskunta- ja ympäristöpalvelut. 17 s.
- Beucher, A., S. Fröjdö, P. Österholm, J. Auri, A. Martinkauppi & P. Edén. (2015). Assessment of acid sulfate soil mapping utilizing chemical indicators in recipient waters. *Bulletin of the Geological Society of Finland*. 20 s.
- Broman, A., F. Nordblad, M. Johansson, M. Becher, G. Sohlenius, C. Öhrling, A. Boman, S. Josefsson, S. Mattbäck, C. Lindström, C. Olide, P. Liwata-Kenttälä, A. Huusko, E. Jokikokko, O. van der Meer, M. Lahti & M. Kangas. (2019). *Loppuraportti - Perämereen laskevia vesistöjä - Menetelmien kehittäminen ja ekologinen kunnostaminen - Yhteenveto*. 6/2019. 186 s.
- Byrsten, S. & A. Sandberg. (2005). *Metaller och fisk i Persöfjärden - En undersökning av metallhalter i fisk och ytvatten*. Högskoleingenjörsprogrammet, Luleå tekniska universitet. 2005:03. 61 s.
- Dent, D. (1986). Acid sulphate soils: a baseline for research and development. International Institute for Land Reclamation and Improvement ILRI, Wageningen, The Netherlands 1986. *Publication 39*. 204 s.
- Edén, P., J. Wikström & T. Vähäkuopus. (2009). *Happamat sulfaattimaat: Suomen suurimpia ympäristöongelmia*. Kokkola, Geologian tutkimuskeskus
- Ehlert, K. (2006). Svenskt Vattendragregister. Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut. *Hydrologi Nr 102, 2006*.
- Energiateollisuus ry. (2008). *Voimaa vedestä 2007*. Oy Vesirakentaja
- Erixon, P. (2009). *Klimatstyrda sulfidoxidationer som orsak till surhet och höga metallhalter i vattendrag i norra Sverige*. Forskningsrapport, Luleå tekniska universitet. 76 s. Universitetstryckeriet, Luleå.
- Filppa, E. (2012). *Identifiering av riskområden där sulfidsediment oxideras till följd av grundvattensänkning-Fallstudie av fem vattendrag vid Norrbottenskusten*. Lunds universitet. 64 s.
- Furman, E., M. Pihlajamäki, P. Välipakka, K. Myberg. (toim.) (2014). *Itämeri, Ympäristö ja ekologia*. Suomen Ympäristökeskus, Helsinki
- Hadzic, M., H. Postila, P. Österholm, M. Nystrand, S. Pahkakangas, A. Karppinen, M. Arola, R. Nilivaara-Koskela, K. Häkkinen, J. Saukkoriipi, S. Kunnas & R. Ihme. (2014). *Sulfaattimailla syntyvän happaman kuormituksen ennakointi- ja hallintamenetelmät*. SuHE-hankkeen loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 17/2014. Suomen ympäristökeskus. 88 s. Edita Prima Oy, Helsinki 2014
- Hakala, A. 2018. Maankohoaminen ja vesistöjen muutokset. <<http://www.geologia.fi/index.php/2018/06/03/maankohoaminen-ja-vesistöjen-muutokset/>>. 11.10.2019.

- Hannukkala, A., H. Hirvasniemi, H. Hökkä, P. Kouri & P. Liwata-Kenttälä. 2015. *Happamat sulfaattimaat Perämerenkaaren alueella ja niiden haittojen ehkäiseminen maa- ja metsätaloudessa*. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 66/2015, Luke
- Happamat sulfaattimaat. (2014). Happamat sulfaattimaat metatiedot (verkkodokumentti) Geologian tutkimuskeskus <<https://gtkdata.gtk.fi/Hasu/index.html>>. 26.10.2019
- Happamien sulfaattimaiden kartoitukset käynnissä. (2019). Geologian tutkimuskeskus. <http://www.gtk.fi/_system/print.html?from=/_system/PressReleases/news_0444.html>. 17.11.2019.
- Happamoituminen. (2014) Suomen Ympäristökeskus. <https://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Vesistojen_kunnostus/Virtavesien_kunnostus/Kunnostustarvetta_aiheuttavia_tekijoita/Happamoituminen>. 11.10.2019.
- Happamuus heikentää vedenlaatua pohjalaisjoissa (Pohjalaismaakunnat). (2019). Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. Tiedotteet 2019. <<https://www.ely-keskus.fi/web/ely/-/happamuus-heikentaa-vedenlaatua-pohjalaisjoissa-pohjalaismaakunnat->>. 01.12.2019.
- Heikkinen, K. & E. Alasaarela. (1988). *Happamoituneiden vesistöjen neutralointi*. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja. Kirjallisuuskatsaus. 87 s. Valtion painatuskeskus, Helsinki.
- Heikkinen, S. (2009). Happamien sulfaattimaiden haitat hallintaan. Geologian tutkimuskeskus, Kokkola. *Geofoorumi 2/2009*. 4 s. Edita Prima Oy
- Henriksson, M. & J. Niemi. (2018). *Jätevesien UV-desinfiointin vaikutus Porvoonjoen ja Palojoen hygieeniseen tilaan*. Itä-Uudenmaan ja Porvoonjoen vesien- ja ilmansuojeluyhdistys r.f. Föreningen vatten- och luftvård för Östra Nyland och Borgå å r.f. 60 s.
- Hämäläinen, J. (2019). Sulfidisavimaiden möyrinnällä yllättäviä seurauksia Malmin kentällä? – Voi lisätä rakentamisen hintaa ja kustannuksia. Helsingin uutiset. <<https://www.helsingin uutiset.fi/artikkeli/762417-sulfidisavimaiden-moyrinnalla-yllattavia-seurauksia-malmin-kentalla-voi-lisata>>. 12.04.2019.
- Itä-Uudenmaan ja Porvoonjoen vesien- ja ilmansuojeluyhdistys r.y. (2019). *Porvoonjoki elävämmäksi - Porvoonjoen vesistöalue hyvään ekologiseen tilaan vuoteen 2027 -Toimenpideohjelma 2019-2029*. 27 s.
- Jäntti, P. (2017). *Porvoonjoen vesistöalue, vesistötarkkailu vuonna 2016*. Eurofins Environment Testing Oy. 27 s.
- Jäsenyhdistysten palvelut. (2019). Suomen vesiensuojeluyhdistysten liitto RY. Helsinki <<https://vesiensuojelu.fi/tutkimuspalvelut/>>. 17.11.2019
- Karonen, M., A. Mäntykoski, E. Nylander & K. Lehto. (toim.) (2015). *Vesien tila hyväksi yhdessä - Kymijoen-Suomenlahden vesienhoitoalueen vesienhoitosuunnitelma vuosiksi 2016-2021*. Raportteja 132/2015 Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus
- Karppinen, A., J. Riihimäki, T. Nokela & R. Ihme. (2016). *Sulfidimaiden hapettumisen estäminen ja happamien valumavesien neutralointimenetelmiä maankäyttömuodoittain - Maankäytön vaikutus valumaveden laatuun*. Suomen ympäristökeskus. 30 s.
- Keskisarja, V. E. Salminen & Westberg, V. (toim.) (2018). Happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaviivat vuoteen 2020 – Väliraportti- Maa- ja metsätalousministeriö. Happamien sulfaattimaiden strategian seurantarayhmä. *Maa- ja metsätalousministeriön työryhmämuistio 1/2018*. 48 s.
- Kiintoaineen kulkeutuminen. (2013). Länsi-Uudenmaan vesi- ja ympäristö ry. <<http://www.pelastajarvi.fi/kiintoaines>>. 07.11.2019.
- Koivisto, A-M., M. Mäensivu, E. Raitalampi, A. Teppo & V. Westberg. (2016). Kyrönjoen vesistöalueen vesienhoidon toimenpideohjelma 2016-2021. *Raportteja 37/2016*. Etelä-Pohjanmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. 37 s.
- Kronholm, M., J. Albertsson & A. Laine. (toim.) (2005). Perämeri Life. Perämeren toimintasuunnitelma. Länsstyrelsen i Norrbottens län, *rapportserie 1/2005*. 208 s. NRS Tryckeri, Huskvarna 2005.

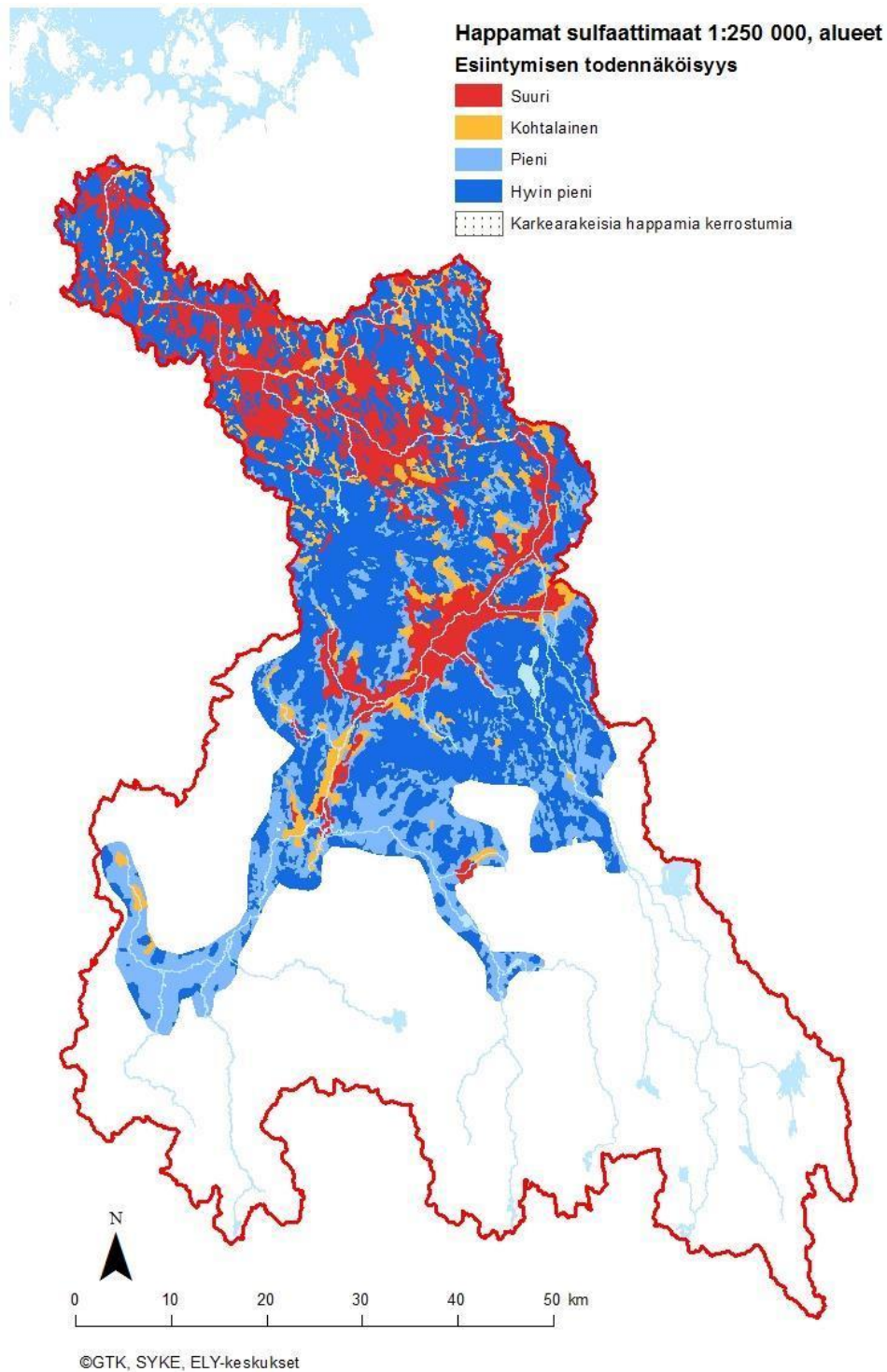
- Kyrönjokirahasto. (2019). Pohjanmaan vesi ja ympäristö ry. <<https://www.vesiensuojelu.fi/pohjanmaa/kyronjokirahasto/>>. 08.11.2019.
- Kytö, H. & M-L. Räisänen. (2002). Happamien, rauta- ja mangaanipitoisten kaivosympäristövesien puhdistaminen kosteikkokäsittelyllä. Kirjallisuusselvitys. Geologian tutkimuskeskus, Kuopion yksikkö. *Raportti S49/0000/1/2002*
- Lehtonen, E. & S. Penttilä. (toim.) (1991). Porvoonjoen kuormitus selvitys. Vesi- ja ympäristöhallitus & Helsingin vesi- ja ympäristöpiiri, Helsinki 1991. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 68*. Valtion painatuskeskus, Pasilan VALTIMO. Vesi- ja ympäristöhallitus. 179 s.
- Luleåälven. (2019) Vatteninformationssystem Sverige. <[http://gtkdata.gtk.fi/maankamara/](https://viss.lansstyrelsen.se/Waters.aspx?waterMSCD=WA80573188#>_29.10.2019</p>
<p>Maa- ja metsätalousministeriö; Ympäristöministeriö. (2011). Happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaviivat vuoteen 2020. <i>Maa- ja metsätalousministeriön julkaisuja 2011</i>. 26 s. Tampereen Yliopistopaino – Juvenes Print, Tampere 2011.</p>
<p>Maankamara. (2019). Geologian tutkimuskeskus. <. 30.10.2019.
- Maaseutuverkosto. (2009) Happamat sulfaattimaat. <https://www.maaseutu.fi/globalassets/esitteet-ja-opaat/happamat_sulfaattimaat_b5_low.pdf>. 12.10.2019.
- Manninen H. (1972). *Maankuivatustoimenpiteiden vaikutus veden laatuun lähinnä Kyrönjoen vesistöalueella*. Teknillinen korkeakoulu, rakennusinsinööriosasto. Diplomityö. Vaasan vesipiiri. Vesihallitus. 137 s.
- Mattson, M. D. (2009). *Alkalinity*. Teoksessa G. E. Likens: Encyclopedia of Inland Waters. Massachusetts Department of Environmental Protection, Worcester, USA. Elsevier Inc. 1-6 s.
- Miljödata-MVM (2019). Swedish University of Agricultural Sciences (SLU). National data host lakes and watercourses, and national data host agricultural land, <<http://miljodata.slu.se/mvm/>>. 01.11.2019.
- Myllynen K., E. Ojutkangas & M. Nikinmaa. (1997). River water with high iron concentration and low pH causes mortality of lamprey roe and newly hatched larvae. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 36:1. 43-48 s.
- Nieminen, T. M., H. Hökkä, A. Ihalainen & L. Finér. (2016). Metsänhoito happamilla sulfaattimailla. Luonnonvarakeskus, *Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 12/2016*. 42 s.
- Nuotio, E., L. M. Rautio & S. Zitra-Bärsund. (toim.) (2009). *Kohti happamien sulfaattimaiden hallintaa: ehdotus happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaviivoiksi*. Työryhmämuistio. Maa- ja metsätalousministeriö.
- Nurttila, R. (2017). *Kyrönjoen yhteistarkkailu vuonna 2016 osa II: vesistö tarkkailu*. Ahma ympäristö Oy. 42.
- Ophardt, C. E. (2003). pH Scale. Virtual Chembook. Elmhurst College <<http://chemistry.elmhurst.edu/vchembook/184ph.html>>. 29.10.2019.
- Oram, B. (2014a). The Role of Alkalinity Citizen Monitoring <<https://www.water-research.net/index.php/the-role-of-alkalinity-citizen-monitoring>>. 04.10.2019
- Oram, B. (2014b). Water Testing Total Dissolved Solids Drinking Water Quality. Sources of Total Dissolved Solids (Minerals) in Drinking Water Testing- Get the Water Tested!. Water Research Watershed Center, Dallas, USA. <<https://water-research.net/index.php/water-treatment/tools/total-dissolved-solids>>. 30.10.2019.
- Oravainen, R. (1999). *Vesistö tulosten tulkinta – opasvihkonen*. Kokemäenjoen vesistöjen vesiensuojeluyhdistys ry. 32 s.
- Palko, J. (1994). Acid sulphate soils and their agricultural and environmental problems in Finland. *Acta universitatis Ouluensis C* 75. 65s.

- Palko, J., E. Merilä & S. Heino. (1988). Maankuivatuksen suunnittelu happamilla sulfaattimailla. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 21*, Vesi- ja ympäristöhallitus, Helsinki. 60 s.
- Pintavesien tila: Pintavesien tyypittely. (2018). Suomen ympäristökeskus. <http://www.ymparisto.fi/fi-FI/Vesi/Pintavesien_tila/Pintavesien_tyypittely>. 09.10.2019
- Pirkkalainen, J. & N. Lindroos (2016). *Porvoon kaupunki - Humlebergin, Domargårdin ja Loviisiantien sulfaattimaaselvitykset*. Ramboll Finland Oy, Tampere.
- Pousette, K. (2010). Miljöteknisk bedömning och hantering av sulfidjordsmassor. *Forskningsrapport 87*. 136 s.
- Rajala, O. (2018). Ilmastonmuutos voi tuoda Suomeen lämpöä, tulvia ja tuholaisia – Kasvihuonepäästöt jälleen kasvussa. Aamulehti <<https://www.aamulehti.fi/uutiset/ilmastonmuutos-voi-tuoda-suomeen-lampoa-tulvia-ja-tuholaisia-kasvihuonepaastot-jalleen-kasvussa-201012581>>. 13.06.2019
- Rantala, A. (toim) (1991). Vesistöjen kalkitus happamien sulfaattimaiden vaikutusalueella. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja – sarja A 78*. Vesi- ja ympäristöhallitus. 85 s
- Rautio, L. M., E-K. Aaltonen & K-E. Storberg. (2006). Kyrönjoen vesistöalueen alustava hoito-ohjelma. Länsi-Suomen Ympäristökeskus. *Ahneelliset ympäristöjulkaisut 419*. 82 s.
- Rentz, R. & B. Öhlander. (2012). Urban impact on water bodies in the Luleå area, northern Sweden, and the role of *Hydrology research 43*. redox processes. IWA Publishing 2012. 917-932 s.
- Seppälä, M. (2005). Glacially sculptured landforms. *Teoksessa* Seppälä, M., Lidmar-Bergström, K., Näslund, J., Eronen, M., Pajunen, H., Tikkanen, M., . . . Haapanen, A. (2005). The physical geography of Fennoscandia. Oxford: Oxford University Press. 35-57 s.
- Sohlenius, G. (2011) Sulfidjordar och sura sulfatjordar – vad gör SGU? Sveriges geologiska undersökning. *SGU-rapport 2011:12*. 16 s,
- Suomen sisävesien tulevaisuus. (2010). Ilmasto-opas.fi, Suomen ympäristökeskus <<https://ilmasto-opas.fi/fi/ilmastonmuutos/vaikutukset/-/artikkeli/728e8e9e-685f-4d3f-9245-bf7279c6e7eb/sisavedet.html>>. 05.12.2019
- Suomen ympäristökeskus. *LIITE 3 Vedenlaatuokituksen raja-arvot ja lähteet*
- Suomenlahti. (2019). Järviwiki, Suomen ympäristökeskus. <<https://www.jarviwiki.fi/wiki/Suomenlahti>>. 01.12.2019.
- Sutela, T.; K-M Vuori, P. Louhi, K. Hovila, S. Jokela, S. M. Karjalainen, M. Keinänen, M. Rask, A. Teppo, L. Urho, T. Vehanen, P. J. Vuorinen & P. Österholm. (2012). Happamien sulfaattimaiden aiheuttamat vesistövaikutukset ja kalakuolemat Suomessa. *Suomen ympäristö 14/2012*. Suomen ympäristökeskus. 33 s.
- Suvanto, S., V. Kupiainen, M. Autiola & A. Eskelinen. (2015). *Oulun kaupunki Ruskonselän kaava-alueen sulfidimaaselvitys*. Ramboll. 16 s.
- Sveriges huvudavrinningsområden (2012). Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut <<https://www.smhi.se/kunskapsbanken/hydrologi/sveriges-huvudavrinningsomraden-1.26616>>. 06.11.2019.
- Sähköjohtavuuden mittaaminen (2016). Suomen Ympäristökeskus. <[https://www.syke.fi/fi-FI/Tutkimus_kehittaminen/Vesi/Mallit_ja_tyokalut/Pohjaveden_naytteenotto/Sahkonjohtavuuden_mittaaminen\(41652\).>](https://www.syke.fi/fi-FI/Tutkimus_kehittaminen/Vesi/Mallit_ja_tyokalut/Pohjaveden_naytteenotto/Sahkonjohtavuuden_mittaaminen(41652).>) 07.10.2019.
- Tolonen M. (2012). Kyrönjoen vesistötyöt. Velvoitetarkkailu vuonna 2011. Etelä-Pohjanmaan Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. *Raportteja 44/2012*. 45 s.
- Total Dissolved Solids (TDS). (1987) *Guidelines for Canadian Drinking Water Quality: Guideline Technical Document – Total Dissolved Solids (TDS)*. Government of Canada. 3 s.
- Tulvariskien alustava arviointi, 18. Porvoonjoen vesistöalue. (2010). Suomen Ympäristökeskus. Uudenmaan elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskus. *Tulvariskien alustava arviointi – Uusimaa*. 21s.

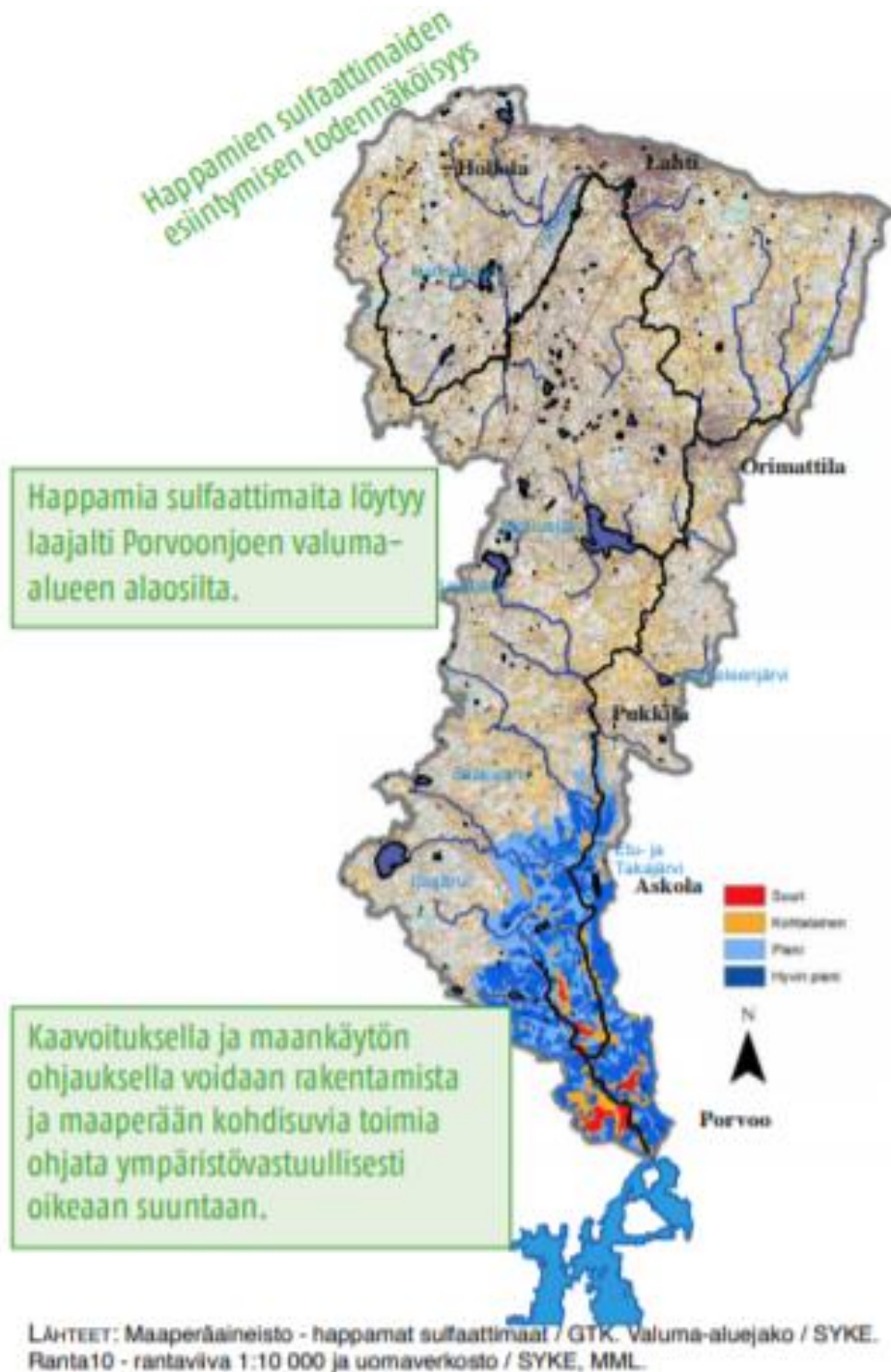
- Uusi-Kämppe, J.; S. Virtanen, R. Rosendahl, P. Österholm, M. Mäensivu, V. Westberg, K. Regina, K. Ylivainio, M. Yli-Halla, P. Edén & E. Turtola. (2013). Ympäristöriskien vähentäminen happamilla sulfaattimailla – Opas pohjaveden pinnan säätämiseksi. Happamien sulfaattimaiden ympäristöriskien – sopeutumiskeinoja ilmastonmuutokseen (CA-TERMASS) –hanke. *MTT Raportti* 74. 24 s.
- Vattenfall. (2018). *Lule älv - Energimyndigheten*. 8 s.
- Wennström, S. (2017). Förekomst av metaller i diken och vattendrag vid sura sulfatjordar i kustnära områden i Norrbotten. Nr: 2017:M5 Kalmar Växjö. Examensarbete. 27 s.
- Vertanen, E. (2016) *Sulfaattimaiden tunnistaminen, riskienhallinta ja käsittely väylähankkeissa. Liikennevirasto, tekniikka ja ympäristö-osasto*. Opinnäytetyö 7/2016. Liikennevirasto. 71 s.
- Vesi- ja ympäristöhallitus. (1988). Vesistöjen laadullisen käyttökelpoisuuden luokittaminen. *Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja* 20. 48 s.
- Vesilaki 27.5.2011/587 <<https://www.finlex.fi/fi/laki/ajantasa/2011/20110587>>. 17.11.2019
- Vesivoiman luonto: Vesivoima Suomessa <<https://www.vesivoimanluonto.fi/fi/vesivoimanluonto/vesivoima/>>. 09.10.2019
- Virtanen, K. & J. Lerssi. (2006). Mustaliuskekilajin vaikutus turpeen alkuainepitoisuuksiin. Geologian tutkimuskeskus, Itä-Suomen yksikkö. *Arkistoraportti*, S42/0000/2006/1. 33 (62) s.
- Vuori, K.-M. (1998). Happamuuden vesiekologiset vaikutukset, Happamien sulfaattimaiden ympäristöongelmat, Seminaari 30.9.1998. EU Life-Environment. *Suomen ympäristökeskuksen moniste No 142*, toim. Joukainen. 44 s.
- Vuori, K.-M., S. Bäck, S. Hellsten, S. M. Karjalainen, P. Kauppila, H-G. Lax, L. Lepistö, L. Londesborough, S. Mitikka, P. Niemelä, J. Niemi, J. Perus, O-P. Pietiläinen, A. Pilke, J. Riihimäki, J. Rissanen, J. Tammi, K. Tolonen, T. Vehanen, H. Vuoristo & V. Westberg. (2006). Suomen pintavesien tyypittelyn ja ekologisen luokittelujärjestelmän perusteet. Helsinki, Suomen ympäristökeskus. *Suomen ympäristö 807*. 154 s. Yliopistopaino, Helsinki 2006.
- Vuori, K.-M., S. Mitikka & H. Vuoristo. (toim.). (2009). Pintavesien ekologisen tilan luokittelu. *Ympäristöhallinnon ohjeita 3/2009*. Suomen ympäristökeskus. Vammalan kirjapaino, Sastamala 2010. 106 s.
- Yli-Halla, M. (2018). Happamien sulfaattimaiden luokittelu ja viljelyn vaihtoehdot. Soveltavan kemian ja mikrobiologian laitos, Maaperä- ja ympäristötiede, Helsingin yliopisto. *Suomen maataloustieteellisen seuran tiedote nro 26*. 6 s.
- Ympäristötiedon hallintajärjestelmä Hertta. (2019). Suomen ympäristökeskus. <<https://www.wp2.ymparisto.fi/scripts/kirjauudu.asp>>. 05.11.2019
- Österholm P. & M. Åström. (2004). Quantification of current and future leaching of sulfur and metals from Boreal acid sulfate soils, western Finland. *Australian Journal of Soil Research* 42 (6): 547-551.

LIITTEET

Liite 1. Kyrönjoen vesistöalue, sekä vesistöalueella sijaitsevien happamien sulfaattimaiden esiintymien todennäköisyys (Tolonen ym. 2018:7).



Liite 2. Porvoonjoen vesistöalue sekä vesistöalueella sijaitsevien happamien sulfaattimaiden esiintymien todennäköisyys (Itä-Uudenmaan ja Porvoonjoen vesien- ja ilman-suojeluyhdistys r.y. 2019:16).



Liite 3. Luulajajoen vesistöalue (Vattenfall 2018).

Lule älv

Karta över Lule älv

Allmän översikt



VATTENFALL 