



Ympäristöministeriö
Miljöministeriet

Happamien sulfaattimaiden kansallinen opas rakennushankkeisiin

Opas happamien sulfaattimaiden huomioimiseen ja
vaikutusten hallintaan

Happamien sulfaattimaiden kansallinen opas rakennushankkeisiin

Opas happamien sulfaattimaiden huomioimiseen ja vaikutusten hallintaan

Merja Autiola, Enni Suonperä, Sari Suvanto, Matias Napari, Maiju Nylund,
Virve Kupiainen, Sanna Vienonen, Juha Forsman, Tuomas Suikkanen
(Ramboll Finland)

Jaakko Auri, Anton Boman, Stefan Mattbäck (GTK)

Julkaisujen jakelu

Distribution av publikationer

**Valtioneuvoston
julkaisuarkisto Valto**

Publikations-
arkivet Valto

julkaisut.valtioneuvosto.fi

Julkaisumyynti

Beställningar av publikationer

**Valtioneuvoston
verkkokirjakauppa**

Statsrådets
nätbokhandel

vnjulkaisumyynti.fi

Ympäristöministeriö

This publication is copyrighted. You may download, display and print it for Your own personal use. Commercial use is prohibited.

ISBN pdf: 978-952-361-222-8

ISSN pdf: 2490-1024

Taitto: Valtioneuvoston hallintoyksikkö, Julkaisutuotanto

Helsinki 2022

Happamien sulfaattimaiden kansallinen opas rakennushankkeisiin Opas happamien sulfaattimaiden huomioimiseen ja vaikutusten hallintaan

Ympäristöministeriön julkaisuja 2022:3

Teema

Rakennettu
ympäristö

Julkaisija Ympäristöministeriö

Tekijä/t Merja Autiola, Enni Suonperä, Sari Suvanto, Matias Napari, Maiju Nylund, Virve Kupiainen, Sanna Vienonen, Juha Forsman, Tuomas Suikkanen (Ramboll Finland)

Jaakko Auri, Anton Boman, Stefan Mattbäck (GTK)

Kieli suomi

Sivumäärä

152

Tiivistelmä

Rakentamistoimet happamilla sulfaattimaa-alueilla voivat aiheuttaa maaperän happamoitumista ja happaman metallipitoisen valunnan muodostumista sekä rakenteiden korroosiota, mikäli asiaa ei tunnusteta ja oteta huomioon suunnittelussa ja toteutuksessa erilaisten hallintakeinojen muodossa. Pääasialliset vaikutuksia aiheuttavat toimet rakennushankkeissa ovat muutokset paikallisiin ja alueellisiin kuivatusvyvyksiin sekä massanvaihtomassojen sijoittaminen hapellisiin olosuhteisiin ilman suojarakenteita tai -toimia. Hapan valunta aiheuttaa haitallisia vesistö- ja eliöstövaikutuksia sekä maaperän happamoitumista. Ilmastomuutos uhkaa entisestään lisätä happamuushaittoja.

Haittojen ennaltaehkäiseminen lähtee ilmiön tunnistamisesta, maankäytön ja rakentamisen suunnittelusta ja erilaisten rakentamistoimien edellyttämien tietotarpeiden kartoittamisesta. Ongelman tiedostaminen ajoissa on ratkaisu vaikutusten minimoimiseen sekä kestävään ja kustannustehokkaaseen rakentamiseen.

Oppaan laadinnassa on keskitytty tarjoamaan suosituksia HaSu-maiden kartoitukseen sekä haitallisten vaikutusten ennaltaehkäisyyn ja hallintaan rakentamisessa sekä maankäytön suunnittelussa. Oppaan tavoitteena on yhtenäistää tunnistamiseen käytettäviä tutkimusmenetelmiä ja kriteereitä sekä esittää tapoja luotettavan aineiston kokoamiseksi, jotta rakennushankkeissa voidaan valita kuhunkin hankkeeseen soveltuvia ennaltaehkäisy- ja riskinhallintakeinoja. Oppaassa on esitetty työkalu vaikutusten merkittävyyden arviointiin.

Asiasanat maaperä, happamuus, sulfaattimaat, metallit, maanmuokkaus, rakentaminen, kaavoitus, rannikkoalueet, vesistövaikutukset, mustaliuskeet

ISBN PDF 978-952-361-222-8

ISSN PDF

2490-1024

Julkaisun osoite <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-361-222-8>

Nationell guide om byggnadsprojekt på sura sulfatjordar

Guide för beaktande av sura sulfatjordar och hantering av effekter

Miljöministeriets publikationer 2022:3**Tema**

Byggd miljö

Utgivare Miljöministeriet**Författare** Merja Autiola, Enni Suonperä, Sari Suvanto, Matias Napari, Maiju Nylund, Virve Kupiainen, Sanna Vienonen, Juha Forsman, Tuomas Suikkanen (Ramboll Finland)
Jaakko Auri, Anton Boman, Stefan Mattbäck (GTK)**Språk** finska**Sidantal**

152

Referat

Byggverksamhet på områden med sur sulfatjord kan orsaka försurning av marken, bildning av sur metallhaltig avrinning och korrosion av konstruktioner, om dessa inte genom hanteringsmetoder identifieras och beaktas vid planeringen och genomförandet. De åtgärder som vid byggnadsprojekt har den största effekten är ändringar i lokala och regionala dräneringsdjup samt placering av jordmassor från massutsiktning i syrerika förhållanden utan skyddskonstruktioner eller skyddsåtgärder. Sur avrinning har negativa konsekvenser för vattendrag och biota och gör att marken försuras. Klimatförändringarna hotar att öka de skadliga surhetsrelaterade skadorna ytterligare.

Förebyggandet av skador börjar med att fenomenet identifieras, markanvändningen och byggandet planeras och de behov av information som olika byggnadsåtgärder kräver kartläggs. Att vara medveten om problemet i tid är en lösning för att minimera konsekvenserna och för att bygga på ett hållbart och kostnadseffektivt sätt.

Vid utarbetandet av guiden har fokus legat på att ge rekommendationer för kartläggning av sura sulfatjordar, för förebyggande och hantering av skadliga effekter vid byggande och för planering av markanvändning. Syftet med guiden är att harmonisera de forskningsmetoder och kriterier som används för identifieringen och att lägga fram metoder för sammanställning av ett tillförlitligt material i syfte att möjliggöra val av metoder för förebyggande och riskhantering som är lämpliga för varje projekt. Guiden innehåller ett verktyg för att bedöma konsekvensernas betydelse.

Nyckelord jordmån, surhetsgrad, sulfatjordar, metaller, jordbearbetning, byggande, planläggning, kustområden, påverkan på vattendrag, svartskiffer**ISBN PDF** 978-952-361-222-8**ISSN PDF**

2490-1024

URN-adress <https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-361-222-8>

National guide on acid sulphate soils for construction projects

A guide to taking account of acid sulphate soils and managing their impacts

Publications of the Ministry of the Environment 2022:3	Subject	Built environment
---	----------------	-------------------

Publisher	Ministry of the Environment
------------------	-----------------------------

Author(s)	Merja Autiola, Enni Suonperä, Sari Suvanto, Matias Napari, Maiju Nylund, Virve Kupiainen, Sanna Vienonen, Juha Forsman, Tuomas Suikkanen (Ramboll Finland)
------------------	--

	Jaakko Auri, Anton Boman, Stefan Mattbäck (GTK)
--	--

Language	Finnish	Pages	152
-----------------	---------	--------------	-----

Abstract

Construction operations in areas with acid sulphate soil may cause soil acidification and formation of metal-containing acid runoff and corrosion of structures, if this problem is not recognised and addressed with proper management methods in the planning and implementation. In construction projects this kind of impacts are mainly caused by changes in local and regional drainage depths and the placement of soil replacement materials in acid conditions without protective structures or measures. Acid runoff causes harmful impacts on waters and living organisms and soil acidification. Climate change threatens to further increase acidification-related harm.

Preventing the harm starts from recognising the problem, land use and construction planning, and surveying the different kinds of information needs required for construction operations. Early recognition of the problem is a solution to minimising the impacts and to sustainable and cost-efficient construction.

The key focus in the guide is on giving recommendations for inventories of acid sulphate soils, preventing and managing adverse impacts in construction and land use planning. The aim is to harmonise the research methods and criteria used for the identification and present ways to compile reliable data that enables to select prevention and risk management means that are suitable for each construction project. The guide also presents a tool for assessing the significance of the impacts.

Keywords	soil, acidity, sulphate soils, metals, tillage, construction, zoning, coastal regions, impacts on waters, black shale
-----------------	---

ISBN PDF	978-952-361-222-8
-----------------	-------------------

ISSN PDF	2490-1024
-----------------	-----------

URN address	https://urn.fi/URN:ISBN:978-952-361-222-8
--------------------	---

Sisältö

Lukijalle	8
1 Johdanto	10
2 Happamien sulfaattimaiden esiintyminen Suomessa	12
2.1 Happamien sulfaattimaiden ominaisuudet	18
2.1.1 Tunnistaminen	22
2.1.2 Pohjavesiolosuhteet ja hapettumissyvyys	23
2.2 Happamien sulfaattimaiden vaikutukset	27
2.2.1 Vesistö- ja eliöstövaikutukset	27
2.2.2 Teräs- ja betonirakenteiden korrosio	33
2.2.2.1 Hapan sulfaattimaa korroosioympäristönä	33
2.2.2.2 Korroosiotutkimukset	34
2.2.2.3 Vaikutukset teräsrakenteille	36
2.2.2.4 Vaikutukset betonirakenteille	37
3 Happamien sulfaattimaiden ja mahdollisten vaikutusten kartoitus	40
3.1 Kartoituksen haasteet	41
3.2 Esikartoitus ja tietotarpeiden kokoaminen	42
3.2.1 Kartta-aineistojen hyödyntäminen	42
3.2.2 Esikartoituksen näytteenotto	45
3.3 Vaikutusten merkittävyyden arviointi	48
3.3.1 Hankkeen vaikutusalueen laajuus	52
3.3.2 Rakentamistoimien kesto	54
3.3.3 Vastaanottavan vesistön herkkyys vaikutuksille	55
3.3.3.1 Vesistön koko	57
3.3.3.2 Vesistön puskurikyky	58
3.3.3.3 Vesistön herkkyys ekologisen ja kemiallisen tilaluokituksen heikkenemiselle	59
3.3.3.4 Kasvillisuus ja eliöstö	62
3.3.4 Rakentamistoimien aiheuttamien muutosten suuruus	62
3.3.4.1 Kuivatukseen liittyvät tekijät	62
3.3.4.2 Loppusijoitus	67
3.4 Tarkennettu tutkimussuunnitelma	68
3.4.1 Tutkimusten yhteensovittaminen	70

4	Suosituksia maankäytön suunnitteluun ja rakentamishankkeisiin	75
4.1	Haittavaikutusten ennaltaehkäiseminen maankäytön suunnittelussa.....	76
4.2	Haittavaikutusten hallinta rakentamishankkeissa	79
4.2.1	Pohjaveden pinnantason hallinta	83
4.2.2	Massojen kaivu ja sen minimointi.....	84
4.2.3	Massojen neutralointi	86
4.2.3.1	Kalkitustuotteen valinta	87
4.2.3.2	Kalkitustuotteen määrä.....	88
4.2.3.3	Neutralointi ojituksen ja uomien siirron yhteydessä	90
4.2.4	Massojen välivarastointi.....	92
4.2.5	Massojen loppusijoittaminen.....	96
4.2.5.1	Loppusijoittaminen maalle	96
4.2.5.2	Loppusijoittaminen pysyvän vesipinnan alapuolelle	100
4.2.5.3	Hyödyntäminen maarakentamisessa.....	102
4.3	Vesien käsittely	102
4.3.1	Väliaikainen vesien käsittely.....	102
4.3.2	Pysyvä vesien käsittely	103
4.4	Vesien tarkkailu.....	105
4.4.1	Nykytilan määrittäminen	105
4.4.2	Työn aikainen tarkkailu.....	106
4.4.3	Jälkiseuranta ja vaikutustarkkailu	106
5	Luvanvaraisuus	109
	Liitteet	113
	Liite 1. Happamien sulfaattimaiden näytteenottomenetelmät, tunnistusmenetelmät ja hapontuottopotentiali	113
	Liite 2. Sanasto ja lyhenteet	147
	Lähteet	150

LUKIJALLE

Rakentamistoimet happamilla tai potentiaalisesti happamilla sulfaattimaa-alueilla voivat aiheuttaa maaperän happamoitumista ja happaman valunnan muodostumista, mikäli asiaa ei tunnisteta ja oteta hankkeen suunnittelussa ja toteutuksessa huomioon. Hapan valunta voi puolestaan aiheuttaa haitallisia vesistö- ja eliöstövaikutuksia kuten kalakuolemia. Toisaalta happamuus voi aiheuttaa myös korroosiota teräs- ja betonirakenteissa.

Maa- ja metsätalousministeriö ja ympäristöministeriö hyväksyivät vuonna 2011 strategian happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämiseksi vuoteen 2020 mennessä (MMM julkaisu 2/2011). Strategian tavoitteena on vähentää happamista sulfaattimaista johtuvia haittoja sekä edistää ja tukea vesienhoitosuunnitelmien toteuttamista. Strategian mukaisesti happamat sulfaattimaat tulee huomioida maankäytössä. Maa- ja metsätalouteen sekä turvetuotantoon onkin aiemmin laadittu erilaisia oppaita happamiin sulfaattimaihin liittyen. Erityisesti rakentamishankkeiden tarpeet huomioiva yhtenäinen opas happamien sulfaattimaiden tunnistamiseen, luokitteluun sekä läjittämiseen tai käsittelyyn on kuitenkin aiemmin puuttunut. Eri puolella Suomea käytänteet ovat olleet kirjavia.

Tämä opas on laadittu happamien sulfaattimaiden tutkimusmenetelmistä, luokituskriteereistä sekä toimenpideohjeista rakennushankkeissa. Opas tukee vesienhoitosuunnitelmien toteutumista ja tuo uutta tietoa rakennushankkeisiin ja maankäytön suunnitteluun. Oppaan tarve on laajasti tunnistettu mm. Infrarakentamisen uusiomateriaaliteknologia UUMA3-ohjelma 2018–2020 (UUMA3-hanke) rakennuttajien, ympäristöviranomaisten, konsulttien ja tutkimuslaitosten taholla ja siksi Väylävirasto ja rannikkokaupungit (Helsinki, Espoo, Porvoo, Turku, Pori, Vaasa) ovat osallistuneet oppaan laatimiseen. Oppaalla vastaan siten esimerkiksi kuntasektorin tietotarpeeseen. Opas on tarkoitettu rakentamisesta ja maankäytön suunnittelusta vastaavien tahojen, kuten kuntien ja valtion viranomaisten, tarkkailua suorittavien tahojen, tarkkailuvelvollisten toiminnanharjoittajien sekä rakennusyritysten suunnittelijoiden ja konsulttien käyttöön. Suosituksia sovellettaessa tulee aina ottaa huomioon tapauskohtainen harkinta ja paikalliset olosuhteet.

Oppaan laatimisesta on vastannut Ramboll Finland Oy, josta kirjoittamiseen ovat osallistuneet Merja Autiola, Enni Suonperä, Sari Suvanto, Matias Napari, Virve Kupiainen, Maiju Nylund, Sanna Vienonen, Juha Forsman ja Tuomas Suikkanen. Kommentteja ja näkemyksiä on tarjonnut lisäksi lukuisat muut Ramboll Finland Oy:n asiantuntijat. Opas on laadittu

tiivissä yhteistyössä Geologian tutkimuskeskus GTK:n asiantuntijoiden kanssa, josta työtä on ohjannut Jaakko Auri, Anton Boman ja Stefan Mattbäck.

Työtä ohjaamaan perustettiin hankkeen ohjausryhmä, jossa olivat mukana oppaan laatijat, rahoittajat sekä ympäristöhallinnon edustajat. Työtä ovat kommentoineet ja siihen arvokkaita näkemyksiä antaneet lukuisat asiantuntijat mm. ympäristöministeriöstä, ELY-keskuksista, Suomen ympäristökeskuksesta sekä edustajat useista kunnista ja kaupungeista. Hankkeen ohjausryhmään kuuluivat Nina Lehtosalo (Ympäristöministeriö), Mikko Suominen ja Kalle Rantala (Helsingin kaupunki), Mira Heiskanen ja Matti Kaurila (Espoon kaupunki), Jussi Reinikainen (Suomen ympäristökeskus), Esa Hirvijärvi ja Vesa Siirilä (Vaasan kaupunki), Jaakko Auri ja Maarit Saresma (GTK), Eeva Nuotio ja Krister Dalhem (ELY-keskus), Taina Koivisto ja Aleksi Siirtola (Porin kaupunki), Enni Flykt (Porvoon kaupunki), Mari Ahlroos ja Anne Savola (Turun kaupunki), Timo Tirkkonen ja Veli-Matti Uotinen (Väylävirasto) sekä Marjo Koivulahti ja Kimmo Järvinen (Ramboll Finland Oy).

1 Johdanto

Rakentamistoimet happamilla sulfaattimaa-alueilla voivat aiheuttaa maaperän happamoitumista ja happaman ja metallipitoisen valunnan muodostumista, mikäli asiaa ei tunnista ja oteta suunnittelussa ja toteutuksessa huomioon. Hapan valunta aiheuttaa haitallisia vesistö- ja eliöstövaikutuksia, kuten kalakuolemia. Toisaalta happamuus ja mikrobitoiminta voivat aiheuttaa korroosiota teräs- ja betonirakenteissa. Suomen mittakaavassa happamista sulfaattimaista aiheutuvat metallipäästöt vesistöihin on todettu olevan suuremmat kuin koko teollisuuden metallipäästöt yhteensä (Sundström ym., 2002).

Happamien sulfaattimaiden ongelmat on tunnistettu maa- ja metsätaloudessa jo pidemmän aikaa ja niihin liittyen on tehty paljon ohjeistusta ja tutkimusta. Suomessa maa- ja metsätalousministeriö (MMM) on laatinut vuonna 2011 strategian happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämiseksi vuoteen 2020 mennessä. Strategian tarkoituksena on lisätä happamien sulfaattimaiden huomioimista lainsäädännössä, täydentää niitä koskevaa ohjeistusta sekä ottaa ne huomioon kaikessa maankäytön suunnittelussa ja rakentamisessa.

Ilmastomuutos uhkaa entisestään lisätä happamuushaittoja (Vuori ja Saarinen, 2010; Saarinen ym., 2010). Ilmastomuutos todennäköisesti voimistaa happamien sulfaattimaiden aiheuttamien ympäristövahinkojen vaikutusta ja lisää vaikutusalueiden laajuutta, ellei kohdennettuja lieventäviä toimenpiteitä tehdä. Hydrologisten ääri-ilmiöiden odotetaan yleistyvän ilmastomuutoksen seurauksena erityisesti valuma-alueilla, joilla on vähän järviä ja virtaaman vaihtelut ovat nopeita (Vuori ja Saarinen, 2010).

Käytännöt happamien sulfaattimaiden huomioimisessa erityyppisissä rakennushankkeissa vaihtelevat paljon eri puolella Suomea. Tämän oppaan tarkoituksena on yhtenäistää happamien sulfaattimaiden tunnistamiseen käytettäviä tutkimusmenetelmiä ja esittää tapoja luotettavan aineiston kokoamiseksi, jotta erityyppisissä rakennushankkeissa voidaan valita oikean tyyppisiä riskinhallintakeinoja vaikutusten vähentämiseksi tai ennaltaehkäisemiseksi.

Raportin luettavuuden säilyttämiseksi happamien sulfaattimaiden näytteenottomenetelmät, maastohavainnoinnin eri tunnistusmenetelmät, laboratoriotutkimusmenetelmät sekä hapontuottopotentialin määrittäminen on koottu liitteeseen 1. Ohjeistusta ja tunnistustapoja on yhtenäistetty tuoreimpien ohjeiden mukaisesti (mm. Tunnistus- ja

Sulfa-hankkeet). Maa- ja metsätalous- ja turvetuotannon ohjeistuksia ja kokemuksia on pyritty tässä oppaassa hyödyntämään ja soveltamaan rakennusympäristön kannalta tarkoituksenmukaisella tavalla. Raportissa käytetty termistö (liite 2) vastaa Tunnistus-hankkeessa (Visuri ym., 2021) käytettyä.

Tämä opas on laadittu happamien sulfaattimaiden tutkimusmenetelmistä, luokituskriteereistä sekä toimenpideohjeista rakennushankkeissa. Opas on tarkoitettu rakentamisesta ja maankäytön suunnittelusta vastaavien tahojen, kuten kuntien ja valtion viranomaisten, tarkkailua suorittavien tahojen, tarkkailuvollisten toiminnanharjoittajien sekä rakennuttajien ja rakennusyritysten suunnittelijoiden sekä konsulttien käyttöön. Suosituksia sovellettaessa tulee aina ottaa huomioon tapauskohtainen harkinta ja paikalliset olosuhteet.

Kuva 1.1. Maanäytteen keskellä on mustaa, hapettumatonta maa-ainesta, joka viittaa siihen, että pyriitin lisäksi näytteessä on monosulfideja. Näytteen ympärillä maa-ainesta on jo hapettunut ja muuttunut väriltään harmaaksi. Maanäytteen hapettuneesta kerroksesta on tunnistettavissa myös punertavia rautasaostumia. Maiju Nylund, Ramboll Finland Oy.



2 Happamien sulfaattimaiden esiintyminen Suomessa

Happamilla sulfaattimailla (myöhemmin HaSu) tarkoitetaan rikkipitoisia sedimenttejä, orgaanisia materiaaleja (hehikutushäviö LOI > 20 %; esim. turve ja lieju) ja moreenia, joista vapautuu sulfidien hapettumisen seurauksena haitallisia määriä happamuutta maaperään ja vesistöihin. Happamoitumisen seurauksena maaperästä liukenee ympäristölle haitallisia metalleja, jotka kulkeutuvat vesistöihin heikentäen vesistöjen ekologista ja kemiallista tilaa.

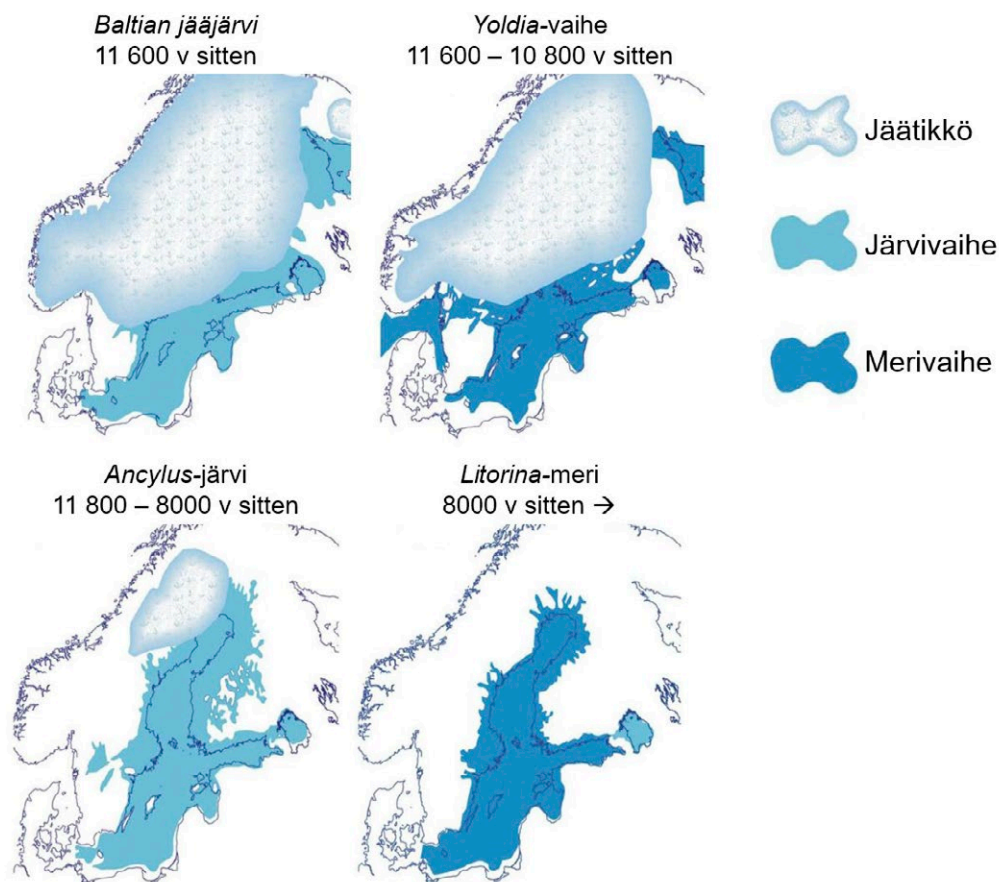
Rikkipitoiset sedimentit ovat pääasiassa veteen kerrostuneita sedimenttejä, jotka ovat syntyneet ympäristössä, jossa sulfaattipitoiseen veteen, pääasiassa meriveteen, on kerrostunut orgaanista ainesta ja sekoittunut mantereelta kulkeutuneita rautaoksideja. Hapettomissa olosuhteissa vesistön pohjan laskeutuneessa kiintoaineksessa bakteerit hajottavat orgaanista ainesta pelkistäen sulfaatin sulfidiksi, joka saostuu edelleen raudan kanssa rautasulfideiksi (esim. Dent ja Pons, 1995; Boman ym., 2008). Mineraalimailla rikki esiintyy HaSu-mailla hapettomissa olosuhteissa lähinnä sulfidimuodossa, ja tällaista ainesta kutsutaan yleisesti sulfidimateriaaliksi. Turpeessa suuri osa (jopa pääosa) rikistä on tyypillisesti orgaanisessa muodossa, joka ei välttämättä vaikuta voimakkaasti muodostuvaan happamuuteen. Hapettuneessa maa-aineksessa rikki taas on pääasiassa sulfaattimuodossa.

HaSu-maat on tunnettu ilmiönä Suomessa ainakin jo 1900-luvun alkupuolelta lähtien ja sulfaattimaita on tutkittu useissa tutkimus- ja kartoitushankkeissa jo vuosikymmeniä (esim. Aarnio, 1922, 1937; Kivinen, 1938; Purokoski, 1959; Erviö, 1975; Puustinen ym., 1994). Yhtenäistä käytäntöä siitä, mikä määritellään happamaksi sulfaattimaaksi ei kuitenkaan ole ollut, vaan määritelmät ja luokitukset ovat vaihdelleet tutkimuksittain. Määrityskriteerit ovat myös poikenneet kansainvälisistä luokituksista, kun Suomen maaperän erityisolosuhteet on pyritty huomioimaan. Happamia sulfaattimaita ei myöskään ole kartoitettu systemaattisesti ennen Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) vuosina 2009–2021 toteuttamaa valtakunnallista yleiskartoitusta, jota ennen arviot sulfaattimaiden yleisyydestä ovat vaihdelleet laajasti. GTK julkaisee valmiit yleiskartat koko rannikkoalueelta vuoden 2021 loppuun mennessä.

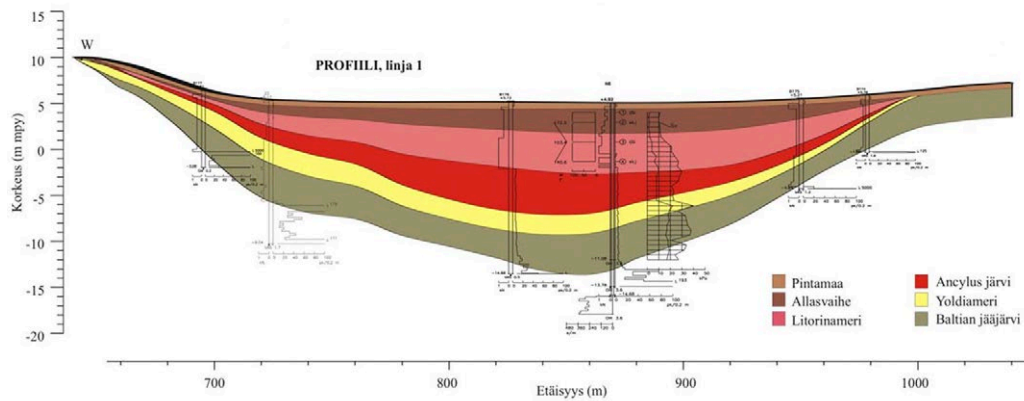
Suomessa sulfidisedimentit ovat kerrostuneet pääasiassa viime jääkauden jälkeisten *Ancylus*-järvivaiheen, *Litorina*-merivaiheen ja nykyisen Itämeren aikana ja esiintymien arvioidaan olevan Euroopan laajimmat (Palko, 1994; Yli-Halla ym., 1999). Eniten rikkiä sisältävät *Litorina*-merivaiheen ja sen jälkeen kerrostuneet liejuiset sedimentit. Tällöin

ympäristöolot ovat olleet suotuisimmat rikkipitoisten kerrostumien muodostumiselle (Yli-Halla ym., 1999). *Litorina*-meri on ulottunut noin 8 000 vuotta sitten ylimmillään Perämeren seudulla yli 100 metrin, Pohjanmaalla hieman alle 100 metrin ja Etelä-Suomessa noin 20–50 metrin korkeudelle nykyisen merenpinnan yläpuolelle (mpy) (Ojala ym., 2013; Åberg, 2013. Kuva 2.4). *Ancylus*-järvivaiheen kerrostumat ulottuvat tätäkin korkeammalla merenpinnasta, mutta ne ovat muodostaneet sulfaattimaita tyypillisesti vain satunnaisesti ja niiden rikkipitoisuus on usein melko pieni (Auri, 2015). *Ancylus*-kerrostumat ovat tyypillisesti savea, jossa on mustia (kerroksellisia/pistemäisiä) sulfidihorisontteja (esim. Sprdonov ym., 2007; Ignatius ym., 1968; Papunen, 1968). Itämeren vaiheita ja niihin liittyvien kerrostumien esiintymistä on kuvattu seuraavissa kuvissa (Kuva 2.1 ja Kuva 2.2).

Kuva 2.1. Itämeren kehitysvaiheet. Mukailleen Matti Saarnisto, GTK 2014.

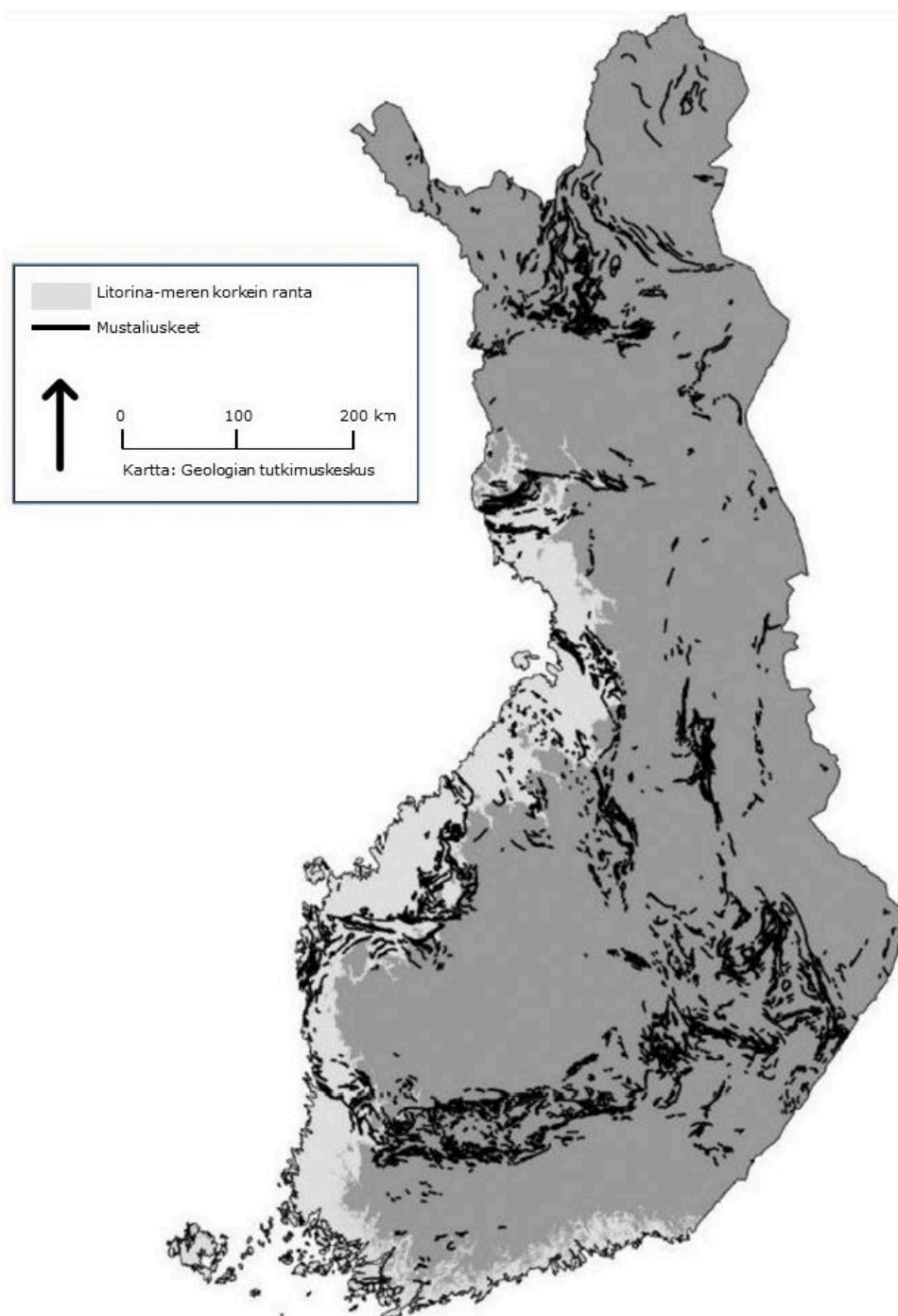


Kuva 2.2. Esimerkki Itämeren vaiheiden esiintymisestä maaprofilissa Espoon Suurpellon alueella. Mukailten Ojala ym., 2007.



Muinaisen merenpohjan lisäksi sulfidipitoisia sedimenttejä tiedetään kerrostuneen rannikkoseudun järviin, joissa rikkiä on sitoutunut kasviainekseen (Palko ym., 1985). Kuivatuk- sen seurauksena myös näistä on muodostunut aktiivisia happamia sulfaattimaita. Karkea- rakeisia sulfaattimaita esiintyy tyypillisesti ranta- ja jokisuistojen kerrostumissa. Rikkipitoi- sia sedimenttejä esiintyy myös mannersuomessa järvien pohjilla (Pihlaja, 2001). Lisäksi rik- kipitoisten sedimenttien on todettu aiheuttavan ongelmia kallioperän mustaliuskejakso- jen alueilla muinaisten merivaiheiden korkeimpien rantojen ulkopuolella (Lavergren ym., 2009). Rannikkoseudullakin mustaliuskealueet saattavat näkyä sedimenttien poikkeuksel- lisen korkeina rikkipitoisuuksina (Herranen, 2009).

Kuva 2.3. Mustaliuskeiden esiintyminen Suomessa. GTK.



Sulfidisedimentit ovat Suomessa tyypillisimmin liejuista silttiä tai savea ja ne ovat usein väriltään mustia tai tumman harmaita, mikä johtuu sulfidin esiintymisestä rautamonosulfideina (FeS) (Boman ym., 2008). Pääasiassa rikki on sedimenteissä kuitenkin pyriittimuodossa (rautadisulfidi, FeS₂ eli ”pyriitti”), etenkin Etelä-Suomessa, eikä sedimentin väri ole tällöin välttämättä kovin tumma. Paikoin rikkiä saattaa esiintyä kuitenkin pieninäkin määrinä haittaa aiheuttaen myös karkeammissa maalajeissa, kuten hiekassa ja moreenissa (Mattbäck ym., 2017). Näille maalajeille on tyypillistä heikko puskurikyky happamoitumista vastaan, jolloin jo pienikin määrä hapettuvaa sulfidia voi alentaa maaperän pH-tasoa voimakkaasti.

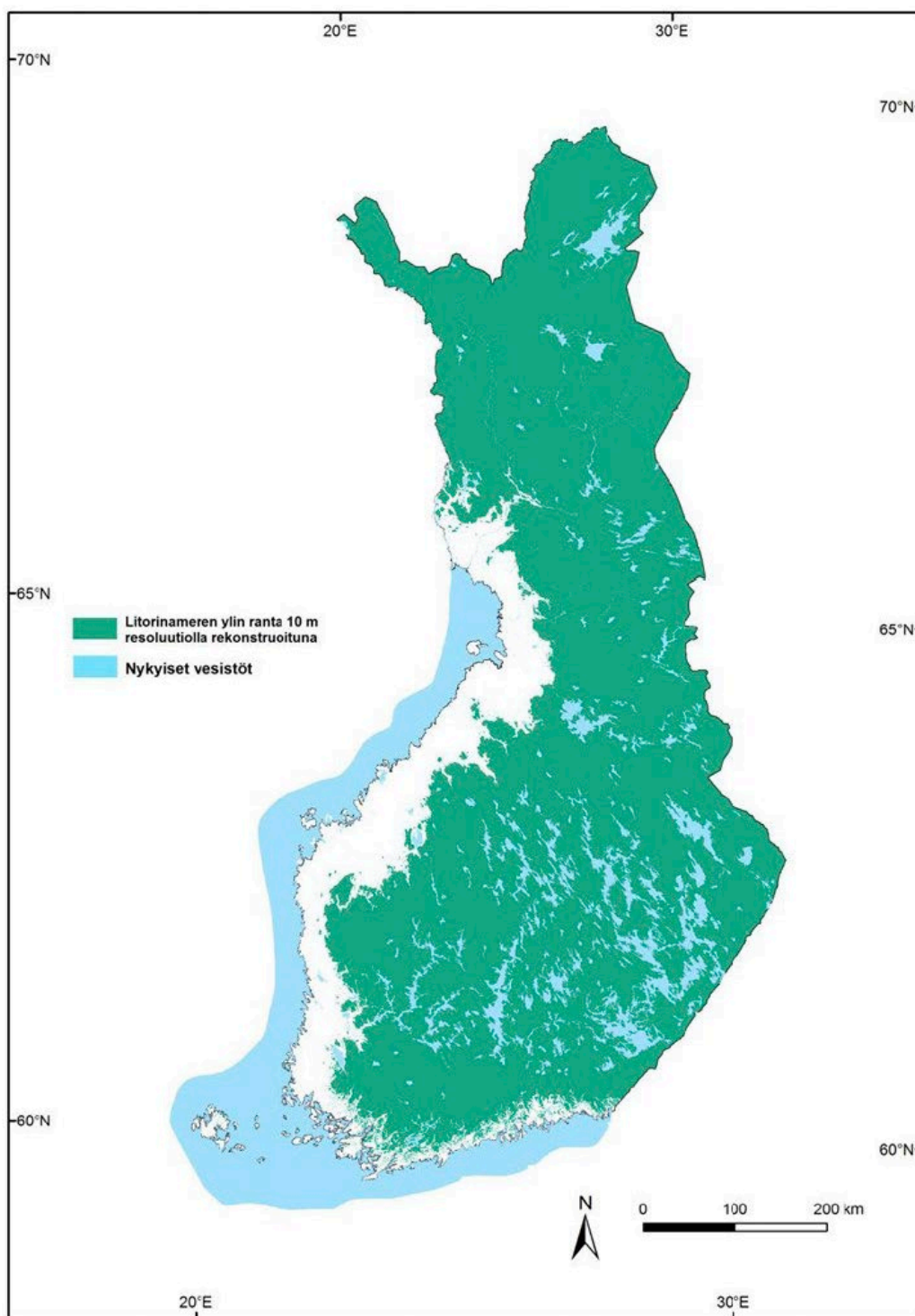
Sulfaattimaat ovat Suomessa tyypillisimmin olleet viljelyskäytössä, sillä muokkauskerroksen neutraloinnin jälkeen kyseiset maat ovat yleisesti hyvin tuottavia. Viljelysmaiden lisäksi sulfaattimaita tavataan yleisesti suoalueilla, turvepeitteisillä metsäalueilla sekä pienempiä laisten soistumien alla maaston painanteissa.

GTK:n vuonna 2009 aloittama HaSu-yleiskartoitus saatiin valmiiksi maastotöiden osalta vuonna 2020. Kartoitus perustui maaperäkairauksiin, joita tehtiin noin 30 000 kappaletta kattavasti koko Suomen rannikkoalueella *Litorina*-rajaan saakka (Kuva 2.4 ja 2.5). Kairaukset ulotettiin 2–3 m syvyyteen maanpinnasta. Karttojen laatimisessa hyödynnettiin myös muita lähdeaineistoja, kuten GTK:n maaperäkartoja, valtakunnallista turvekartoitusaineistoa, aerogeofysiikan aineistoja ja Maanmittauslaitoksen (MML) laserkeilausaineistoja. Valmiit kartat julkaistaan vuoden 2021 aikana avoimessa karttapalvelussa (<https://gtkdata.gtk.fi/hasu/index.html>). Aineisto on myös käytettävissä rajapintojen kautta sekä ladattavissa GTK:n Hakku.fi palvelussa.

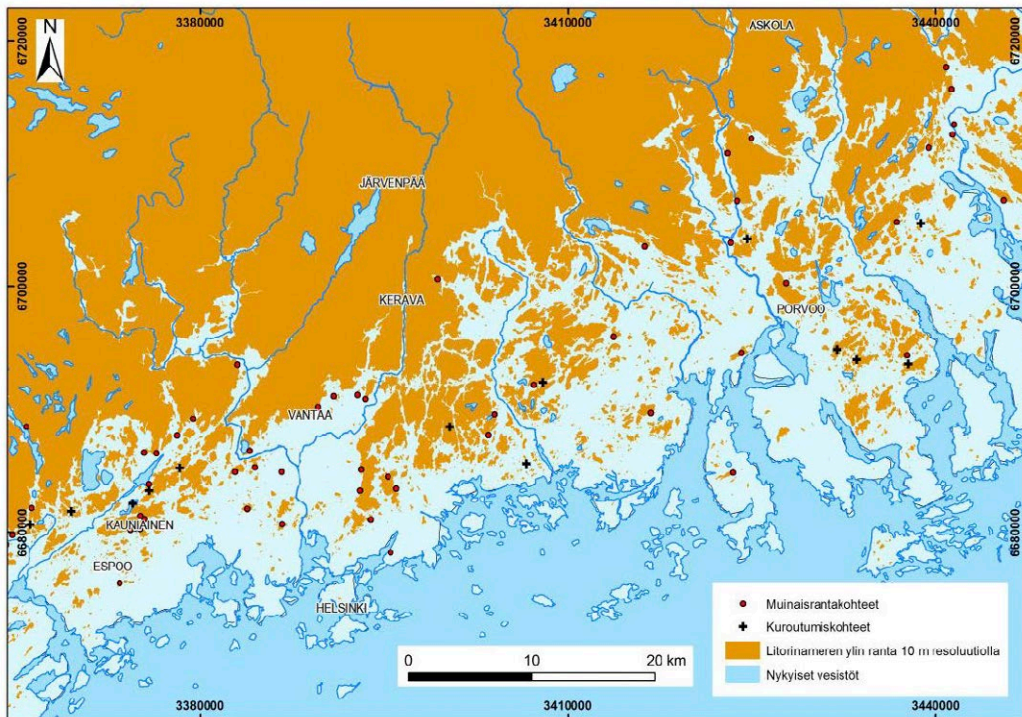
Yleiskartat kertovat happamien sulfaattimaiden esiintymisen todennäköisyyden mittakaavassa 1:250 000 luokiteltuna neljään esiintymisluokkaan; suuri, kohtalainen, pieni ja hyvin pieni. Luokkien minimikuviokoko on noin 6 ha. Kartoilla näkyvät myös kairauspisteet luokiteltuna sen mukaisesti onko pisteellä ollut havaintojen ja analyysien perusteella HaSu-maata. Maaperä on luokiteltu happamaksi sulfaattimaaksi, mikäli mineraalinäytteen maastossa mitattu pH tai inkuboitu pH (pH mitattu 9–19 viikon hapetuksen jälkeen) on ollut alle 4 ja orgaanisten materiaalien (esim. turve ja lieju) pH on ollut alle 3.

Yleiskartoituksen tulosten perusteella voidaan todeta, että happamia sulfaattimaita tavataan yleisesti koko Suomen rannikkoalueella ja niiden yhteenlaskettu pinta-ala on todennäköisesti huomattavasti korkeampi kuin aiemmin on arvioitu (Yli-Halla ym., 1999 ja Puustinen ym., 1994) – noin 130 000–300 000 ha. Laajimmat esiintymät ovat Pohjanmaalla ja Pohjois-Pohjanmaalla, missä HaSu-maat ovat myös vaihtelevammin eri maalajeja.

Kuva 2.4. Litorina-meren ylin ranta (vihreä) ja HaSu-maiden potentiaalinen esiintymisalue (valkoinen) Suomessa. Mukailten Åberg, 2013.



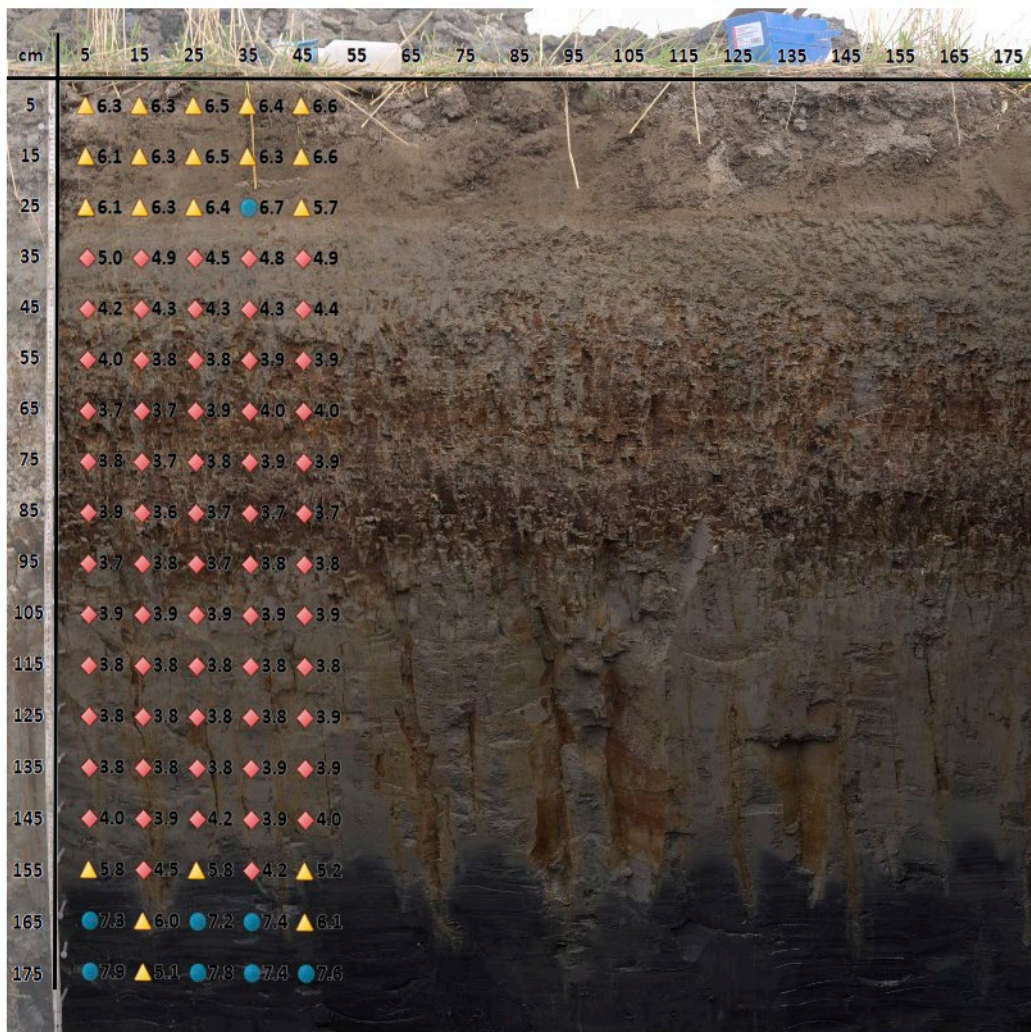
Kuva 2.5. Helsingin, Keravan, Porvoon ja Askolan alueiden 10 metrin resoluutiolla rekonstruoitu Litorina-meren ylin ranta. Åberg, 2013. Nykyisen rantaviivan ja Litorina-meren ylimmän rannan (oranssi) väliin jäävä vaalea sininen alue edustaa Litorina-meren vaikutuspiirissä ollutta sedimentaatioaluetta, jonka alueella happamia sulfaattimaita on mahdollista löytää maaperätutkimusten yhteydessä.



2.1 Happamien sulfaattimaiden ominaisuudet

HaSu-maat ovat tyypillisesti liejuisia ja hienorakeisia maalajeja, mutta myös karkearakeiset maalajit, joissa sulfidipitoisuus on alhainen, voivat hapettuessaan tuottaa happamuutta huonon puskurikyvyn takia ja olla HaSu-maata (Kuva 2.6). Karkearakeisilla maalajeilla tarkoitetaan tässä GEO-luokituksen mukaista hienoa hiekkaa ja sitä karkeampia maalajeja. Hienorakeisilla taas tarkoitetaan karkeaa silttiä ja sitä hienompia maalajeja. Termillä hapen sulfaattimaa tarkoitetaan kokonaista maaprofiilia (Kuva 2.7). Jos taas puhutaan happaman sulfaattimaan kerroksen maalajista/maa-aineksesta, käytetään liitteenä termiä materiaali.

Kuva 2.6. Tyypillinen hienorakeinen (liejusavi) hapan sulfaattimaaprofiili Pohjanmaalla. Pinnalla on 25 cm paksu multakerros. Hapettuneessa kerroksessa (sulfaattimateriaali ja pseudosulfaattimateriaali) on murumainen rakenne ja runsaasti rautasaostumia. Hapettumaton kerros (alkaa 155 cm syvyydeltä) on väritään mustan harmaata (hypersulfidimateriaali). Krister Dalhem, ELY ja Stefan Mattbäck, GTK. Kuvan pisteiden lukemat edustavat mitattuja pH-tasoja.



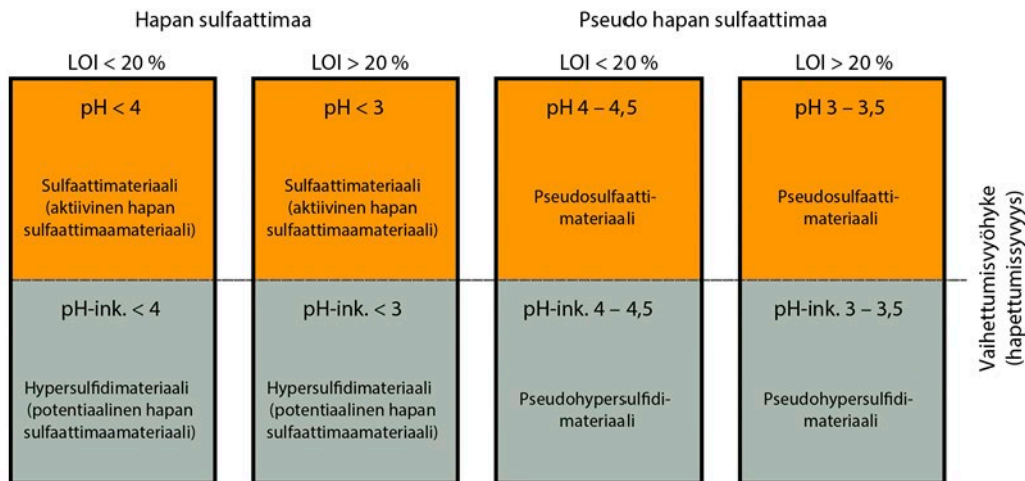
Tässä raportissa käytetty happamien sulfaattimaiden terminologia ja luokitus noudattaa GTK:n ja Ruotsin geologisen tutkimuskeskuksen (SGU) kanssa yhdessä julkaisemaa kansallista ohjetta (Boman ym., 2018). Maamateriaali määritellään happamaksi sulfaattimaamateriaaliksi maasto-pH-tason ja inkubaatio-pH-tason perusteella seuraavin kriteerein:

- maasto-pH < 4,0 mineraalimaassa tai maasto-pH < 3,0 orgaanisessa materiaalissa (LOI; > 20 %; esim. turve ja lieju) sulfidien hapettumisen seurauksena; ja/ tai
- näytteen pH on inkubaation (hapettunut kosteana 9–19 viikkoa huoneenlämmössä) jälkeen alle 4,0 mineraalimaassa tai alle 3,0 orgaanisessa materiaalissa, ja pH-tason muutos on vähintään 0,5 yksikköä.

Vastaavasti maaperä luokitellaan pseudo happamaksi sulfaattimaamateriaaliksi, mikäli maasto-/inkubaatio-pH-tasot (sulfidien hapetuksen seurauksena) ovat mineraalimaassa välillä 4,0–4,5 ja orgaanisessa materiaalissa välillä 3,0–3,5. Pseudo hapan sulfaattimaa on uusi termi sulfaattimaiden luokituksessa, mutta sen käyttöönotto on katsottu tärkeäksi, sillä esimerkiksi alumiinin liukoisuus lisääntyy jo huomattavasti maan pH ollessa välillä 4–4,5, ja tällä voi olla huomattavia ympäristövaikutuksia. Lisäksi hienorakeisissa mineraalimaissa happamuuskuormitus (asiditeetti) voi olla huomattava, vaikka pH-tasot olisivatkin yli neljän (Visuri ym., 2021).

Maaperää, jossa on sulfidien hapettumisen seurauksena muodostunut hapan kerros, kutsutaan aktiiviseksi happamaksi sulfaattimaaksi. Happaman kerroksen maa-ainesta kutsutaan sulfaattimateriaaliksi jos pH on alle 4 mineraalimaassa ja alle 3 orgaanisessa materiaalissa ja pseudosulfaattimateriaaliksi jos pH-tasot ovat välillä 4–4,5 ja 3–3,5 mineraalimaassa sekä orgaanisessa materiaalissa. Maaperää, jossa on hapettumaton sulfidipitoinen kerros, ja josta voi muodostua aktiivinen hapan sulfaattimaa, kutsutaan potentiaaliseksi happamaksi sulfaattimaaksi. Potentiaalisen happaman sulfaattimaan maa-ainesta kutsutaan hypersulfidimateriaaliksi, jos inkubaatio-pH on alle 4 mineraalimaassa ja alle 3 orgaanisessa materiaalissa ja pseudohypersulfidimateriaaliksi, jos inkubaatio-pH on välillä 4–4,5 ja 3–3,5 mineraalimaassa sekä orgaanisessa materiaalissa.

Kuva 2.7. Happamien sulfaattimaiden luokituksen raja-arvot mineraalimateriaaleille (LOI < 20 %) ja orgaanisille materiaaleille (LOI > 20 %). Palkkien sisällä on kuvattu nimistö ja arvot pseudo hapan sulfaattimaamateriaaleille.



Maa-ainesta, jossa on yli 0,01 % sulfidimuotoista rikkiä, kutsutaan sulfidimateriaaliksi. Sulfidimateriaalia, jossa inkubaatio-pH ei laske mineraalimaassa tai orgaanisessa materiaalissa alle hypersulfidimateriaalien (pH 4/3) tai pseudohypersulfidimateriaalien (pH 4–4,5 / 3–3,5) diagnostisten pH-rajojen), kutsutaan hyposulfidimateriaaliksi. Mineraalimaiden luokituksessa voidaan käyttää myös kokonaisrikkipitoisuutta sulfidipitoisuuden sijaan, koska rikki on näissä materiaaleissa pääasiassa sulfidimuodossa, varsinkin hienorakeisissa sedimenteissä (Boman ym., 2008; Visuri ym., 2021). Hyvin orgaanispitoisissa materiaaleissa (esim. turve ja lieju) suuri osa rikistä voi olla orgaanisessa muodossa, jonka vaikutus hapontuottoon ja pH-tason laskuun ei ole niin merkittävä, ja siksi suositellaan, että näissä materiaaleissa ei käytettäisi kokonaisrikkipitoisuutta sulfidipitoisuuden sijaan (Visuri ym., 2021). Kokonaisrikkipitoisuuden käyttöä HaSu-materiaalien tunnistamisessa ja luokituksessa käsitellään tarkemmin liitteessä 1.

Happaman sulfaattimaan maaprofiilin piirteet:

- Aktiivinen hapan sulfaattimaa
 - Hapettuneessa kerroksessa ≥ 15 cm sulfaattimateriaalia
 - Hapettuneessa kerroksessa ≥ 15 cm pseudo sulfaattimateriaalia JA ≤ 1 m hapettumissyvyyden ja/tai turvekerroksen alapuolella ≥ 15 cm hypersulfidimateriaalia
 - usein paljon rautasaostumia ja joskus myös keltaista jarosiittia

- Potentiaalinen hapan sulfaattimaa
 - 1 m hapettumissyvyyden alapuolella tai turpeen alarajasta ≥ 15 cm hypersulfidimateriaalia
 - Esim. turpeen peitossa tai hapettuneen ja huuhtoutuneen kerroksen (ei sulfaattimateriaalia) alapuolella (esim. hiekkaprofili).
 - musta väri (FeS) tai tumman ruskean vihertävä väri (FeS₂) ja
 - yleensä pH > 6,0

Happaman maakerroksen ja sulfidirikkipitoisen maakerroksen välillä on tyypillisesti ohut vaihtumisvyöhyke (noin 0–50 cm) missä pH-tason vaihtelu voi olla erittäin suurta (noin 4,0–7,0).

2.1.1 Tunnistaminen

Vaikka happamien sulfaattimaiden tunnistaminen perustuu lähtökohtaisesti pH-mittaus-tuloksiin (inkubaatio-pH ja maasto-pH), voidaan hapan sulfaattimaa useimmiten tunnistaa myös kokonaisrikkipitoisuuden tai muiden välillisten menetelmien perusteella. Seuraavaan taulukkoon (Taulukko 2.1) on koottu Tunnistus-projektissa (Suomen ympäristökeskus, 2020) laaditut happamien sulfaattimaiden menetelmäkohtaiset tunnistusrajat sekä menetelmien luotettavuustieto. Erityisesti turpeiden ja liejujen raja-arvot ovat vielä alustavia, sillä niiden määrittämiseen käytetty tutkimusaineisto ei ole ollut riittävän laaja. Rikkipitoisuuden osalta raja-arvot kuvaavat arvoja, joiden ylittyessä näyte voidaan tunnistaa suurella todennäköisyydellä happamaksi sulfaattimaamateriaaliksi. Raja-arvon alittavissa näytteissä on kuitenkin myös mukana jonkin verran pH-inkubaatiolla sulfaattimaamateriaaliksi tunnistettavia näytteitä. Happamien sulfaattimaiden tunnistusmenetelmiä käsitellään tarkemmin liitteessä 1. Menetelmien lyhenteet on kuvattu liitteessä 2 Sanasto ja lyhenteet.

Taulukko 2.1. Happamien sulfaattimaiden menetelmäkohtaiset tunnistamisrajat ja menetelmien luotettavuus (1 heikoin, 5 luotettavin). Termillä FOX tarkoitetaan määrittystä vetyperoksidihapetuksen jälkeen. Aineisto Tunnistus-raportista (Visuri ym., 2021).

Menetelmä	Luotettavuus 1–5		Tunnistamisraja			
	Mineraali- maa	Orgaaninen aines	Karkea mineraalimaa	Hieno mineraalimaa	Lieju (LOI > 20 %)	Turve
Maasto-pH	4	4	pH < 4	pH < 4	pH < 3	pH < 3
Musta väri	4	-	Toteaminen		-	-
pHFOX	4	-	pH < 3 tai pH < 4 ja ΔpH < 2,5		-	-
pH-inkubaatio	5	5	pH < 4 ja ΔpH < 0,5		pH < 3 ja ΔpH < 0,5	
Nopeutettu pH-inkubaatio	5	5	pH < 4 ja ΔpH < 0,5		pH < 3 ja ΔpH < 0,5	
JohtolukuFOX	3	-	30	30	30	250
TRS (%)	4	4	0,06	0,2	-	-
Kokonaisriikki (%)	4	3	0,06	0,2	0,5	1
S _{FOX} (%)	4	3	0,06	0,2	0,5	1

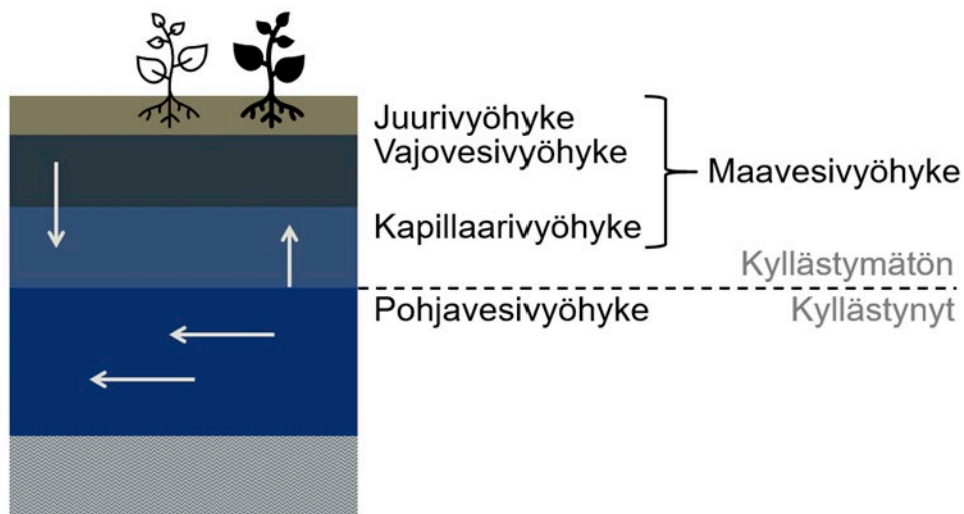
2.1.2 Pohjavesiolosuhteet ja hapettumissyvyys

Pohjavedellä tarkoitetaan kaikkea maanpinnan alaista vettä, joka täyttää avoimet tilat ts. huokokset maa- ja kallioperässä ja muodostaa vedellä kyllästyneen kerroksen maa- ja kallioperään. Suomessa pohjavettä esiintyy lähes kaikkialla, mutta runsaimminta muodostuu alueilla, joissa maaperä koostuu hyvin vettä johtavista sora- ja hiekkamuodostuksista. Näissä kerroksissa se on myös taloudellisesti hyödynnettävissä. Pohjaveden pinnan etäisyys maanpinnasta vaihtelee noin yhdestä jopa yli 50 metriin, mutta on yleensä noin 2–5 metrin syvyydessä maanpinnan alapuolella. (Suomen ympäristökeskus, 2019)

Maaperässä oleva vesi voidaan jakaa eri vyöhykkeisiin (Kuva 2.8). Maaperään sadannasta imeytyvä vesi lisää aluksi juurivyöhykkeen kosteutta. Suuri osa sateista ei suotaudu tätä vyöhykettä pidemmälle, vaan haihtuu ilmaan. Pintamaan vedenpidätyskyvyn ylittävä osa sadannasta on vajovettä, joka liikkuu painovoiman vaikutuksesta vajovesivyöhykkeessä. Vajovesivyöhykkeen alla on kapillaarivyöhyke, jossa maa-aines on kapillaarivoimien vaikutuksesta lähes vedellä kyllästynyt. Kapillaarivyöhykkeen paksuus on sidonnainen maalajin ominaisuuksiin siten, että hienojakoisemmissa maa-aineksissa kapillaarivyöhyke on paksumpi kuin karkearakeisemmissa maalajeissa. Rajaa, johon kapillaarisesti nouseva vesi kostuttaa maan,

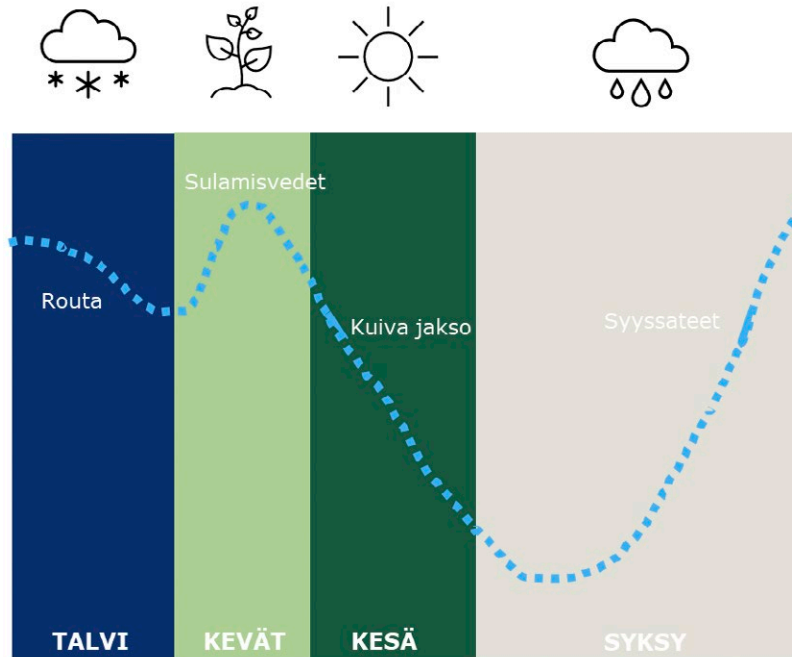
kutsutaan märkäräjäksi (www.geologia.fi/sanakirja). Alinna on pohjavesivyöhyke, jossa maa-aines on täysin vedellä kyllästynyt. (Suomen geoteknillinen yhdistys, 1984)

Kuva 2.8. Maanalaisten vesien vyöhykkeet. Mukailten Suomen geoteknillinen yhdistys, 1984.



Pohjaveden pinnankorkeus vaihtelee vuodenaikojen ja sääolojen mukaan. Alimmillaan pohjaveden taso on tyypillisesti loppukesästä kuivan jakson jälkeen. Kesän aikana pohjaveden pinta voi laskea myös pohjaveden virtauksen ja kasvien haihdutuksesta aiheutuvan veden kapillaarisen nousun vuoksi (Uusi-Kämppeä ym., 2013). Veden kapillaarinen nousu voi olla hienojakoisissa maaaineksissa useita metrejä. Pohjaveden pinnan vuotuinen korkeusvaihtelu on keskimäärin 1–2 m; hiekka- ja sorakerrostumissa alle 1 m, moreenissa 1–3 m ja savimailla lähes olematonta. Myös muodostuman koolla on merkitystä vaihteluihin. Isommat muodostumat reagoivat sääolosuhteiden muutoksiin pienempiä hitaammin.

Kuva 2.9. Pohjaveden pinnan tyypillinen vaihtelu vuodenaikojen mukaan Suomessa.



Pohjaveden pinnan korkeutta säätelevät paitsi maalajin vedenläpäisevyys, myös pohjaveden purkautumis- ja muodostumissuhteet, maaston muodot ja vuodenaikaisvaihtelut (Kuva 2.9). Jos pohjaveden pinta rajoittuu yläpuoleltaan vettä läpäisevään kerrokseen, on kyseessä ns. vapaa pohjavesi. Jos pohjavesi rajoittuu tiiviiseen kerrostumaan, kuten saveen, on pohjavesi paineellista. Paineellinen pohjavesi on arteesista, mikäli vedenpinta pohjavesiputkessa nousee maan pinnan yläpuolelle. Myös savikerroksien ja hienorakeisten silttikerrosten yläpuolella voi esiintyä hyvin vettä läpäiseviä kerroksia, jossa esiintyvää vettä kutsutaan orsivedeksi.

Hyvin vettä läpäisevässä maaperässä pohjaveden pinta on sama kuin vedenpinta maahan pystysuoraan asennetussa putkessa I. pohjavesiputkessa. Tällöin pohjaveden pinta on käytännössä vedellä kyllästyneen ja kyllästymättömän vyöhykkeen rajapinta (Suomen geoteknillinen yhdistys, 1984). Hyvin vettä läpäisevässä happoa tuottavassa maa-aineksessa (esim. hiekka) on pohjaveden pinta lähes yhtäläinen hapettumissyvyyden kanssa.

Hienorakeisissa maalajeissa, kuten savessa ja siltissä, ei pohjaveden pintaa ja siten hapettumissyvyyttä voida määritellä täysin yksiselitteisesti, kuten edellä karkearakeisten maalajien tapauksessa. Pohjavesipinta (rajapinta, jonka alapuolella maa-aines on täysin vedellä kyllästynyt) sijoittuu näillä alueilla usein savikerrostuman alapuolisen karkearakeisemmän

maalajin yläpintaan (Suomen geoteknillinen yhdistys, 1984). Tästä vesi nousee kapillaarisesti savi-/silttikerrokseen nostan hienojakoisenkin maa-aineksen huokosvedenpainetta ja mahdollisesti myös pohjaveden pintaa. Siinä osassa maaprofilia, jossa kapillaarinen veden nousu riittää estämään maa-aineksen hapettumisen, esiintyy HaSu-mailla ns. hapettumissyvyys. Hapettumissyvyys esiintyy hienojakoisissa maalajeissa usein ns. vaihettumiskerroksena, jossa havaitaan pH-tason muutos neutraalista happamaksi lähestyttäessä maan pintaa varsinaisen pohjavesipinnan yläpuolella.

HaSu-mailla happamoitumisen ennaltaehkäisyssä oleellista on säilyttää luontainen hapettumissyvyys, sillä maaperän happamoitumiseen on syynä sulfidien hapettuminen maakerrosten joutuessa ilman hapelle alttiiksi maankohoamisen ja maankäyttöön liittyvän kuivatustoiminnan seurauksena (Ramboll Finland Oy, 2018). Happamoituminen voidaan välttää, mikäli pohjaveden pinta tai riittävä huokosvedenpaine voidaan pitää sulfidikerrosten yläpuolella. Pohjaveden pinnan korkeus sekä kuivatustaso/hapettumissyvyys ovat erittäin hyödyllisiä tietoja HaSu-maiden kartoituksessa ja HaSu-maiden maankäytön suunnittelussa. Pohjaveden pinnan alapuolella huokostilavuuden ollessa veden täyttämä vallitsee lähe hapettomat tai vähähappiset olosuhteet, jotka estävät sulfidimineraalien hapettumisen.

HaSu-maat ovat tyypillisesti hienorakeisia maa-aineiksi, joiden vedenjohtavuusominaisuudet ovat heikot (esim. siltti, savi). Näillä alueilla pohjavedenpinnan tason ja sen luontaisen vaihtelun määrittäminen vaatii systemaattista pohjavesiseurantaa pitkällä aikajaksolla, jopa useiden vuosien ajan. Useinkaan tällaista seuranta-aineistoa ei ole luokiteltujen pohjavesialueiden ulkopuolisilta pehmeiköiltä saatavilla, minkä vuoksi HaSu-maiden esikartoitus ja varsinainen tutkimus (luvut 3.2 ja 3.4) ovat oleellinen osa rakentamishankkeen suunnitteluvaihetta alueella jo esiintyvän hapettumissyvyyden (l. vallitseva kuivatussyvyys) tunnistamiseksi ja kuivatussyvyyden mahdollisen muutoksen vaikutusten ennakoimiseksi. Kuivatussyvyyttä voidaan arvioida ympärysojien syvyyksien avulla tai kairaprofiilista visuaalisesti ja pH mittauksen avulla, mutta pohjaveden pinnan luotettava määrittäminen vaatii pohjavesiputkesta tehtäviä mittauksia (Ramboll Finland Oy, 2018).

Mikäli rakennushankkeen suunnittelu edellyttää tarkkoja selvityksiä pohjaveden esiintymisestä savi- ja silttikerroksissa esim. pohjaveden korkeustason alentamista varten alikulkua varten, voidaan maa-aineksen vedenläpäisevyyttä tutkia maastossa tehtävin tutkimuksin. Tutkimuksia tarvitaan tyypillisesti silloin, kun pohjaveden pumpattavat määrät ovat merkittäviä tai pohjaveden alentamisella on mahdollisesti haitallisia vaikutuksia ympäristöön. Riippuen olosuhteista ja maalajeista aastossa tehtäviä tutkimuksia vedenläpäisevyys- ja vedenjohtavuusominaisuuksien määrittämiseksi ovat mm. antoisuuspumppaus, slug-testi ja imeytystesti (lisätietoa esim. Väylävirasto, 2020). Huokosvedenpainemittaukset puolestaan ovat geoteknisiä erikoismittauksia, joita tehdään hienojakoisista maalajeista, kun tarvitaan tietoa vakavuus-, painuma- ja siirtymälaskelmissa sekä -seurannassa (Suomen

geoteknillinen yhdistys, 1984). Useimmissa tapauksissa tarkat vedenläpäisevyys- ja vedenjohtavuuden tutkimukset tai huokosvedenpainemittaukset eivät ole tarpeen pelkästään HaSu-mailla esiintyvän hapettumissyvyyden määrittämiseksi, minkä vuoksi niiden tarve arvioidaan tapauskohtaisesti erikseen suunnittelun edetessä.

2.2 Happamien sulfaattimaiden vaikutukset

2.2.1 Vesistö- ja eliöstövaikutukset

Hapettumissyvyyden alapuolella sijaitessaan häiriintymättömät kerrostumat pysyvät neutraaleina, eivätkä ole haitaksi ympäristölleen. Maankohoamisen ja/tai maankäytön, kuten ojituksen, massanvaihdon ja maiden kuivatuksen myötä pohjaveden pinta laskee, kuivatussyvyys muuttuu ja kyseiset maakerrokset altistuvat hapettumiselle ja muuttuvat vähitellen aktiivisiksi happamiksi sulfaattimaiksi. Österholmin ja Åströmin (2004) laskelmien mukaan yksin maankohoamisella ei kuitenkaan ole käytännön merkitystä happamoitumisongelmaan, vaan ongelma muodostuu valtaosin keinotekoisien kuivatuksen myötä. HaSu-maat aiheuttavat tyypillisesti pintavalunnan happamoitumista erityisesti pitkän kuivan jakson jälkeen tulevan sateen aikana ja pohjaveden pinnan vaihdellessa. Happamoitumisesta johtuva metallien mobilisoituminen voi aiheuttaa pintavesien kemiallisen ja ekologisen tilan heikkenemistä sekä mm. kalakuolemia. Lisäksi happamista sulfaattimaista aiheutuu haittoja kasvillisuuden monimuotoisuudelle ja pohjaveden pilaantumista.

Tietyt metallit sekä maaperän happamoituminen aiheuttavat ongelmia ja kustannuksia mm. viljelykäytölle sekä kuormitusta HaSu- maa-alueen alapuolisiin vesistöihin. Hapan vesi liuottaa maaperästä ja veden kiintoaineksesta mm. alumiinia (Al) ja rautaa (Fe) pintavesiin. Happamien vesien vaikutuksesta myös kadmiumin (Cd), koboltin (Co), kuparin (Cu), mangaanin (Mn), sinkin (Zn) ja nikkelin (Ni) päästöt vesiin lisääntyvät (Sutela ym., 2012). Seuraavassa on lueteltuna joitakin merkkejä happamien sulfaattimaiden vaikutuksista, jotka näkyvät paljaalla silmällä selvästi etenkin pienissä vesistöissä, kuten ojissa ja puroissa:

- Jos vesi on poikkeuksellisen kirkasta eikä näkyvissä ole pieneläimistöä, vesi on todennäköisesti hyvin hapanta (Kuva 2.11)
- Vedenpinnan ohut öljymäinen, koskettaessa hileiksi rikkoutuva kalvo, on ensimmäinen merkki runsaasta rautasaostumasta, joka voi viitata veden happamuuteen (Kuva 2.11)
- Vesi näyttää rautasaostuman vuoksi punaiselta puurolta, joka liettää kaiken ja sementoituu kuivuessaan
- Vesi näyttää alumiinisaostuman vuoksi vetiseltä piimältä (Kuva 2.10)

- Muiden vesikasvien kuin happamuutta kestävien lajien (esimerkiksi osmankäämi), jotka kestävät veden pH-tason muutoksia, häviäminen viittaa happamoitumiseen

Kuva 2.10. Ojavesissä havaittavissa voimakasta liettymistä johtuen happaman (pH alle 4) ja metallipitoisen veden kohtaamisesta pH-tasoltaan korkeamman vesimassan kanssa. Kun pH-taso nopeasti nousee sakkautuvat useat metallit, kuten alumiini, rauta ja mangaani. Virve Kupiainen, Ramboll Finland Oy.



Kuva 2.11. Ojavesi on hyvin kirkasta, eikä elävää vesikasvillisuutta juuri ole. Veden pinnalla on myös havaittavissa ohut öljymäinen kalvo. Virve Kupiainen, Ramboll Finland Oy.



Hankealueella, kuten esimerkiksi rakennustyömaalla, muodostuvan pintavalunnan happamoitumiseen voi johtaa joko pitkäaikainen tai kausittain toistuva pohjavedenpinnan alentuminen tai itse sulfidikerrostumiin kohdistuvat massanvaihdot. Erityisesti happaman valunnan muodostumista aiheuttaa happoa tuottavan massan kaivaminen ja läjittäminen hapellisiin olosuhteisiin. Sadeveden esteetön pääsy läjitettyyn massaan lisää rikkihapon huuhtoutumista.

Valtaosa Suomen happamista sulfaattimaista sijaitsee maatalousmailla, joilla nykyaikainen viljelytekniikka edellyttää yleisesti maaperän tehokasta kuivatusta. Viljelysmaiden laajamittainen kuivatus on johtanut aktiivisten HaSu-maiden muodostumiseen ja ajoittaiseen happamuus- ja metallikuormitukseen vesistöissä (MMM ja YM, 2011). Maatalousmailla olevien happamien sulfaattimaiden yleisyydestä johtuen, myös suurin osa hapan sulfaattimastrategian (MMM ja YM, 2011) mukaisista happamuuden hallintatoimenpiteistä on suunnattu maatalousmailla.

Metsätalouden vesistöille aiheuttamien haittojen arvioidaan yleensä olevan vain lieviä avo-ojien heikomman kuivatustehon vuoksi. Metsämaan lähes luonnontilassa olevan runsasrikkisen maakerroksen potentiaalinen hapontuottokyky on kuitenkin paljon suurempi, kuin jo pitkään huuhtoutumiselle alttiina olleen vastaavan peltomaakerroksen. Tämän vuoksi maata rikkovat metsänhoitotoimenpiteet voivat muuttaa tilanteen nopeasti

ja saada aikaan hyvinkin voimakasta happamoitumista (Nieminen ym., 2020). Turvepeitteisellä metsämaalla varsin ohutkin turvekerros saattaa suojata pohjamaata hapettumiselta (vertaa Nystrand ym., 2021), ja siten metsätalouden happamoitumishaittojen syntyminen on riippuvainen kuivatussyvyyden ja tehokkuuden lisäksi myös turvekerroksen paksuudesta.

Sekä maa- että metsätalousmailla tehtyjen hallintatoimenpiteiden tavoitteena on, että happamien sulfaattimaiden aiheuttamaa happamuus- ja metallikuormitusta saadaan pienennettyä niin, että vesien hyvä kemiallinen ja ekologinen tila saavutetaan viimeistään vuonna 2027 (Vesienhoitosuunnitelmat, EU:n vesipolitiikan puitedirektiivi). Tehtyjen toimenpiteiden arvioidaan vähentävän jatkuvaa happamuus- ja metallikuormitusta pitkällä aikavälillä, mutta tavoitteiden saavuttamista vuoteen 2027 mennessä on vaikea arvioida. Valtioneuvoston hyväksyi 16.12.2021 alueelliset vesienhoitosuunnitelmat ja merenhoitotuennitelmanoitosuunnitelmat jaksolle 2022–2027

Vesienhoidon suunnittelun yhteydessä pintavedet, joiden osalta hyvän ekologisen tai kemiallisen tilan tavoitetta ei ole saavutettu vuoteen 2015 mennessä, on nimetty riskivesiksi, joiden ympäristötavoitteiden saavuttamisen aikataulu on asetettu poikkeavasti myöhemmäksi. Happamien sulfaattimaiden vaikutusten alaisten pintavesien tilatavoitteet on pääsääntöisesti pidennetty vuoteen 2027 kemiallisen hyvää huonomman tilan takia. Etenkin Pohjanmaan 60 metrin korkeuskäyrän alapuolella sijaitsevat jokivesistöt ovat ekologiselta ja kemialliselta tilaltaan hyvää huonommassa tilassa johtuen happamuuden ja metallien, kuten kadmiumin ja nikkelin, ympäristölaatu normien ylityksistä ja vaikutuksista kasvillisuudelle ja eliöstölle (Nieminen ym., 2020).

Yleisesti jokivesien metallipitoisuuksia on tutkittu runsaasti 1990-luvulta lähtien, mutta metallien käyttäytyminen joki- ja muissa pintavesissä on yhä huonosti tunnettu. Tämä tiedonpuute on pääasiainen syy siihen, miksi ojituksen ja maankuivatuksen ympäristövaikutuksia ei osata kovinkaan tarkasti ennustaa (mm. Åström ja Corin, 2000). Metallit myös sitoutuvat herkästi kiintoainepartikkeleihin ja orgaaniseen ainekseen, joiden sedimentoituessa muodostuu pitkäaikaisia metallivarastoja. Myös näiden ympäristövaikutukset tunnetaan verrattain huonosti (Sutela ym., 2012).

Happamuuden ja metallien huuhtoutuminen ja siten myös vesistövaikutukset vaihtelevat ajallisesti merkittävästi. Useiden vesistöjen kohdalla pH-taso vaihtelee vuoden sisällä. Pienet happamien sulfaattimaiden vesistöt voivat kärsiä jopa ympärivuotisesta happamuudesta. Tällaisten vesistöjen lajisto kärsii kroonisesta happamuusaltistuksesta, mikä heijastuu ekologisen tilan pysyvänä heikkenemisenä (Sutela ym., 2012).

Haittavaikutukset kasautuvat tyypillisesti jokien alajuoksuille, jotka saavat merkittävän osan valumavesistään happamilta sulfaattimailta. Vesistöseurantojen yhteydessä on

havaittu, että pahimpia tilanteita luonnehtivat pitkien kuivien kausien jälkeiset alhaiset virtaamat ja äkilliset rankkasateet, joiden seurauksena sivu-uomista huuhtoutuu nopeasti suuri määrä happamuutta ja metalleja pääuomiin (Sutela ym., 2012). Happamien jokivesien vaikutukset ulottuvat mereen laskevien jokien suistoihin ja rannikkovesiin. Pohjanmaan jokien suistoalueiden kalatutkimuksien perusteella hapen vesi voi levitä koko suistoalueelle ja ympäröivään saaristoon, erityisesti jos joen virtaama on suuri ja merivesi on matalalla (Palko, 1994). Meriveden hyvä puskurikyky ja jokiveden sekoittuminen isoon vesimassaan ehkäisevät kuitenkin jokivesien happamuuden aiheuttamien kalakuolemien levittäytymistä laajalti rannikkovesiin (Sutela ym., 2012).

Happamista sulfaattimaista on arvioitu huuhtoutuvan vesiin myrkyllisiä metalleja enemmän kuin kaikista Suomen teollisuusjätevesistä yhteensä (Sundström ym., 2002). Eräiden jokien vedestä on mitattu varsin suuria metallipitoisuuksia mangaania (Mn), alumiinia (Al), sinkkiä (Zn), kadmiumia (Cd) ja kuparia (Cu). Kaikki nämä metallit voivat olla korkeina pitoisuuksina kaloille myrkyllisiä (Spry ja Wiener, 1991). Suomen jokivesistöissä on normit ylittäviä veden metallipitoisuuksia kadmiumin (Cd) osalta nimenomaan happamien sulfaattimaiden vaikutuskohteissa (Sutela ym., 2012).

Happamien sulfaattimaiden vaikutus biodiversiteettiin sekä kala-, selkärangaton- ja makrofytyyhteisöihin vaihtelee ajallisesti ja jokikohteittain. Erityisesti harvinaisten, uhanalaisten ja herkkien lajien kannalta yksittäiset happamuuspiikit ja siihen liittyvät suuret metallipitoisuudet voivat olla kohtalokkaita (Kuva 2.12). Tyypillisiä vaikutuksia ovat yksilö- ja populaatiotasolla heikentynyt kasvu ja lisääntynyt kuolevuus, yhteisötasolla ikärakenteen muutokset, lajiston köyhtyminen, herkkien lajien karsiutuminen ja korvautuminen kestävämmillä lajeilla sekä ekosysteemitasolla lisääntynyt ravinteiden ja energian vuoto systeemin ulkopuolelle ja koko systeemin tuottavuuden aleneminen (Sutela ym., 2012).

Kuva 2.12. Pintavesien happamoituminen voi aiheuttaa kalakuolemia. Jouko Saastamoinen, ELY-Keskus.



Ilmastomuutos uhkaa entisestään lisätä happamuushaittoja (Vuori ja Saarinen, 2010; Saarinen ym., 2010). Kun Suomessa samat alueet ovat sekä happamia sulfaattimaita, maankohoamisaluetta että intensiivisen viljelyn ja kuivatustoiminnan kohteena, syntyy hyvin erityinen, jopa pistekuormituksenomainen vesistöön huuhtoutuva happamuus- ja metallikuormitus. Ilmastomuutoksen myötä lämpötilan on arvioitu nousevan ja kuivuusjaksojen yleistyvän. Samalla talvitulvat ja -sadanta kasvavat. Hydrologisten ääri-ilmiöiden odotetaan yleistyvän ilmastomuutoksen seurauksena erityisesti valuma-alueilla, joilla on vähän järviä ja virtaaman vaihtelut ovat nopeita (Vuori ja Saarinen, 2010). Saarinen ym. (2010) päättelevätkin ilmastomuutoksen lisäävän happamoitumisriskejä rannikon jokivesistöissä. Ilmastomuutos todennäköisesti voimistaa happamien sulfaattimaiden aiheuttamien ympäristövahinkojen vaikutusta ja lisää vaikutusaluetta, ellei kohdennettuja lieventäviä toimenpiteitä tehdä. Haitallisten yhdisteiden huippupitoisuuksia esiintyy varsinkin pitkien kuivien kausien ja niitä seuraavien rankkasateiden jälkeen. Tämä lisää vesiekosysteemin ja kalakantojen todennäköisyyttä altistua haitallisille metalliyhdisteille (Sutela ym., 2012). On myös saatu viitteitä siitä, että viljelymailta, jotka sijoittuvat sulfaattimailla, voivat aiheuttaa suurempaa typpihuuhtoumaa verrattuna muihin viljelysmaihin. Sulfaattimailla sijoittuvat viljelymaat kuormittaisivat näin ollen pintavesiä potentiaalisesti enemmän (Yli-Halla ym., 2020).

2.2.2 Teräs- ja betonirakenteiden korroosio

2.2.2.1 Hapan sulfaattimaa korroosioympäristönä

Happamien sulfaattimaiden aiheuttaman korroosion arvioinnissa tulee tarkastella happamia sulfaattimaita kahtena erillisenä, toisistaan poikkeavana korroosioympäristönä: hapettuneena aktiivisena happamana sulfaattimaana sekä potentiaalisesti happamana sulfaattimaana. Näissä korroosiota aiheuttavat tekijät poikkeavat merkittävästi toisistaan. Ympäristön korroosiota suoraan aiheuttavien tekijöiden lisäksi tulee tarkastella muun ympäröivän ympäristön aiheuttamia rasituksia erityyppisille rakenteille, kuten teräs- ja betonirakenteille. Korroosioympäristön syövyttävyyden onkin riippuvainen kohteessa hyödynnetystä materiaalista ja siinä käytetyistä korroosionestomenetelmistä.

Happamuus lisää merkittävästi korroosionopeutta useilla metalleilla, kuten teräksillä. Aktiivisilla happamilla sulfaattimailla korroosio aiheutuu pääasiassa matalan pH:n ja paikallisten happikonsentraatioerojen seurauksena. Korroosionopeutta lisää tyypillisesti maaperän sähkönjohtavuus, jonka edellytyksiä ovat riittävä vesipitoisuus ja liukoisten ionien määrä, joita maaperässä ovat tyypillisesti merellisestä synty-ympäristöstä johtuen aggressiiviset sulfaatti- ja kloridi-ionit. Sähkönjohtavuus ei kuitenkaan suoraan kerro maaperän korroosio-ominaisuuksista, sillä maaperässä voi olla läsnä sähkönjohtavuutta lisääviä ioneja, kuten bikarbonaatti-, karbonaatti-, hydroksidi- ja kalsiumionit, jotka rajoittavat aggressiivisten ionien aiheuttamaa korroosiota. (Carpen ja Törnqvist, 2014, Vuorenmaa, 2015)

Aktiivisissa happamissa sulfaattimaissa rikkihapon muodostuminen ja sen liukeneminen aiheuttavat maaperään korkean sulfaattipitoisuuden, joka lisää rakennetta ympäröivän veden sähkönjohtavuutta. Hienorakeisilla maalajeilla on tyypillisesti korkeampi sähkönjohtavuus verrattuna karkearakeisiin maalajeihin. Aktiivisilla happamilla sulfaattimailla voidaan korroosioriskiä arvioida pH-tason, sähkönjohtavuuden, redox-potentiaalilin sekä sulfaatti- ja kloridipitoisuuksien perusteella. Aktiivinen hapan sulfaattimaa edustaa yleensä hapettunutta ympäristöä (redox >200 mV), joka hidastaa merkittävästi tai pysäyttää anaerobisten sulfaatinpelkistäjäbakteerien (SRB = sulfate-reducing bacteria) toiminnan. (Carpen ja Törnqvist, 2014)

Potentiaalinen hapan sulfaattimaa on anaerobisessa tilassa oleva, happamuudeltaan hie-man emäksinen tai neutraali, rikkipitoinen ympäristö, joka hapettuessaan tuottaa rikkihappoa muuttuen vähitellen aktiiviseksi happamaksi sulfaattimaaksi. Korroosioympäristönä potentiaalinen hapan sulfaattimaa on ongelmallinen metalleilla ja etenkin teräksellä sulfaatinpelkistäjäbakteerien (SRB) mahdollisen vaikutuksen vuoksi. SRB-mikrobit (noin 200 tunnettua bakteerilajia, sekä eräitä arkeoneja ja mikrosieniä) elävät anaerobisessa ympäristössä esimerkiksi vedellä kyllästetyssä savimaassa, jossa tapahtuu orgaanista hajoamista. Ne käyttävät hengittämiseen hapen sijaan sulfaattia tuottaen muun muassa sulfideja ja divetyysulfidia (rikkivety H_2S), vettä sekä hiilidioksidia. Raudan ja orgaanisen

aineksen läsnäolo (myös ihmisen maahan upottamat raudat ja teräkset) ja niiden hetkellisenkin hapettuminen, lisäävät SRB-mikrobien aktiivisuutta. (Carpen ja Törnqvist, 2014)

Kahden erilaisen korroosioympäristön rajavyöhyke on yleisesti ottaen voimakkaammin syövyttävä kuin kumpikaan korroosioympäristö yksin. Rajavyöhykkeessä korroosiota edistävä paikallinen potentiaaliero voi olla huomattava eri ympäristöjen välillä. Lisäksi rajavyöhykkeessä rikkiä on saatavilla sulfaattina, joka lisää sähkönjohtavuutta ja osallistuu suoraan esimerkiksi betonirakenteiden rapauttaviin reaktioihin. Pohjavedenpinnantason muutokset rajavyöhykkeellä voivat aiheuttaa aikaisempaa syövyttävämmät olosuhteet mm. hapontuoton sekä erityisen hyvin sähköä johtavan huokosveden läsnäolon seurauksesta.

2.2.2.2 Korroosiotutkimukset

Maaperäkorroosioon vaikuttaa monta tekijää. Korroosiotutkimuksilla voidaan tutkia yksittäisten tekijöiden vaikutuksia, joista tärkeimpiä ovat vesipitoisuus, orgaanisen aineksen pitoisuus, happamuus (pH), sähkönjohtavuus, huokosveden kemiallinen koostumus sekä pohjavedenpinnan sijainti ja vaihtelu. Korroosionopeus ei kuitenkaan ole yksiselitteisesti näiden osatekijöiden perusteella määräytyvä, vaan korroosioon johtava sähkökemiallinen prosessi on hyvin monimutkainen ja alueellisesti hyvinkin vaihteleva.

Happamien sulfaattimaiden tunnistamisessa (käsitelty tarkemmin luvussa 2.1.1 ja liitteessä 1) käytettävät maaperän ominaisuudet pH, sähkönjohtavuus ja kokonaisrikkipitoisuus (ja sulfaattipitoisuus) ovat myös korroosioympäristön vaikutusten arvioinnissa tärkeitä tekijöitä. Näiden lisäksi redox-potentiaali ja sähkönjohtavuuteen vaikuttavien liukoisten suolojen, etenkin sulfaatin ja kloridin, pitoisuudet ovat merkittävimpiä tekijöitä syövyttävyyden arvioinnissa. Onkin suositeltavaa, että tunnistetulla happamien sulfaattimaiden alueella tehdään tarvittavat täydentävät korroosiotutkimukset tarkemman kartoituksen yhteydessä.

Kenttä- ja laboratoriomittauksin saadaan parhaimmillaankin vain suuntaa antava arvio todellisesta ympäristön syövyttävyydestä. Sen sijaan pitkäaikainen seurantatutkimus, jossa tarkasteltavaa materiaalia upotetaan varsinaiseen korroosioympäristöön ja nostetaan ennalta määrättyinä ajankohtina pois, antaa luotettavamman tuloksen ympäristön syövyttävyydestä. In-situ seurantatutkimukset ovatkin osaltaan paras arvio maaperän syövyttävyydestä tietyllä materiaalilla. Yhdistettynä kenttä- ja laboratoriomittauksiin, saadaan kokonaisvaltainen näkemys syöpymiseen johtavista mekanismeista ja materiaalien korroosionestomenetelmä voidaan valita ja mitoittaa varmemmin.

Mikäli rakentamiskohde sijaitsee esikartoitustiedon perusteella HaSu-maalla ja suunnittelun rakentamisen seurauksena on käytännössä välttämätöntä käyttää teräs- ja betonirakenteita perustuksissa ja pohjarakenteissa, on suositeltavaa harkita pitkäaikaista seuranta-otetta, jolla ympäristön vaikutuksista käytettäville materiaaleille saadaan luotettavaa

tietoa. Pitkäaikaisessa seurantatutkimuksessa saadaan käytännössä jo viidessä vuodessa selville riittävällä tarkkuudella arvio rakenteen käyttöiän aikaiselle korroosiomäärälle ja -nopeudelle. Suositeltavaa on tehdä seurantatutkimuksessa koekappaleiden välinostoja ja -mittauksia esimerkiksi yhden, kolmen ja viiden vuoden kuluttua kappaleiden upottamisesta maahan. Tällöin on mahdollista tarkemmin arvioida korroosionopeuden muuttumista ajan suhteen. Korroosionopeutta tyypillisesti mitataan painohäviönä sekä ainepaksuuden muutoksena ja pinnankarheuden määrittämisellä.

Seurantatutkimuksessa maahan asennetaan materiaaliltaan rakentamisessa käytettävää vastaava kappale, joka voi olla esimerkiksi tanko, putki tai levy. Tyypillisesti upotettavat kappaleet ovat sellaisia, jotka ovat helposti asennettavissa ja poistettavissa, kuten kairatanko, putkipaalu tai teräsponkki. Pintaosaan voidaan myös asentaa metallilevyjä, harjateräksen pätkiä tai putken palasia. Oleellista on se, että kappaleen lähtötiedot, kuten paino, ainevahvuus, pinnan karheus ja materiaali on kirjattu tarkasti ylös ja kappaleet on valokuvattu ennen kappaleiden upottamista maahan. Lisäksi kappaleet tulee olla paikannettavissa ja tunnistettavissa myöhemmin. Kuvassa Kuva 2.13 on esitetty erään seurantatutkimuksen (Perolainen, 2016) koepaaluksen merkintätapa.

Happamien sulfaattimaiden tunnistamisen ja tehtyjen korroosiotutkimusten perusteella valitaan rakenteelle ja materiaalille sopiva korroosionhallintamenetelmä.

Kuva 2.13. Koepaaluun hitsattu tunnistemerkintä seurantatutkimusta varten. Perolainen, 2016.



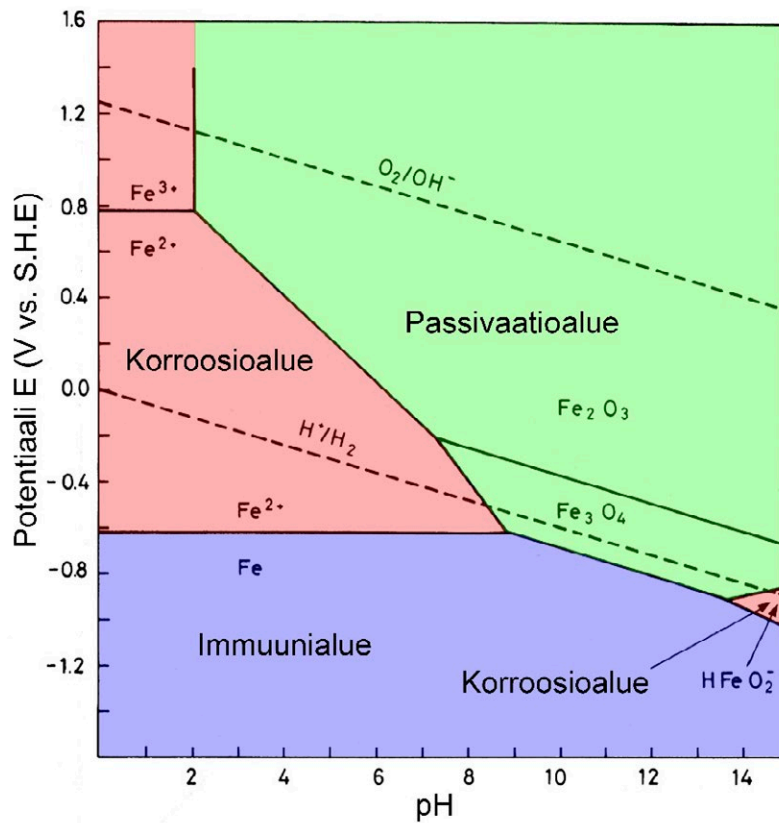
2.2.2.3 Vaikutukset teräsrakenteille

Teräsrakenteiden suunnittelu edellyttää korroosioriskin selvittämistä, kun määritetään rakenteiden käyttöiän aikaista kestävyyttä. Luonnontilaisen ja homogeenisen maaperän syövyttävyys on tyypillisesti vähäinen. Korroosion käynnistyminen edellyttää hapellisen ympäristön, joka esiintyy maaperässä alimman mitoittavan pohjavesipinnan yläpuolella (ks. luku 0). Happamilla sulfaattimailla voi myös hapettomissa olosuhteissa (potentiaalinen hapan sulfaattimaa) tapahtua merkittävää korroosiota anaerobisten mikrobin, etenkin sulfaatinpelkistäjäbakteerien toiminnan seurauksena. Sulfaatinpelkistäjäbakteerien aikaansaaman korroosion määrän arviointiin soveltuvaa menettelyä ei tällä hetkellä tunneta (Liikennevirasto, 2017).

Teräksen syöpyminen on riippuvainen ympäristön pH:n sekä teräksen ja ympäristön välisestä sähkökemiallisesta potentiaalierosta. Seuraavassa kuvassa (Kuva 2.14) on esitetty teräksen potentiaali-pH -kuvaaja, josta ilmenee korroosioalueet. pH:n ollessa emäksinen 9 ja 13,5 välillä korroosiota ei pääse tapahtumaan (immuunialue) tai se on hyvin hidasta (passivaatioalue). Happaman sulfaattimaan aiheuttamassa korroosiossa teräsrakenteen ainepaksuus ohenee (tasainen korroosio), teräsrakenteeseen muodostuu piste- tai kuoppamaisia syöpymiä (piste- tai kuoppakorroosio) tai teräs syöpyy mikrobiologisen toiminnan seurauksena.

Teräsrakenteiden tavanomaisia korroosionestomenetelmiä ovat seostaminen (ruostumattomat ja haponkestävät teräkset), katodinen suojaus, orgaaniset ja epäorgaaniset pinnoitteet sekä betoniverhoilu, betonointi tai ympäristön pH-tason nostaminen esimerkiksi stabiloimalla tai suihkuinjektoimalla. Lisäksi rakenteen seinämäpaksuutta kasvattamalla (korroosiovara) voidaan rakenne ylimitoittaa, jolloin käytönaikainen syöpyminen on huomioitu rakenteessa ja sen käyttöajan riittävässä kestävyudessa. Happamassa sulfaattimaassa ja etenkin mikrobiologiselle korroosiolle alttiiden rakenteiden osalta korroosiovara voi olla merkittävän suuri, jolloin rakenteiden suojaaminen voi olla taloudellisesti edullisempää.

Kuva 2.14. Raudan potentiaali-pH -kuvaaja. Napari, 2016.



2.2.2.4 Vaikutukset betonirakenteille

Rikkiyhdisteitä sisältävä maa-aines on potentiaalisesti syövyttävä sekä teräs- (sähkönjohtavuus ja SRB-mikrobien toimita), että betonirakenteille (alhainen pH ja sulfaattikorroosio). Siinä, missä metallien korroosio on sähkökemiallinen prosessi, betonirakenteiden rakenteellista heikentymistä kuvaa paremmin termi rappeuttavat kemialliset reaktiot.

Betonirakenteiden kemiallisen rasituksen ympäristöluokkien raja-arvot on esitetty Betoni-normit BY 65:ssä (Suomen Betoniyhdistys, 2016) ja seuraavassa taulukossa (Taulukko 2.2) alla. Happamien sulfaattimaiden osalta merkittävimmät betonin kemialliseen rasitukseen vaikuttavat tekijät ovat happamuus ja sulfaattipitoisuus.

Taulukko 2.2. Kemiallisen rasituksen ympäristöluokkien raja-arvot. Betoninormit BY 65, Suomen Betoniyhdistys, 2016.

Alla luokitellut kemiallisesti aggressiiviset ympäristöt perustuvat luonnollisiin ympäristöihin maassa ja vedessä 5 °C ja 25 °C lämpötilavälillä ja riittävän hitaalla veden virtausnopeudella, minkä voidaan katsoa vastaavan staattista tilannetta. Jokaisesta yksittäisestä kemiallisesta ominaisuudesta suurin rasitusarvo määrittää luokan. Jos kaksi tai useampi aggressiivista ominaisuutta johtaa samaan luokkaan, ympäristö luokitellaan seuraavaan korkeampaan luokkaan. Aggressiivisten ominaisuuksien määrittämiseen käytetään taulukossa annettuja standardikoemenetelmiä.				
Kemiallinen ominaisuus	Koemenetelmä	XA1	XA2	XA3
Pohjavesi				
SO ₄ ²⁻ mg/l	SFS-EN 196-2	≥ 200 ja ≤ 600	> 600 ja ≤ 3000	> 3000 ja ≤ 6000
pH	ISO 4316	≤ 6,5 ja ≥ 5,5	< 5,5 ja ≥ 4,5	< 4,5 ja ≥ 4,0
CO ₂ mg/l aggressiivinen	SFS-EN 13577	≥ 15 ja ≤ 40	> 40 ja ≤ 100	> 100 kyllästymiseen asti
NH ₄ ⁺ mg/l	ISO 7150-1	≥ 15 ja ≤ 30	> 30 ja ≤ 60	> 60 ja ≤ 100
Mg ²⁺ mg/l	EN ISO 7980	≥ 300 ja ≤ 1000	> 1000 ja ≤ 3000	> 3000 kyllästymiseen asti
Maaperä				
SO ₄ ²⁻ mg/kg ^{a)} kokonaismäärä	SFS-EN 196-2 ^{b)}	≥2000 ja ≤3000 ^{c)}	>3000 ^{c)} ja ≤12000	>12000 ja ≤24000
Happamuus Baumann Gullyn mukaisesti ml/kg	prEN 16502	> 200	Ei esiinny käytännössä	
<p>^{a)} Savimaat, joiden läpäisevyys on pienempi kuin 10⁻⁵ m/s, voidaan luokitella alempaan luokkaan.</p> <p>^{b)} Testausmenetelmän periaate on uuttaa SO₄²⁻ suolahapolla. Vaihtoehtoisesti voidaan käyttää vesiuuttoa, jos betonin käyttöpaikalla on siitä kokemusta.</p> <p>^{c)} Raja-arvo 3000 mg/kg lasketaan arvoon 2000 mg/kg, jos betonin toistuva kuivuminen ja kastuminen tai kapillaarinen kastuminen saattavat aiheuttaa betonin sulfaatti-ionien kasaantumisriskin.</p>				

Betonirakenteiden rapautuminen rikkipitoisessa maaperässä johtuu pääasiassa liukoisista sulfaateista, jotka reagoivat betonin kalsiumyhdisteiden kanssa, tai alhaisen pH-tason vaikutuksesta tapahtuvana sideainematriisin liukenemisena. Betonin sisältämät alumiiniyhdisteet osallistuvat sulfaatin ja kalsiumhydroksidin reaktioon muodostaen voimakkaasti paisuvaa mineraalia, ettringiittiä. Ettringiitti kiteytyy neulamaisina kiteinä betonin tiivistys- ja suojahuokosten seinämille, jolloin suojahuokosten ilmatilavuus pienenee. (Eurofins, 2021b)

Ettringiittireaktio voi johtaa rapautumiseen pakkasrapautumisen kautta tai suoraan siten, että huokostilavuuden täyttyessä betoniin aiheutuu säröjä paineen vaikutuksesta.

Suojabetonin säröjen ja murentumisen vaikutuksesta myös betoninsisäiset teräkset ovat alttiita syöplymiselle. (Pyy, 2020)

Maaperän alhainen pH (<6,5) katsotaan vaikuttavan syöplyttävästi betonimateriaaleihin. Kun pH laskee <4,0, on betonimateriaalin turmeltuminen erittäin nopeaa, ja maaperän katsotaan olevan rasittavuudeltaan alueella, jossa hyväksyttävää käyttöikää ei betonirakenteelle saavuteta millään betonikoostumuksella. (Eurofins, 2021a)

Sulfaatile altistuvissa betonirakenteissa käytetään sulfaatinkestävää sementtiä (SR-sementti), joka sisältää vähemmän sulfaatin kanssa reagoivia alumiiniyhdisteitä ja enemmän rautayhdisteitä. Myös masuunikuonasementti kestää sulfaattirasitusta paremmin huolimatta sen korkeasta alumiinipitoisuudesta, sillä alumiini on kiinnittynyt kestävään kidemuotoon (spinellirakenne), joka ei reagoi sulfaatin kanssa ettringiittiä muodostaen. (Eurofins, 2021b)

Pozzolaanit (aineet, jotka reagoivat kuluttaen betonin kalsiumhydroksidia) vähentävät myös ettringiitin muodostumista. Masuunikuona on esimerkki lievästä pozzolaanista ja esimerkiksi silikajauhe on voimakas pozzolaani. Pozzolaanit parantavat sulfaatinkestävyyttä kalsiumhydroksidipitoisuuden pienentämisen lisäksi tiivistämällä betonin huokosrakennetta, jolloin sulfaatin tunkeutuminen syvemmälle betonin huokosiin on estynyt. (Eurofins, 2021b)

3 Happamien sulfaattimaiden ja mahdollisten vaikutusten kartoitus

HaSu-alueilla tapahtuvissa rakennushankkeissa tulee varautua ajoissa happamuutta tuottavien maa-ainesten esiintymiseen riittävillä selvityksillä ja suunnittelulla. Lisäksi tulee huomioida myös rakentamisen aikaiset ja rakentamisen jälkeen tarvittavat varotoimenpiteet. Suunnitteluvaiheessa tulisi määritellä ne toimenpiteet, joilla työ voidaan tehdä siten, että happamista sulfaattimaista ei aiheudu ympäristöhaittaa tai haittaa rakenteille rakentamisen aikana eikä myöhemminkään (Ramboll Finland Oy, 2018). Happamat sulfaattimaat onkin syytä ottaa huomioon jo alueen maankäytön suunnittelussa ja kaavoituksessa.

Tässä ohjeessa painopiste on pyritty pitämään rakennushankkeissa ja maankäytön suunnittelussa ja mm. kartoitusohjeisiin liittyvää hienopiirteisyyttä on paikoin oiottu. Ohjeessa kuvataan tiedon hankintatavat ja tietomäärät, joiden avulla voidaan määrittää riittävät toimenpiteet rakennushankkeen HaSu-materiaalista aiheutuvien ympäristövaikutusten minimoimiseksi. Ohjeistuksessa edetään HaSu-maihin liittyvän ilmiön toteamisesta kohti hallintatapojen valintaa maankäytön suunnittelun ja rakentamishankkeiden eri vaiheissa. Avuksi on luotu vaikutusten merkittävyyden arvioinnin työkalu, jonka tarkempi kuvaus on esitetty luvussa 3.3.

Erilaisia tunnistusmenetelmiä on olemassa runsaasti ja niiden käyttäminen toisiaan vahvistavalla tavalla on aina suositeltavaa. Eri tunnistustapoihin liittyy erilaisia virhelähteitä ja näitä voidaan poissulkea käyttämällä useampaa toisiaan tukevaa ja tulosta vahvistavaa menetelmää. Suunnittelijoiden käyttöön on koottu useita käytössä olevia menetelmiä ja niiden kuvauksia ohjeen liitteeseen 1. Kaikkien tutkimusten tekeminen kaikista hankealueelta otetuista näytteistä ei siis lähtökohtaisesti ole tarpeen, vaan valinta tehdään tarve edellä selvityksen tavoitteet huomioiden.

Huomionarvoista on myös se, että eri tunnistustavat ovat käyttökelpoisia joko kartoitusvaiheessa tai vasta rakennustöiden aikana. Jos hankkeessa päädytään esimerkiksi lajittelevaan kaivuun ja kentällä tarvitaan vahvistavaa tietoa välittömästi kaivuun aikana, käytetään kenttätestausmenetelmiä. Esikartoitus- ja kartoitusvaiheissa pikamenetelmien käyttö on usein turhaa ja sisältää tulosten luotettavuuteen ja työturvallisuuteen liittyviä riskejä, mikäli näytteenottaja ei ole riittävän perehtynyt pikamenetelmien käyttöön. Eri tunnistusmenetelmien käyttö ja valinta tehdään kohdekohtaisen tietotarpeen mukaisesti huomioiden mm. maaperän pilaantuneisuuden (PIMA) kartoituksen ja geoteknisten tutkimusten tarpeet ja näiden yhteensovittaminen. Tätä on kuvattu mm. luvussa 3.4.1.

Kun HaSu-materiaalin todentaminen tai poissulkeminen alueella tehdään riittävän ajoissa, jo rakentamisen yleissuunnitteluvaiheessa tai kaavan laatimisen tausta-aineistoksi, voidaan päästä merkittäviin aikataulu- ja kustannussäästöihin verrattuna tilanteeseen, jossa asian huomioidaan vasta rakentamisen alkaessa, jolloin käytettävissä olevat menetelmät vaikutusten vähentämiseen ovat jo usein supistuneet.

3.1 Kartoituksen haasteet

Rakennushankkeiden kannalta ongelmalliset happamat sulfaattimaat ovat tyypillisimmin rannikoseutujen pehmeikköjä, joilla on yleisesti rakentamisen kannalta heikot geotekniset ominaisuudet. Suomessa tavataan erityisesti Pohjanmaan, Keski-Pohjanmaan ja Pohjois-Pohjanmaan seudulla myös karkearakeisempia happamia sulfaattimaita, joilla voi olla haitallisia ympäristö- ja rakennusteknisiä vaikutuksia.

Karkeasti voidaan todeta, että hienorakeiset ja orgaaniset HaSu-materiaalit (liejut, savet ja siltit) voivat hapettua voimakkaasti ja niiden metallipäästöt ja hapontuottopotentiaali ovat korkeita. Karkearakeisten HaSu-materiaalien kuten rantahiekkojen ja moreenien (mustaliuskealueella) metallipäästöt ja hapontuottopotentiaali ovat yleensä matalia verrattuna hienorakeisiin HaSu-materiaaleihin, mutta hapontuotto ja happamuuden huuhtoutuminen niistä voi olla hyvinkin nopeaa, joka varoivaisuus huomioiden on syytä tiedostaa.

Koska happamat sulfaattimaat voivat olla hyvin monen tyyppisiä maalajeiltaan ja esiintyä vaihtelevissa ympäristöissä, ei niiden tutkimustarvetta ja huomioimista voida siten rajata vain tiettyihin maalajeihin tai maantieteellisiin alueisiin. Sekä hieno- että karkearakeiset lajittuneet sulfidimateriaalit ovat tyypillisesti kerrostuneet meriveteen ja niiden esiintyminen rajautuu karkeasti muinaisen Litorina-meren korkeimpaan rantatasoon (ks. Kuva 2.4, luku 2). Hiekkaisissa rantamuodostumissa rikin syntyperä on sama kuin hienorakeisimmasakin HaSu-maassa. Rannan aallokko on erodoinut ja uudelleen kerrostanut hiekan matalaan veteen, jossa orgaaninen kasvu on ollut suotuisaa. Rantahiekkojen rikki on siis samaa merellistä alkuperää.

Tämän lisäksi happamia sulfaattimaita saattaa olla myös kallioperän mustaliuskevyöhykkeiden yhteydessä ja läheisyydessä, jolloin niitä saatetaan tavata satunnaisesti myös *Litorina*-rajan ulkopuolisilla alueilla. Mustaliuskeperäinen rikki on tyypillisimmin kerrostunut maaperässä moreeniainekseen, jäätikköjokien kerrostamiin hiekkoihin (kuten harjuihin) tai turpeeseen ja aiheuttaa potentiaalisesti vastaavia ongelmia kuin muut merellistä alkuperää olevat sedimentit.

3.2 Esikartoitus ja tietotarpeiden kokoaminen

HaSu-maiden haittojen minimoiminen ja haitat huomioiva rakentamisen suunnittelu käynnistyy rakennushankkeen ympäristöolosuhteiden esikartoituksella, jonka alkuvaiheessa kerätään tietoa suunnittelualueen maaperästä, mustaliuskeiden ja/tai HaSu-maiden todennäköisestä esiintymisestä, aiemmista pohjatutkimus- tai muista tutkimustiedoista, sekä kootaan ainakin alustava tieto alueen luonnonarvoista ja vesistön tilasta. Myös varsinaisen rakennushankkeen toimenpiteet, joilla mahdollisiin HaSu-maihin kajoetaan, listataan. Apuna jo tässä vaiheessa voidaan käyttää luvussa 3.3 esitettyä vaikutusten merkittävyyden arviointityökalua sekä erityisesti luvussa 3.2.1 tarkemmin kuvattuja GTK:n kartta-aineistoja.

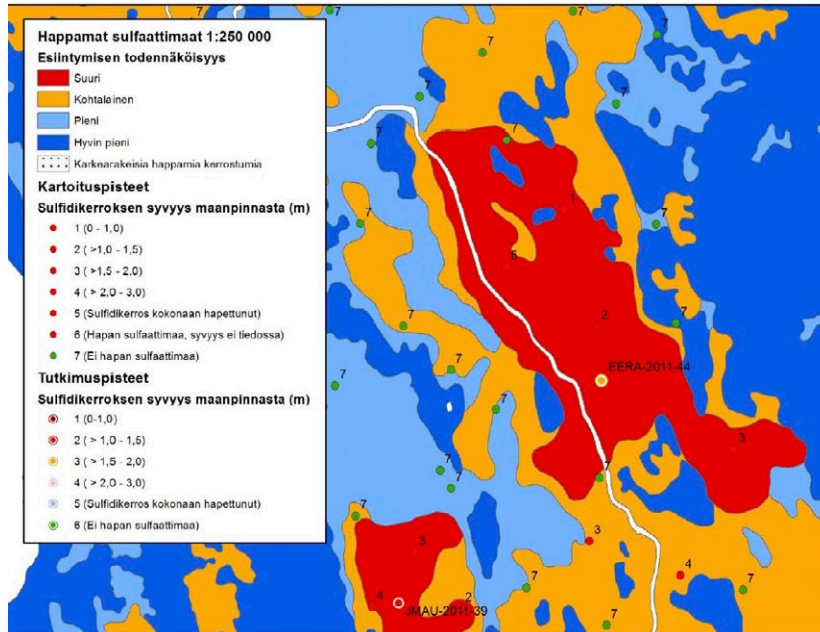
3.2.1 Kartta-aineistojen hyödyntäminen

Arvio happamien sulfaattimaiden esiintymisestä alkaa tyypillisimmin GTK:n happamien sulfaattimaiden karttapalvelun kartoitusaineiston tarkastelusta (saatavilla <https://gtkdata.gtk.fi/hasu/index.html>). Myöhemmissä tutkimusvaiheissa tieto tarkentuu ja GTK:n esikartoituksiin soveltuva aineisto saa vahvistusta.

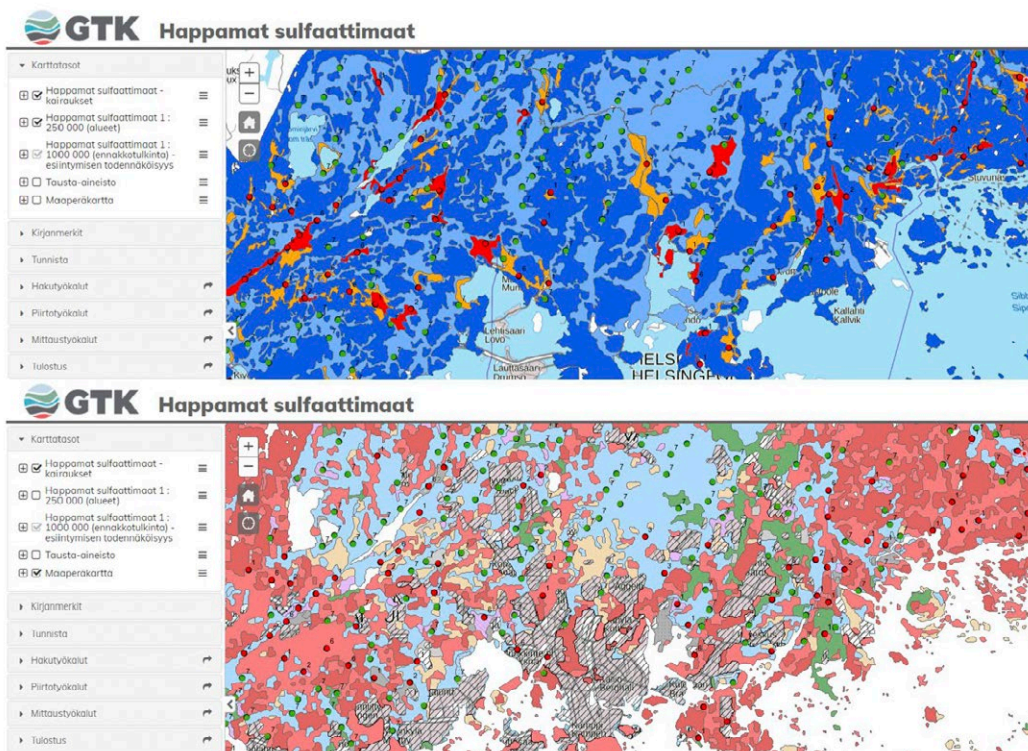
GTK:n kartta-aineistossa erityisesti suuren ja kohtalaisen todennäköisyyden esiintymisalueet viittaavat tutkimustarpeeseen, mutta tutkimustarve ei ole kuitenkaan poissuljettua myös pienemmän esiintymistodennäköisyyden alueella. HaSu-maiden esiintyminen voi olla pienipiirteistä, eikä GTK:n yleiskarttojen perusteella voida jättää kokonaan huomiomatta niiden esiintymisen mahdollisuutta, vaikka se ei olemassa olevan kartoitusaineiston perusteella olisikaan todennäköistä.

GTK:n karttapalvelun 1:250 000 mittakaavainen karttatase on tuotettu tulkitsemalla GTK:n valuma-aluekohtaisia maastokartoituksia (kairaukset) ja maaperä- ja lentogeofysikaalisia aineistoja sekä Maanmittauslaitoksen pohjakartta- ja korkeusaineistoja. Kartan tarkkuus ei usein riitä kiinteistökohtaiseen tarkasteluun ja karttojen kuvioden minimikoko on noin 6 hehtaaria. Happamat sulfaattimaat - karttapalvelussa esitettävät havaintopisteet ovat kairauspisteitä, jotka on luokiteltu kartoitus- tai tutkimuspisteiksi. Kartoituspisteiden osalta esitetään vain happamien sulfaattimaiden esiintyminen ja mahdollisen hapettumattoman sulfidikerroksen syvyys maanpinnasta. Tutkimuspisteissä on esitetty puolestaan mm. leikkauskuva maaperäprofiilista sekä pH- ja laboratorioanalyysien tuloksia. Yleiskartoitusaineisto ollaan julkaisemassa kokonaisuudessaan vuoden 2021 aikana koko *Litorina*-meren peittämältä rannikkoalueelta.

Kuva 3.1. Esimerkki GTK:n yleiskartoituksen aineistosta. Auri, 2015.



Kuva 3.2. Kuvaparissa näkyy ote GTK:n Happamat sulfaattimaat -karttapalvelun aineistoista, joita voidaan hyödyntää tutkimustarpeen arvioinnissa. Ylemmässä kuvassa näkyy sulfaattimaiden tulkitut esiintymisalueet ja kairauspisteet, joilla näkyy todennettu tieto sulfaattimaan esiintymisestä. Alemmassa kuvassa samat pisteet näkyvät 1:20 000 maaperäkartalla.



Tutkimustarpeen arvioinnissa voidaan myös hyödyntää GTK:n maaperäkartoja ja savialtaiden syvyystietoja. Happamien sulfaattimaiden esiintymisen on todettu liittyvän erityisesti Etelä-Suomessa liejuisiin sedimentteihin ja topografialtaan suojaisiin kerrostumisaltaisiin (Saresma ym., 2020). Lisäksi useiden kuntien ja kaupunkien kanssa yhteistyössä on laadittu tarkempia kunta-/kaupunkikohtaisia selvityksiä, joiden olemassaolo ja käyttökelpoisuus suunnitteilla olevan hankkeen kannalta kannattaa esikartoituksen yhteydessä selvittää (esim. Auri, 2015; Saresma ym., 2021a; Saresma ym., 2021b; Saresma ym., 2020 ja Ramboll Finland Oy, 2018). Esimerkki Espoon Suurpellon alueen kartoituksesta on esitetty seuraavassa kuvassa (Kuva 3.3).

Näytteenotto esikartoitusvaiheessa on ilmiön olemassaoloa toteavaa tai sen poissulkevaa. Esimerkiksi seuraavaa logiikkaa voidaan käyttää tutkimuspisteiden ja näytesyvyyksien määrittämisessä rakennushankkeen yleissuunnitteluvaiheessa tai yleiskaavavaiheessa:

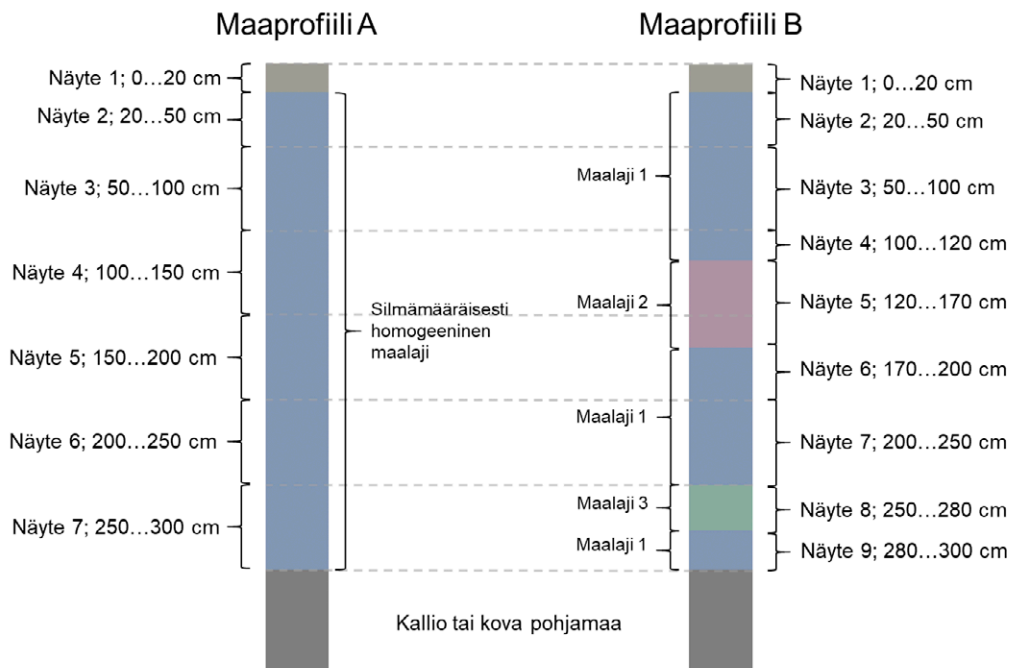
- Rakennus- tai kaava-alueelle sijoittuvat pehmeiköt; turve-, lieju-, savi- ja silttialueet
 - 2–3 tutkimuspistettä / erillinen muodostuma tai / 10 ha
- Hiekkamuodostumat, erityisesti Pohjanmaan hienot ja karkeat hiekat, joissa on jonkin verran orgaanista ainesta (rantakerrostumat ja harjujen tasoittunut ympäristö)
 - 2–3 tutkimuspistettä / erillinen muodostuma tai / 10 ha
- Moreenialueet, kun hankealueen läheisyydessä esiintyy mustaliuskeita (100 m säteellä)
 - 1–2 tutkimuspistettä / moreenikumpare

Muodostumia, kuten erillisiä pehmeikköaltaita tai rantakerrostumia, eroteltaessa voidaan hyödyntää joko maaperäkarttaa ja/tai olemassa olevaa kairausaineistoa. Jos altaat ovat erillisiä, kohdistetaan näytepisteet kannaksen molemmin puolin. Mikäli erillinen muodostuma on suurempi kuin 10 ha, lisätään näytepisteiden määrää yhdellä pisteellä jokaista 3 ha kohden. Myös pienissä, alle 10 ha, muodostumissa, voidaan näytepisteiden määrää sovittaa em. ohjeen mukaisesti siten, että näytepisteitä on vähintään yksi per 3 ha.

Näytteenotto on jo esikartoitusvaiheessa hyvä ulottaa suunnitellun rakentamisen vaikutussyvyydelle saakka. Toisin sanoen massanvaihtosyvyyden, paalutus-, antura- ja pilari-perustuksen tms. rakentamistoimenpiteen tai kuivatuksen vaikutussyvyyden alapuolelle. Paalutuskohteissa tyypillisesti on riittävää ulottaa esikartoituksen näytteenotto 3–5 metrin syvyyteen. Näytteenoton ulottaminen kallioon saakka (mikäli kallio tai kova pohjamaa esiintyy yli 5 m syvyydessä) ei useinkaan ole tässä vaiheessa vielä tarkoituksen mukaista.

Rakentamisen korroosiosuojaamisen tarve määrittää sen, kuinka tarkasti aktiivisen ja potentiaalisen happaman sulfaattimaan rajapinta ja vaihtuminen tulee kartoittaa. Esikartoituksessa näytteenotto voi olla vielä suurpirteistä ja näytteet voidaan kerätä esim. 0,5 m jatkuvana näytteenottona kuitenkin siten, ettei eri maalajeja yhdistetä samaan näytteeseen. Jatkuvan näytteenoton periaatetta on havainnollistettu seuraavassa kuvassa (Kuva 3.4). HaSu-maiden kartoitukseen tähtäävässä näytteenotossa on tärkeää, ettei kokoomanäytteitä tehdä.

Kuva 3.4. Esimerkki jatkuvan näytteenoton toteutuksesta tapauksessa, jossa maalaji säilyy määräsyyvyyteen homogeenisena (maaprofiili A) ja tapauksessa, jossa on näytteenoton yhteydessä nähtävissä maalajin muutoksia (maaprofiili B). Jatkuvassa näytteenotossa yksittäisen näytteen on edustettava koko kerrospaksuutta (enintään 50 cm per näyte) joten maaprofilissa B otetaan useampi näyte, jotta näytteet edustavat eri maalajeja.



Tutkittavia parametrejä maastossa kairausten tai koekuoppatutkimusten yhteydessä otetuista näytteistä ovat väri, raitaisuus, haju, arvio kosteudesta, silmämääräinen maalaji ja hapettumissyvyys, sekä maasto-pH, jos tähän on valmiudet. Erityisen tärkeää on havainnoida maalajien kerrosrajat.

Laboratoriossa näytteistä määritetään vähintään kokonaisriikki ja maasto-pH. Maasto-pH on tärkeä parametri aktiivisen ja potentiaalisen HaSu-materiaalin rajamaastossa, jos tällä rajapinnalla on rakentamishankkeen kannalta merkitystä esimerkiksi korroosionestomenetelmien määrittämisessä. Lisäksi maasto-pH lisää näytteiden kaikkien analyysitulosten tulkintavarmuutta. Kokonaisrikkipitoisuuden perusteella on hyödyllistä valita pH-inkubaatioon esimerkiksi 30 % näytteistä, joista edelleen osa näytteistä hapontuottopotentiaalinen määritykseen. Mikäli hankkeen aikataulu on kiireellinen, voidaan inkuboidun pH-tason sijasta määrittää vetyperoksidilla hapetettu pH (pHFOX tai NAG-pH) (ks. liite 1). Menetelmän luotettavuus ei kuitenkaan ole yhtä hyvä kuin inkuboinnissa. Hyvin kiteytyneet ja karkeat sulfidimineraalirakeet (yli 60 µm), esimerkiksi rapautunut kallioperän aines tai

moreeni, hapettuu kuitenkin hitaasti inkubaatiossa. Muita tunnistamisen vahvistamisessa käytettäviä testejä voidaan tehdä kohdekohtaisen tietotarpeen mukaisesti.

Esikartoitus ja ensimmäinen näytteenottokierros tehdään tyypillisesti yleissuunnittelu- vaiheessa, jolloin ensimmäinen hankekohtainen pohjatutkimusohjelma ohjelmoidaan ja mahdollinen pima-selvitys aloitetaan. Esikartoituksen tyyppinen kartoitus soveltuu hyvin myös maankäytön suunnittelua ja kaavoitusta ohjaamaan yleiskaavavaiheessa. Asemakaavavaiheessa tutkimukset on syytä toteuttaa tarkemmin, jotta mahdolliset hallintaratkaisut voidaan mitoittaa oikein (ks. tarkemmin luvut 3.4 ja 4.1).

3.3 Vaikutusten merkittävyyden arviointi

Kun esikartoituksen tulokset ovat käytössä, voidaan tehdä tarkempia tarkasteluja siitä, missä laajuudessa hankkeessa HaSu-maat tulee huomioida ja mihin suunniteltuihin toimenpiteisiin niillä on merkitystä. Jo alustavien kokonaisrikkipitoisuuksien avulla voidaan tunnistaa karkeasti maa-aineksen hapontuottopotentiaali ja todeta onko rakentamisympäristö aggressiivista, ts. tarvitaanko haitallisten vaikutusten ehkäisyyn toimia ja tarvitsevatko teräs- ja betonirakenteet lisäsuunnittelua korroosiolta suojautumiseen. Myös tarve lisätiedolle maastosta hahmottuu ja tietotarve voidaan huomioida lisäkartoituksessa.

Esikartoitus antaa tiedon hapettuneen maakerroksen syvyydestä likimääräisellä tasolla. Lisäksi tietoa saadaan maaperän kokonaisrikkipitoisuuksista, jolloin alustava tulkinta potentiaalisen happaman sulfaattimaan esiintymissyvyydestä voidaan tehdä. Myös karkeaa tulkintaa korkeamman ja matalamman rikkipitoisuuden HaSu-maiden kerrosjärjestyksistä suhteessa suunniteltuihin rakenteiden, massanvaihdon ja kuivatuksen syvyyksiin voidaan tehdä. Hanketyypistä ja laajuudesta riippuen esikartoituksen aikana ei kuitenkaan välttämättä ole vielä tiedossa suunniteltujen rakenteiden tasoja tai mahdollista kuivatus-tarvetta. Myös tässä tapauksessa esikartoituksessa kerätty aineisto palvelee myöhempiä suunnitteluvaiheita ja esimerkiksi YVA-menettelyä (Laki ympäristövaikutusten arviointimenettelystä 252/2017) vaativissa hankkeissa vaikutusten arviointia.

Esikartoituksen perusteella voidaan tehdä jo alustavia tarkasteluja HaSu-maiden määristä, ottaa huomioon mahdollinen loppusijoituspaikka, loppusijoituksen käsittelytarve ja tarkastella kuivatussyvyyden muutoksen vaikutusta potentiaalisen happaman sulfaattimaan hapettumiseen. Hyvin todennäköisesti on saatu jo riittävä tieto siitä, ovatko alueen korkeimmat maalajit (moreenit) happoa tuottavia rikkipitoisen mustaliuskeen esiintymisen vuoksi, eli liittyvätkö rakennushankkeen haasteet lähinnä hienorakeisiin maihin ja hiekkoihin vai onko suunnittelussa huomioitava kaikkien maalajien happamoittava vaikutus.

Esikartoitustiedon perusteella voidaan suunnittelua viedä eteenpäin ja tehdä alustavia tarkasteluja eri rakentamistoimien vaihtoehtojen välillä. Mitä vähemmän ympäristön olosuhteita muutetaan, sitä vähemmän syntyy käsiteltäviä massoja tai suotovesiä ja tätä kautta haitallisia vaikutuksia. Erilaisia rakentamisen muotoja, joissa HaSu-maat tulee erityisesti huomioida, ja joihin on olemassa vaihtoehtoisia rakentamistapoja tai vaikutusten hallintakeinoja, on käsitelty luvussa 4.2.

Jotta hankkeen vaikutusmuodot ja vaikutukset ympäristöön tulevat kattavasti käydyksi läpi, kirjataan tiedot hankkeesta, sen tulevista kuivatusolosuhteista, kaivettavista massamääristä, suunnitelluista rakenteista, massan laadusta ja hapontuottopotentialista, mahdollisesta loppusijoituspaikasta sekä ympäristön olosuhteista vaikutusten merkittävyyden arviointityökaluun (Taulukko 3 1). Työkaluun on pyritty keräämään kaikki tunnistetut muuttujat, joita rakentamisen - ja maankäytön suunnittelussa voi tulla eteen ja joilla vaikuttaa HaSu-maiden hapettumiseen ja tätä kautta happamuuden lisääntymiseen. Työkalua voidaan hyödyntää monipuolisesti hankkeen eri vaiheissa aina esikartoituksesta myöhempiin suunnitteluvaiheisiin. Suunnitelmien muuttuessa hankkeen edetessä voi esimerkiksi olla tarpeen tarkistaa vaikutusten merkittävyyttä uudelleen ja tämä voidaan helposti toteuttaa työkalun avulla. Työkalu toimii myös maankäytön suunnittelun ja kaavoituksen tarkistuslistana.

Työkalulla arvioidaan hankealueen ympäristön ja valuma-alueen pintavesiä vastaanottavan vesistön herkkyyttä sekä rakentamistoimien aiheuttamien muutosten vaikutusten suuruutta. Näin saadaan arvioitavan hankkeen vaikutusten merkittävyys happamien sulfaattimaiden kannalta selvitettyä.

Taulukko 3.1. Rakentamishankkeen vaikutusten merkittävyyden arviointiyökalun tietosisältö.

				Tulos
	Pieni	Keskisuuri	Suuri	
1) Hankealueen ympäristön herkkyys vaikutuksille				
Hankkeen vaikutusalueen laajuus	Paikallinen, pistemäinen, suppea	Keskisuuri	Laaja, alueellinen	
Rakentamistoimien kesto	Lyhyt-aikainen	Kohtuullisen pitkä	Pitkä	
2) Vastaanottavan vesistön herkkyys vaikutuksille				
Vesistön koko	Meri	Järvi ja joki	Oja, puro, lampi, noro	
Vesistön puskurikyky	Suuri	Kohtalainen	Pieni tai olematon	
Kasvillisuus ja eliöstö	Happamille sulfaattimaille tyypillinen kasvillisuus, osmankäämit yms.	Tavanomainen lajisto	Herkkä eliöstö, vaelluskalat, simpukat, direktiivilajit	
3) Rakentamistoimien aiheuttamien muutosten suuruus				
Kuivatus				
Kuivatussyvyyden muutos (esim. ojitus, kaivannot, pumppaus)	Ei selkeää muutosta pohjavedenpinnan nykyiseen vaihtelutasoon	Voi vaikuttaa pohjavedenpinnan tasoon jonkun verran	Vaikuttaa selkeästi pohjavedenpinnan tasoon	
Kuivatusalueen laajuus	Paikallinen, pistemäinen, suppea	Keskisuuri	Laaja, alueellinen	Salaojat, avo-ojat, alenemakartiot jne.
Kesto	Lyhytaikainen	Pitkäaikainen	Pysyvä	
Kaivanto- ja suoto-/huleveden määrä	Pieni tai olematon	Kohtalainen	Suuri	

	Pieni	Keskisuuri	Suuri	Tiedon luotettavuus + / ++ / +++ (Esim. oletettu / laskettu / mitattu)	Muistiinpanot (kuvaus / lisätieto / lähteet)	Tulos
Massanvaihto ja massan ominaisuudet sekä välivarastointi / loppusijoitus						
Kaivettavan ja välivarastoitavan massan määrä	Pieni tai ei lainkaan välivarastointia	Kohtalainen	Suuri		Arvioidut määrät kirjataan	
Välivarastointiaika	Lyhytaikainen tai ei lainkaan välivarastointia	Kohtalaisen pitkä	Pitkäaikainen		Välivarastoinnin maksimi on 3 vuotta, jonka jälkeen voidaan pitää jo loppusijoituksena	
Kokonaisriskipitoisuus (mg/kg kuiva-ainetta)	Pieni tai olematon	Kohtalainen	Merkittävä			
Hapontuottopotentiaali (kgH ₂ SO ₄ /t)	Pieni tai olematon	Kohtalainen	Merkittävä			
Loppusijoitus	Luvitussa kohteessa	Hankealueella käsiteltynä	Hankealueella ilman käsittelyä tai muita hallintakeinoja			

Erityisesti olosuhteet, jotka alueella vallitsevat jo ennen hanketta, ovat kiinnostavia lisättäviä ja lähemmin selvitettäviä asioita. Ympäristö, johon rakentamista tai maankäyttöä suunnitellaan, voi olla jo valmiiksi kuormittunut HaSu-maiden aiheuttamista ongelmista. Lajisto on jo voinut supistua tai osin sopeutua vallitseviin olosuhteisiin, jolloin hankkeen vaikutukset eivät välttämättä lisää ongelmia, pikemminkin tuovat ne esiin. Toisaalta herkkä ympäristö, jossa harvinaista lajistoa esiintyy, joka on jo osoitus lajirikkaudesta, ei kestä happamoittavaa vaikutusta kuin korkeintaan hyvin hetkellisesti ja hallitusti.

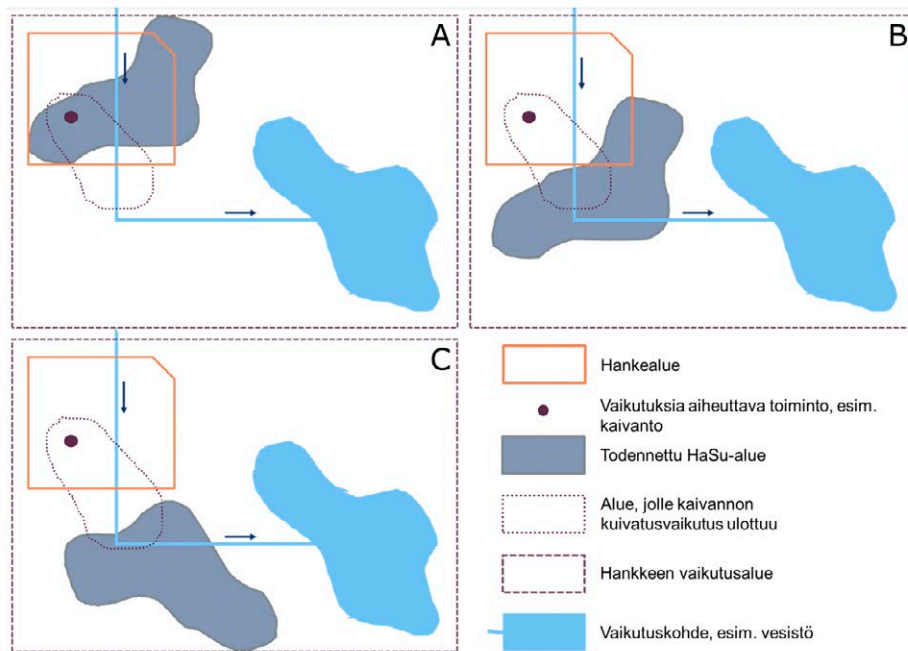
Seuraavissa luvuissa 3.3.1–3.3.4.4 käsitellään vaikutusten merkittävyyden arviointityökälyssä huomioitavat tekijät yksityiskohtaisemmin ja esitetään esimerkkejä työkalun hyödyntämisestä eri tyyppisissä hankkeissa.

3.3.1 Hankkeen vaikutusalueen laajuus

Hankealueella tarkoitetaan tyypillisesti aluetta, joka sisältää hankkeen kaikki fyysiset maanpäälliset ja maanalaiset osat. Vaikutuksella puolestaan tarkoitetaan ympäristön tilan muutoksen aiheuttamaa välitöntä tai välillistä seurausta ihmisille ja/tai luonnolle. Vaikutusalueella tarkoitetaan aluetta, jolla hankkeen arvioidaan aiheuttavan tai voivan aiheuttaa olennaisia muutoksia ympäristön tilaan. Vaikutusalueen rajausta on tyypillisesti hankkeen alkuvaiheessa laaja ja tarkentuu kun selvityksiin tai muuhun riittävään tietoon perustuvat arviot vaikutuksista ja niiden merkittävyydestä on tehty.

HaSu-maiden osalta hankkeen vaikutusalue määräytyy tyypillisesti sen alueen mukaan, jolla ollaan suunnittelemassa rakentamistoimia ja jolla tiedettävästi esiintyy HaSu-maita. Vaikutusalueen laajuuden määrittämisessä on kuitenkin syytä huomioida mahdollisen kuivatustason muutoksen vaikutus laajemmalla alueella kuin pistemäisessä (esim. kaivanto) tai viivamaisessa (esim. oja) kohteessa, jossa rakentamistoimia tehdään. Tätä havainnollistetaan seuraavassa kuvassa (Kuva 3.5). Kuvan mukaisesti kussakin tapauksessa vaikutusalueeksi määräytyy alue, jolle rakentamistoimien myötä kulkeutuu kuivatusvesiä. Koska vaihtoehdossa C HaSu-maat eivät sijoitu lainkaan hankealueelle, jää tällaisessa tapauksessa vaikutukset vastaanottavaan vesistöön huomioimatta, ellei hankkeen esikartoitusvaiheessa tarkastella aluetta laajemmin kuin vain hankealueen osalta. Mikäli esimerkkitapauksen hankealueelta ei olisikaan valumareittiä vesistöön, rajautuisi vaikutusalue todennäköisesti suppeammalle alueelle. Tämän vuoksi on aiheellista aloittaa tarkastelu laajalta alueelta ja rajata aluetta havaittujen todellisten tekijöiden perusteella. Kuvassa ei ole huomioitu mm. massanvaihtomassojen sijoituspaikan valintaa hankealueen ulkopuolella, mikä laajentaa vaikutusalueetarkastelua jopa kahteen erilliseen vaikutusalueeseen.

Kuva 3.5. Esimerkki vaikutusalueen määryntymisestä. Tapauksessa A vaikutuksia aiheuttava toiminto sijoittuu HaSu-maalle. Tapauksessa B toiminto ei ole HaSu-maalla, mutta HaSu-materiaaleja esiintyy hanke-alueella ja toiminnon vaikutus ulottuu niihin. Tapauksessa C hankealueelle ei sijoitu lainkaan HaSu-materiaaleja, mutta koska toiminnon vaikutus ulottuu niihin, aiheuttaa toiminta vaikutuksia. Kaikissa tapauksissa vaikutusalueen laajuus on sama ulottuen hankealueen kuivatusvedet vastaanottavaan vesistöön.



Vaikutusten merkittävyyden arviointityökalussa paikallisena vaikutusalueena voidaan pitää aluetta, jolta ei nykytilassa tai suunniteltujen rakentamistoimien myötä kulkeudu happamia valumavesiä vesistöihin tai muihin herkkiin kohteisiin. Keskisuurena vaikutusalueena voidaan tyypillisesti pitää aluetta, jolla on yksi tai useampi vesistö, johon vaikutuksia voi kohdistua. Tällöin itse hankealue on tyypillisesti laajempi kuin paikallisen vaikutusalueen tapauksessa, jossa voi olla kyse esimerkiksi yksittäisestä rakennuksesta tms. Keskisuuren vaikutusalueen voisi aiheuttaa esimerkiksi asemakaava-alue, jolla esiintyy HaSu-maita osassa kaava-alueella. Laajasta, alueellisesta vaikutusalueesta puhutaan silloin, kun hankkeen vaikutukset ulottuvat laajalle alueelle, mahdollisesti useisiin vesistöihin tai esimerkiksi usean kunnan/kaupungin alueelle. Esimerkki tällaisesta hankkeesta voi olla esimerkiksi useita kilometrejä kattava väylähanke, joka sijoittuu suurelta osin HaSu-maalle.

Vaikutusalueen laajuuden määryntymässä on syytä hyödyntää asiantuntijäkemyksiä tarkasteltavan alueen virtausolosuhteisiin ja HaSu-maiden esiintymispotentiaaliin liittyen.

3.3.2 Rakentamistoimien kesto

Happamoitumiseen kuluva aika ja vaikutusten ilmeneminen suhteessa aikaan on huonosti tunnettu, mutta erittäin tärkeä ja huomioon otettava seikka rakentamistoimien vaikutusten merkittävyyttä arvioitaessa. Luonnontilassa tuhansia vuosia maassa säilynyt rikkivarasto pienenee nopeasti, kun maata kuivatetaan. Rikkivaraston pienentymisnopeuteen vaikuttavat muun muassa kuivatuksen tehokkuus sekä maa-aineksen laatu ja raekoko. Ajan myötä ongelmien painopistealueet muuttuvat vanhempien happamien sulfaattimaiden menettäessä happamuuspotentiaalinsa ja uusien maiden joutuessa kuivatuksen kohteiksi (esim. Palko ja Myllymaa, 1987). (Sutela ym., 2012)

Hapettumisnopeuteen vaikuttaa merkittävästi rikkipitoisuus, jonka kasvaessa myös maa-aineksen hapettumisnopeus näyttäisi uusimpien tutkimusten valossa kasvavan. Lisäksi happamien sulfaattimaiden kemialliset reaktiot ovat osittain myös mikrobiologisia, jolloin reaktionopeuteen vaikuttavat maaperän happi-, kosteus- ja lämpöolosuhteet. (Ilonen, 2021)

HaSu-maiden aiheuttamat vaikutukset ajoittuvat rakentamisen aikaiseen, toiminnan aikaiseen ja toiminnan päättymisen jälkeiseen aikaan. Vaikutuksia on hyvä arvioida hankkeen koko elinkaaren ajalta. Vaikutusten merkittävyyden arvioinnissa (Taulukko 3.1) vaikutusten suuruus on siis tarpeen käydä läpi jopa neljästä eri näkökulmasta käsin luoden työkaluun omia välilehtiä eri tarkastelutasoille:

- Vaihe 0: Ennen rakentamista, nykytila
- Vaihe 1: Rakentamisen aika
- Vaihe 2: Toiminnan aika
- Vaihe 3: Toiminnan päättymisen jälkeen

Kun vaikutuksia on arvioitu hankkeen elinkaaren ajalta, nähdään myös ne seikat, joihin ensi sijassa on etsittävä vaikutuksia vähentäviä keinoja ja miten vaikutuksia on voitu mahdollisesti vähentää.

Kokemusperäisesti tiedetään, että karkeimmissa materiaaleissa reaktiot tapahtuvat ja happamoitusvaikutus tulee esille nopeasti, mutta koska reagoiva rikki ehtyy ajan myötä, ei vaikutus ole niin pitkäaikainen kuin vastaavasti hienoainespitoisemmassa maalajissa, jossa rikkipitoisuus on suurempi. Näin ollen hienorakeisemmassa massassa on enemmän aikaa rakentamistoimille, ennen kuin hapettuminen ehtii edetä koko massaan, vaikka rikkipitoisuus ja tätä kautta hapontuottopotentiaali olisi suurempi kuin karkeammassa materiaalissa.

Viimeaikaisten tutkimusten (esim. Ilonen, 2021) perusteella inkuboinnin pH-seuranta antaa tietoa maa-aineksen happamoitumisen etenemiseen kuluneesta ajasta riittävän kosteissa olosuhteissa koskien happaman sulfaattimaan pintakerrosta, mutta menetelmällä ei saada tietoa hapettumisen etenemisestä syvyysuunnassa. Maastossa olosuhteet ovat

hyvin erilaiset verrattuna laboratorioon esimerkiksi sääolosuhteiden, ilmankosteuden, sateiden ja pintavalunnan vaikutuksesta, jolloin happamoituminen saattaa luontaisesti olla hyvin vaihtelevaa verrattuna laboratorio-olosuhteisiin. Lisätutkimuksia tarvittaisiin edelleen siitä, kuinka nopeasti kuivunut maa-aines happamoituu ja vaikuttaa valumavesiin, kun olosuhteet muuttuvat kosteammiksi. Läjitetyn potentiaalisen happaman sulfaattimaan hapettumista tulisi tutkia myös erilaisissa olosuhteissa esimerkiksi eri vuodenaikoina ja vaihtelevilla maalajeilla, jolloin saataisiin määriteltyä esimerkiksi ääriolosuhteita hapettumisnopeuden ja happamoitumisen näkökulmista (Ilonen, 2021).

Koska rakentamistoimet ovat aikajanalla enemmän pistemäisiä kuin jatkuvia toimia, tulee aika pilkkoa ainakin kahteen eri luokkaan:

1. Rakentamisen aika, vaikutukset kestävät vain rakentamisen ajan
 - a. yksittäinen rakentamisurakka, jolla on selkeä alku- ja päätepiste
 - b. kaava-alueen rakentuminen kaavaa vastaavaksi, jossa usean rakentamishankkeen summana rakentamisaika voi olla hyvinkin pitkä
2. Pysyvästi vaikuttavat rakentamistoimet, vaikutukset kestävät, kunnes rikki on ehtynyt
 - a. pysyvä pohjaveden pinnan/hapettumissyvyyden aleneminen
 - b. massanvaihtomassojen sijoittaminen vedenpinnan yläpuolelle

Samassa hankkeessa voi siis esiintyä osa-alueita, joilla vaikutukset ovat kestoaltaan lyhytaikaisia, kohtalaisen pitkiä ja pysyviä. Tämän vuoksi vaikutusten merkittävyyden arvioinnissa rakentamistoimien kesto arvioidaan aiemmin kuvattu koko hankkeen elinkaari, jotta vaikutusten ajallinen ulottuvuus huomioidaan oikein. Myös samalle alueelle sijoittuvien eri kestoisten ja tyyppisten hankkeiden yhteisvaikutuksia tulee pohtia vaikutusten merkittävyyttä arvioidessa. Luontevinta yhteisvaikutusten pohdinta on maankäytön suunnittelun yhteydessä, yleis- ja asemakaavoituksessa, mutta sitä on syytä tarkastella myös myöhemmissä vaiheissa etenkin, jos HaSu-maiden olemassa olo on jäänyt kaavoitusvaiheessa huomioimatta.

3.3.3 Vastaanottavan vesistön herkkyys vaikutuksille

Rakennushankkeen vaikutusten merkittävyyden arvioinnissa on syytä huomioida erityisesti alueen pinta- ja pohjavesiolosuhteet. Alueella luontaisesti vallitsevat pohja- ja pintavesien virtaussuunnat ja laatu ovat merkittäviä vaikutuskohteen herkkyyden määrittämisessä. Virtaussuuntien ja vesimäärien (erityisesti pinta- ja suoto-/hulevedet) ohella mahdolliset suojelulliset arvot vaikutusalueella, vastaanottavan vesimuodostuman ekologinen ja kemiallinen tilaluokitus (ks. tarkemmin luku 3.3.3.3), sekä vesialueen virkistysarvo tulee

huomioida. Myös vastaanottavan vesimuodostuman valuma-alueen kokoa ja herkkyyttä suhteessa muokattavan alueen kokoon on syytä tarkastella. Esimerkiksi suorialaisella hankkeella voi olla pieneen luonnontilaiseen puroon suuri vaikutus, kun taas pienialainen hanke ei välttämättä juuri vaikuta suuren joen vedenlaatuun ja sitä myöten ekologiseen tai kemialliseen tilaan. Ekologisen ja kemiallisen tilan tarkastelussa tulisi aina huomioida se lähtökohta, että vesistön tilaa ei saa koskaan heikentää, ja hyvää huonommassa tilassa olevan vesimuodostuman tilaa tulee pyrkiä parantamaan eli hanke ei saisi estää vesimuodostuman hyvän tilan saavuttamista..

Seuraavissa taulukoissa (Taulukko 3.2 ja Taulukko 3.3) on esitetty esimerkkejä vastaanottavan vesistön ja muun vaikutusalueen herkkyuden määrittämisestä eri tyyppisissä YVA-hankkeissa. Esimerkkitapauksissa kyseessä on ympäristövaikutusten arviointia (YVA-laki 252/2017) edellyttävät hankkeet, joissa vaikutusten muodostuminen on erityyppistä. Tämän vuoksi esitetyt kriteeristöjä tulee tarkastella vain esimerkkinä herkkyuden mahdollisista kriteereistä. Yksinään tilaluokituksen perusteella vesistön herkkyyttä ei voida määrittää, vaan herkkyys määritetään tapauskohtaisesti arvioiden vesistön tilan heikentämisen riskiä kokonaisuutena huomioiden esimerkiksi vesistön puskurikyky. Alhaisen herkkyuden kohteeksi ei voida määrittää automaattisesti esimerkiksi tyydyttävässä tilassa olevaa vesimuodostumaa, jonka kasvillisuus voi olla jo tottunut happamiin valumavesiin. On myös muistettava, että minkään vesistön tilaa ei saa heikentää. Tilaluokitukseen liittyviä tekijöitä käsitellään tarkemmin luvussa 3.3.3.3.

Taulukko 3.2. Esimerkkejä käytetyistä herkkyuden kriteereistä toteutetuista YVA-hankkeista. Mukailten Tampereen vesi (2011).

Kohteen herkkyys		
Alhainen	Kohtalainen	Suuri
Ei luonnonsuojelukohteita vaikutusalueella	Vaikutusalueella selvää potentiaalia/olemassa olevia suunnitelmia luonnonsuojelun toteuttamiseksi	Vaikutusalueella on Natura 2000- tai muu suojelualue
Valuma-alueen koko > 2 000 km ²	Valuma-alueen koko 200–2 000 km ²	Valuma-alueen koko < 200 km ²
Vastaanottavan vesistön veden viipymä lyhyt < 5 kk	Vastaanottavan vesistön veden viipymä keskimääräinen 5–18 kk	Vastaanottavan vesistön veden viipymä pitkä > 18 kk
Tavanomainen, ympäristömuutoksille ei-herkkä lajisto	Harvinaisia lajeja esiintyy, mutta ne eivät ole ympäristön muutoksille herkkiä	Ympäristön muutoksille herkkiä, harvinaisia tai uhanalaisia lajeja esiintyy

Taulukko 3.3. Esimerkki herkkyden kriteeristöä Vaasan satamatien YVA-hankkeessa. Hankealueella tavattiin happamia sulfaattimaita laajalti, minkä vuoksi ne huomioitiin vaikutusten arvioinnissa. Mukailten Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus, 2016.

Vaikutuskohteen herkkyys	Herkkyden mahdollisia kriteerejä
Vähäinen	Ei vedenottoa vaikutusalueella. Vaikutusalueella ei esiinny kalojen lisääntymis- tai poikasalueita. Alueella ei ole tulvavaaraa. Happamien sulfaattimaiden osuus hankealueesta on vähäinen
Kohtalainen	Alueella on vedenottoa raakavedeksi. Vaikutusalueella esiintyy kalojen lisääntymis- tai poikasalueita, mutta lisääntymismenestys on korkeintaan tyydyttävä. Alue on todettu tulvaherkäksi tai alueella on tulvavaara. Happamien sulfaattimaiden osuus hankealueesta on kohtalainen
Suuri	Vedenotto talousvedeksi tai merkittävä raakavedenlähde. Vaikutusalueella esiintyy tärkeitä kalojen lisääntymis- tai poikasalueita, joiden lisääntymismenestys on hyvällä tasolla. Alueella on todettu tulvariskiä tai se kuuluu valtakunnallisesti merkittäviin tulvariskialueisiin. Happamien sulfaattimaiden osuus hankealueesta on suuri tai erittäin suuri.

3.3.3.1 Vesistön koko

Vastaanottavan vesistön koolla on suuri rooli vesistön herkkyden ja vaikutusten merkittävyyden arvioinnissa. Pieni vesistö, kuten oja, puro tai lampi on huomattavasti herkempi HaSu-maiden hapettumisen aiheuttamalle happamoitumiselle ja metallikuormitukselle, kuin isompi järvi, joki tai meri.

Esimerkkinä herkkydeltään pieneksi voidaan katsoa valuma-alueeltaan >1 000 km² suuret ja erittäin suuret jokityypit tai meri, kohtalaiseksi 100–1 000 km² keskisuuret jokityypit tai järvet ja suureksi <100 km² pienet joet tai jokea pienemmät virtavedet kuten purot ja norot sekä lammet.

Vastaanottavan vesistön kokoarviossa on syytä huomioida jossain määrin myös sen valuma-alueen koko. Mikäli pienikokoinen järvi vastaanottaa valumavesiä hyvin suurelta alueelta on rajatulta alueelta peräisin oleva hapan valunta todennäköisesti vähemmän merkittävä verrattaessa järveen, jonka vesistä valtaosa on peräisin rakennustoi-
mien kohteena olevalta rajatummalta alueelta. Järvityyppi voi myös vaikuttaa; esim. hyvin

lyhytviipymäisiin järviin happamalla valunnalla on todennäköisesti vain vähäisiä tai ei lainkaan vaikutuksia.

Karkeasti voidaan todeta, että suuren painoarvon saavat vaikutusten merkittävyyden arvioinnissa pienialaiset purot, lammet, luonnontilaiset ojat ja norot, kun taas pieni painoarvo annetaan vastaanottavan vesistön ollessa merialue. Toki tässäkin on huomioitava kohdealue; myös meri voi olla herkkä, jos vedet johtuvat esim. suojaamaan merenlahteen, jonka vedenvaihto on rajoittunut. Suuressa hankkeessa vastaanottavia vesistöjä ja valuma-alueita voi olla useita, jolloin tarkastelua tulisi tehdä paitsi kokonaisuuden näkökulmasta, myös vesistökohtaisesti huomioiden herkin vaikutuskohde. Vaikutusten merkittävyys on kokonaiskuvassa syytä määrittää herkimmän vaikutuskohteen perusteella.

3.3.3.2 Vesistön puskurikyky

Veden alkaliteetti eli puskurikyky mittaa veden kykyä vastustaa pH-tason muutosta siihen happoa lisättäessä (Oravainen, 1999). Vesien happamoituminen näkyy ensin alkaliteetin laskuna ja sen jälkeen pH-tasossa. Kun alkaliteetin arvo on yli 0,2 millimoolia litraa kohti, puskurikyky voidaan meidän heikosti puskuroiduissa vesissämme luokitella erinomaiseksi. Vähäjärvisissä joissamme puskurikyky heikkenee voimakkaasti tulvan aikana. Ilmiön syynä ovat lumensulamis- ja sadevedet. Jokien ja järvien puskurikykyyn vaikuttaa valuma-alueen laatu, jolloin herkimpiä happamoitumiselle ovat vähäravinteiset ja kirkasvetiset järvet ja lammet. Valuma-alueen peltovaltaisuus vähentää happamoitumista, koska peltoja kalkitaan ja lannoitetaan (Oravainen, 1999).

Mikäli tarkastelun kohteena olevasta vesistöstä ei ole olemassa ajantasaista tietoa alkaliteetista, voidaan näytteitä ottaa hyvinkin kustannustehokkaasti (ks. luku 4.4.1). Näyte kannattaisi ottaa syyskierron aikana, jolloin vesi on tasalaatuista. Loppukevällä sulamisvesien jo vaikuttaessa näytettä ei kannata ottaa (Oravainen, 1999). Mikäli näytteenotto on tarpeen, on kannattavaa pohtia, tarvittaisiinko samasta vesistöstä myös muuta aineistoa vaikutusten merkittävyyden arvioinnin tueksi. Tällaista tietoa voi olla esimerkiksi metallipitoisuudet ja pH-taso mahdollisen aiemman kuormituksen selvittämiseksi. On huomioitava, että pelkkä pH-tasojen tarkastelu ei anna vesistön happamoitumisesta luotettavaa kuvaa.

Taulukko 3.4. Vesistön puskurikyky alkaliteetin mukaan. Mukailten Oravainen, 1999.

Puskurikyky	Alkaliteetti (mmol/l)	Alttius happamoitumiselle	Puskurikyvyn vaikutus merkittävyyden arvioinnissa (Taulukko 3.1)
Erinomainen	> 0,2	Vähäinen	Pieni
Hyvä	0,1–0,2	Kohtalainen	Pieni
Tyydyttävä	0,05–0,1	Suuri	Keskisuuri
Välttävä	0,01–0,05	Erittäin suuri	Suuri
Huono	< 0,01	Erittäin suuri	Suuri

3.3.3.3 Vesistön herkkyys ekologisen ja kemiallisen tilaluokituksen heikkenemiselle

Hanke- ja vaikutusalueen olosuhteita tulee aina tarkastella tapauskohtaisesti ympäristön herkkyuden määrittämiseksi. Vastaanottavan vesistön herkkyuden määrittämisessä huomioidaan kaikki aiemmin esitellyt tekijät, kuten vesistön koko, puskurikyky ja vesistön kasvilisuus ja eliöstö, sekä mahdolliset suojelliset arvot. Lisäksi luokiteltujen vesimuodostumien osalta huomioidaan herkkyys ekologisen ja/tai kemiallisen tilaluokituksen heikkenemiselle. Vesimuodostumia voi tarkastella Vesikartta-karttapalvelussa (<http://paikkatieto.ymparisto.fi/vesikartta>).

Happamien sulfaattimaiden ollessa kyseessä, vaikutukset kohdistuvat tyypillisimmin nimenomaan pintavesiin, minkä vuoksi on oleellista pohtia paitsi vaikutuskohteen herkkyttä muutoksille, myös syntyvän happaman valunnan ja metallikuormituksen kulkeutumiseen ja laimenemiseen liittyviä tekijöitä. Myös mahdollisia poikkeusolosuhteita esim. ilmastonmuutoksen äärevöittämiä sääolosuhteiden lisääntyessä (kuivuus, rankkasateet, tulvat) on syytä pohtia, sillä niillä on vaikutusta veden virtaukseen, määrään ja laimenemiseen.

Vesien tilaa arvioidaan ja luokitellaan ihmisten toiminnan aiheuttaman muutoksen perusteella. Pintavesimuodostumien tila perustuu ekologiseen ja kemialliseen tilaan sen mukaan kumpi niistä on huonompi (Aroviita ym., 2019). Ekologisen tilan viisiportaisessa luokittelussa tarkastelun kohteena ovat ensisijaisesti biologiset laatutekijät. Luokiteltavan vesimuodostuman tilaa verrataan olosuhteisiin, joissa ihmistoiminta ei ole aiheuttanut havaittua vaikutusta eliöstössä. Mitä vähäisempi ihmisen vaikutus on, sitä parempi on vesistön ekologinen laatu. Lisäksi arvioinnissa otetaan huomioon myös veden laatutekijät (mm. pH-taso, metallipitoisuudet, ravinteet) ja hydromorfologiset tekijät (mm. keskimääräinen talvialenema, vaellusesteet). Näin ollen kohteen ja vaikutusalueen herkkyuden arvioinnissa painoarvoa on erityisesti luonnontilaisilla vesistöillä, joihin ei voida lainsäädännön

puitteissa kohdistaa hapanta valuntaa käytännössä lainkaan vaarantamatta vesimuodostuman tilaluokitusta (Suomen ympäristökeskus, 2021). Karkeasti voidaan todeta, että mitä luonnontilaisempi tai luonnontilaisen kaltainen vesistö on, sitä herkempi se on myös happamoitumisesta ja metallikuormituksesta aiheutuville vaikutuksille. Ekologisen ja kemiallisen tilan tarkastelussa tulisi aina kuitenkin huomioida se lähtökohta, että vesistön tilaa ei saa heikentää ja hyvää huonomassa tilassa olevan vesistön tilaa tulisi pyrkiä parantamaan.

Pintavesien kemiallinen tila luokitellaan sellaisten EU:ssa tunnistettujen vaarallisten ja haitallisten prioriteettiaineiden perusteella, joille on asetettu laatunormit (pitoisuudet) ja jotka määrittellään Suomessa vaarallisten aineiden asetuksessa (direktiivi 2013/39/EU ja valtioneuvoston asetus Vna 2006/1022). Kemiallinen tila on huono, jos yksikin prioriteettiaine ylittää laatunormin salliman pitoisuuden. Vuonna 2020 valmistuneen luokittelun mukaan hyvää kemiallista tilaa ei saavutettu yhdessäkään Suomen luokitellussa vesimuodostumassa (Suomen ympäristökeskus, 2021), koska PBDE-palontorjunta-aineen osalta laatunormi tiukentui. Nikkelin (Ni) ja kadmiumin (Cd) osalta ympäristölaatunormi ylittyy 0,6 % vesistöistä. Näiden metallien osalta pääasiallinen kuormituksen lähde ovat happamat sulfaattimaat ja niillä tapahtuva maanmuokkaus ja kuivatus.

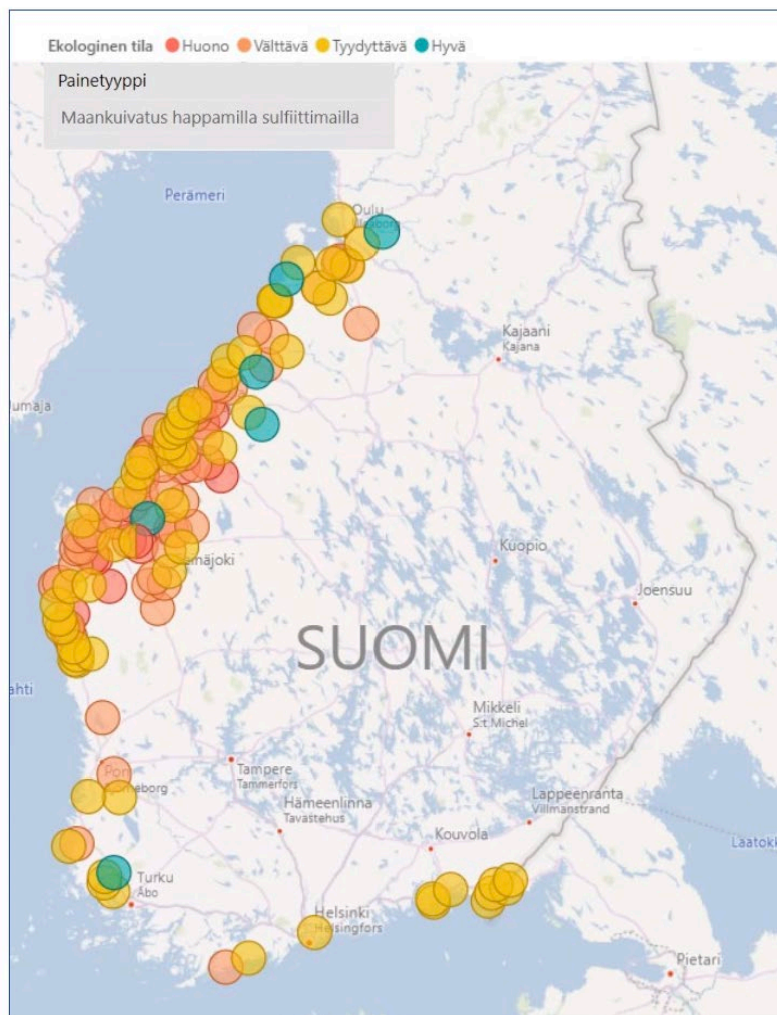
Myös pohjaveden kemiallista ja määrällistä tilaa seurataan EU-direktiivien ja kansallisen lainsäädännön mukaisesti, ja tilan tulisi olla hyvällä tasolla. Kokonaistila määräytyy aina huonomman mukaan. Pohjavesien tilaluokittelu perustuu vesienhoitoasetuksessa annettuihin pohjaveden ympäristölaatunormeihin sekä arvioihin todettujen pitoisuuksien vaikutuksista ympäristöön ja vedenhankintaan. Pohjaveden kemiallisen tilan katsotaan olevan hyvä, jos esimerkiksi tiettyjen vaarallisten aineiden määrät eivät ylitä EU-maiden asettamia raja-arvoja, jotka on määritetty ainakin seuraaville aineille ja ominaisuuksille: arseeni, kadmium, lyijy, elohopea, ammonium, kloridi, sulfaatti, nitriitit, fosfori (kokonaismäärä) / fosfaatit, trikloorietylenei ja tetrakloorietylenei sekä sähkönjohtavuus (veden sähkönjohtavuus kuvastaa siihen liuenneiden mineraalien pitoisuuksien määrää).

Kun tilaluokitusta arvioidaan osana tarkastelua, tulee huomioida, ettei tilaluokka määritä herkkyyttä. Lähtökohtaisesti tilaluokkaa ei saa huonontaa. Tilaluokituksiin pohjautuvassa herkkyyden arvioinnissa on huomioitava, että vesienhoidossa tarkastellaan yksityiskohtaisemmin niitä vesiä, jotka on nimetty vesimuodostumiksi. Kaikkia pienempiä vesiä ei ole määritelty vesimuodostumiksi eivätkä ne siten kuulu luokittelun piiriin (Aroviita ym., 2019). Näistä vesistä ei välttämättä ole olemassa ajankohtaista tietoa vesistön tilasta ja herkkyydestä muutoksille. Näissä tapauksissa on syytä toteuttaa ainakin suppea näytteenotto ja maastokatselmus alueelle, jotta vaikutusten merkittävyyden arviointi voidaan tehdä luotettavasti (ks. luvut 3.3.3.2 ja 4.4.1).

Vesienhoitosuunnitelmien päivityksen yhteydessä on tehty arvio suunniteltujen toimenpiteiden toteutumisesta ja vaikutuksista. Osana ihmistoiminnan vaikutusten arviointia on

tunnistettu merkittävät pintavesimuodostumien tilaa heikentävät tekijät eli paineet. Yhtenä painetyyppinä arvioinnissa on maankuivatus happamilla sulfaattimailla. Ote VEMU III Vesimuodostumat-aineistosta on esitetty seuraavassa kuvassa (Kuva 3.6, Tiedonanto, Anssi Teppo, Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus, 2.12.2021.). Kuvasta on nähtävissä, että HaSu-maiden kuivatuksella ja siitä johtuvalla happamalla valunnalla on heikentävä vaikutus suureen osaan Suomen rannikkoalueen vesimuodostumista. Esimerkiksi Oulujoki-Iijoki vesienhoitoalueella happamien sulfaattimaiden kuivatuksen on arvioitu olevan merkittävä paine 24 pintavesimuodostumassa (Pohjois-Pohjanmaan, Kainuun ja Lapin ELY-keskus, 2021).

Kuva 3.6. Ote VEMU III Vesimuodostumat – aineistosta, jossa vesistöihin kohdistuvaksi painetyypiksi on valittu maankuivatus happamilla sulfaattimailla. Aineistossa on nähtävillä ne vesimuodostumat, joiden tilaluokitukseen happamilla sulfaattimailla tapahtuvalla kuivatuksella on vaikutusta. Värikoodein on esitetty voimassa oleva ekologinen tilaluokka. Tiedonanto, Anssi Teppo, Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus, 2.12.2021.



3.3.3.4 Kasvillisuus ja eliöstö

Vaikutusten merkittävyyden arvioinnissa tulee huomioida vaikutusalueen ja erityisesti hapanta valuntaa ja mahdollista metallikuormitusta vastaanottavan vesistön nykytilassa esiintyvään kasvillisuuteen ja eliöstöön liittyvät tekijät. Tavanomaiseksi luokiteltava, ympäristön muutoksia sietävä lajisto on vähemmän herkkä muutoksille. Mikäli alueella esiintyy ympäristön muutoksille herkkiä, harvinaisia tai uhanalaisia lajeja, saa vaikutusten merkittävyys silloin tältä osin suuren painoarvon. Myös mahdolliset suojelulliset ja virkistyselliset arvot vaikutusalueella on syytä tarkistaa ja tarvittaessa huomioida jo maankäytön suunnittelussa ja esikartoituksessa (luku 3.2).

3.3.4 Rakentamistoimien aiheuttamien muutosten suuruus

3.3.4.1 Kuivatukseen liittyvät tekijät

HaSu-mailla suoritettavissa rakennustoimissa muutokset kuivatustasoon ovat oleellisimpia happaman valunnan muodostumiseen vaikuttavia tekijöitä. Kuten tässä oppaassa on aiemmin todettu, säilyvät pohjavesipinnan (tai hapettumissyvyyden, ks. luku 0) alapuolella esiintyvät HaSu-materiaalit stabiileina ja muuttumattomina, kun kuivatussyvyyttä ei keino-tekoisesti muuteta. Usein rakennushankkeissa jonkin asteinen kuivatus on kuitenkin tarpeen, minkä vuoksi se täytyy huomioida hankkeen vaikutusten merkittävyyden arvioinnissa (Taulukko 3.1).

Kuivatussyvyyden muutos

Kuivatussyvyyden muutoksen arvioinnissa on tarpeen olla alustavaa tietoa hankealueen luontaisesta pohjavedenpinnan tasosta sekä sen vaihtelusta ja erityisesti hapettumissyvyydestä, mikäli kuivatustoimet sijoittuvat HaSu-maille (ks. luvut 0 ja 4.4). Mikäli hankkeen toteuttamisen myötä kuivatustaso laskee merkittävästi nykytilasta alueella, jolla esikartoituksen perusteella esiintyy HaSu-maita, tulee asia huomioida keskisuurella tai suurella painoarvolla. Suuri painoarvo asialla on silloin, jos pohjavesipinnan taso on tarpeen laskea merkittävästi luontaisen vaihteluvälin alinta tasoa matalemmalle (> 1 m luontaisen alimman tason alapuolella). Pienen painoarvon asia saa silloin, jos kuivatustaso ja hapettumissyvyys eivät selkeästi muutu tai mikäli muutos on luontaisen vaihtelutason piirissä.

Kuivatusalueen laajuus

Kuivatusalueen laajuuden arvioinnissa huomioidaan paitsi toteutettavan kuivattavan toiminnon (esim. ojitus tai kaivanto) sijainnin lisäksi arvioitu kuivatusvaikutuksen ulottuvuus. Esimerkiksi suppeahko kaivanto, jota aktiivisesti pidetään esimerkiksi pumppauksin kuivana, voi aiheuttaa pohjavesipinnan tason laskua huomattavasti itse kaivantoa laajemmalla alueella. Laajuuden arvioinnissa on syytä huomioida erityisesti maa-aineksen

laatu (vedenjohtavuusominaisuudet) ja pohjavedenpinnan luontaiset tasot ja vaihtelut (luku 0). Pienen merkittävyyden voi saada esimerkiksi yksittäinen hanke, johon liittyy yksi kapea-alainen kaivanto tai viivamainen oja. Keskisuuri merkittävyys asialla voi olla hankkeessa, jossa kuivatusta tarvitaan selkeästi yksittäistä pistettä tai viivamaista rakennetta laajemmalla alueella. Laajoissa hankkeissa, joissa kuivatussyvyyttä on tarpeen muuttaa esimerkiksi kokonaisella kaava-alueella, annetaan kuivatusalueen laajuudelle suuri merkittävyys.

Kuivatuksen kesto

Kuivatuksen kesto voidaan määritellä lyhyeksi ja siten merkittävyydeltään pieneksi, jos pysyviä muutoksia hankealueen kuivatustasoon ei ole tarpeen tehdä ja esimerkiksi kaivanto tai väliaikainen oja on käytössä vain lyhyen aikaa. Mikäli rakennustoimet kestävät useita kuukausia, jonka ajan aluetta on tarpeen kuivattaa, annetaan kuivatuksen kestolle keskisuuri merkittävyys. Tapauksissa, joissa kuivatussyvyyden muutos on pysyvä, on merkittävyys suuri.

Kaivanto- ja suotoveden määrä

Kaivettavan maa-aineksen ominaisuudet tulee huomioida myös kaivanto- ja suoto-/hulevesien määrän arvioinnissa. Karkearakeisemmissa maa-aineksissa vedenjohtavuus on tyypillisesti korkeampi, jolloin kaivantoihin voi kertyä vettä suuriakin määriä. Myös luontaisen pohjavesipinnan tason ollessa lähellä maanpintaa, muodostuu kaivantovesiä tyypillisesti enemmän. Alueilla, joilla kuivatussyvyys muuttuu vain vähän ja/tai maaperän vedenjohtavuus on heikko, on vesimäärillä pieni merkittävyys. Keskisuureksi ja suureksi merkittävyys nousee, kun kuivatettavan alueen laajuus kasvaa ja/tai kun maaperän vedenjohtavuusominaisuudet paranevat.

Kaivettavan ja välivarastoitavan massan määrä

Rakentamistoiminnan vuoksi hapelle altistuvan happaman sulfaattimaan määrä voidaan arvioida ennakkoon tehdyn happamien sulfaattimaiden kartoituksen sekä rakennussuunnitelmien avulla. Esikartoituksen perusteella on selvitetty happamien sulfaattimaiden esiintyminen rakennusalueella, niiden hapontuotto potentiaali eri maakerroksissa sekä mihin syvyyteen asti maaperä on nykyiseltään hapettunut. Rakennussuunnitelmien avulla voidaan arvioida kuinka suuri massamäärä happamia sulfaattimaita tulee altistumaan hapelle kaivutöiden vaikutuksesta.

Välivarastoinnilla tarkoitetaan kaivettujen maa-ainesten varastointia maanpinnalla väliaikaisesti ennen niiden sijoittamista lopulliseen käyttökohteeseen tai takaisin alkuperäiseen paikkaan. Maarakennustoiminnan seurauksena tulee runsaasti kaivumassoja, joista

osa käytetään suoraan syntypaikalla tai lähialueen maarakentamiskohteessa. Huomattavan isolle osalle kaivumassoista ei voida osoittaa välitöntä hyödyntämishanketta ja ne joudutaan välivarastoimaan ennen hyödyntämistä. HaSu-materiaalien läjitys välivarastointialueelle vaatii erityistä huomiota ja tulee huomioida hankkeen vaikutusten merkittävyyden arvioinnissa. Ongelmia syntyy, jos kasalla oleva materiaali pääsee hapettumaan, kuivumaan ja sateen seurauksena muodostunut hapan valunta pääsee hallitsemattomasti ympäristöön.

Välivarastointi voi kestää korkeintaan 3 vuotta, minkä jälkeen puhutaan loppusijoituksesta. Lyhytaikaisena (pieni merkittävyys) välivarastointina voidaan pitää joitakin kuukausia (0–6 kk) kestävää väliaikaista läjitystä. Kohtalaisen pitkäksi (keskisuuri merkittävyys) ajaksi luokitellaan noin vuoden kestävä välivarastointi ja vuodesta kolmeen vuoteen kestävä välivarastointia voidaan pitää pitkäaikaisena (suuri merkittävyys).

Kaivettavan ja välivarastoitavan maa-aineksen massamäärän merkittävyyden arvioinnissa on huomioitava ennen kaikkea välivarastoinnin kesto sekä välivarastoitavan HaSu-materiaalin ominaisuudet (luku 3.3.4.3). Arvioinnissa voidaan hyödyntää seuraavan taulukon (Taulukko 3.5) mukaista tarkastelua mikäli eksakti massamäärä ei ole tiedossa esikartoitusvaiheessa. Suosituksia väliaikaisen varastoinnin järjestämiseen on esitetty luvussa 4.2.3.

Taulukko 3.5. Esimerkki kaivettavan ja välivarastoitavan happoa tuottavan maa-aineksen massamäärän huomioinnista vaikutusten merkittävyyden arvioinnissa.

Kesto	Laajuus	Happamoitumisen aiheuttama riski**	Välivarastoitavien massojen määrän merkittävyys (Taulukko 3.1)	
Ei väli-varastointia	-	-	Ei lainkaan välivarastointia	
Lyhytaikainen (0–6 kk)	Paikallinen, pistemäinen, suppea	Pieni	Pieni	
	keskisuuri/suuri	Kohtalainen / Suuri*	Kohtalainen	Suuri
Kohtalaisen pitkä n. 1 vuosi ± 6kk	Paikallinen, pistemäinen, suppea	Kohtalainen / Suuri*	Kohtalainen	
	keskisuuri/suuri	Suuri*	Kohtalainen	Suuri
Pitkäaikainen > 1 vuosi (korkeintaan 3 vuotta)	Paikallinen, pistemäinen, suppea /	Kohtalainen / Suuri*	Kohtalainen	Suuri
	keskisuuri / suuri	Suuri*	Suuri	

* Vaatii erillisen hallintasuunnitelman

** Happamoitumisen aiheuttaman riskinarvioinnissa huomioidaan maa-aineksen hapontuottopotentiali ja kokonaisrikkipitoisuus luvussa 3.3.4.3 esitetysti

Maaperän kokonaisrikkipitoisuus ja hapontuottopotentiali

Maa-aineksen rikkipitoisuutta voidaan käyttää potentiaalisen HaSu-materiaalin tunnistamiseen, sillä maanäytteen rikkipitoisuuden on todettu vastaavan yleisesti melko hyvin hapontuottopotentialia. Rikkipitoisuuden arvioinnissa on kuitenkin huomioitava myös maalaji, koska eri maalajeilla on erilainen puskurikyky, ja haitalliseen happamoitumiseen johtava happomäärä voi vaihdella eri maalajeissa merkittävästi. Seuraavassa taulukossa (Taulukko 3.6) on esitetty Tunnistus-hankkeessa (Visuri ym., 2021) todetut kokonaisrikkipitoisuudet, joihin HaSu-maiden tunnistaminen perustuu. Näitä voidaan hyödyntää myös vaikutusten merkittävyyden arvioinnissa.

Taulukko 6. Kokonaisrikkipitoisuuden merkitys vaikutusten merkittävyyden arvioinnissa.

Maalaji	Kokonaisrikkipitoisuus (%)		
	Pieni	Kohtalainen	Suuri
Hienorakeinen materiaali ($\leq 0,06$ mm)	< 0,1 %	> 0,1...1,0 %	> 1,0 %
Karkearakeinen materiaali ($> 0,06$ mm)	< 0,03 %	> 0,03 %	-

Maaperän hapontuottopotentiaali on yksi tärkeimmistä tekijöistä arvioitaessa HaSu-maista aiheutuvaa riskiä ja vaikutusten merkittävyyttä, sillä se kuvaa maaperässä hapettumisen yhteydessä muodostuvaa happomäärää, joka voi vapautua suotovesien mukana. Muodostuva happomäärä korreloi tyypillisesti myös erittäin hyvin liukenevien haitallisten metallien määrän kanssa. Happamien sulfaattimaiden hapontuottopotentiaalin on havaittu vaihtelevan melko paljon suhteessa maalajin raekokoon ja orgaanisen aineksen määrään, ja siksi hapontuottoa ja riskiä ympäristölle on arvioitava maalajikohtaisesti. Seuraavassa taulukossa (Taulukko 3.7) on kuvattu Tunnistus-projektissa (Visuri ym., 2021) laadittu maalajikohtainen luokitus, jota voidaan hyödyntää erityisesti kohdekohtaisessa riskinarvioinnissa. Luokituksessa on kolme hapontuottoluokkaa (pieni, kohtalainen ja suuri). Erityisesti orgaanisissa materiaaleissa näkyvät asiditeettien korkeat tausta-arvot, jotka aiheutuvat muun muassa orgaanisista hapoista ja korkeasta kationinvaihtokyvystä.

Taulukko 3.7. Maalajikohtainen hapontuottoluokitus. Hapontuottopotentiaali määritetään titraamalla näyte natriumhydroksidilla pH-tasoon 6,5. Emäksen kulutuksesta lasketaan näytteessä oleva happomäärä yksikössä mmol H⁺ / kg.

Maalaji	Hapontuottopotentiaali (mmol H ⁺ / kg, pH 6,5)		
	Pieni	Kohtalainen	Suuri
Turve	< 250	250–600	> 600
Lieju	< 100	100–200	> 200
Hienorakeinen materiaali ($\leq 0,06$ mm)	< 20	20–100	> 100
Karkearakeinen materiaali ($> 0,06$ mm)	< 6	6–20	> 20

Rikkipitoisuuden ja hapontuottopotentiaalin määrittystä ja analyysimenetelmiä käsitellään yksityiskohtaisemmin liitteessä 1.

HaSu-materiaalin hapontuottopotentiaalia voidaan arvioida myös ns. NAG-määrityksellä (nettohapon tuotto, liite 1), joka on aiemmin ollut laajalti käytössä maa-aineksen hapontuoton arvioinnissa. NAG-pH mittaus tehdään vetyperoksidilla hapetetusta maaperänäytteestä. Menetelmää on yleisesti käytetty kaivosteollisuudessa happoa tuottavan kiven kuten pyriitin hapontuottopotentiaalın arvioinnissa (GTK, 2015). Suomessa happaman sulfaattimaan rajana on yleisesti käytetty pH-tasoa 4,5. Jos näytteen pH on laskenut alle raja-arvon, on näyte happoa tuottavaa (GTK, 2015; AMIRA International, 2002). Nettohapontuoton ja NAG-pH avulla voidaan arvioida maaperän happamoitumisesta aiheutuva riskiä seuraavan taulukon mukaisesti (Taulukko 3.8).

Taulukko 3.8. NAG-pH-tason ja nettohapon tuoton (NAG) avulla tehtävä hapontuottopotentiaalın arviointi (AMIRA International, 2002; GTK, 2015).

Nettohapon tuotto (kg H ₂ SO ₄ /tonni, pH 4,5)			
Maalaji	Pieni	Kohtalainen	Suuri
NAG-pH	≥ 4,5	< 4,5	< 4,5
NAG	0	≤ 5	> 5

3.3.4.2 Loppusijoitus

Jos maa-aines loppusijoitetaan ilman hyödyntämistarkoitusta esimerkiksi maankaatopaikalle, on toiminta luvanvaraista, koska maankaatopaikan toiminta lähtökohtaisesti edellyttää ympäristölupaa. Massojen loppusijoitus maankaatopaikalle voidaan tehdä ko. maankaatopaikan ympäristöluvan edellytysten mukaisesti. Tämän vuoksi pohdittaessa loppusijoitusta hankealueen ulkopuolelle on syytä mahdollisimman varhaisessa vaiheessa kartoittaa mahdolliset vastaanottoapaikat. Mikäli valitulla loppusijoituspaikalla on asiaankuuluvat luvat ja edellytykset HaSu-materiaalien vastaanottoon, on loppusijoituksen vaikutus merkittävyyden arvioinnissa pieni.

Useissa tapauksissa maa-ainekselle löytyy hyötykäyttökohde hankealueelta. Maa-ainekset kuitenkin jäävät hankealueelle, joten mikäli happamuuden hallinta on huomioitu kohteen ja kyseessä olevan HaSu-materiaalin edellyttämällä tavalla, on vaikutus merkittävyyden arvioinnissa keski-suuri.

Suureksi vaikutus merkittävyyden arvioinnissa nousee silloin, jos happoa tuottavan maa-aineksen loppusijoitus tehdään hankealueella tai sen ulkopuolella ilman neutraloivaa käsittelyä tai muita happaman valunnan hallintakeinoja. Tällainen menettelytapa on

käytännössä lainsäädännöllisesti mahdoton toteuttaa, minkä vuoksi riskien hallitsemiseksi täytyy menettelytapaa muuttaa ja vaikutusten merkittävyysarviointia muutosten jälkeen päivittää.

3.4 Tarkennettu tutkimussuunnitelma

Tarkemmat tutkimukset ovat tarpeen, jos rakennus- tai kaavahankkeen todetaan esikartoituksen perusteella sijoittuvan HaSu-alueelle ja rakentamistoimilla todetaan olevan vaikutuksia ympäristöön HaSu-maihin kohdistuvien toimien vuoksi. Lisätutkimuksella tarkennetaan olemassa olevaa tietoa tai hankitaan täysin uutta tietoa, jota esikartoituksessa ei vielä ollut saatavilla. Tarkempi tutkimus voi olla tarpeen myös silloin, jos esikartoituksen aikana ei tehty HaSu-maihin liittyvää näytteenottoa lainkaan ja hankkeen suunnittelu on jo edennyt yleissuunnittelua/yleiskaavoitusta pidemmälle, eikä esikartoituksen mukainen tutkimus (luku 3.2.2) ole riittävä tarvittavan tiedon keräämiseksi. Lisätutkimuksen suunnittelu on rakennus- tai kaavahankkeen suunnittelijan ja happamiin sulfaattimaihin perehtyneen asiantuntijan vuoropuhelua asemakaavoituksen, rakennussuunnitteluvaiheen tai tie-/rata-suunnitteluvaiheen alussa ja aikana.

Suunnitellut rakentamistoimet määräävät sen tason, millä tarkkuudella lisätutkimus tehdään. Tarkentavan tutkimuksen päämääränä on saada riittävä kuva vaikutuksista (luku 3.3), joita ollaan aiheuttamassa ja antaa tästä näkökulmasta tietoa erilaisten hallintatapojen suunnitteluun ja huomioimiseen itse rakentamisen aikana ja sen jälkeen. Tässä vaiheessa paneudutaan edustavan ja riittävän laadukkaan tiedon keräämiseen. Lisätutkimuksen suunnittelussa tulisi olla tiedossa vaikutusten vähentämiskeinoja tai ainakin lista siitä, mitä tietoja edelleen tulee hankkia, jotta rakentamisen vaikutukset olisivat mahdollisimman vähäisiä, hallittuja ja ajalliselta ulottuvuudeltaan tiedossa. Seuraavaan taulukkoon (Taulukko 3.9) on kerätty esimerkinomaisesti lista erilaisista tietotarpeista sekä rinnalle ne tutkimustavat, joilla tietotarve saadaan täytetyksi.

Taulukko 3.9. Esimerkkejä esikartoituksen perusteella ilmenevistä tietotarpeista ja niihin vastaavista lisätutkimustyypeistä.

Tietotarve	Lisätutkimustyyppi	Ohjeen liite ja/tai luvut
Vastaanottavan vesistön ja ympäristön puskurikyky ja herkkyys vaikutuksille	Vedenlaadun selvitykset, näytteenotot ja olemassa olevan seurantadatan kerääminen	3.3.3, 4.4
Vallitsevat muut olosuhteet	Valuma-alueen vedenlaatu, kasvillisuus ja eliöstö, direktiivilajit ja muu herkkä lajisto, suojeluperusteet, virkistysarvo	3.3.3, 4.4
Hankealueen pohjavesi-olosuhteet ja pohjavesipinnan luontainen vaihtelu	Olemassa olevan seurantadatan kerääminen, tarvittaessa pohjavesipinnan ja -laadun tarkkailuun soveltuvien pohjavesiputkien asennus ja maa-aineksen vedenläpäisevyytutkimukset	0, 4.4.1
Vallitsevan kuivatustason/hapettumissyvyyden selvitys	Tarkentava HaSu-tutkimus, oja-pintojen kartoitus, pohjavesiolosuhteiden selvitys	0, 3.4.1, 3.4.2, 4.4.1
Syntyvien ja käsiteltävien kuivatusvesien määrän ja laadun arviointi	Maalajitiedot hapettuvasta kerroksesta, pumppausvesien määrä, pumppauksen kesto, alenemakartion laajuus, sadanta, pohjavesiolosuhteet	2.1.2, 3.3.4.1, 4.3
Kuivatusvesien neutralointitarve <ul style="list-style-type: none"> • työmaavedet • pitkäaikaiset (salaojavedet) 	Tarkentava HaSu-tutkimus (HaSu-maiden hapontuottopotentiaalin selvittäminen riittävällä tarkkuudella)	Liite 1, 3.4.1, 3.4.2, 3.3.4.3
HaSu-maiden massanvaihtomassojen tarkempi määrä, esiintymissyvyys ja laajuus, lajittelevan kaivuun tietotarpeet	Tihennetty HaSu-tutkimus näytepisteistä rakennusalueella ja sen vaikutusalueella	3.4.1, 3.4.2
Massojen neutralointiin tarvittavien neutraloitavien aineiden (kalkki, kaupalliset sideaineet, teollisuudet sivutuotteet tms.) määrät	Tarkentava HaSu-tutkimus (HaSu-maiden hapontuottopotentiaalin selvittäminen riittävällä tarkkuudella)	Liite 1, 3.3.4.3
Materiaalivalinnat, onko ympäristö aggressiivinen, tarvitaanko korroosiosuojausta, SRB-bakteerien toimintaedellytykset	Tarkempi aktiivisen ja potentiaalisen HaSu-materiaalin esiintymissyvyys (ns. hapettumissyvyys) ja laajuus näytepisteistä, sulfaatin ja kloridin pitoisuudet sekä mahd. muut suunnittelijan esittämät tutkimukset, pohja- ja orsiveden happi-konsentraatiopitoisuudet. Pitkäaikainen seuranta-koe koekappaleilla.	3.4.1, 3.4.2, 2.2.2

Happamien sulfaattimaiden luotettavan tunnistamisen ja riskinarvion lähtökohtana rakennuskohteella on tutkimussuunnitelma, joka on syytä tehdä, kun rakentamisen peruseriaateista on jo alustava käsitys. Oikein ajoitetulla tutkimussuunnitelmalla ja tutkimuksilla voidaan saavuttaa kustannushyötyjä niin analyysimäärien kuin riskihallintakeinojenkin valinnassa. Kustannushyödyt ovat suurimmillaan silloin, kun rakentamisen haasteet on tunnistettu ajoissa, jolloin itse suunnitteluun sekä riskien minimointiin voidaan vaikuttaa. Tämä puolestaan vähentää myös HaSu-maiden riittävään huomiointiin liittyvää aikatauluriskiä.

3.4.1 Tutkimusten yhteensovittaminen

Happamien sulfaattimaiden tutkiminen on mahdollista yhteensovittaa esimerkiksi maaperän geoteknisten pohjatutkimusten, korroosiotutkimusten, kierrätyskasvualustatutkimusten tai haitta-ainetutkimusten (pima) kanssa. Happamien sulfaattimaiden tutkimisessa korostuu kuitenkin erityisesti kentällä tehtävä näytteenotto, näytteiden käsittely ja maastohavaintojen tekeminen, minkä vuoksi HaSu-tutkimuksen suunnittelusta on syytä vastata happamiin sulfaattimaihinkin perehtyneen asiantuntijan. Myös happamien sulfaattimaiden näytteenottajalla olisi tärkeää olla erityistä perehtyneisyyttä happamiin sulfaattimaihinkin ja niiden erityispiirteisiin, jotta esimerkiksi hapettumissyvyyttä voidaan tulkita maastossa oikein ja kohdistaa näytteenotto tämän perusteella oikeille maalajikerroksille (ks. liite 1).

Maaperän haitta-ainepitoisuuksia tutkitaan usein myös kaivinkoneella koekuopista. Koekuoppatutkimuksessa voidaan usein tehdä tarvittavat maastohavainnot ja näytteenotto samasta koekuopasta niin pohjatutkimuksen, haitta-ainetutkimuksen, kasvualustatutkimuksen kuin HaSu-tutkimuksenkin tarpeisiin. Maaperän geoteknisten pohjatutkimusten yhteydessä ei välttämättä oteta paljoakaan näytteitä, minkä vuoksi yhteensovittaminen HaSu-tutkimuksen kanssa vaatii hieman enemmän pohdintaa, jotta riittävä määrä näytteitä saadaan otettua. Väylähankkeissa näytteitä otetaan tyypillisesti enemmän kuin muissa rakennushankkeissa.

Eri tutkimuksien yhdistämisellä voidaan saavuttaa seuraavia hyötyjä maastotyövaiheessa, jos näytteitä voidaan ottaa – edes osittain – samoista pisteistä:

- Tutkimuspisteiden sijaintien suunnittelua ei tarvitse tehdä useasti. Mm. maanalaisten kaapeleiden ja johtojen, näytteenottokaluston kulkemisen, maanomistuksen, tutkimuslupien selvittäminen tehdään vain kerran
- Näytteenottokaluston mobilisointikustannukset tulevat maksettavaksi vain yhden kerran
- Samoista näytepisteistä (koekuopat tai kairapisteet) voidaan ottaa näytteet eri tutkimuksiin, tarvittaessa eri syvyyksiltä. Parhaimmillaan samoja näytteitä voidaan käyttää eri tutkimuksiin

- Taloudellisesti merkittävää hyötyä on saatavissa, jos (usein varsin kalliit) pohjavesiputket voidaan sijoittaa siten, että niistä voidaan ottaa edustavat näytteet eri tutkimuksiin. Pohjavesiputkista voidaan mitata myös pinnankorkeudet
- Tutkimuspisteiden sijainnit voidaan mitata yhdellä kerralla
- Näytteiden toimittaminen laboratorioon analysoitavaksi voidaan hoitaa yhdellä kerralla
- Näytteenoton ja analytiikan resurssointi ja organisointi yksinkertaistuu

Lisää hyötyä voidaan saada, jos samojen kemiallisten analyysien tuloksia voidaan käyttää eri tutkimuksissa. Vaikka maanäytteistä tutkittavat ominaisuudet ovat pääsääntöisesti eri, voidaan eri tutkimusten tulosten yhteistulkinnalla saada parempi kokonaiskäsitely maaperän ominaisuuksista. Esim. kokonaisrikkipitoisuus ja pH hapettuneella vyöhykkeellä voivat antaa jo kuvan korroosioympäristöstä ja varsinaiset korroosiotutkimukset voidaan kohdentaa tarkemmin oikeisiin, korkean konsentraation näytteisiin. Tulkinassa on huomioitava myös mahdollisuus, että rikki on jo huuhtoutunut hapettuneesta kerroksesta pois ja pH-taso on jo lähtenyt nousemaan. Sen sijaan alapuolisessa potentiaalisissa sulfaattimaa-materiaalissa voi olla runsaasti hapontuottopotentiaalia. Jos rakentamistoimilla alennetaan vallitsevaa hapettumissyvyyttä, niin seurauksena voi olla uusi korroosioympäristö. Pima-näytteistä tyypillisten metallimääritysten lisäksi kokonaisrikin

määrittäminen on edullinen tapa koota esikartoitusaineistoa myös HaSu-maista. Pohjavesianalytiikassa on useita parametrejä, jotka palvelevat samanaikaisesti sekä pima-, hasu- että korroosiotutkimuksia.

Analyysitodistuksissa rikin kokonaispitoisuus ilmoitetaan usein yksikössä mg/kg, joka voidaan muuntaa prosenttiosuudeksi seuraavan laskukaavan avulla:

$$\frac{mg}{kg} = \frac{1\text{ mg}}{10^6\text{ mg}} = 0,000001 \times 100\% = 0,0001\%$$

$$\text{kun } 1\text{ kg} = 10^6\text{ mg}$$

Kun havaittu pitoisuus on esimerkiksi 2 000 mg/kg, on sitä vastaava prosenttiosuus

$$0,0001\% \times 2\,000 = 0,2\%$$

Sulfaattimaa- ja korroosiotiedon kerääminen valtakunnalliseen tietokantaan

Geologian tutkimuskeskus kerää sulfaattimaa- ja korroosiotutkimusten havainto- ja analyysitietoja julkiseen Pohjatutkimukset-palveluun. Palvelu toteutetaan yhteistyössä Helsingin kaupungin kanssa ja sitä jatkokehitetään EAKR HASUdigi-hankkeessa yhteistyössä Oulun kaupungin kanssa. Havainto- ja analyysitiedon jakeluratkaisu otetaan käyttöön vuoden 2021 lopulla. Palvelun avulla halutaan antaa entistä kattavampi kuva sulfaatti- ja korroosiomaiden alueellisesta jakaumasta sekä parantaa rakentamisen yhteydessä syntyvän analyysitiedon talteenottoa ja helpottaa sen jatkokäyttöä.

Aineiston vieminen palveluun: https://gtkdata.gtk.fi/Pohjatutkimukset/pt_tiedotInfo.html

Aineiston katselu ja lataus: <https://gtkdata.gtk.fi/Pohjatutkimukset/index.html>

Näytepisteiden määrä ja sijoittelu

Näytepisteiden ja näytteenoton tiheyteen vaikuttavat maaperän ominaisuudet ja suunniteltujen rakentamistoimien (massanvaihto, kuivatus, paalutus, tms.) laajuus ja syvyys. Koska HaSu-materiaalit voivat esiintyä laikuittaisina, yksi näytteenottpiste tai näytesyvyys ei usein ole riittävä, vaikka kohde olisikin pieni. Tutkimuksen myötä saatavien tulosten tulisi olla edustavia ja niiden avulla kerätty lisätieto luotettavaa ja hyödyntämiskelpoista. Tavoitteena tulee olla mahdollisten vaikutusten arvioinnin luotettavuus. Näytepisteiden määrän suunnittelussa voidaan hyödyntää seuraavan taulukon (Taulukko 3.10) mukaista ohjeistusta.

Taulukko 3.10. Näytepisteiden esimerkkimäärät erityyppisissä rakennuskohteissa.

Suunniteltu toiminta	Vaikutusalueen laajuus / HaSu-maiden potentiaalinen esiintymisalue	Näytepisteiden määrä
Kuivatustoimet*		
Väliaikainen kuivatustason alentaminen	1 ha	1–2
– esim. kaivanto tai väliaikainen oja	2 ha	2–3
	10 ha	4–8
Pysyvä kuivatustason alentaminen – ojitus, salaojitus tms.	100 ha*	20->
Kaivu ja läjitys**		
Happoa tuottavan maa-aineksen kaivu ja läjitys	1 ha	2
	2 ha	3–5
	10 ha	6–10
	100 ha*	40->
Maanalaiset rakenteet***		
Maanalaisen rakenteiden korroosiokestävyys	1 ha	1 - 2
	2 ha	2 - 3
	10 ha	4 - 8
	100 ha*	20->

*Kun samanaikaisesti ei tehdä happoa tuottavien massojen pitkäaikaista väliavarastointia

**Kun tiedossa on tarve happoa tuottavien maa-ainesten kaivuulle ja läjitykselle, on kartoitusvaiheessa näytepistemäärää syytä kasvattaa, jotta mahdollistetaan lajittelu kaivuun ja käsittelyä tai muita hallintatoimia vaativien massojen erottelu muusta maa-aineksestä

***Kun on jo tiedossa, että hankkeessa hyödynnetään paalutusta tai muutoin halutaan tietoa maan alle sijoitettavien rakenteiden korroosiokestotarpeista

Näytepisteet sijoitetaan kohteille, joilla tehdään maanmuokkauksia, ja alueelle, joka on rakentamistoimien vaikutuspiirissä (esimerkiksi pohjavesitason/hapettumissyvyyden lasku). Mikäli alueelta ei ole tulkittavissa maaperän ominaisuuksia (esim. maaperäkartat ja muut maaperätutkimukset) ja/tai alue on topografisesti tasaista, voidaan pisteet suunnitella kattamaan alue esimerkiksi tasaisena pisteverkkona tai levitettynä tasaisesti tutkimusalueelle. Muutoin pisteiden sijoittelu voidaan tehdä niin, että se huomioi mahdollisimman hyvin eri maalajialueet sekä maan pinnanmuodot ja korkeusaseman. Eri maalajialueilla pistetiheys voi vaihdella tarkoituksenmukaisella tavalla. Pehmeikköaltaita eroteltaessa voidaan hyödyntää joko maaperäkarttaa ja/tai olemassa olevaa kairausaineistoa. Jos altaat ovat erillisiä, kohdistetaan näytepisteet kannaksen molemmiin puolin.

Mikäli alueella tai alueen läheisyydessä ei ole tiedossa olevia mustaliuskevyöhykkeitä, ei moreenikerroksesta ole välttämättä tarvetta ottaa näytteitä tai näytteenotto voidaan toteuttaa hyvin suppeana.

Näytteenottosyvyys ja yksittäisnäytteiden määrä

Yksittäiseltä näytepisteeltä otettava näytteiden määrä ja näytteenoton syvyys on riippuvainen suunnitellusta rakentamistoimien syvyysulottuvuudesta ja maaprofiilin ominaisuuksista. Näytteenottosyvyys on hyvä ulottaa vähintään 50 cm suunnitellun maanmuokkauksen tai havaitun pohjavesipinnan/hapettumissyvyyden alapuolelle. Erityisesti paalutuksen yhteydessä ei ole useinkaan tarvetta ulottaa näytteenottoa koko paalutussyvyydelle, vaan oleellista on kerätä tietoa maa-aineksen ominaisuuksista siltä syvyydeltä, jolla muutoksia hapettumissyvyudessa on odotettavissa. Huomioitava on, että näytteenottosyvyyden suunnittelu vallitsevan hapettumissyvyyden mukaan edellyttää, että hapettumissyvyydestä on olemassa ennakkotietoa esikartoituksen perusteella (luku 3.2.2).

Lähtökohtaisesti näytteet olisi hyvä ottaa jatkuvana sarjana 20 cm osissa, noudattaen eri maalajien rajoja. Mikäli saman maalajin kerrospaksuudet ovat suuria (> 2 m), voidaan näytteet kuitenkin ottaa enimmillään 50 cm pituisina osanäytteinä (ks. Kuva 3.4, luku 3.2.2). Etenkin maaperän mahdollinen hapettumissyvyys (missä maaperän kuivumisrakenteet loppuvat tai missä rautasaostumat vähenevät) on syytä tunnistaa ja välttää näytteiden yhdistämistä tämän rajapinnan ylä- ja alapuolisten vyöhykkeiden kesken. Hapettumissyvyyden tunnistaminen maastossa voi olla kuitenkin vaikeaa, sillä rajapinta esiintyy hienojakoissa maa-aineksissa tyypillisesti vaihtumissyvyhykkeenä, eikä tarkkana rajapintana. Tämä vuoksi kyseisissä tapauksissa näytteitä on hyvä ottaa runsaasti.

Happamien sulfaattimaiden tutkimuksiin riittää melko pieni näytemäärä esimerkiksi 0,3–0,5 litraa / näytesyvyys, jos näytteistä määritetään pelkästään erilaisia pH-määrytyksiä sekä kokonaisriikki. Jos samoista näytteistä tehdään muita tutkimuksia (esimerkiksi rakeisuusmäärytyksiä), on hyvä varautua suurempaan näytemäärään.

4 Suosituksia maankäytön suunnitteluun ja rakentamishankkeisiin

HaSu-maiden aiheuttamien haittojen ennaltaehkäiseminen lähtee maankäytön suunnittelusta. HaSu-maiden esiintyminen tulisi huomioida ja siihen tulee varautua jo maakunta-/yleiskaavoituksessa, jos kohdealue sijaitsee ennakkotietojen perusteella riskialueella (esim. GTK:n karttapalvelu, luku 3.2.1). Väylähankkeissa olemassa olevaa aineistoa voidaan tarkastella jo esisuunnittelussa. Tarkentavia maaperätutkimuksia happamien sulfaattimaiden kartoittamiseksi suositellaan tehtävän asemakaavoituksen yhteydessä (Luku 3.4) tai rakennus- tai väylähankkeen yleissuunnitteluvaiheessa. Asemakaavoituksessa voidaan antaa rajoitteita (esimerkiksi kellarikielto ja kuivatustaso), määrittää tasaukset, tarkentaa rakentamistoimenpiteiden sijaintia (erityisesti maaperää kuivattavat toimenpiteet, kuten alikulut yms.) tai tehdä tilavarauksia esimerkiksi vesienkäsittelyä tai maa-ainesten välivarastointia tai alueella hyötykäyttöä varten.

Luvussa 3.3 esitettyä vaikutusten merkittävyyden arviointityökalua voidaan käyttää maankäytön suunnittelun apuna asemakaavavaiheessa. Asemakaavoituksessa tai yleissuunnittelussa voidaan arvioida alueelle suunnitella olevien rakentamistoimien aiheuttaman riskin suuruutta kokonaisuutena.

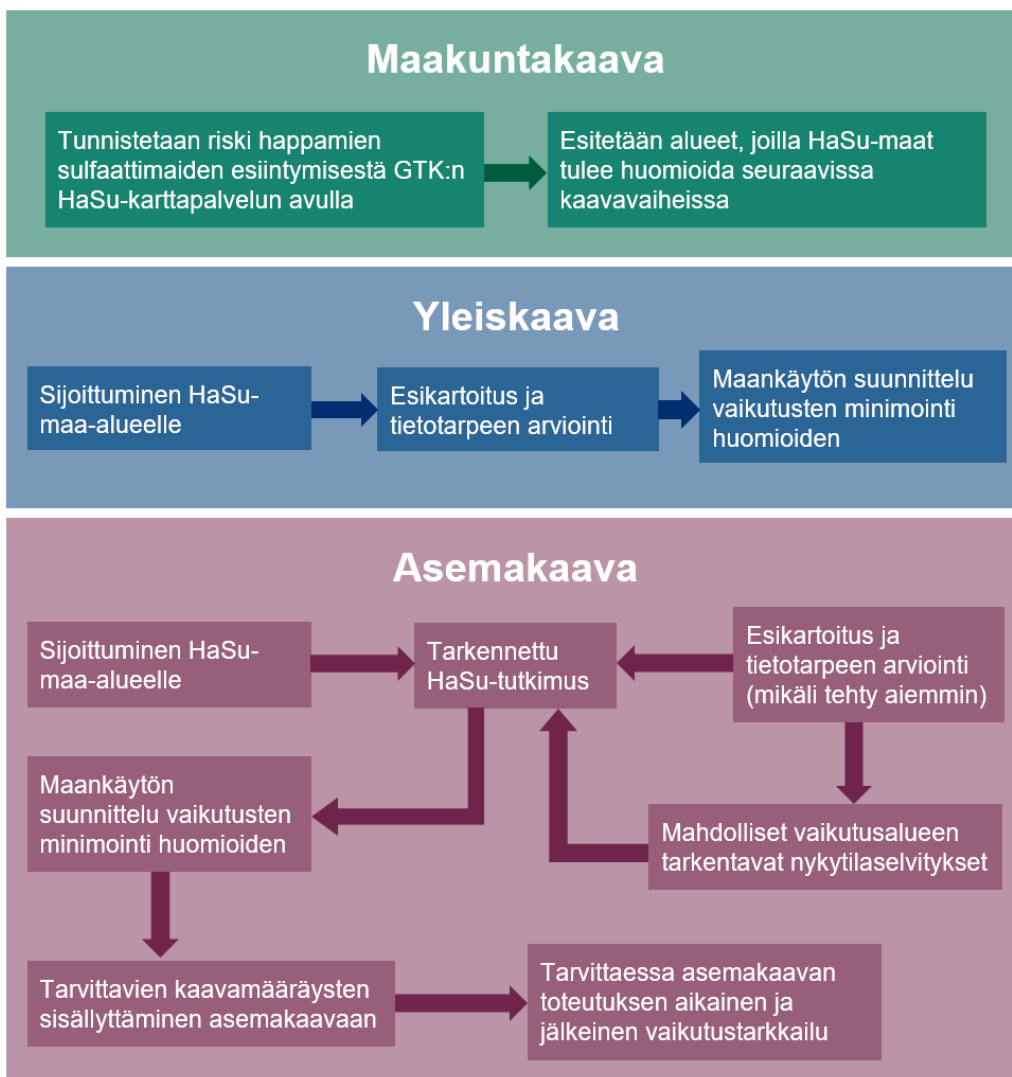
Lähtökohtana on se, että esikartoituksen (luku 3.2) ja maankäytön suunnittelun avulla pystytään ohjaamaan rakentamista sellaisille alueille, joilla happamat sulfaattimaat aiheuttavat mahdollisimman vähän haittaa. Potentiaaliset happamat sulfaattimaat tulee pyrkiä jättämään ennalleen ja vallitseviin luontaisiin olosuhteisiin, aina kun se on mahdollista. Vaihtoehtoisesti rakentamista tulee ohjata siten, että happamoitumisriski minimoidaan erilaisin hallintatoimenpitein.

Vaikutuksia on tarpeen arvioida hankkeen koko elinkaaren ajalta kuten luvussa 3.3 on esitetty. Kun vaikutuksia on arvioitu hankkeen elinkaaren ajalta, nähdään myös ne seikat, joihin ensi sijassa on etsittävä vaikutuksia vähentäviä keinoja joko rakentamisen ajaksi tai pysyviksi, pitkäaikaisiksi ratkaisuuksi.

4.1 Haittavaikutusten ennaltaehkäiseminen maankäytön suunnittelussa

Kaavoituksen tarkoitus on edistää toimivaa elinympäristöä, joka on myös ekologisesti kestävä. Kaavoitukseen ja muun maankäytön, kuten laajojen rakennushankkeiden suunnitteluun sisältyy olennaisena osana niiden vaikutusten arviointi. HaSu-maista voi aiheutua haittaa niin eliöstölle, infrastruktuurirakenteille kuin vesistöille. Kaavoituksessa ja maankäytön suunnittelussa voidaan huomioida nämä vaikutukset ja mahdollistaa niiden haittojen vähentäminen rakentamisessa (Kuva 4.1).

Kuva 4.1. Happamien sulfaattimaiden huomioimisen periaatteet kaavoituksessa.



Maakuntakaava

Maakuntakaava on yleispiirteinen suunnitelma alueiden käytöstä maakunnassa ja siinä esitetään alueiden käytön ja yhdyskuntarakenteen periaatteet. Maakuntakaavan selostuksessa kuvataan mm. kaavan vaikutukset, joten maakuntakaavoissa olisi hyvä tunnistaa ollaanko alueella, jossa voi olla riskiä happamista sulfaattimaista. Maakuntakaava ohjaa kuntien alemman tason kaavoitusta, joten maakuntakaavassa voidaan esittää esimerkiksi alueet, joilla happamat sulfaattimaat tulee ottaa jatkosuunnittelussa huomioon. Alueet, joilla voi esiintyä happamia sulfaattimaita, ovat hyvin laajoja, jopa koko maakunnan kattavia. Suunnittelumääräys voikin koskea koko maakuntakaavan aluetta.

Tarkkuustasona maakuntakaavassa voi olla olemassa oleva tieto vesistöjen laatuoluokituksista ja *Litorina*-meren vaikutusalueen ja/tai mustaliuske-esiintymien vaikutusalueiden tunnistaminen. Maakuntakaavatasolla tarkkuustason voidaan myös ajatella olevan esim. GTK:n tekemä kartoitus todennäköisyydestä happamien sulfaattimaiden esiintymiselle (luku 3.2.1). Tulee myös huomioida, että vaikutusalue voi sijaita maakuntakaava-alueen ulkopuolella esim. meressä tai jokivesissä. Tosin jokaisen kaavan yhteydessä tulee pohtia tarkoituksen mukainen tarkastelutaso ja -laajuus erikseen kohteen ominaisuudet huomioiden.

Yleiskaava

Yleiskaava on kunnan yleispiirteinen maankäytön suunnitelma, jonka tehtävänä on yhdyskunnan eri toimintojen sijoittumisen ohjaaminen ja toimintojen yhteensovittaminen. Yleiskaavassa ratkaistaan kestävä kehityksen periaatteet, johon vaikutukset happamista sulfaattimaistakin sisältyvät etenkin eliöstön ja vesistövaikutusten osalta. Yleiskaava ohjaa asemakaavojen laadintaa kunnassa. Yleiskaavassa on otettava huomioon muun muassa rakennetun ympäristön ja luonnonarvojen vaaliminen, ympäristöhaittojen vähentäminen sekä ympäristön ja luonnonvarojen kestävä käyttö. Näiden näkökulmien kautta yleiskaavassa tulee huomioida happamat sulfaattimaat ja niiden aiheuttamat vaikutukset toimintoja sijoitettaessa. Yleiskaavaa laadittaessa tulee pohtia mitkä alueet jätetään rakentamatta, missä sijaitsevat lisärakentamisalueet ja miten huomioidaan suojelualueet, joihin happamat sulfaattimaat voivat vaikuttaa. Esikartoituksen tyyppinen kartoitus soveltuu hyvin maankäytön suunnittelua ja kaavoitusta ohjaamaan yleiskaavavaiheessa (ks. luku 3.2).

Asemakaava

Asemakaava ohjaa rakentamista kunnassa. Asemakaavalla ohjataan maankäyttöä ja rakentamista mm. paikallisten olosuhteiden edellyttämällä tavalla. Siinä määritellään mitä säilytetään alueella, mitä, millä tavalla ja mihin saa rakentaa. Asemakaavalla ei saa aiheuttaa elinympäristön laadun sellaista merkityksellistä heikkenemistä, joka ei ole perusteltua asemakaavan tarkoitus huomioon ottaen. Yhtä lailla, kuin muidenkin kaavatasojen, asemakaavan vaikutukset on arvioitava sen laadinnan yhteydessä. Asemakaavassa voidaan antaa

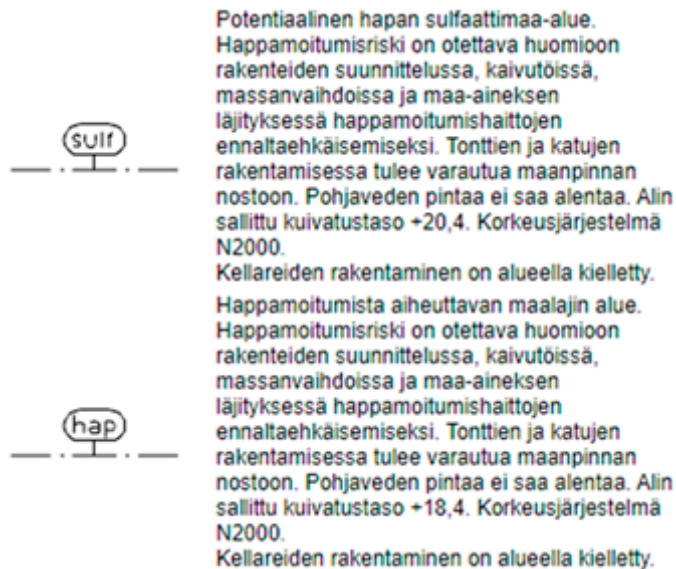
määräyksiä, jotka voivat koskea myös toimenpiteitä haitallisten ympäristövaikutusten estämiseksi tai rajoittamiseksi. Kaavamääräyksissä voidaan esittää selvitys-, tutkimus- ja haittojen vähentämisvaatimuksia liittyen happamiin sulfaattimaihin. Asemakaavoitusprosessin aikana voidaan toimintojen sijoittelun, kuivatuksen tason, vesienkäsittelyn ja yksityiskohtaisten määräysten suunnittelun avulla vaikuttaa merkittävästi happamista sulfaattimaista aiheutuviin haittoihin ja niiden ehkäisyyn.

Yleiskaavatasolla esikartoitus on järkevä tapa aluksi selvittää ja tutkia happamien sulfaattimaiden esiintymistä alueella (luvut 3.2 ja 3.3). Jos niitä on todettu olevan sellaisissa paikoissa ja/tai maakerroksissa, joista voi aiheutua haittaa joko infra-rakenteille tai ympäristölle asemakaavoituksessa suunniteltujen rakentamistoimien johdosta, tulee tehdä tarkentava tutkimus (luku 3.4). Mikäli asemakaavoitusta ei ole edeltänyt HaSu-maiden esikartoitus, on asemakaavavaiheessa tutkimukset usein syytä toteuttaa esikartoitusta laajemmin, jotta mahdolliset hallintaratkaisut voidaan mitoittaa kerralla oikein. Asemakaava määrää sen alueella toteutettavaa rakentamista. Mikäli HaSu-maihin liittyviä tekijöitä ei ole asemakaavavaiheessa riittävällä tasolla selvitetty, voi selvitysten edellyttäminen ko. asemakaava-alueella rakennusvaiheessa olla haasteellista. Tarkemman kartoituksen avulla selvitetään rakentamiskohteen tarpeiden mukaisesti HaSu-materiaalien ominaisuuksia ja hapontuottokykyä. Seuraavassa on esitetty esimerkkejä asemakaavan yhteydessä esitetyistä HaSu-maihin liittyvistä yleisistä määräyksistä ja merkinnöistä:

YLEISET MÄÄRÄYKSET:

Alueelle ei saa rakentaa kellaria.

Kaava-alueen maaperässä esiintyy hapanta valumaa (pH alle 5,5) tuottavaa sulfidisavea. Alueella tapahtuvassa kaikessa rakentamisessa tulee varautua toimenpiteisiin happaman valuman syntymisen sekä sen haittojen ehkäisemiseksi. Rakenteiden ulottuessa sulfidimaakerroksiin tulee huomioida maaperän happamuus maanalaisten rakennusmateriaalien valinnassa. Rakentamistoimenpiteitä suunniteltaessa on vältettävä pohjaveden tason laskua. Happamat valumat tulee hallita ja käsitellä asianmukaisesti ennen vesistöön pääsyä. Rakennushankkeeseen ryhtyvän on varauduttava aiheuttamansa happaman valuman neutralointikäsittelyyn. Hulevesien viivytysaltaat on rakennettava ennen alueen varsinaista rakentamista, jotta mahdollisesti rakentamisaikainen hapanta valuma saadaan neutraloitua.



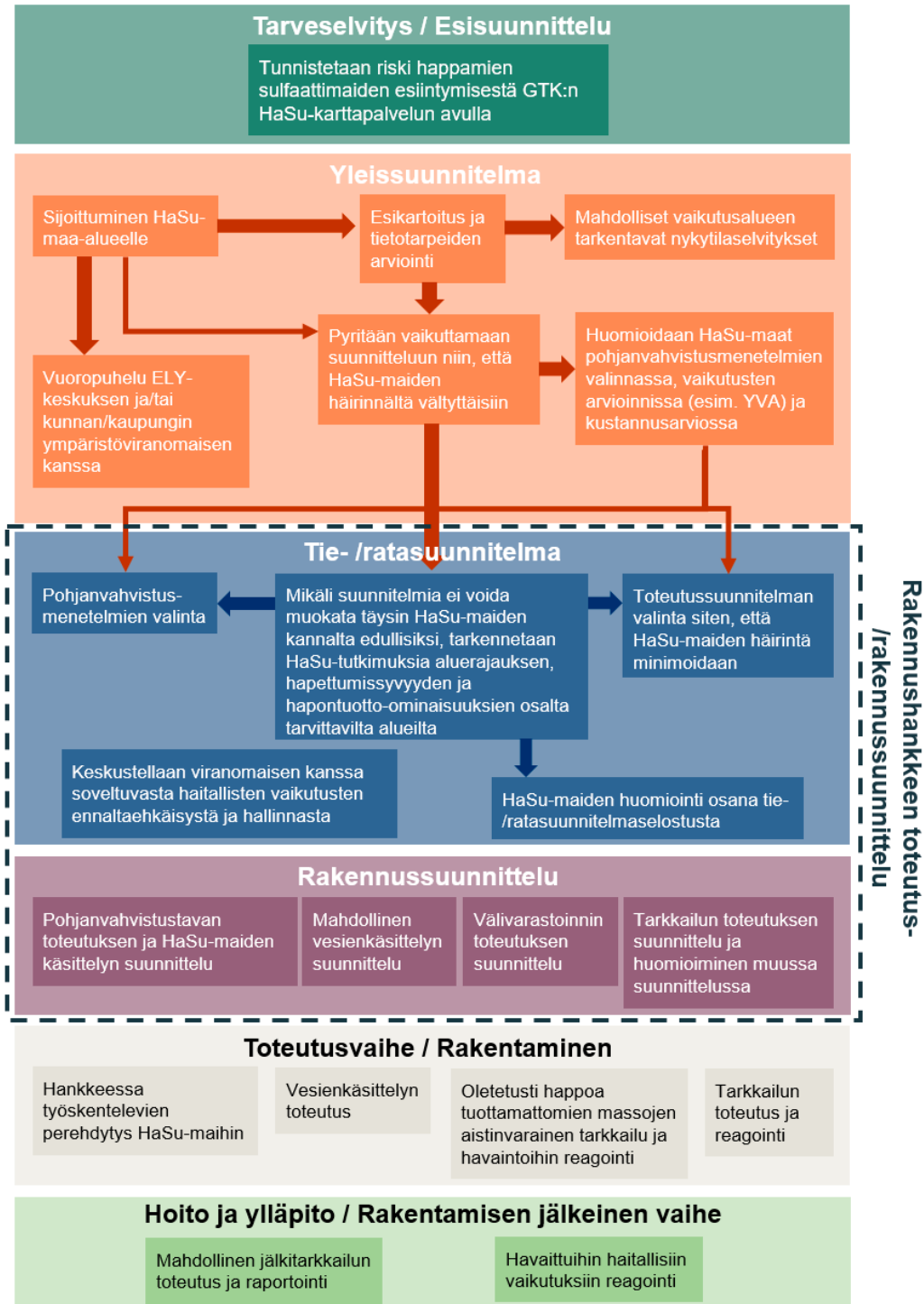
4.2 Haittavaikutusten hallinta rakentamishankkeissa

Happamien sulfaattimaiden haittojen hallintaa voidaan tehdä erilaisilla keinoilla rakentamishankkeiden aikana, jos riskiä ei ole pystytty minimoimaan jo maankäytön suunnittelussa. Rakennushankkeilla haittavaikutusten hallinta perustuu happamien sulfaattimaiden hapettumisen minimointiin ja muodostuvan happamuuden neutralointiin.

Haittavaikutusten hallintakeinojen valinnassa kannattaa pyrkiä ensisijaisesti käyttämään sellaisia menetelmiä, joilla voidaan estää tai minimoida happaman valunnan muodostuminen esimerkiksi loppusijoittamalla maa-ainekset hapettomiin olosuhteisiin tai säätämällä alueen pohjaveden ja/tai orsiveden pinnan tasoa. Happaman suotoveden muodostuminen kuivatuksen vuoksi hapettuneesta maakerroksesta tai esimerkiksi peittämättä/neutraloimatta jätetystä läjitetystä happamasta sulfaattimaasta voi jatkua todella pitkään, jolloin pelkkä suotovesien käsittely voi tulla erittäin kalliiksi.

Seuraavassa on esitetty yleispiirteisesti mukaellen Vertanen (2016) esitystä rakentamishankkeen eri vaiheissa huomioitavia asioita HaSu-maiden esiintymiseen liittyen. Asiaa on havainnollistettu myös seuraavassa kuvassa (Kuva 4.2.). Suositukset on laadittu tie- ja väylähankkeille, mutta niiden periaatteet ovat sovellettavissa myös muun tyyppisiin rakentamishankkeisiin. Tämän jälkeen luvuissa (4.2.1– 4.4.3) on esitetty käytännön suosituksia toimenpiteiksi happamien suotovesien muodostumisen minimointiin ja vaikutusten seurantaan.

Kuva 4.2. Happamien sulfaattimaiden huomioimisen periaate väylähankkeen eri vaiheissa. Muunlaisessa rakennushankkeessa voidaan soveltaa samaa ohjeistusta, joskin tällöin tie-/ratasuunnitteluvaihe nivoutuu yhteen rakennussuunnittelun kanssa muodostaen toteutussuunnitteluvaiheen. Mukailten Vertanen, 2016.



Tarveselvitys

Tarveselvityksen yhteydessä ei tyypillisesti tehdä näytteenottoa vaativia selvityksiä tai tarkempia nykytilaselvityksiä. Kuitenkin hyödyllistä on, mikäli jo aivan hankkeen alkuvaiheessa voidaan HaSu-maihin liittyen tarkkuustasona pitää esim. GTK:n tekemää kartoitusta todennäköisyydestä happamien sulfaattimaiden esiintymiselle (luku 3.2.1)

Yleissuunnitelma

HaSu-maiden esiintymistä hankealueella voidaan arvioida maantieteellisesti käyttäen apuna GTK:n tekemää kartoitusta happamista sulfaattimaista (luku 3.2.1). Mikäli alue on potentiaalisella HaSu-maa-alueella tai sen läheisyydessä, tulee alueella suoritettaviin muihin tutkimuksiin liittää HaSu-maiden esikartoitus (luku 3.2). Näytteenotto ja laboratoriotestit on syytä suorittaa viimeistään yleissuunnitteluvaiheen loppuvaiheessa.

Myös paikalliseen ELY-keskukseen on syytä olla yhteydessä, mikäli hanke sijaitsee HaSu-maa-alueella. Näin mahdolliset vaatimukset ja lupa-asiat voidaan huomioida suunnittelussa hankkeen alusta lähtien. Aikaisella huomioimisella voidaan välttää myös ikäviltä aikataulu- ja kustannusvaikutuksilta.

Laboratoriokokeiden perusteella voidaan tarkemmin rajata alueet, joilla esiintyy happoa tuottavia maa-aineksia. Näiden tulosten on syytä olla valmiina tie- ja ratasuunnittelun ja/tai toteutus-/rakennussuunnitteluvaiheen alussa (Kuva 4.2). Mikäli valitulla alueella esiintyy HaSu-maa-alueita, tulee ne suunnittelussa ottaa huomioon siten, että ko. maat tulevat asianmukaisesti huomioiduksi eikä ympäristölle aiheudu happamoitumisvaaraa.

Jos hanke edellyttää YVA-menettelyä (Laki ympäristövaikutusten arviointimenettelystä 252/2017), yhdistetään ympäristövaikutusten arviointi tyypillisesti yleissuunnitteluvaiheeseen. Tällöin vaikutusalueen nykytila tulee selvitettyä perusteellisesti jo YVA-menettelyn puitteissa. Myös muissa hankkeissa voidaan tarvita lisätietoa vaikutusalueen nykytilasta, jota on hyödyllisintä koota jo tässä suunnitteluvaiheessa. Nykytilaselvityksen mahdollista sisältöä käsitellään tarkemmin luvuissa 3.3 ja 4.4.1.

Tie-/ratasuunnitelma tai toteutussuunnitelma

Kun esikartoituksen (luku 3.2) perusteella on varmistettu, että hankealueella esiintyy HaSu-maita, tulee tässä suunnitteluvaiheessa tutkimuksia tarkentaa tietotarpeiden täydentämiseksi laadittuihin suunnitelmiin pohjautuen (luku 3.4). Oleellisia tietoja suunnittelun edistämiseksi ovat mm. esiintymien laajuus ja maa-aineksen hapontuotto-ominaisuudet alueilla, joilla HaSu-maiden häiritsemiseltä ei voida välttyä. Suunnittelulla tulee varmistaa, että HaSu-maiden esiintymisen aiheuttamat mahdolliset ympäristöhaitat minimoidaan. HaSu-maa-alueiden pohjanvahvistuksen periaatteen (erityisesti väylähankkeissa)

suunnittelussa on huomioitava paikallisen ELY-keskuksen ohjeistus käsittelylle ja suunnitellut ratkaisut on myös hyväksyttävä siellä.

Tässä suunnitelmavaiheessa selvitetään hankealueen potentiaaliset happoa tuottaville maa-aineksille soveltuvat läjitysalueet, mikäli sellaisille tiedetään olevan tarvetta. Jos hankkeella arvioidaan tehtävän massanvaihtoa, johon liittyy HaSu-maiden läjittäminen tai pitkäaikaista pohjaveden pinnan alentamista esim. alikulkujen kohdalla on mm. ympäristönäytteiden otto pinta- ja pohjavesistä tarpeen vesistön puskurikyvyn ja pohjavesipinnan vaihtelutasojen selvittämiseksi (luvut 3.3.3 ja 4.4.1). Ympäristö- ja vesilupahakemukset laitetaan vireille aluehallintovirastoon, jos luvulle on tarvetta. Kyseeseen tulevat vesilupaa vaativat vedenpumpauskohteet, joissa pumpattava vesimäärä on yli 250 m³/vrk ja suuret yli 50 000 t/v läjitysmassaa sisältävät höytykäyttökohteet. Hakemusten käsittelyajat ovat aluehallintovirastossa tyypillisesti pidempiä kuin kunnassa. Erilaisista lupatarpeita on käsitelty tarkemmin kappaleessa 5.

Rakennus-/toteutussuunnittelu

Rakennus-/toteutussuunnitteluvaiheessa mahdollisen pohjanvahvistuksen ja muiden rakenteiden suunnittelua tarkennetaan. Tässä vaiheessa suunnitellaan, kuinka valittu pohjanvahvistustapa toteutetaan. Mikäli on päädytty massanvaihtoon, tulee läjitysalueiden lopulliset paikat valita sekä massojen kuljetusreitit suunnitella. Samalla tulee suunnitella läjitysalueiden rakenteet, mahdolliset kalkitusmäärät laskea ja päättää alueelta mahdollisesti tulevien suoto- tai valumavesien käsittelytoimet. Usein ELY-keskukset vaativat seuraamaan esimerkiksi läheisten vesistöjen laatua rakentamisen aikana ja sen jälkeen, jotta rakenteiden toimivuudesta saadaan varmuus. Seurannan toteutus tulee ottaa huomioon suunnittelussa siten, että näytteiden ottaminen suunnitelluilta alueilta on mahdollista. Seurantaohjelma on suunniteltava valmiiksi ennen rakentamisen aloittamista.

Toteutusvaihe

Rakentamisvaiheessa on tärkeää, että kaikki hankkeella työskentelevät tietävät HaSu-maiden esiintymisestä alueella ja ovat tietoisia oikeista toimintatavoista. Esimerkiksi koneenkuljettajille on hyvä järjestää perehdyttämistilaisuus HaSu-maiden kuormaamiseen ja kuljettamiseen liittyvistä vaatimuksista. Aistinvaraisen tunnistamisen ohjeet on syytä käydä läpi alueella työskentelevien henkilöiden kanssa, sillä heidän on hyvä tarkkailla ympäristöään siltä varalta, että happoa tuottamattomina pidetyillä alueilla havaitaan HaSu-mailta vaikuttavia maa-aineksia. Rakentamisvaiheessa tehdään seuranta läheisten vesistöjen laatumuutoksista ja valmius reagoida muutoksiin on oltava olemassa (4.4.2).

Rakentamisvaiheessa noudatetaan suunnitelmia, työohjeita sekä mahdollisten lupapäätösten määräyksiä. Poikkeamiin reagoidaan välittömästi.

Hoito- ja ylläpito

Usein rakenteen toimivuuden varmistavien seurantamittausten vaaditaan jatkuvan vielä hankkeen valmistumisen jälkeen. Tämä on huomioitava, jotta tulee sovituksi, kuka seurannan suorittaa ja miten toimitaan, mikäli haitallisia vaikutuksia havaitaan. Tärkeimpinä tekijöinä HaSu-maiden hallinnan kannalta voidaan pitää onnistuneita ja hyvin ajoitettuja laboratoriotestejä sekä avointa vuoropuhelua paikallisen ELY-keskuksen kanssa. Näiden avulla vältytään yllätyksiltä suunnittelun myöhäisemmissä vaiheissa ja esimerkiksi mahdollisten käsittelyrakenteiden mitoitus on kohteeseen soveltuva.

4.2.1 Pohjaveden pinnantason hallinta

Rakentamisen seurauksena voi tapahtua merkittävää pohjaveden tai orsiveden pinnantason ts. hapettumissyvyyden muutosta, esim. kalliorakentamisen, perustusrakenteiden kuivatuksen (salaojitus) tai kaivantojen rakentamisen seurauksena. HaSu-alueella pohjaveden pinnan muutos voi merkittävästi lisätä hapettumista ja vaikutus voi olla maalajista riippuen hyvinkin pitkäaikainen ja laaja-alainen. Tämän vuoksi HaSu-mailla tulisi ensisijaisesti aina pyrkiä säilyttämään hapettumissyvyys sille luontaisella tasolla. Tässä yhteydessä kuivatustasolla tarkoitetaan tasoa, jolla pohjavesitasoa keinoitekoisesti pidetään alhaalla esimerkiksi maaleikkauksin, salaojituksin tai putkikaivannoin.

Putkikaivannot suositellaan perustettavaksi sulfidipitoisten maiden yläpuolelle ja jäätyminen estetään routasuojauksilla, sekä tarvittaessa saattolämmityksillä. Mikäli putkikaivanto joudutaan ulottamaan potentiaaliseen HaSu-materiaaliin asti, tulee kaivantoon asentaa virtauskatkot (InfraRYL 18370) HaSu-alueelle. Virtauskatkoina voidaan käyttää 500 mm moreeni- tai savikerrosta, joka ulottuu kaivannon pohjalta 0,5 m sulfidikerroksen yläpuolelle. Virtauskatkolla estetään veden virtaus kaivantoa pitkin ja happamien vesien purkautuminen kaivannon alueelta. Putkilinjoja perustettaessa HaSu-mailla tulee putkimateriaalina käyttää muovia (PE) ja kiinnitystarvikkeissa ja toimilaitteissa happamia olosuhteita kestäviä materiaaleja, esim. hapon kestävästä terästä (HST). Rakennussuunnittelussa tulee varmistaa käytettävien materiaalien soveltuvuus HaSu-mailla.

Mikäli HaSu-alueilla perustusrakenteita, kuten paalutuksia tulee potentiaalisiin HaSu-maakerroksiin, tulee huomioida maaperän potentiaalinen happamuus perustusrakenteita valittaessa (tarkemmin luku 2.2.2). Betonirakenteet tulee olla sulfaatinkestävästä betonista tai muuten happamia olosuhteita kestäviä. Lisäksi tulee huolehtia, ettei perustusrakenteet mahdollista pohjaveden purkautumista hallitsemattomasti alueelta, jolla esiintyy paineellista pohjavettä (luku 0). Mikäli perustusalue kuivatetaan, tulee varautua erittäin happamiin olosuhteisiin materiaaleja valittaessa.

Pohjaveden painetason pysyttämistä voidaan edistää nostamalla rakentamisalueella yleistasausta ja siten myös perustusten kuivatustasoa, välttämällä alikulkuja, huolehtimalla putkilinjoille asianmukaiset savisulut, edellyttämällä louhinta- ja kaivantokohteissa kaivantojen tiukempia pohjaveden vuotorajoja ja tiivistystoimenpiteitä, kuten injektointia tai pohjaveden suoja-pumppausta, käyttämällä esim. alikuluissa tiiviitä bentonitista tai betonisia tehtyjä kaukalorakenteita sekä tasaamalla laskevan pohjaveden pintaa pumppaamalla lisää pohjavettä maa- tai kallioperään tarkoitukseen rakennettujen imeytyskaivojen kautta. Viimeksi mainituille toimenpiteille on useimmiten tarvetta tapauksissa, joissa maankäytön ohjaus ja HaSu-maiden varhainen tunnistaminen on ohitettu eikä hallintakeinoja ole suunniteltu ajoissa.

4.2.2 Massojen kaivu ja sen minimointi

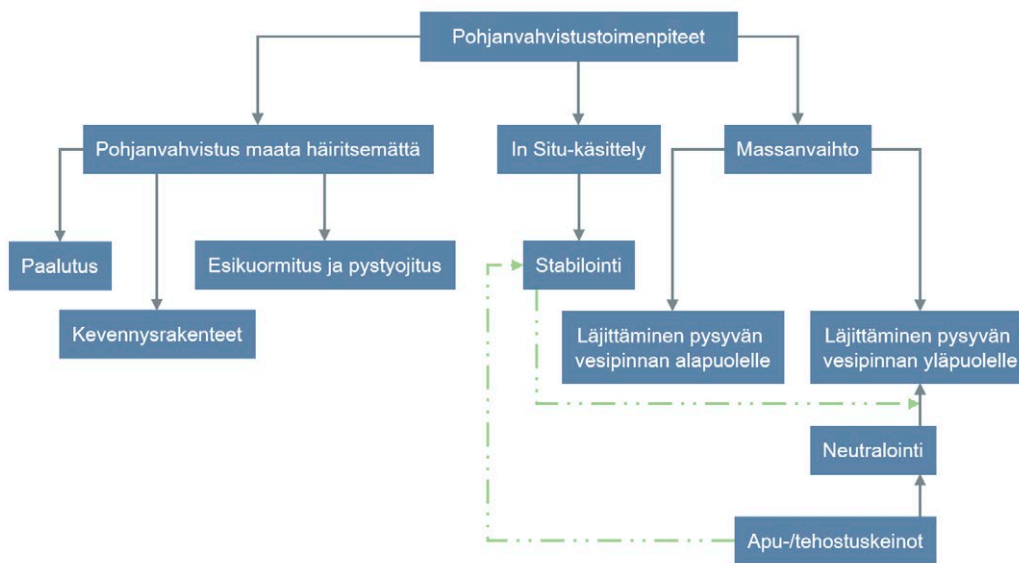
Rakentamiseen liittyy lähes aina maa-aineksen kaivamista. Tyypillisesti kaivaminen on tarpeen vaihdettaessa heikosti kantavia maakerroksia paremmin kantaviin luonnonkiviaineksiin tai uusiomateriaaleihin, kaivettaessa kellarien tai perustusten kohdalta, ojitettaessa tai maaperän pilaantuneisuuden vuoksi on tarpeen poistaa pilaantunut maakerros. Väylärakentamisessa kaivuutaso riippuu tasauksista ja rakennettavan tien rakennekerrospaksuuksista. Suunnittelussa valittu perustustaso ja tasaus sekä pohjarakennus- tai pohjanvahvistusmenetelmät valitaan tyypillisesti teknistaloudellisen vertailun myötä. Mikäli kuitenkin maankaivusta aiheutuu riskiä ympäristölle, kuten HaSu-maiden hapettumisen kautta, tulee teknisen ja taloudellisen näkökulman lisäksi tarkastella ratkaisujen vaikutuksia ympäristöön (luku 3.3) ja huomioida myös happamien kaivumaiden mahdollisen käsittelyn tarve, jota kuvataan tarkemmin luvussa 4.2.3.

HaSu-alueilla massojen kaivun minimoiminen on monella tapaa eduksi. Kun pystytään vähentämään HaSu-maiden kaivua ja/tai välttämään pohjavedenpinnan tason laskua, vältetään myös sulfidisavien hapettumisen myötä aiheutuvista haasteista ja kustannuksia nostavista toimenpiteistä. Kaivamisen tarvetta voidaan vähentää valitsemalla kohteeseen soveltuva pohjanvahvistus- tai pohjarakennusmenetelmä, jolloin rakentamisen tieltä ei ole tarpeen poistaa heikkolaatuisia maa-aineksia. Pohjanvahvistuksella pyritään muokkaamaan heikkolaatuista maa-ainesta paremmin kantavaksi, esim. syvästabiloimalla, syvätiivistämällä, suihkuinjektoimalla, injektoimalla, esikuormittamalla tai lujittamalla maan pintaosaa geolujitteilla. Vaihtoehtoisesti voidaan käyttää myös kevennysrakenteita, joilla pienennetään pohjamaalle tulevaa ja kuormaa ja näin vähennetään pohjamaahan kohdistuvia toimenpiteitä. Menetelmävalinnat perustuvat teknistaloudellisiin tarkasteluihin.

Yleiskatsaus pohjanvahvistusmenetelmistä paalutuksesta, esikuormituksesta ja pystyöjityksestä, kevennysrakenteista, stabiloinnista ja massanvaihdosta HaSu-maat huomioiden on koottu mm. Vertasen (2016) opinnäytetyöhön. Raporttiin on koottu joitakin

esimerkkikohteita, joissa erilaisia pohjanvahvistusmenetelmiä ja niillä saavutettuja etuja on kuvattu (Kuva 4.3).

Kuva 4.3. Pohjanvahvistusvaihtoehdot happamille sulfaattimaille. Mukailten Pousette, 2007; Vertanen, 2016.



Muista pohjanvahvistusmenetelmistä poiketen hienorakeisen maan In-Situ stabilointi (joko pilari- tai massastabilointi) on menetelmä, jolla voidaan vaikuttaa myös käsiteltävän HaSu-maan pH-tasoihin. Käytettävät kaupalliset ja jätöpohjaiset uusiosideaineet ovat emäksisiä. Stabiloinnin yhteydessä maaperän pH nousee emäksiseksi ja mahdolliset stabiloidut kaivumassat ovat näin ollen myös emäksisiä ja valmiiksi neutraloitu tulevaa kaivumassojen hyötykäyttöä varten. Stabilointi on yksi yleisin pohjanvahvistustapa, joka soveltuu sulfidisavikohteisiin ja jonka avulla voidaan merkittävästi vähentää massanvaihtomassojen määriä.

Sideainevalinnassa sulfaatin läsnäolo stabiloitavassa maaperässä huomioidaan sulfaatti-resistenttien sideaineiden valinnalla (SR-sementti). Myös uusiosideaineissa, kuten masuunikuonassa ja eräissä muissa pozzolaanisia ominaisuuksia sisältävissä sideaineissa, on havaittu potentiaalisia sideainevaihtoehtoja HaSu-maiden stabilointiin. Erityisesti on huomioitava, että reseptoinnissa käytettävät HaSu-maiden stabiloituvuustestauksen runkoaineet säilytetään oikeissa olosuhteissa, viileässä ja mahdollisimman tiiviisti pakattuina. Yli vuoden vanhat runkoainenäytteet antavat jo virheellisiä tuloksia lujittumisesta, vaikka pH-tason aleneminen olisikin ollut maltillista. Massastabiloinnissa hapettunut

pintaosa, aktiivinen sulfaattimaa, lujittuu heikommin kuin pelkistyneessä muodossa oleva todellinen sulfaattimaa ja vaatii selkeästi enemmän sideainetta saman lujuustason saavuttamiseksi.

Mikäli kaivamiselta ei eri menetelmätarkastelujen jälkeen voida välttyä, esim. uomien siirtojen ja uusien ojien kaivuun yhteydessä, on kaivusuunnitelmassa huomioitava happamien ja potentiaalisesti happamien maakerrosten erot, niiden määrät sekä näille kaivun jälkeen tehtävät toimenpiteet. Kaivaminen tulisi mahdollisuuksien mukaan tehdä lajittelevana siten, että voimakkaammin happoa tuottava maa-aines eritellään muusta maa-aineksesta. Tällä toimenpiteellä pyritään rajaamaan käsittelyä edellyttävän maa-aineksen määriä sekä luokittelemaan voimakkaammin ja lievemmin neutraloitavat massat toisistaan.

4.2.3 Massojen neutralointi

HaSu-materiaalien neutralointi suositellaan tehtäväksi vasta loppusijoituksen yhteydessä. Joko happoa tuottava maa-aines tai siitä syntyvä hapan valunta voidaan neutraloida tapauskohtaisen suunnittelun perusteella. Vesistöissä tapahtuva kalkitseminen on kallista happamuushaittojen jälkihoitoa, jota voidaan suositella ainoastaan ennalta arvaamattoman haitan nopeaan hallitsemiseen (Ramboll Finland Oy, 2018).

Maan neutraloinnissa maahan sekoitetaan emäksistä ainetta, kuten poltettua tai sammutettua kalkkia ($\text{CaO}/\text{Ca(OH)}_2$), tai kalkkikiveä (CaCO_3). Kalkituksessa lisättävän emäksen määrä riippuu mm. maaperän puskurointikyvystä, hapontuottopotentiaalista sekä tavoite pH-tasosta. Ympäristön ja rakennusteknisten ominaisuuksien perusteella maan pH-tason tulisi neutraloinnin jälkeen olla n. 5,5–8,5. (Dear ym., 2002; Vertanen, 2016). Ruotsalaisessa ohjeistuksessa (Pousette, 2007) kalkitusmäärästä on todettu, että kokonaisrikkipitoisuuden avulla määritetty hapontuottoon perustuva laskennallinen kalkitustarve tulee olla käytännössä jopa kaksinkertainen (esim. 0,5 % rikkipitoisuudella laskennallinen kalkitusmäärä 16 kg/m³, mutta käytännössä 32 kg/m³). Ruotsalaisessa ohjeistuksessa ei ole määritetty menetelmiä, joilla kalkitusmäärää pitäisi tutkia (Pousette, 2007; Dear ym., 2014).

Suomessa ympäristöministeriö on ohjeistanut sulfidipitoisen ruoppausmassan kalkitsemista kerroksittain normaalisti 10–30 kg kalkkia/m³ massaa kohden (Ympäristöministeriö, 2015). Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus on valmistellut kalkitusohjeen, jonka mukaisesti pienet ojien perkauksesta syntyvät massat voidaan kalkita ja ottaa peltomaaksi. Kalkkimäärän laskenta perustuu ohjeessa kokonaisrikkipitoisuuteen. Vuosina 2015–2018 toteutetun VIM-LA-hankkeen julkaisussa kalkitussuositus on 20 cm paksuiseen peltokerrokseen 40–60 t/ha sekoiteltuna maa-ainekseen äestämällä tai auraamalla, mikä vastaisi karkeasti kalkitustasoa 20–30 kg/m³ (maan irtotiheydellä 1 g/cm³). Täyttömaana käytettävien happamien

sulfaattimaiden kalkitussuositus onkin ohjeistuksen mukaan juuri 20–30 kg/m³ levittäen kalkki maa-ainekseen kerroksittain (Bonde, 2018; Ilonen, 2021).

4.2.3.1 Kalkitustuotteen valinta

Neutraloivan aineen tulee olla hieman emäksinen (pH 7–9) sekä huonosti liukeneva, kuten kalsiumkarbonaatti (CaCO₃) tai dolomiitti ((Ca, Mg)CO₃). Neutralointiin käytettäviä kaupallisia tuotteita on useita erilaisia. Tyypillisesti neutralointiin käytetään hienojakoista tai rakeistettua kalsiittia (kalsiumkarbonaatti, CaCO₃) joka liukenee hitaasti. Hitaan liukoisuuden vuoksi sen neutralointivaikutus on yleensä pitkä. Neutralointiin on käytetty myös sammutettua (Ca(OH)₂) tai poltettua kalkkia (CaO), joissa neutralointivaikutus on nopeampi.

Neutraloinnin tavoitteena on, että pH ei nouse neutraloinnin myötä korkeammalle kuin se on luontaisesti pelkistyneessä materiaalissa. Sammutetulla ja poltetulla kalkilla maaperän pH voi nousta hetkellisesti liian korkeaksi ja ne voivat huuhtoutua myös maaperästä nopeammin pois, jolloin niiden neutralointivaikutus voi jäädä lyhytaikaiseksi. Mikäli pH nousee liian korkeaksi, on huomioitava myös huuhtoutumisriski, sillä eräät metallit (erityisesti Cu, As ja Sb) liukenevat happamien olosuhteiden lisäksi myös merkittävän emäksisissä olosuhteissa. Tästä syystä HaSu-materiaalien neutralointiin suositellaan ensisijaisesti kalsiittipohjaisia kalkkituotteita, joilla pH-taso ei nouse liian korkeaksi (Dear, et al., 2014). Happamoitumisen edettyä pitkälle voi kuitenkin olla aiheellista käyttää tehokkaampaa kalkitusmateriaalia, kuten pienirakeista poltettua kalkkia.

HaSu-materiaalien neutraloinnissa syntyy sivutuotteena mm. kipsiä ja metallihydroksideja, jotka voivat saostua neutralointiaineen pintaan, mikä heikentää neutralointiaineen neutralointikykyä. Tämän vuoksi neutralointiaineen raekoko tulisi olla pääosin alle 0,5 mm, jotta reagoivaa pinta-alaa olisi mahdollisimman paljon.

Neutralointiaineen neutralointikyvyllä on merkittävä vaikutus neutraloinnin kustannuksiin. Vaikka neutralointikyvyltään huonomman kalkin tonnihinta voi olla edullisempi, yksikköhinnaltaan kalliimpi, mutta neutralointikyvyltään parempi kalkkituote voi olla kokonaisuudessaan edullisempaa. Erityisesti kuljetus- ja varastointikustannukset voivat olla huomattavasti edullisempia neutralointikyvyltään paremmalla kalkitustuotteella, koska sitä tarvitaan neutralointiin vähemmän.

Neutraloinnissa on mahdollista hyödyntää myös teollisuuden sivutuotteita tai jätteitä, kuten kalkkijätteitä, kalkkilouhosten sivukiveä, lentotuhkia, terästeollisuuden kuonia, tms. Kyseisten materiaalien soveltuvuus neutralointiin esim. neutralointikyvyn, ympäristövaikutusten ja luvanvaraisuuden puolesta tulee arvioida tapauskohtaisesti. Sivutuotteiden tai jätemateriaalien käyttäminen neutraloinnissa vaatii nykyisin ympäristöluvan (Ramboll Finland Oy, 2018). Ympäristölupa koskee niitä sivutuotteita, jotka eivät ole

lannoitevalmisteasetuksen piirissä (esimerkiksi terästeollisuuden kuonia myydään lannoitevalmistelain mukaisesti kalkitusaineena).

Neutraloinnissa on aina huomioitava kalkitustuotteen toimittajan työturvallisuusohjeistus ja turvallinen työtapo.

4.2.3.2 Kalkitustuotteen määrä

Kalkitustuotteen määrä kokonaisrikkipitoisuuden perusteella

Yksi tapa happamien sulfaattimaiden neutralointiin tarvittavan kalkkimäärän laskemiseen on kokonaisrikkipitoisuuteen perustuva laskentatapa. Kalkitusmäärän laskenta perustuu oletukseen, että kaikki rikki on epäorgaanisessa muodossa pyriittinä FeS_2 ja se hapettuu täydellisesti stoikiometrisessä suhteessa rikkihapoksi. Syntyvän rikkihapon neutralointiin tarvittava teoreettinen kalkkimäärä voidaan laskea seuraavan yhtälön mukaisesti (Dear ym., 2002):

$$\frac{\text{kg}(\text{kalkitustuote})}{\text{t}(\text{maa})} = \% - S \times 30,59 \times 1,02 \times 1,5 \times NV$$

missä,

%-S	(maaperästä mitattu kokonaisrikkipitoisuus)
30,59	(muuntokerroin: %-S -> kg H_2SO_4 / tonni maata)
1,02	(muuntokerroin H_2SO_4 -> kg puhdasta CaCO_3 / tonni maata)
1,5	(varmuuskerroin, ottaa huomioon sen, että kalkkia ei saada sekoitettua tasaisesti saviseen maahan)
NV	(kalkitustuotteen neutralointiarvo -> kg (kalkitustuotetta)/tonni maata)

Kalkitusmäärä voidaan laskea myös yksikössä kg (kalkitustuotetta)/ m^3 seuraavalla yhtälöllä:

$$\frac{\text{kg}(\text{kalkitustuote})}{\text{m}^3(\text{maa})} = \% - S \times 30,59 \times 1,02 \times 1,5 \times NV \times \rho$$

missä,

ρ	(neutraloitavan maan irtotiheys luonnonkosteana, t/m^3)
--------	--

Keskimääräinen tiheyden arvo Suomen kitkamaalajeilla on $2,65 \text{ t}/\text{m}^3$. Eloperäisten maalajien eloperäisen aineksen tiheys on yleensä noin $1,25 \text{ t}/\text{m}^3$. Sekä kivennäis- että

eloperäisainesta sisältävien maalajien tiheys vaihtelee näiden kahden arvon välillä (Ronkainen, 2012).

Taulukko 4.1. Maalajien keskimääräisiä tiheyksiä ja tilavuuspainoja.

Maalaji	Tiheys, t/m ^{3*}	Tiheys, t/m ^{3**}	Märän maan tilavuuspaino, t/m ^{3*}	Luonnontilaisen maa-aineksen tilavuuspaino, t/m ^{3**}
Hiekka (Hk)	2,7	2,66	1,8	1,65
Siltti (Si)	2,7	2,67	-	1,94
Savi (Sa)	2,7	2,70	2,3	1,67
Lieju (Lj)	2,2...2,6	2,35	-	1,25
Turve (Tu)	0,8...2,2	-	-	1,06

* Ahokas ja Oksanen, 2015

**Ronkainen, 2012. Tilavuuspaino on muutettu yksikköön t/m³ jakamalla lähteessä esitetty kN/m³ arvo maan vetovoiman kiihtyvyydellä $g = 9,81 \text{ m/s}^2$

Laskentamenetelmässä rikkipitoisuuden lisäksi huomioidaan myös neutralointiaineena käytettävän kalkkituotteen neutralointiarvo (NV), joka kuvaa kalkkituotteen neutralointikykyä. Suomessa kalkkituotteen kokonaisneutralointikyky ilmoitetaan kalkin sisältämänä kalsiumpitoisuutena (%-Ca), joka voidaan muuttaa neutralointiarvoksi puhtaan kalsiumkarbonaatin (CaCO₃) ja kalkitustuotteen neutralointikyvyn suhteena seuraavassa yhtälössä esitetyn mukaisesti:

$$NV = \frac{40 [\% - Ca]}{\text{kalkitustuotteen neutralointikyky } [\% - Ca]}$$

Esimerkiksi 100 kg kalkkituotetta, jonka neutralointikyky on 34 %-Ca, tarvitaan todellisuudessa $40/34 = 1,176$ eli noin 118 kg, jotta vaikutus vastaa puhdasta kalsiumkarbonaattia (CaCO₃).

Toinen laskentamenetelmässä huomioitava arvo on varmuuskerroin (vähintään 1,5), jota käytetään varmistamaan neutralointiaineen riittävyys maaperässä. Sekoitusmenetelmästä riippumatta kalkkia ei yleensä saada levittymään tasaisesti käsiteltävään maa-ainekseen. Varmuuskerroin muuttuu käsiteltävän maa-aineksen ominaisuuksien mukaan. Karkearakeinen maa-aines hapettuu nopeammin ja jos maata joudutaan kuivaamaan tai käsittelemään ennen neutralointia, varmuuskerroin on ohjeistuksen mukaan suurempi. (Dear ym. 2014; Ilonen, 2021)

Kokonaisrikkipitoisuuden avulla laskettu happomäärä ja sitä vastaava tarvittava kalkkimäärä on yksinkertainen ja varsin helppo tapa. Jos kokonaisrikkipitoisuutta käytetään kalkitusmäärän laskentaperusteena, suositellaan käytettäväksi maamassan keskimääräistä kokonaisrikkipitoisuutta (Bonde, 2018).

Kalkitustuotteen määrä hapontuoton (asiditeetti) perusteella

Kokonaisrikkipitoisuus on hyvin konservatiivinen arvio syntyvästä happomäärästä, koska todellisuudessa kaikki rikki ei välttämättä hapetu. Lisäksi osa rikistä voi olla muussa muodossa kuin pyriittinä.

Kalkitustarve voidaan laskea myös asiditeettimäärityksen perusteella. Laskukaavassa huomioidaan neutralointiaineen riittävyys maaperässä varmuuskertoimella 2 ja asiditeetti luonnonkosteaa näytettä kohden. Varmuuskertoimen suuruuteen vaikuttaa käytetyn kalkkituotteen raekoko. Laskenta voidaan tehdä seuraavan yhtälön mukaisesti:

$$CaCO_3 \left(\frac{kg}{t(maa)} \right) = 2 \times \left(\frac{A}{2} \times \frac{M}{1000} \right) \times NV$$

jossa,

2	(varmuuskerroin)
$\frac{A}{2}$	Asiditeetti (luonnonkosteaa maa-ainesta) $\frac{mmol\ H^+/kg}{2}$, koska 1 mooli $CaCO_3$ neutraloi 2 moolia vetyioneja (H^+)
M	(Kalsiumkarbonaatin ($CaCO_3$) moolimassa (100,0869 g/mol))
1 000	(Yksikkömuunnos g \rightarrow kg)
NV	(kalkitustuotteen neutralointiarvo \rightarrow kg neutralointiainetta/yksikkö maata)

Asiditeettimääritys maanäyttestä on kuvattu tarkemmin liitteessä 1. Suositeltavaa on käyttää laskennassa kaivuualueella havaittua keskimääräistä asiditeettiä.

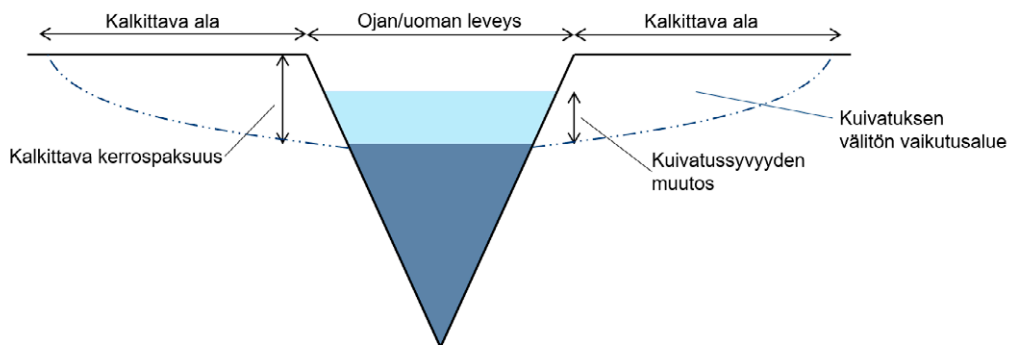
4.2.3.3 Neutralointi ojituksen ja uomien siirron yhteydessä

Neutralointia voi usein olla tarpeen tehdä myös ojituksen ja uomien siirron yhteydessä, mikäli alueella esiintyy HaSu-maita ja ojan kuivatusvaikutus altistaa uutta HaSu-materiaalia happamoitumiselle. Tällöin kalkitsemisessa keskitytään haitallisten vaikutusten ennaltaehkäisyyn keskittämällä kalkitsemistoimet ojan/uoman reunustoille (Kuva 4.4), joista sadeveden suotautuessa maa-aineksen läpi aiheutuu ojaverkostoon kohdistuvaa hapanta valuntaa.

Ojan tai uoman pohjan kalkitseminen tai kalkkirouheella pinnoittaminen voi olla teknisesti haastavaa, eikä sen avulla pystytä ennaltaehkäisemään happaman valunnan syntyä kuivatukselle altistuneella alueella. Mikäli ojavesissä esiintyy jo merkittävää happamuutta (pH alle 4) tulee jo syntyneitä vaikutuksia kuitenkin vähentää asentamalla ojien purkupaikkoihin esimerkiksi kalkkisuotopatoja tai muutoin ohjaamalla ojavedet neutralointiin ennen johtamista pois alueelta (esimerkiksi väliaikainen neutralointikaivo, luku 4.3.1). Joissain tapauksissa sekä ojaveden neutraloinnille, että happaman valunnan muodostumisen ennaltaehkäisylle on tarvetta samaan aikaan.

Ojien ja uomien reuna-alueiden kalkituksessa neutraloitavana kerrospaksuutena tarkastellaan kuivatussyvyyden yläpuolelle jäävää happoa tuottavaa maa-ainesta, joka ojituksen myötä altistuu hapelle ja aiheuttaa hapanta valuntaa. Ikään kuin varmuuskertoimena tulee huomioida myös mahdollinen pintamaakerros, joka ei (enää) tuota happoa mutta on jäänyt happamaksi.

Kuva 4.4. Kalkittavan alan ja kerrospaksuuden määrittäminen ojan/uoman happamoitumisen ennaltaehkäisyyn.



Neutralointia vaativan alueen laajuus ojan/uoman reunoilla riippuu kuivatusvaikutuksen laajuudesta. Karkeasti voidaan todeta, että noin 1 m leveän ojan molempia reuna-alueita olisi hyvä kalkita vähintään 1–2 m etäisyydeltä ojan reunoista. Mikäli kuivatusalueen laajuus on tiedossa tarkemmin, on syytä hyödyntää tätä tietoa. Kalkituksen riittävyttä tulee seurata säännöllisin pH-mittauksin ja tarvittaessa kalkitusalueen kokoa kasvattaa.

Luvussa 4.2.3.2 esitettyä kalkitustuotteen määrän laskentaa voidaan soveltaa myös pinta-ala/kerrospaksuusperusteiseen laskentaan. Tällöin laskenta suoritetaan yksikössä kg (kalkitustuote)/m³. Tarvittava kalkitustuotteen kokonaismäärä saadaan seuraavasti:

$$\frac{kg(kalkitustuote)}{m^3(maa)} \times m(levitys) \times 2 \times m(pituus) \times m(kerrospaksuus) = kg(kalkitustuote)$$

missä,

- 2 (kerroin, joka ottaa huomioon kalkitustarpeen ojan/uoman molemmin puolin, mikäli vain toinen puoli ojasta/uomasta on tarpeen käsitellä on kerroin 1)

Ojan tai uoman happamoitumisen ennaltaehkäisyssä on suositeltavaa käyttää karkearakeisempaa kalkitustuotetta, jonka neutralointiarvo on korkea. Tällöin vaikutus on pitkäkestoisempi ja sateiden myötä muodostuvan suotoveden neutralointiin on riittävästi kapasiteettia. Neutralointia tehostetaan sekoittamalla kalkkituote pintamaahan, jotta pintavedet eivät huuhto kalkkituotetta mennessään suoraan ojaan.

Menetelmä ei ratkaise kuivatustason muutoksen aiheuttamaa laajempialaista ongelmaa, mutta antaa kuitenkin ensiavun ojan reuna-alueelle, jossa kuivatussyvyyden muutos ja vedenpinnan vaihtelut ovat suurempia kuin maaperässä etäämmällä ojasta.

4.2.4 Massojen välivarastointi

Väliaikaisella varastoinnilla (eli välivarastoinnilla) maarakentamisessa tarkoitetaan hyödynnettävän maa-aineksen läjitystoimia hankealueella tai sen ulkopuolella ennen massan kuljettamista hyötykäyttökohteeseen tai lopulliseen sijoitukseen maankaatopaikalle. Kun välivarastointitarve kohdistuu HaSu-maihin, on tarpeellista tietää vähintään välivarastoitavien massojen rikkipitoisuuden vaihteluvälit ja hapontuottopotentiali. Myös lähtötietona mitattu inkuboitu pH-mittaus tuo suuntaa antavaa tietoa hapettumisen nopeudesta ja pH-tason muuttumisesta varastoinnin aikana.

Happamia sulfaattimaita voidaan välivarastoida tietyin reunaehdoin, jos loppusijoittaminen tai hyötykäyttö ei ole mahdollista pian kaivamisen jälkeen. Välivarastoitavaksi tulisi ohjata ensisijaisesti sellaisia happamia sulfaattimaita, joiden hapontuottopotentiali (ja rikkipitoisuus) on mahdollisimman pieni. Korkearikkiset (rikkipitoisuus yli 1 %) tulisi erottaa matalarikkisistä maa-aineksista, jos se on ennakkotietojen perusteella mahdollista tehdä. Tällöin matalamman rikkipitoisuuden omaavat maa-ainekset, joita kaivettavista happamista sulfaattimaista on oletettavasti suurin osa, voidaan välivarastoida kevyemmillä suojauskeinoilla.

Tällä hetkellä lainsäädännöllisesti hapen sulfaattimaa on rinnastettavissa tavalliseen maa-ainekseen, jolloin sen välivarastointi on toteutettavissa pääsääntöisesti samoilla kriteereillä. Välivarastoitavan maa-aineksen jatkokäytön tulee olla suunnitelmallista. Hapan sulfaattimaa eroaa tavanomaisesta maa-aineksesta kuitenkin sen hapenmuodostuspotentiaalin vuoksi. Kasalle varastoituna happamat sulfaattimaat alkavat hapettua ja sateen vaikutuksesta kasalta alkaa ajan myötä liukenemaan ja huuhtoutumaan hapanta metallipitoista valuntaa. Hapettuminen on nopeampaa lämpimällä säällä ja vastaavasti varsin hidasta talvella. Happaman valunnan muodostumista voidaan ehkäistä välivarastoinnin aikana kolmella eri periaatteella:

- Happaman sulfaattimaan peittämisellä happoa tuottamattomalla maa-aineskerroksella
- Kalkitsemalla välivarastoitavaa hapanta sulfaattimaata läjittämisen yhteydessä (luku 4.2.3)
- Keräämällä välivarastointialueelta muodostuvat valumavedet hallitusti yhteen ja varautumalla niiden neutralointiin tarvittaessa (luku 4.3)

Ensisijaisesti tulisi suosia peittämistä, jolla vähintäänkin hidastetaan hapettumista. Happamien sulfaattimaiden välivarastointi tulee tehdä alueelle, jossa massojen kontakti huuhtovien hule- ja sadeveden kanssa voidaan minimoida ja suoto-/hulevedet voidaan hallitusti ohjata käsittelyaltaaseen tai suoraan vesistöön, mikäli vesistöllä on riittävä puskurikyky mahdollisesti happamien vesien vastaanottoon eikä haitallisia vaikutuksia synny.

Mikäli välivarastointi kestää useita kuukausia, voi välivarastointikasojen pinnan kalkitus ja peittäminen tulla tarpeelliseksi. Tässä ajassa happaman sulfaattimaan pintaosa on ehtinyt hapettua ja alhainen pH-taso (4–5) on todettavissa. Asiaa on selvitetty Ilosen (2021) opinäytetyössä. Hapettuminen ei kuitenkaan muutaman ensimmäisen kuukauden aikana ehdi edetä varastokasan pintaosaa pidemmälle, joten voidaan olettaa, että vaikutukset ympäristöön ovat vielä varsin vähäisiä. Kuuman ja kuivan kesän 2021 aikana suojaamattomassa ja kalkitsemattomassa Helsingin Malmilla sijainneessa koeaumassa hapettuminen havaittiin 5–10 cm syvyydessä. Hapettumisen syvyysuuntaiseen etenemiseen varastokasoissa vaikuttavat sääolosuhteiden, sateiden ja lämpötilan lisäksi, maalaji (Ilonen, 2021).

Kuten massanvaihtomäärien optimoinnissa myös välivarastoinnissa lajitteleva kaivuu vähentää riskinhallintatoimenpiteiden määriä, kun toimenpiteet kohdistetaan vain voimakkaimmin happoa tuottaville maa-aineksille. Välivarastointia ja kalkitsemista suunniteltaessa tulisi jo olla tiedossa HaSu-materiaalin lopullinen hyötykäyttö- tai sijoituspaikka. Välivarastoitavalle massalle ei lähtökohtaisesti esitetä koko massan neutralointia vaan neutraloivien kalkkipohjaisten tuotteiden käyttö olisi tarpeen vain varastokasojen pintaosaan, jos välivarastointiaika on yli puoli vuotta. Lopullinen käsittely olisi tarpeen vasta massan loppusijoituskohteessa, mikäli se siellä on tarpeellista. Massojen käsittely lisää aina

kustannuksia ja rakentamisen päästöjä, joten käsittelytarpeelle tulee olla hyvät perustelut. Välivarastoinnin aikana peittäminen, massan kuivumisen estäminen tai suoto-/hulevesien hallinta ovat useissa tapauksissa riittäviä toimenpiteitä hallitsemaan happamoitumiseen liittyviä riskejä.

Mikäli välivarastointiaika on pitkä (> 1 vuosi), välivarastointialueen pohjalle ja reunoille tulee levittää "suojakerros" kalkkia, jonka tarkoituksena on neutraloida läjitetystä happamasta sulfaattimaasta muodostuvaa hapanta valunaa ja estää metallien kulkeutumista ympäristöön. Periaate suojakerroksen mitoitukseen on seuraava:

- Pohjalle levitettävä kalkkimäärä 5 kg/m^2 jokaista läjitettävän maa-aineksen korkeusmetriä kohden, jos läjitettävän maa-aineksen kokonaisrikkipitoisuus on alle 1 %
 - Esimerkiksi jos happamia sulfaattimaita läjitetään 3 metriä korkeaksi kasaksi, tulee pohjalle levittää $3 * 5 \text{ kg/m}^2 = 15 \text{ kg/m}^2$ kalkkia. Pohjalle levitettäväksi kalkiksi suositellaan kalsiumkarbonaattipohjaista (CaCO_3) kalkitustuotetta
- Jos kokonaisrikkipitoisuus on yli 1 %, suojakerroksen kalkkimäärä 10 kg/m^2 jokaista läjitettävän maa-aineksen korkeusmetriä kohden
 - Aiemman esimerkin mukainen vastaava kalkitusmäärä olisi $3 * 10 \text{ kg/m}^2 = 30 \text{ kg/m}^2$ kalkkia
- Pohjalle levitettävän suojakerroksen lisäksi tulee minimissään kalkita läjitettävän happaman sulfaattimaan pinta seuraavissa tapauksissa:
 - Välivarastoitavan happaman sulfaattimaan rikkipitoisuus on < 1 % ja välivarastoitava määrä > $10\,000 \text{ m}^3$
 - Rikkipitoisuus on $\geq 1 \%$ ja varastoitava määrä $\geq 500 \text{ m}^3$
 - Pinnalle levitettävä kalkkimäärä tulee olla vähintään 10 kg/m^2

Suojakerroksen lisäksi suositellaan välivarastoitavan massan peittämistä välivarastoinnin ajan sen kuivumisen ja hapettumisen estämiseksi, jos välivarastoitava hapan sulfaattimaa on voimakkaasti happoa tuottavaa (kokonaisrikkipitoisuus yli 1%), varastoitava massamäärä yli 500 m^3 ja varastointiaika on yli 2 kk. Lisäksi peittämistä suositellaan, jos välivarastoitavan happaman sulfaattimaan rikkipitoisuus on 0,2–1,0 %, varastoitava määrä on suuri (> $10\,000 \text{ m}^3$) ja varastointiaika pidempi kuin 1 vuosi.

Peittokerroksen paksuudeksi suositellaan vähintään 0,3 m ja peittoon käytettävä maa-aines tulisi olla heikosti vettä läpäisevää ja hyvin vettä pidättävää, kuten happoa tuottamattomaa savea tai hienoainesmoreenia.

Välivarastointikasalta muodostuvat suoto- ja hulevedet tulee kerätä hallitusti. Muodostuvien vesien laatua suositellaan tarkkailtavaksi välivarastoinnin ajan ja suotovesien neutralointiin tulee varautua ennen niiden purkamista vesistöön (luku 4.3.1).

Välivarastoitavien happamien sulfaattimaiden kalkitseminen tai peittäminen ehkäisee happaman valunnan muodostumista ja vähentää sitä kautta suotovesien käsittelyn tarvetta. Yllä mainittujen vähimmäisvaatimusten lisäksi voidaan tarvittaessa kaikki välivarastoitavat massat peittää tai kalkita, jos sille nähdään tarvetta esimerkiksi alueen herkkien olosuhteiden vuoksi (luku 3.3.3). Maa-ainesten peittäminen voidaan toteuttaa myös osittain esimerkiksi reunoilta kaivinkoneen ulottuman verran, jos maa-aines on niin pehmeää, ettei sen päällä voida työskennellä koneella ja läjitys tehdään laajemmalle alueelle eikä aumoihin.

Välivarastoitavan happaman sulfaattimaan läjittäminen ja kalkitseminen voidaan tehdä kerroksittain, jos maa-aineksen laatu mahdollistaa sen päällä työskentelyn koneella. Vaihtoehtoisesti kalkitsemista voidaan tehdä läjittämisen yhteydessä lisäämällä esimerkiksi pieni määrä kalkkia jokaiseen läjitettävään kuormaan. Lisättävän kalkkimäärän tarve arvioidaan tapauskohtaisesti. Lähtökohtana on kuitenkin se, että välivarastoinnissa lisättävän kalkkimäärän ei tarvitse riittää neutraloimaan koko massan happamuutta, kuten loppusijoituksessa tai hyötykäyttökohteessa, vaan sillä pyritään ehkäisemään maa-aineksen liiallista happamoitumista ja happaman valunnan muodostumista varastoinnin aikana.

Ylireagoinnin välttämiseksi HaSu-maiden ja vaikutusalueen riittävä kohdekohtainen tuntemus auttaa hahmottamaan akuuttia käsittelytarvetta välivarastoinnin aikana. Pääperiaatteena on, että mitä korkeammasta rikkipitoisuudesta tai karkeammasta maalajista on kyse, sitä nopeampia ovat reaktiot. Hapettuminen kohdistuu luonnollisesti ensin lähimpänä pintaa olevaan ainekseen, joten reaktiot eivät kosketa heti koko massamäärää. Välivarastointia suunniteltaessa on mahdollista erikseen selvittää kohdekohtainen välivarastointiaika ja seurata hapettumisen etenemistä ja sen vaikutusta suotovesien laatuun.

Kun välivarastointia tehdään kaivettujen massojen kuivattamista varten, periaatteet ovat samat kuin muussakin varastoinnissa. Erityisen vesipitoisia massoja syntyy vesistörakentamisen yhteydessä. Tällöin kaivettavan HaSu-massaan joutunut lisävesi, joka koostuu kaivantovesistä tai ruoppauksen yhteydessä lisääntyneestä pintavedestä, useimmiten myös poistuu massasta nopeasti eikä tämä vielä vaikuta massan varsinaiseen hapettumiseen. Hapettuminen alkaa vasta, kun huokosiin, maarakeiden väliin sitoutunut vesi alkaa haihtua. Näin ollen happamia vesiä ei synny välivarastoitavasta ja kuivatettavasta massasta heti, vaan vasta hapettumisen edetessä. Happamien valuntojen estäminen voidaan toteuttaa allastettujen massojen kalkitsemisella, peittämisellä tai kerättyjen suotovesien käsittelyllä. Tässäkin menetelmän valintaan vaikuttaa läjitysaika, loppusijoitus ja hapontuottopotentiali.

Muistilista happoa tuottavien massojen välivarastointiin hankealueella:

- HaSu-materiaalin tunnistus tehty
- HaSu-materiaalien esiintymislaajuus, esiintymissyvyys ja massamäärät tunnetaan riittäväällä ja tarkoituksen mukaisella tarkkuudella
 - Erotellaan mahdollisuuksien mukaan aktiiviset ja potentiaaliset HaSu-materiaalit, sekä massat, joilla ei hapontuotto-ominaisuutta ole
- Välivarastoinnin lupatarpeen arviointi (ks. luku 5)
 - Jatkokäyttöä varten välivarastoitavan maa-aineksen käyttötarkoitus on oltava tiedossa jo maa-aineksen varastoinnin alussa. Tästä määräytyy mm. kalkitustarve.
 - Rakentamistoimien aikana kaivettu pilaantumaton maa-aines, joka hyödynnetään varmasti ja suunnitelmallisesti ilman merkittäviä muuntamistoimia, ei pääsääntöisesti ole jätettä eikä hyödyntämiseen tällöin liity myöskään ympäristönsuojelulain mukaisia hyväksymismenettelyitä
- Massojen välivarastoinnin kesto (enintään 3 vuotta)
- Massojen suojaustarve (tarvittaessa väliaikainen peittäminen/pinnan kalkitus / muut suojaustoimet). Huomioidaan loppusijoituksen reunaehdot
- Välivarastointipaikan riittävä etäisyys vesistöistä
 - Väliaikaiseen varastointiin tarkoitettun alueen etäisyys vesilain 1 luvun 3 §:n 1 momentin 3 kohdassa tarkoitettusta vesistöistä tai talousvesikäyttöön tarkoitettusta kaivosta tulee olla vähintään 100 metriä (MASA-asetusluonnos, 2018)
- Massojen laadunvalvonta (omavalvontana)
 - Happamien suotovesien muodostumisen tarkkailu ja hallinta
 - Massan hapettumissyvyyden seuranta
- Välivarastoinnin päättymisen
 - Välivarastointiin käytetty alue on viipymättä toiminnan päättymisen jälkeen siistittävä ja hyödyntämättä jääneet maa-ainekset on toimitettava asianmukaisesti käsiteltäväksi (MASA-asetusluonnos, 2018)

4.2.5 Massojen loppusijoittaminen

4.2.5.1 Loppusijoittaminen maalle

Potentiaalisten happamien sulfaattimaita voidaan läjittää maalle peitettynä. Oikeanlaisella peittämisellä sekä tarvittaessa läjitysalueen suotovesien seurannalla ja käsittelyllä voidaan minimoida happamien sulfaattimaiden hapettumisesta aiheutuvat ongelmat. Läjitys voidaan toteuttaa joko erilliselle loppusijoitusalueelle (maankaatopaikka) tai vaihtoehtoisesti

happamia sulfaattimaita voidaan läjittää esimerkiksi meluvalleihin. Periaatteet läjittämisessä ovat molemmissa tapauksissa samat (Kuva 4.5).

Perinteisellä maankaatopaikalla riskien hallinta on yleensä helpompaa kuin kokonaan HaSu-maille suunnitellussa maisemavallissa tai muissa hyötykäyttökohteissa. Happoa tuottamattomia peittokerrosmateriaaleja on maankaatopaikalla riittävästi saatavilla, peittäminen voidaan tehdä lähes välittömästi ja HaSu-maita voidaan läjittää muiden maainesten ympäröiminä. Maisemavalleissa, joihin läjitetään vain HaSu-maita, riittävä riskien hallinta voi peittämisen lisäksi vaatia massojen kalkitusta. Kun kyseessä on peltojen korotus, massan neutralointi kauttaaltaan on hyötykäytön edellytys. HaSu-maiden hyötykäyttö ja läjitys mahdollisimman lähelle syntypaikkaansa vähentää kuljetuksista aiheutuva kuormitusta ja on tästä syystä suositeltavaa, jos vain olosuhteet tähän muutoin soveltuvat. Väli aikaista läjitystä tai loppusijoitusta ei tulisi suunnitella lähelle herkkiä vesistöjä (etäisyysminimi 100 m).

Hapan sulfaattimaa eroaa tavanomaisesta maa-aineksesta sen haponmuodostuspotentiaalinsa vuoksi, joka voi aiheuttaa ympäristön kuormittumista. Näin ollen happamien sulfaattimaiden hyödyntäminen meluvallissakin voi vaatia ympäristöluvan. Ympäristöluvassa määritetään tarvittavat riskinhallintakeinot, sekä esitetään seuranta ja varaudutaan käsittelemään mahdolliset happamat suotovedet. Pehmeän saven tai siltin läjittäminen tehdään valleissa tai kasoissa reunapenkereiden sisään erillisen rakennesuunnitelman mukaisesti.

Hapanta sulfaattimaan läjittämisessä tulee sen hapettuminen ja kuivuminen estää sopivalla peittokerroksella. Peittokerrospaksuus on yleensä 0,5–1,0 metriä ja suositeltava peittokerroksen maa-aines tulisi olla mieluiten heikosti vettä läpäisevää, kuten moreenia tai savea, mutta peittorakenteen ei tarvitse olla täysin vesitiivis. Jos läjitettävä hapan sulfaattimaa on voimakkaasti happoa tuottavaa (kokonaisrikkipitoisuus yli 1 %) on suositeltava minimipeittokerros 1,0 m. Massoja voidaan peittää tarvittaessa vaiheittain, jos läjitettävä massamäärä on suuri ja läjittäminen on pitkäkestoista.

Peittäminen lopullisessa rakenteessa tulisi toteuttaa vähintään 2 kuukauden kuluessa läjittämisestä. Rakentamisajan ollessa pitkä huolehditaan peittämisen vaiheistamisesta, siten että hapelle altistuminen on mahdollisimman lyhytaikaista ja massat tulevat peitettyksi viimeistään 2 kk kuluttua läjittämisvaiheen aloittamisesta.

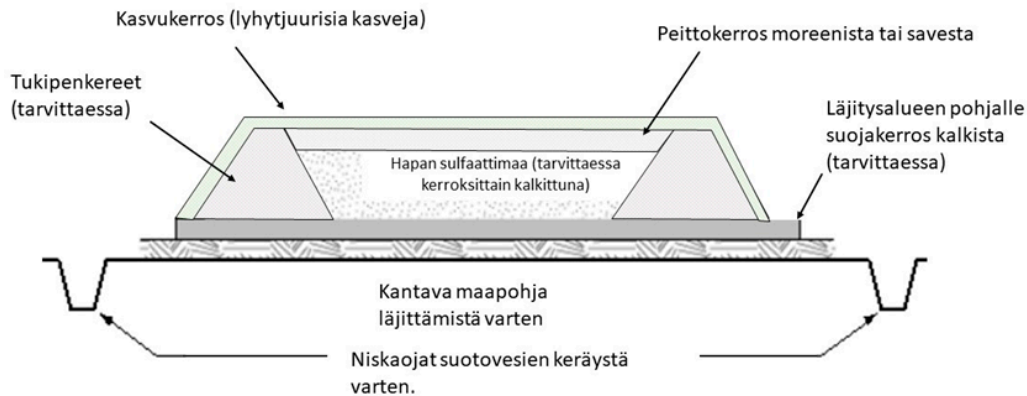
Taulukko 4.2. Yhteenveto peittämisen periaatteista.

Peittokerrospaksuus	Rikkipitoisuus Kok-S, m-%	Materiaali	Peittämisaika
0,5–1,5 m	< 1 %	Moreeni tai savi	Vaiheittain
> 1,0 m	> 1 %	Moreeni tai savi	2 kk sisällä vaiheittain
Lisävarmistus:	<ul style="list-style-type: none"> • pintakerros orgaanisesta aineksesta, sadeveden happipitoisuus vähenee • kasvillisuus matalajuurista kasveista eroosiosuojaksi • massan kalkitus tarvittaessa • pohjan reunaosan kalkitus tarvittaessa 		
	Suunnittelu kohdekohtaisesti happamien sulfaattimaiden määrän, hapontuottopotentiaalin sekä alueen olosuhteiden perusteella		

Lisävarmistusta voidaan saada peittämällä peittomateriaalin pintakerros vielä orgaanisella aineksella. Orgaanisen aineksen läpi suotautuvan sadeveden happipitoisuus vähenee, vesi pidättyy orgaaniseen ainekseen ja näin ollen pintarakenteen läpi suotautuvan veden määrä ja laatu muuntuvat alkuperäisestä sadevedestä ja reaktiot itse läjitetyssä HaSu-maassa hidastuvat. Peittokerroksen päälle suositellaan eroosiosuojaukseksi kasvillisuutta lyhytjuurisista kasveista, jottei juuristo pääse läpäisemään peittokerrosta. Kasvillisuus ja kasvualusta estävät pintaeroosiota ja kutistumisrakojen muodostumista. Syvät juuret sekä kutistumisraot muodostavat ilman hapelle sekä happipitoiselle sadevedelle kuljetusreit-tejä syvemmälle läjityskerroksiin.

Peittämisen lisäksi mahdolliseen happaman valunnan muodostumiseen voidaan varautua massojen osittaisella kalkitsemisella, läjitysalueen pohjan kalkitsemisella sekä suotovesien neutraloimisella kuten luvussa 4.2.3 kohdassa väliavarastointi on esitetty. Tarvittavien suo-jaustoimenpiteiden laajuus, kuten peittokerroksen paksuus ja mahdollinen maa-ainesten tai vesien kalkitustarve, tulee suunnitella kohdekohtaisesti happamien sulfaattimaiden määrän, hapontuottopotentiaalin sekä alueen olosuhteiden perusteella.

Kuva 4.5. Periaatekuva happamien sulfaattimaiden loppusijoitusalueesta. Mukaillen Dear ym., 2014.



Yleisimmin happamat sulfaattimaat on läjitetty tavallisille maankaatopaikoille. Tästä hyvän esimerkkinä on Espoon Kulmakorven maankaatopaikka. Maankaatopaikkojen täytönsäisiä vesiä sekä pinta- ja pohjavesien laatua tarkkaillaan. Laaditun selvityksen perusteella ainakaan vuosien 2009–2013 yhteistarkkailutulosten perusteella Kulmakorven alueen vesissä ei ollut havaittavissa merkkejä sulfidisavien läjityksen aiheuttamasta kuormituksesta. Kohteissa HaSu-maat on läjitetty hajautetusti, siten että tavanomaisimmilla maaineilla on saatu aikaiseksi riittävä peittokerrokset HaSu-maiden päälle ja ympärille. (Ramboll Finland, 2014)

Suurilla väylärakennuskohteilla happamille sulfaattimaille on rakennettu erillisiä loppusijoitusalueita. Tällaisia kohteita on kuvattu Vertasen 2016 opinnäytetyössä E18 Hamina-Vaalimaan hankkeessa sekä Kokkola-Ylivieska kaksoisraidehankkeen yhteydessä. Hamina-Vaalimaa hankkeessa HaSu-maat läjitettiin moreenipenkerillä eristettyyn altaaseen ja peitettiin 0,5 m kerroksella heikosti vettä läpäisevällä materiaalilla, jonka tehtävän oli estää sadeveden pääsy läjitettyyn massaun. Lisäksi päälle levitettiin 0,5–2,0 m kerros ennen läjitystä paikalta poistettua raivaus- ja muita massoja. (Vertanen, 2016)

Kokkola-Ylivieska kaksoisraidehankkeen yhteydessä syntyneet HaSu-maat kalkittiin kautaltaan 25 kg/m³ määrällä kalkkia tasaisesti massaun sekoitettuna. Läjitykselle ei edellytetty seurantaa. (Vertanen, 2016)

Muistilista happamien sulfaattimaiden vastaanotto paikalle:

- Varmistetaan, että alueen ympäristölupa sallii happamien sulfaattimaiden läjityksen
- Käytettävät neutralointiaineet ympäristöluvan mukaisesti

- Alueen valumavesien käsittely tarvittaessa
- Vastaanotettavien happamien sulfaattimaiden laatu (pH, kokonaisrikki, hapontuottopotentiaali) tiedossa
- Aktiivisten sulfaattimaiden neutralointi / peitto luvan mukaisesti
- Potentiaalisten sulfaattimaiden peittäminen luvan mukaisesti
- Läjitysalueen valumavesien tarkkailuohjelman tarkistaminen siten, että analyysivalikoimassa on säännöllinen puskurikyvyn mittausta happamoitumisen ennakkointia varten, ja että seuranta sisältää säännöllisen ja riittävän tiheän pH- ja sähkönjohtavuusmittauksen

4.2.5.2 Loppusijoittaminen pysyvän vesipinnan alapuolelle

Vaihtoehto pois kaivettavien potentiaalisten happamien sulfaattimaiden käsittelylle on niiden läjittäminen takaisin anaerobisiin olosuhteisiin vedenpinnan / pohjavedenpinnan tai orsivesipinnan alapuolelle mahdollisimman pian kaivamisen jälkeen. Vedenpinna alapuolelle soveltuvia altaita tai painanteita, joissa pohja- tai orsivesipinta olisi lähellä maanpintaa on tarjolla vain harvoin, jolloin läjittämistä varten voidaan rakentaa erillinen läjitysallas vesistön läheisyyteen. Vanhat kalliolouhokset sekä hiekan ja soranottoalueet eivät ole ensisijaisia läjitysalueita pohjaveden laadun muuttumisen vuoksi ilman erityisjärjestelyjä ja erillistä kohdekohtaista tarkastelua. Pohjaveden pilaamiskielto on ehdoton.

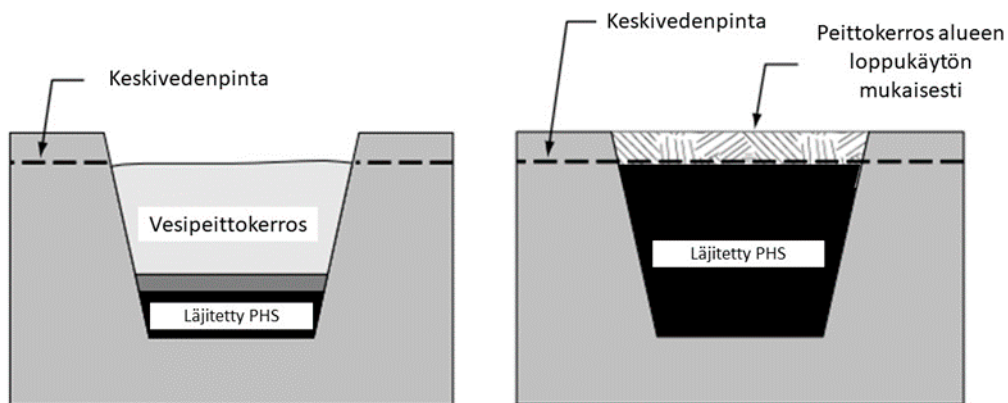
Potentiaalisten happamien sulfaattimaiden sijoittaminen vedenpinnan alapuolelle esimerkiksi penkereellä muusta vesistöstä eristettyyn altaaseen vaatii penkereiden rakentaminen sekä vesialueen täyttämisen vesiluvan (ks. luku 5). Jos läjitetään suuria määriä jo hapettunutta (pH alle 4,5) maa-ainesta, suositellaan näiden massojen kalkitseminen ennen läjitystä vesipinnan alapuolelle, riippuen toki läjitysaltaan koosta ja veden puskurikyvystä sekä ympäröivän vesistön herkkyydestä. Maa-ainesten neutralointitarve ennen läjittämistä tulee selvittää etukäteen.

Vastaavaa loppusijoitusta ja hyötykäyttöä tehdään ruoppausmassojen läjityksessä. Penngerettyihin altaisiin läjitetessä tulee huomioida läjittämisestä aiheutuva veden sekoittumisen vaikutus ympäröivään vesistöön, jos reunapadot eivät ole hyvin heikosti vettä läpäiseviä. Lisäksi läjittämisen aikana altaista pois johdettavan veden käsittelyyn tulee varautua ainakin kiintoaineksen kulkeutumisen estämiseksi, mikäli veden johtaminen on tarpeen. Tyypillisimmin kiintoaineksen leviäminen estetään penkereen sisäpuolelle asennettavalla suodatinkankaalla, joka tukkiutuu nopeasti kiintoaineksesta ja vähentää myös veden virtausta altaasta pois päin.

Läjittämisen jälkeen happamien sulfaattimaiden päälle tulee jättää vähintään 0,5 m vesipeittokerros, jos altaat jätetään avonaisiksi ennen lopullisen käyttötarkoituksen rakentamista. Tällä pyritään estämään ilman hapen kulkeutuminen läjitettyyn happamaan

sulfaattimaahan. Jos läjitysalue on tarkoitus peittää vedenpinnan yläpuolelle asti, tulee happamien sulfaattimaiden jäädä pysyvästi vedenpinnan alapuolelle ja vedenpinnan yläpuolisiin täyttöihin tulee käyttää happoa tuottamatonta maa-ainesta. Happamien sulfaattimaiden peittämisessä tulee ottaa huomioon niiden heikko geotekninen laatu erityisesti, kun kyseessä on hienorakeinen HaSu-maa. Tämä vaikuttaa alueen loppukäyttömahdollisuuksiin. Näin ollen lopulliset rakenteet voivat vaatia pohjanvahvistustoimenpiteitä. Periaatteet happamien sulfaattimaiden läjittämisestä altaisiin on esitetty seuraavassa kuvassa (Kuva 4.6).

Kuva 4.6. Periaatekuva happamien sulfaattimaiden läjittämisestä (pohja)vedenpinnan alle. Mukailten Dear ym., 2014.



Huomioitavia tekijöitä happamien sulfaattimaiden sijoittamisessa pysyvän vesipinnan alapuolelle:

- Potentiaalinen hapan sulfaattimaa tulee läjittää vähintään 0,5 m keskivedenpinnan alapuolelle jos kyseessä on avovesiallas, jotta hapettuminen voidaan tehokkaasti estää
 - Vesipeiton säilymiseksi on hyvä tarkastella altaan vedenpinnan vaihteluita ennakkoon riittävän pitkän ajan, jotta sijoituksen ylin korkotaso voidaan luotettavasti määrittää
- Läjitettävien massojen tasainen levittyminen vedenpinnan alapuolelle altaisiin voi olla vaikeaa, jos kaivettavat massat eivät ole riittävän häiriintymisherkkiä ja jäävät altaan reunoille täytettäessä kasalle
 - Maa-ainesten sortumista altaaseen voidaan edistää työturvallisuus huomioiden

- Potentiaalisten happamien sulfaattimaiden läjittäminen suositellaan tehtävän mahdollisimman pian kaivuun jälkeen ilman välivarastointia
- Jos maa-aineksen pH-taso on hyvin alhainen (pH < 4,5) ja sitä on määrällisesti paljon (> 5 000 m³), tulee sen neutralointitarve selvittää ennen veteen läjittämistä
- Läjitysaltaat tulee olla eristetty vesistöstä asianmukaisesti niin, ettei läjittämisestä aiheudu samentumaa tai muuta haittaa ympäröivään vesistöön.
- Pois johdettavan veden tarkkailuun tulee varautua
- Happamien sulfaattimaiden läjitysaltaat ovat lopputilanteissa pehmeikköjä, joiden jatkokäyttö tulee tarkastella erikseen. Alueen jatkokäyttö ja rakentaminen vaatii yleensä pohjanvahvistustoimenpiteitä

4.2.5.3 Hyödyntäminen maarakentamisessa

Savi- ja silttimaiden hyödyntäminen sellaisenaan tai kalkittuna on varsin haastavaa niiden rakentamisen kannalta heikkojen geoteknisten ominaisuuksien vuoksi. Rakennettavuutta voidaan lisätä mm. stabiloinnilla. Maa-aineksen stabilointia ei katsota ympäristölupaa vaativaksi muuntamistoimeksi, jos se toteutetaan muilla kuin jätteen luokitelluilla materiaaleilla (Ympäristöministeriö, 2015). Stabilointi lisää koheesioimaiden teknistä käytettävyyttä ja emäksisten sideaineiden vaikutuksesta massat ovat kauttaaltaan neutraloituja. Stabiloitujen ruoppausmassojen ja savien hyötykäytöstä on positiivisia kokemuksia erityisesti pääkaupunkiseudulta ABSOILS-projektista (Ramboll Finland Oy, 2013; Forsman ym. 2013).

Riskien minimoimiseksi massan kalkitus voi olla tarpeellinen lisätoimi hyötykäyttökohhteessa. Kalkituksen ja suojarakenteiden tarve määräytyy ympäristön herkkyyden mukaan. Herkässä kohteessa kalkkimäärän tai emäksisen sideaineen määrittäminen tehdään siten, että neutraloiva aine riittää neutraloimaan koko massan hapontuottopotentiaalini ja muodostuvan happamuuden (ks. luku 4.2.3). Neutraloivana aineena voidaan käyttää kalkin ja tavanomaisten kaupallisten sideaineiden lisäksi myös muita sideaineiksi soveltuvia teollisuuden jätejakeita tai sivuvirtoja, joilla voidaan merkittävästi vähentää stabiloinnissa tyyppillisimmin käytettyjen sementtilaatujen päästöintensiivisyyttä ja saavuttaa neutraloinnin lisäksi myös massan parempaa käytettävyyttä. Sideainevalintojen aiheuttamat lupatarpeet on syytä tarkistaa viranomaiselta.

4.3 Vesien käsittely

4.3.1 Väliaikainen vesien käsittely

Rakentamisen aikana tehdään yleensä erityyppisiä maakaivantoja esimerkiksi massanvaihtoja, putkitöitä tai maaleikkauksia varten ja näitä kaivantoja on tarve pitää kuivana

rakentamisolosuhteiden tai turvallisuuden vuoksi. Kaivantoihin, jotka ulottuvat etenkin potentiaaliseen happamaan sulfaattimaakerrokseen, voi kertyä happamia vesiä ympäröivien HaSu-maiden hapettuessa.

Alueilla, joissa kaivannot ulottuvat potentiaalisiin happamiin sulfaattimaihin, tulee ensisijaisesti tarkkailla kaivannoista pumpattavien vesien pH-tasoa ja puskurikykyä (alkaliniteettia). Jos kaivantovedet ovat happamia, tulee ne neutraloida ennen purkua viemäriin tai vesistöön. Sallittu pH-taso riippuu vastaanottavasta vesistöstä sekä sen herkkyydestä ja vesien määrästä. Tyypillisesti sallittu pH-taso on vähintään 5,5. Joissain tapauksissa voidaan sallia purkaa happamiakin vesiä vesistöön ilman käsittelyä, jos happamien vesien määrä on pieni verrattuna vastaanottavan vesistön vesimäärään tai virtaamana ja jos vastaanottavan vesistön puskurikyky on hyvä (ks. luku 3.3.3.2).

Kun kaivantojen kuivatusvesiä tulee neutraloida työmailla, on yleensä järkevin tapa käyttää siirrettävää neutralointimenetelmää, kuten kontti- tai kaivomallista neutralointilaitetta. Neutralointiin tarkoitettavat kaivot ovat erikoisvalmisteisia kaivoja, joissa vesi johdetaan paineella kaivon alareunasta sisään ja yläosasta ulos. Veden on tarkoitus kaivossa liikkua, joten jos vettä ei saada paineistettua voidaan vettä sekoittaa esim. lamelleilla.

Kaivossa käytetään neutralointiaineena granuloitua sammutettua kalkkia (Filtra G), joka on voimakas emäs ja sen käyttöturvallisuuteen on kiinnitettävä erityistä huomiota. Kalkki kuluu neutraloidessa ja sitä tulee lisätä kaivoon pienin erin esim. päivittäin. Kalkkirakeiden on tarkoitus pysyä liikkeessä neutraloinnin ajan, eikä se saa jäädä kaivon pohjalle.

Kaivoon johdetaan vain osa vesistä, sillä neutralointi nostaa veden pH selkeästi emäk-siseksi. Neutraloinnin jälkeen vesi yhdistetään neutraloimatta jääneeseen happamaan veteen, jotta saavutetaan tavoiteltu pH-taso (5,5–7,5). Vesien pH-tasoa on syytä tarkkailla neutraloinnin ajan, jotta voi säätää neutralointiaineen annostelua sekä neutralointiin menevän ja ilman neutralointia jäävän veden suhdetta.

Neutraloinnin yhteydessä voi syntyä runsaastikin metallisakkaa, jolle tulee varata tilaa esim. laskeutusaltaaseen neutraloinnin jälkeen. Metallisakka tulee käsitellä asianmukaisesti neutraloinnin jälkeen esim. jätteenkäsittelylaitoksella.

4.3.2 Pysyvä vesien käsittely

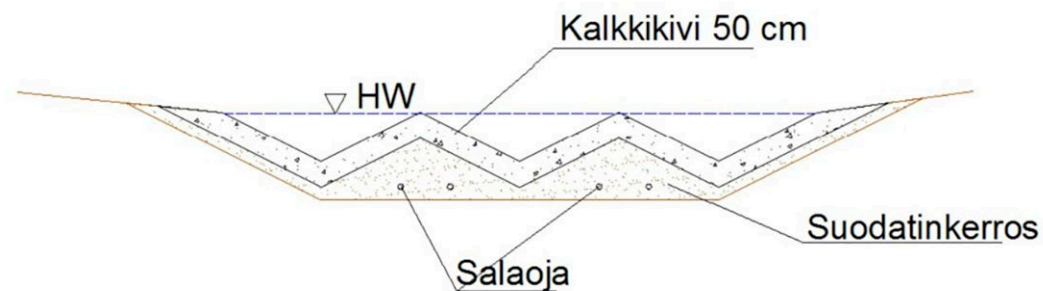
Mikäli rakentaminen ja perustusten kuivatus tulee ulottumaan HaSu-maakerrokseen, tulee varautua pitkäaikaiseen kuivatusvesien käsittelyyn. Järjestelmän toteuttamisen kannalta on tärkeintä pitää happamat vedet erillään ns. neutraaleista hulevesistä ennen käsittelyä. Tällöin saadaan pidettyä neutralointilaitteen mitoitus kohtuullisena. Lähtökohtaisesti

suositus on, että pyritään kohteeseen toteuttamaan muita ratkaisuja, jotta ei synny tarvetta pysyville neutralointiratkaisuille (luvut 3 ja 4.1).

Pysyvissä kuivatuskohteissa voidaan käyttää vastaavaa kaivoratkaisua kuin työaikaisissakin järjestelyissä. Rakenteissa ja materiaalivalinnoissa tulee tällöin kiinnittää erityistä huomioita rakenteiden korroosion kestävyteen. Toimilaitteiden ja kiinnitystarvikkeiden materiaaliksi suositellaan tällöin haponkestävää terästä (HST). Putki- ja kaivomateriaalit voidaan toteuttaa muovisina (PE).

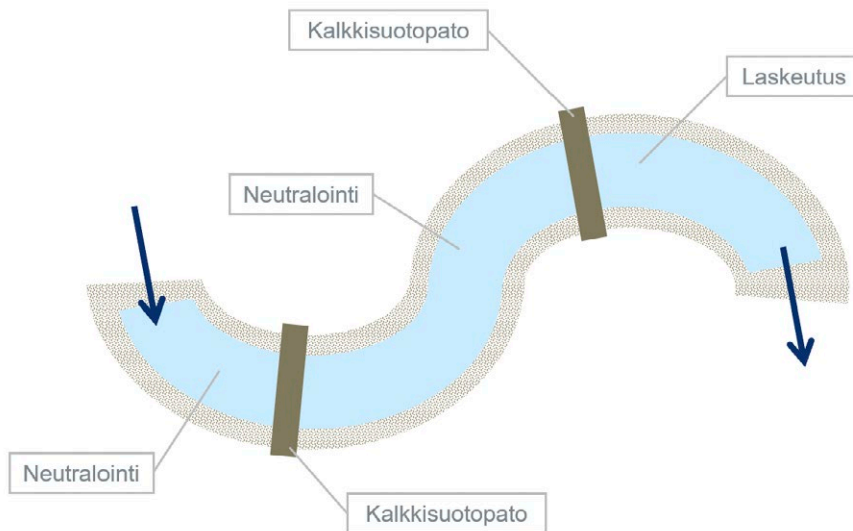
Pysyväenä neutralointirakenteena voidaan toteuttaa maapohjainen suotokenttä kalkkikivirouheesta. Suotorakenteen periaatepiirros on esitetty seuraavassa kuvassa (Kuva 4.7). Tällöin happamat vedet ohjataan maanpäälliseen avoaltaaseen, josta vesi suotautuu kalkkikivimurskeen läpi ja kerätään murskeen alla olevassa salaojakerroksen, josta vesi johdetaan laskeutusaltaan kautta vesistöön. Myös tässä rakenteessa tulee huomioida, että rakenteeseen johdetaan vain happamoitumisriskin alueilta tulevia vesiä ja muut pintavaluntana syntyvät neutraalit vedet johdetaan suodatinkentän ohi. Tällöin päästään käsittelemään pienempiä vesimääriä ja suuremman väkevyyden omaavaa vettä, jolloin neutralointiprosessi toimii tehokkaammin. Rakenteen uusimiseen ja huoltoon tulee varautua, sillä rakenne voi tukkeutua muodostuvasta sakasta.

Kuva 4.7. Periaatepiirros neutraloivan suodatinkentän rakenteesta.



Neutralointi voidaan toteuttaa myös kalkkisuotopadon avulla, jossa neutraloitava vesi johdetaan suotopadon läpi, jossa on karkeita kalkkirakeita, jonka läpi vesi suotautuu. Kalkkisuotopadon jälkeen tulee olla laskeutusallas metallisakan poistamiseksi. Kalkkimateriaalin vaihtamiseen tulee varautua, sillä se voi tukkeutua ja/tai menettää neutralointikykyä. Periaatekuva tällaisesta rakenteesta on esitetty seuraavassa kuvassa (Kuva 4.8).

Kuva 4.8. Periaatepiirros laskeutusallas-suotopato -yhdistelmä rakenteesta.



4.4 Vesien tarkkailu

4.4.1 Nykytilan määrittäminen

Osana ympäristötarkkailua on usein syytä selvittää kohdealueen ympäristön ja vaikutusalueen tila ennen muokkaustoimien aloittamista. HaSu-maiden osalta oleellista on tuntea alueella vallitsevat pohja- ja pintavesiolosuhteet. Erityisesti pohjavedenpinnan tason luontainen vaihtelu alueella on tunnettava, jotta voidaan määrittää mahdollinen kuivatuksen tarve. Asian selvittämiseksi voi olla tarpeen asentaa alueelle pohjavedenpinnan ja -laadun tarkkailuun soveltuvia pohjavesiputkia (ks. luku 0). Mahdollisuuksien mukaan voidaan käyttää myös jo olemassa olevia pohjavesiputkia, mikäli niiden sijainti, kunto ja materiaali on sopiva kohdealueen pohjavesiolosuhteiden selvittämiseen. Asennettuja tai jo olemassa olevia pohjavesiputkia voidaan hyödyntää myös työn aikana pohjavesipintojen tarkkailussa ja tarvittaessa myöhemmin jälkiseurannassa. Näin ollen on oleellista sijoittaa uudet pohjavesiputket siten, etteivät ne myöhemmin ole rakennustoimien tai muun maanmuokkauksen tiellä.

Pohjavesiolosuhteiden tuntemuksen lisäksi niin sanotun vastaanottavan vesistön, eli sen vesialueen, jolle hankealueen pinta- ja hulevedet kulkeutuvat tai tulevat rakennustoimien myötä kulkeutumaan, vedenlaatu on syytä selvittää ennen rakennustoimien aloittamista, mikäli kyseessä on hanke, jolla esikartoituksen (luku 3.2) perusteella arvioidaan olevan vaikutusta vastaanottavan vesistön vedenlaatuun. Pienimittakaavaisissa hankkeissa, joissa vaikutuksia ei perustellusti arvioida syntyvän, on vedenlaadun selvitys ennakkoon

harvoin tarpeen. Asiasta on kuitenkin aina syytä keskustella etukäteen ja sopia sekä kunnan/kaupungin ympäristöviranomaisen kanssa, että alueella toimivan Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen (ELY) edustajan kanssa. Mikäli nykytilamäärittäminen on tarpeen, on tarkasteltavista laatuparametreista hyvä sopia em. ympäristöviranomaisten kanssa.

Vedenlaadun muutoksista kaivantojen kuivanapidon aikana on varsin vähän julkisesti dokumentoituja seurantietoja. Jotta vedenlaadun muutokset voidaan erottaa alueen tavanomaisesta vaihtelusta, tulisi ennakkotarkkailu olla tehtynä luotettavalla taajuudella, mielellään vähintään vuosi ennen toimenpiteitä. Suotovesien käsittelytarve muodostuu vastaanottavan vesistön puskurikyvyn mukaisesti, jota seurataan alkaliniteetin avulla.

4.4.2 Työn aikainen tarkkailu

Useimmissa happamilla sulfaattimailla toteutettavissa hankkeissa työmaavesien laadullinen tarkkailu rajoittuu kaivantovesien pH-tarkkailuun. Rakentamisen aikana vaikutukset hankealueen ja sen alapuolisen uomaston vedenlaatuun tyypillisesti rajoittuvat pääasiassa lyhytkestoisiiin ja paikallisiin samentumiin, jotka aiheutuvat kaivuu- ja muokkaustoimenpiteistä. Kaivuu- ja rakennustyöt tuleekin pyrkiä ajoittamaan kaudelle, jolloin vesimäärät ja virtaamat uomastoissa ovat mahdollisimmat vähäiset. Tarvittaessa, kaivantovesien pH-tason alittaessa 5,5, tulee kaivantovedet neutraloida ennen niiden johtamista vesistöön tai hulevesiverkostoon. Työmaavesien laadullisen hallinnan ei usein katsota olevan tarpeen, sillä hapan valunta syntyy pääasiassa vasta toteutukseen liittyvien rakentamistoimenpiteiden ja parantuneen kuivatuksen seurauksena, eikä välittömästi työn aikana, etenkin jos työ tehdään pääosin kuivatyönä. Työn aikaisen tarkkailun tarpeesta ja toteutuksesta on kuitenkin syytä keskustella ja sopia sekä kunnan/kaupungin ympäristöviranomaisen kanssa, että alueella toimivan Elinkeino-, liikenne- ja ympäristökeskuksen (ELY) edustajan kanssa.

Työn aikaisen tarkkailun suhteen on huomioitava, että joissain kaupungeissa on olemassa myös ns. työmaavesien käsittelyohje, jota tulee noudattaa.

4.4.3 Jälkiseuranta ja vaikutustarkkailu

Mikäli hankkeen arvioidaan vaikututtavan alueen vesien tilaan rakennustoimien päätyttyä, on syytä laatia tarkkailuohjelma, jota toteuttamalla voidaan havainnoida mahdollisia vaikutuksia ja ryhtyä tarvittaessa lisätoimenpiteisiin haitallisten vaikutusten ehkäisemiseksi (ks. luvut 4.2 ja 4.3). Happamien sulfaattimaiden vaikutusta vesistöjen veden laatuun voidaan arvioida eri vedenlaatumuuttujista. Vaikka vesistön happamuus onkin monen

osatekijän summa, voidaan merkittävimmät happamuuden aiheuttajat määrittää vesianalytiikan perusteella (Kortelainen, 1993).

Yksi tärkeimmistä tarkkailtavista muuttujista on pH-taso. Happamuustilaa voidaan pitää kriittisenä, jos keskimääräinen pH alittaa tason 5,5 (Palko ja Myllymaa, 1987; Palko ym., 1988). Vesien ekologisen tilan luokittelussa käytetään pH-tasojen vuotuisia minimiarvoja, koska se kuvaa vesieliöstön kannalta kriittisiä olosuhteita. Vesistön happamuustilannetta kuvaa myös alkaliteetti, joka mittaa veden puskurikykyä happamoitumista vastaan. Vesistön happamoituminen näkyy ensin alkaliniteetin laskuna ja vasta sen jälkeen pH-tasoissa. Alkaliteetti kuvastaa siten yhdessä pH-tason kanssa olemassa olevaa happamuustilaa. (Sutela ym., 2012)

Suomalaisissa puroissa ja ojissa veden pH on yleensä noin 6 ja veden sähkönjohtavuus alle 5 mS/m. Happamilla sulfaattimailla sijaitsevat vesistöt poikkeavat merkittävästi tästä. Niillä veden pH on ajoittain tyypillisesti alle 5 ja veden sähkönjohtavuus (EC) yli 20 mS/m, paikoitellen jopa yli 200 mS/m. Happamilla sulfaattimailla sijaitsevilla vesistöalueilla veden sähkönjohtavuus kuvaa siis hyvin sulfaatti- ja metallipitoisuuksia (kuten Al, Cd, Co, Mn, Ni ja Zn) vedessä. Kun analyyseihin lisätään vielä ko. metallien liukoiset pitoisuudet, saadaan luotettavaa tietoa vesistön happamoitumisen tasosta. Joissain tapauksissa vesistön happamuus voi olla lähtöisin myös turve- ja metsämaita, ja happamilta sulfaattimailta tulevan valumaveden määrää kuvastaakin parhaiten juuri sähkönjohtavuus sekä sulfaattien ja metallien määrä yhdessä. Sähkönjohtavuuden lisäksi myös alhainen kemiallinen hapenkulutus (CODMn) kertoo happamien sulfaattimaiden aiheuttamasta epäorgaanisesta happamuudesta (Hadzic ym., 2014). Kemiallinen hapenkulutus mittaa vedessä olevien kemiallisesti hapettavien orgaanisten aineiden määrää.

Tarkkailuohjelman laadinnassa on myös huomioitava, että vuodenaikojen ja sään aiheuttamat hydrologiset vaihtelut vaikuttavat merkittävästi vedenlaatuun. Esimerkiksi routakauden tai kuivan kesän aikana huuhtoutuminen happamista sulfaattimaakerroksista on vähäistä, minkä vuoksi tarkkailuohjelmaan on syytä esittää näytteenottoa eri vuodenaikoina, jotta mahdollinen vuotuinen vaihtelu käy tuloksista ilmi. Kun kuormitusta vastaanottavista vesistä analysoidaan pH-tason ja sähkönjohtavuuden lisäksi myös sulfaattipitoisuus, saadaan hyvä yleiskäsitys sulfaattimaiden nykyisestä kuormituksesta. Sulfaattimailla sijaitsevilla peltoalueilla, joissa hapettumista esiintyy runsaasti, on vesien sulfaattipitoisuudet yleensä > 100 mg/l (Hadzic ym., 2014). Tarkkailua on syytä jatkaa, kunnes voidaan varmistua siitä, että alueella ei muodostu hapanta valuntaa tai hallintaratkaisut ovat riittäviä haitallisten vaikutusten hallitsemiseksi. Tyypillisesti noin 2–3 vuotta rakentamistöiden päättymisen jälkeen on riittävä tarkkailuaika. Tarkkailun kestosta on kuitenkin sovittava erikseen paikallisen ELY-keskuksen edustajan ja/tai kunnan/kaupungin ympäristöviranomaisen kanssa.

Seuraavassa on esitetty listaus vedenlaatuparametreistä, joita tarkkailemalla voidaan saada arvokasta tietoa mahdollisista vesistöön kohdistuvista happamuusvaikutuksista. Kaikissa hankkeissa ei ole tarpeen hyödyntää kaikkia listattuja parametrejä, vaan tarkkailun tarve ja laajuus arvioidaan aina tapauskohtaisesti.

- **Alkaliteetti eli puskurikyky** (Alkaliteetti mittaa veden kykyä vastustaa pH-tason muutosta siihen happoa lisättäessä)
- **Asiditeetti** (Asiditeetti kuvaa vesistön puskurikykyä emäksen lisääystä vastaan, eli toisin sanoen neutraloitavissa olevan happamuuden määrää)
- **pH** (veden happamuus näytteenottohetkellä)
- **Sähkönjohtavuus** (ioneiksi liuenneiden metallien ja sulfaatin vaikutus)
- **Kiintoaines** (hankealueelta mahdollisesti kulkeutuvan sementuman tunnistaminen kokonaismetallipitoisuuksien tulkintaa varten)
- **Metallien liukoiset pitoisuudet** (happamoitumisen myötä veteen liuenneiden metallien pitoisuudet esim. Al, As, Fe, Cd, Co, Cu, Cr, Mn, Ni, Pb ja Zn)
- **Raudan (Fe), alumiinin (Al) ja mangaanin (Mn) kokonaispitoisuudet** (happamissa olosuhteissa hapen läsnä ollessa sakkaa muodostavien metallien kokonaispitoisuudet)
- **Sulfaattipitoisuus (SO_4^{2-}) ja rikin (S) kokonaispitoisuus** (indikoivat veden happamoitumisen olevan seurausta happamista sulfaattimaista, eikä esimerkiksi metsämaan tai turvealueiden luontaisesta happamuudesta)
- **Kemiallinen hapenkulutus (COD_{Mn})** (kertoo happamuuden laadusta)

Happamien sulfaattimaiden vaikutusalueella voidaan happamoitumisen vaikutuksia tutkia tarvittaessa myös sedimenttitutkimuksin. Hapellisessa sedimenttipatjassa liuenneet aineet, kuten em. metallit, absorboituvat kiintoainekseen, kompleksoituvat orgaaniseen ainekseen ja metalleja siirtyy kasveihin. Metallipitoisuuden analysoinnissa on huomioitava, että vesinäytteet tulisi aina suodattaa (0,45 µm) maastossa mikäli on tarkoitus analysoida liukoiset metallipitoisuudet. Sedimentoitumisprosessit eri yhdisteille ovat paitsi pH-riippuvaisia, myös riippuvaisia mm. veden virtausnopeudesta ja happitasosta. Tämän vuoksi myös vesinäytteistä tulisi analysoida kiintoainespitoisuus. Haitta-aineet kiinnittyvät enimmäkseen < 20 µm partikkeleihin. Raekoon vaikutusta mitattuihin pitoisuuksiin voidaan oikaista normalisoinniksi kutsutun menettelyn avulla. Normalisointi mahdollistaa pitoisuuksien vertailua tietyllä alueella tai eri alueiden välillä erilaisia raekokojakaumia ja rakenteita edustavissa sedimenteissä. Tämän vuoksi sedimentin raekokojakauma on syytä määrittää, mikäli sedimenttianalyysiä on tarpeen tehdä.

5 Luvanvaraisuus

Kaivettuja happamia sulfaattimaita ei sellaisenaan luokitella pilaantuneiksi maa-ainekseksi tai jätteeksi, vaan ne ovat rinnastettavissa mihin tahansa kaivettavaan maa-ainekseen ja niiden hyötykäyttö tapahtuu lähtökohtaisesti samoja kriteerejä noudattaen. Kuitenkin happamien sulfaattimaiden hapontuottokyvyn vuoksi niiden käsittelystä, välivarastoinnista tai loppusijoittamisesta voi aiheuttaa ylimääräistä kuormitusta ympäristöön tai vesistöön, jolloin niiden käsittely voi vaatia ympäristöluvan.

Nykylainsäädäntö ei ota selkeästi kantaa happamien sulfaattimaiden huomioimiseen rakentamishankkeissa. Jokaista toiminnan harjoittajaa ohjaa kuitenkin Ympäristönsuojelulain (YSL) selvilläolovelvollisuuteen liittyvä pykälä.

YSL § 6 Toiminnanharjoittajan on oltava selvillä toimintansa ympäristövaikutuksista, ympäristöriskeistä ja niiden hallinnasta sekä haitallisten vaikutusten vähentämismahdollisuuksista (selvilläolovelvollisuus).

Selvilläolovelvollisuuden lisäksi määrätään velvollisuudesta ehkäistä ja rajoittaa ympäristön pilaantumista (YSL § 7). Mikäli toiminnasta voi aiheutua vaikutuksia, luvanvaraisuus tulee harkittavaksi.

Maankäytön suunnittelua ja rakennuslupamenettelyitä ohjaa Maankäyttö- ja rakennuslaki (MRL 132/1999), jossa säädetään mm. kaavoituksen vaikutusarvioinnista sekä ympäristön arvojen turvaamisesta. Lainsäädännössä ei ole suoraan mainittu happamia sulfaattimaita, mutta niiden huomioimisen voidaan katsoa sisältyvän vaikutusten arviointiin.

Ohjaavaa lainsäädäntöä on kuvattu Vertasen opinnäytetyössä 2016 (Vertanen, 2016). Tilanne julkaisussa esitetystä lainsäädännön koosteesta ei ole tällä välin (vuoden 2021 loppuun mennessä) merkittävästi muuttunut HaSu-maiden kannalta, ja täsmennys menettelytavoista on edelleen tarpeellista.

Menettelyn selkeyttämisen tarve on tunnistettu. Ympäristöministeriön ja Suomen ympäristökeskuksen (SYKE) yhteistyössä valmisteilla olevasta lainsäädännöstä odotetaan ratkaisua myös HaSu-maita koskevaan menettelyyn. Vuosien 2015–2018 aikana valmistettiin ehdotus uudeksi Valtioneuvoston asetukseksi, joka koski maa-ainesjätteen hyödyntämistä maarakentamisessa (ns. MASA-asetus). Ehdotuksen yleisenä tavoitteena oli

rakentamisen ja vastaavan toiminnan yhteydessä syntyvän, jätteeksi luokiteltavan maa-aineksen sekä maaperän kiinteytyksen sideaineeksi soveltuvan jätteen hyödyntämisen turvallinen edistäminen.

Asetusvalmistelun aikana tunnistettujen haasteiden johdosta on ryhdytty valmistelemaan uutta, vaihtoehtoista lainsäädäntöratkaisua rakentamisen maa-ainesten hyödyntämiselle. Uusi ehdotus perustuu YSL:n täydentämiseen maa-aineksia koskevilla yleisäännöksillä, ml. menettelysäännökset, sekä niitä tarkentavan Valtioneuvoston asetuksen laatimiseen. Keskeisimpiä asioita uudessa sääntelyssä olisivat mahdollista haittaa aiheuttavien maa-ainesten tutkimusvelvollisuus sekä näiden kaivamista, hyödyntämistä ja väli-varastointia (ml. pilaantumattoman maa-aineksen väli-varastointi ja maaperän kiinteytystä jätteeksi luokiteltavilla sideaineilla) koskeva ilmoitusmenettely. Viimeisimmän tiedon mukaan hallituksen esitys ja asetus on tarkoitus antaa syystuntokaudella 2022. Kyseisen lainsäädäntötyön etenemistä on kuvattu tarkemmin [www-sivuilla: https://valtioneuvosto.fi/hanke?tunnus=YM033:00/2018](https://valtioneuvosto.fi/hanke?tunnus=YM033:00/2018)

Ennen lainsäädännön kehittymistä ohjenuorana voidaan käyttää Ympäristöministeriön Ympäristönsuojeluosaston 3.7.2015 laadittua muistiota *Kaivetut maa-ainekset – jäte-luonne ja käsittely*. Muistion tarkoituksena on ollut selkeyttää maa-aineksiin ja maa-ainesjätteisiin liittyviä jätelain ja ympäristösuojelulain mukaisia tulkintoja. Muistio tarkastelee rakentamisessa ja muussa vastaavassa toiminnassa syntyvien kaivettujen maa-ainesten jäteluonnetta, käsittelyä koskevia vaatimuksia ja siinä noudatettavia hallinnollisia menettelyjä.

Luvussa 4 esitettyjen happamien sulfaattimaiden riskienhallintakeinoihin liittyvistä hallinnollisista menettelyistä on koottu esimerkkejä seuraaviin kappaleisiin. Pääosa rakennustyömailla tehtävistä töistä edellyttää viranomaislupia tai -lausuntoja. Lisäksi työt yleisillä alueilla vaativat maanomistajan lupaa tai suostumusta töihin.

Ojitukset ja ojien kunnossapito

Ojituksista tehdään ojituseroilmoitus paikalliselle ELY-keskukselle. Tässä yhteydessä tarkastellaan HaSu-maihin kohdistuvien ojitusten vaikutuksia ympäristöolosuhteisiin, kuivatus-tason muutosta ja massanvaihtojen määrää. Hankkeen Vesilain mukaisen luvan tarve arvioidaan Vesilain 5 luvun 3 §:n perusteella. Sen mukaan ojituksella sekä ojan käyttämisellä ja kunnossapidolla on oltava vesilain mukainen lupaviranomaisen lupa, jos se voi aiheuttaa ympäristönsuojelulain 5 §:n 1 momentin 2 kohdassa tarkoitettua pilaantumista vesialueella tai vesilain 3 luvun 2 §:ssä tarkoitettuja haitallisia seurauksia vesistöissä.

Ojitusilmoituksia tehdään harvakseltaan rakentamishankkeissa ja tällöin on yleensä kyseessä valtaojien siirto tai uuden kaava-alueen rakentaminen. Pääsääntöisesti ojitukset ovat maa- ja metsätalouteen liittyviä.

Pohjavedenpinnan alentaminen

Pitkäaikainen tai jatkuva pohjavedenpinnan alentaminen esim. alikulkujen pohjaveden alentamiskohteissa vaatii vesiluvan, jos pumpattavan veden määrä ylittää 250 m³/vrk. Luvan yhteydessä käsitellään myös vesien tarkkailu sekä mahdollinen vesien käsittelyn tarve. Mikäli asiaan liittyy YSL:n osia pyydetään hakemus yhteiskäsittelynä VL 11 luku 12§ ja YSL 47§.

Lyhytaikainen, esim. pari viikkoa kestävä putkilinjan suuntaporauksen vaativa kaivannon kuivanapito ei tyypillisimmin edellytä vesilupaa. Kuitenkin pohjaveden pumppaus yli 100 m³/vrk, myös tilapäisesti toteutettuna edellyttää ilmoitusta paikalliselle ELY-keskukselle. Rakentamiselle, johon toimenpide liittyy, on edellytetty Maankäyttö- ja rakennuslain ja asetuksen mukaisia rakennus-, toimenpide tai maisematyöluhia, jossa voidaan antaa määräyksiä kaivantovesien tarkkailuun ja mahdolliseen käsittelyyn liittyvistä asioista.

Tarkkailu

Kaivantovesien tarkkailusta ja poisjohdettavien vesien laatuksista on määrätty kuntien ympäristönsuojelumääräyksissä sekä kuntien laatimissa työmaavesiohjeissa. Hyvä esimerkki työmaavesiohjeesta, jossa myös happamat sulfaattimaat on huomioitu, löytyy mm. Oulun kaupungilta www-sivulta: <https://www.ouka.fi/oulu/rakennusvalvonta/tyomaavesienhallinta>. Työmaavesiohjeet on laadittu lähtökohdasta, että kuivatusvedet kertyvät puhtailta maa-alueilta.

Massojen kaivu ja sen minimointi

Massojen kaivu ja kaivuun minimointiin liittyvät geotekniset ratkaisut esitetään rakennuslupasuunnitelmissa, katusuunnitelmissa sekä väylien tien ja radan rakennussuunnitelmissa. Pohjanvahvistusmenetelmistä stabiloinnille on edellytetty ympäristölupaa, mikäli sideaineina on käytetty jätejakeita kuten lentotuhkaa. Ympäristölupahakemuksen käsittely on joko kunnassa tai AVI:ssa riippuen käsiteltävistä massamääristä. Käsiteltävän massamäärän ollessa <50 000 t/v, käsittelijänä on kunta.

Välivarastointi

Massojen välivarastointi työmaa-alueella ei vaadi työmaan muista luvista poikkeavia lupia, jos välivarastointi on lyhytaikaista. Jos varastointi jatkuu yli kolme vuotta, tulkitaan tilanne

jo pysyväksi jätteenkäsittelylaitoksen muodostumiseksi, joka edellyttää ympäristölupaa ja YVA-menettelyä.

Massojen käsittely

Massojen käsittelyllä tarkoitetaan HaSu-maiden yhteydessä massojen neutralointia, joka tehdään kaupallisilla kalkkituotteilla. Kalkituksen tarkoituksena on muuttaa aineksen kemiallisia ominaisuuksia siten, että sillä vähennetään materiaalin ympäristölle ja terveydelle aiheuttamia haittoja tai vaaroja. Ympäristöministeriön muistion 3.7.2015 mukaisesti pelkkä kalkitseminen muilla kuin jätteeksi luokitetuilla materiaaleilla ei kuitenkaan pidetä muuntamistoimenä. Mikäli neutralointiin käytetään jätteeksi luokiteltuja materiaaleja kuten lentotuhkaa, on ympäristölupakäsittely toistaiseksi vielä tarpeen.

Loppusijoittaminen

Kaivettujen happamien sulfaattimaiden loppusijoittamisen vaihtoehtoja ovat hyödyntäminen täyttömateriaalina maisema- ja meluvallirakenteissa tai peltomassana sekä loppusijoittaminen maankaatopaikalle. Turvallinen sijoittaminen edellyttää joko neutralointia tai suojarakenteita sekä usein tarkkailua ja tarkoituksenmukaisuutta osoittavaa suunnittelua. Näin ollen HaSu-maiden hyödyntäminen maisema- ja meluvallirakenteissa edellyttää ympäristölupaa. Pellonparannuksen yhteydessä hyötykäyttö edellyttää tapauskohtaista harkintaa luvanvaraisuudesta, erityisesti kun massamäärät ovat suuria.

Sijoittaminen maankaatopaikalle toteutetaan maankaatopaikan ympäristöluvan ehtojen mukaisesti.

Pysyvän vesipinnan alapuolelle sijoittaminen

Omana kohtanaan HaSu-maiden hyötykäytöstä täyttömateriaalina on pysyvän vesipinnan alapuolelle sijoittaminen. Tällaisia hyötykäyttöalueita voivat olla vanhat maa-aines- ja kallioliouhinta-alueet sekä merestä tai järvestä pengertämällä eristetyt altaat. Vesistöön pengerrettyjen altaiden rakentaminen edellyttää vesilupaa, jossa yhteydessä luvitetaan myös altaan täyttömateriaalit. Alueen jatkokäyttö esim. kenttäalueena tulee olla suunnitelmallista ja varmaa. Jatkokäyttö sanelee myös täytöissä hyötykäytettävän materiaalin teknisen laadun ja tarvittavat keinot sen saavuttamiseksi.

Liite 1. Happamien sulfaattimaiden näytteenottomenetelmät, tunnistusmenetelmät ja hapontuottopotentiaali

Sisältö

1	Johdanto	114
2	Näytteenottomenetelmät	116
2.1	Maastohavainnot	120
3	Havainnot ja tunnistaminen kentällä	127
3.1	Maasto-pH ja maaperän toteutuneen hapettumissyvyyden määrittäminen....	127
3.1.1	Suotovesien pH ja sähkönjohtavuus	129
3.1.2	Maaperän sähkönjohtavuus ja sulfaattipitoisuus	130
3.1.3	Maanäytteen vetyperoksidihapetus	130
3.1.4	Haju ja maanäytteen suolahappokäsittely.....	130
4	Toimenpiderajat	132
5	Laboratoriotutkimusmenetelmät	134
5.1	Maasto-pH laboratoriossa.....	134
5.2	Inkubaatio-pH.....	134
5.3	Nopeutettu inkubaatio.....	135
5.4	Vetyperoksidihapetetun näytteen pH, pHFOX	135
5.5	NAG-pH.....	136
5.6	Rikkipitoisuus HaSu-materiaalien tunnistamisessa.....	137
5.7	Sulfaattipitoisuus ja sähkönjohtavuus hapettuneesta näytteestä.....	138
5.8	Orgaanisen aineksen ja irtotiheyden vaikutus happamilla sulfaattimailla.....	140
5.9	Hapontuottopotentiaali	141
5.9.1	Asiditeettimääritys titraamalla.....	141
5.9.2	Teoreettinen asiditeetti rikkipitoisuuden perusteella	142
5.9.3	Nettohapontuotto, NAG	143
6	Tulosten toimitus kansalliseen pohjatutkimustietokantaan	144
	Lähteet	145

1 Johdanto

Happamien sulfaattimaamateriaalien analyysimenetelmät voidaan jakaa karkeasti kahteen ryhmään; tunnistusmenetelmät ja hapontuottopotentiaalia mittaavat menetelmät. Osin menetelmät ovat kuitenkin päällekkäisiä ja samoilla menetelmillä voidaan sekä tunnistaa hapan sulfaattimaa, että arvioida hapontuottopotentiaalia.

Tunnistusmenetelmien avulla voidaan tunnistaa ja luokitella maaperä tai maamateriaali käytössä olevien luokituskriteerien perusteella happamaksi sulfaattimaaksi. Tunnistaminen happamaksi sulfaattimaaksi ei kuitenkaan ota suoraan kantaa maamateriaalissa olevaan, tai siinä muodostuvaan happomäärään. Hapontuottopotentiaalia mittavat menetelmät arvioivat tätä happomäärää, ja niitä voidaan hyödyntää erityisesti riskinarviossa, sekä esimerkiksi massojen neutralointitarpeen laskemisessa.

Happamien sulfaattimaiden tunnistus- ja hapontuottopotentiaalin analysointimenetelmien valintaan vaikuttavat paitsi kohteen ja näytteiden ominaisuudet, mutta myös työn kiireellisyys. Kohteen ja näytteiden ominaisuuksista menetelmien valintaan vaikuttavat erityisesti maaperän ja näytteiden hapetustilanne sekä näytteiden sisältämän orgaanisen aineksen määrä. Lähtökohtaisesti suositeltavin menetelmä happamien sulfaattimaiden tunnistamiseen ja hapontuoton arvioon on näytteiden hitaaseen hapettumiseen perustuva inkubaatio-pH ja siihen perustuvat menetelmät, jotka kuvaavat maaperässä luonnollisesti muodostuvaa happamoitumista. Kiireellisissä tapauksissa hapettumista voidaan kuitenkin nopeuttaa keinotekoisesti (vetyperoksidihapetus, H_2O_2), tai käyttää kokonaan muita menetelmiä (rikkipitoisuuteen perustuvat menetelmät), ilman että tulosten luotettavuus merkittävästi heikkenee (pikamenetelmät). Vetyperoksidihapetukseen perustuvia menetelmiä voidaan hyödyntää myös maasto-olosuhteissa.

Tässä liitteessä esitetään suositukset happamien sulfaattimaiden analyysimenetelmistä niin laboratorioissa kuin maastossa. Liitteessä kuvataan myös suositellut periaatteet näytteenottoon ja näytteistä tehtäviin maastohavaintoihin. Suositusten on tarkoitus edistää tutkimusten yhdenmukaisuutta ja happamien sulfaattimaiden oikeasuhtaista huomioimista maankäytössä ja rakentamisessa. Tarkemmin menetelmäkohtaisia suosituksia käsitellään Tunnistus-projektin loppuraportissa (Visuri ym., 2021). Seuraavassa taulukossa (Taulukko 1.1) esitetään liitteessä kuvatut menetelmä sekä viittaus mahdolliseen standardiin.

Taulukko 1.1. Liitteessä kuvatut happamien sulfaattimaiden analyysimenetelmät ja mahdollinen viittaus standardiin.

Menetelmä	Tunnistaminen	Hapontuotto potentiaali	Standardi / liitteen ohje
Maasto-pH	x		ISO 10390 / liitteen luvut 3.1 ja 5.1
Maanäytteen haju / suolahappokäsittely	x		Liitteen luku 3.1.4
Inkubaatio-pH	x		Liitteen luku 5.2
Nopeutettu inkubaatio	x		Liitteen luku 5.3
Vetyperoksidihapetetun näytteen pH (FOX)	x		Liitteen luku 5.4
NAG-pH	x		Liitteen luku 5.5
Kokonaisrikkipitoisuus ja kokonaissulfidi (TRS)	x	x	ISO 11466, EN 14582 / liitteen luvut 5.6 ja 5.9.2
Hapetetun näytteen sulfaattipitoisuus	x	x	SFS-EN 196-2(ISO 11048) / liitteen luku 5.7
Hapetetun näytteen sähkönjohtavuus	x		ISO 11265:1994/Cor 1:1996 / liitteen luku 5.7
Asiditeettimääritys titraamalla		x	Liitteen luku 5.9.1
Nettohapontuotto		x	Liitteen luku 5.9.3

2 Näytteenottomenetelmät

Happamien sulfaattimaiden tutkimiseen on olemassa erilaisia näytteenottomenetelmiä. Soveltuvan näytteenottomenetelmän valinnassa tulee kiinnittää huomiota etenkin riittävän näytteenottosyvyyden varmistamiseen, näytteiden hapettumisen minimointiin, näytteenoton edustavuuteen, näytteiden myöhempään käsittelyyn ja tietotarpeeseen sekä soveltuvien näyteastioiden käyttämiseen. Myös maaperän laatu asettaa rajoituksia valittavalle menetelmälle, sillä esimerkiksi näytteenotto tiiviistä ja kivisestä moreenikerroksesta voi olla haastavaa tai mahdotonta useilla menetelmillä.

Happamien sulfaattimaiden tutkimiseen soveltuvia näytteenottomenetelmiä ovat esimerkiksi kaivinkoneella toteutettu koekuoppatutkimus, kairakonenäytteenotto sekä näytteiden ottaminen esimerkiksi iskuporakoneeseen kiinnitetyllä näytteenottomella tai käsin esim. suokairalla (laippakaira). Näytteenoton tavoitteista riippuen maanäytteet otetaan tyypillisesti joko häiriintyneinä tai häiriintymättöminä. Häiriintyneissä näytteissä maalajin kerrosrakenteet ovat tuhoutuneet ja häiriintymättömässä näytteessä kerrosrakenteet ovat säilyneet ehjänä. Happamien sulfaattimaiden tutkimisessa on suositeltavaa suosia häiriintymättömiä maanäytteitä, jolloin eri maalajikerrosten ja rakenteiden tunnistaminen on mahdollista. Näytteet on suositeltavaa ottaa syvyysuunnassa jatkuvana sarjana. Kokoomanäytteitä ei tehdä.

Koekuoppa

Kaivinkoneella suoritettu koekuoppatutkimus soveltuu erityisen hyvin lähellä maanpintaa olevien maakerrosten tutkimiseen. Koekuoppatutkimus on soveltuva näytteenottomenetelmä, mikäli haluttu näytteenottosyvyys on enintään noin 3–4 m ja näytteenotto ei ulotu pohjavedenpinnan alapuolelle. Koekuoppatutkimuksella voidaan saada selville pohjavedenpinnan taso ja veden suotautumista (maaperän vedenläpäisevyydestä) tietoja, kun kaivu ulottuu jonkin verran pohjaveden pinnan alapuolelle. Koekuoppaa ei työturvallisuussyistä voida kuitenkaan ulottaa merkittävästi pohjavedenpinnan alapuolelle. Koekuoppatutkimuksen etuja ovat etenkin maastohavaintojen (esim. maalajikerrosten ja rakenteiden tunnistaminen) tekemisen helppous sekä tarvittaessa suurienkin näytemäärien ottaminen. Koekuoppatutkimus soveltuu hyvin useiden eri maalajien tutkimiseen ja kerroksellisten rakenteiden tunnistamiseen. Lisäksi koekuoppamenetelmällä voidaan saada näytteet myös tiiviistä/kivisestä moreenista. Koekuoppatutkimuksen haasteita ovat

tarkkojen näytteenottosyvyyksien määrittäminen ja näytteen häiriintyminen. Lisäksi työ-
turvallisuuteen on kiinnitettävä erityishuomio.

Kairakone

Kairakoneella toteutettu näytteenotto soveltuu erityisesti näytteenottoon, jossa haluttuja
näytesyvyysiksiä on useita jopa kymmeniä metrejä maanpinnan alapuolella. Lisäksi kaira-
koneella on mahdollista ottaa näytteitä myös pohjavedenpinnan alapuolelta. Happamien
sulfaattimaiden tutkimisessa kairakoneella tulee kiinnittää huomiota soveltuvan näyt-
teenottimen valintaan. Häiriintymättömien maanäytteiden ottamiseen soveltuvat esimer-
kiksi erilaiset mäntänäytteenottimet ja ns. dual tube -näytteenotin. Dual tube -näytteen-
ottimella maanäyte otetaan kertakäyttöiseen, läpinäkyvään näyteputkeen jatkuvana näyt-
teenä. Myös kierrekaira sekä lapio- ja kannukairat soveltuvat happamien sulfaattimaiden
kaltaisten hienorakeisten maalajien näytteenottoon, joskin näillä menetelmillä ei ole aina
mahdollista saada häiriintymättömiä näytteitä. Oikeanlaisella näytteenottimella on kai-
rakoneella mahdollista ottaa näytteitä myös tiiviistä moreenikerroksesta. Kairakoneella
toteutetun näytteenoton etuja ovat etenkin suurienkin näytteenottosyvyyksien saavutta-
minen sekä mahdollisuus häiriintymättömien maanäytteiden ottamiseen. Lisäksi tarkko-
jen näytesyvyysien määrittäminen on usein mahdollista ja näytteet pystytään ottamaan
syvyysuunnassa jatkuvana sarjana.

Käsi­käyttöiset näytteenottimet

Käsi­käyttöiset ja iskuporakoneavusteiset näytteenottimet soveltuvat näytteenottoon, kun
tutkittava maa-aines on kohtalaisen pehmeää ja helposti läpäistävää. Kivisen moreenin
näytteenottoon menetelmä soveltuu huonosti, mutta esim. savisen kuivakuoren läpäise-
minen ja näytteenotto myös hiekkaisesta materiaalista on menetelmällä mahdollista. Käsi-
käyttöisillä ja iskuporakoneavusteisilla kairanäytteenottimilla otetut näytteet ovat pää-
asiassa häiriintymättömiä, jolloin tutkittavan maaperän kerrosrakenteiden tunnistami-
nen on usein mahdollista. Lisäksi näyte on usein helppo ottaa halutusta kerroksesta ja
näytteenotto on mahdollista toteuttaa syvyysuunnassa jatkuvana sarjana. Saatavat näy-
temäärät ovat kuitenkin vähäisempiä kuin kaivinkoneella tai kairakoneella toteutetussa
näytteenotossa. Tästä syystä näytteenotto kannattaa suunnitella huolellisesti, jotta tarvit-
taviin analyysiin saadaan riittävä määrä näytettä.

Näytteenottotavasta riippumatta happamien sulfaattimaiden näytteet tulisi ottaa jat-
kuvana sarjana ja noin 20 cm osissa. Mikäli yksittäistä maalajia edustavat kerrospaksuu-
det ovat suuria (> 2 m), voidaan näytteet kuitenkin ottaa enintään 50 cm osissa. Oleel-
lista on kuitenkin ottaa erilliset näytteet kaikista tunnistetuista maaperän eri kerrosyksi-
köistä. Kahden eri maalajikerroksen näytteen yhdistämistä tulee välttää. Etenkin maaperän
mahdollinen hapettumisrajapinta (missä maaperän kuivumisrakenteet loppuvat tai missä

rautasaostumat vähenevät) on syytä tunnistaa ja välttää näytteiden yhdistämistä tämän rajapinnan ylä- ja alapuolisten vyöhykkeiden kesken. Hapettumisrajapinnan syvyyden tunnistaminen maastossa voi olla kuitenkin vaikeaa, ja siksi kyseisissä tapauksissa näytteitä on hyvä ottaa runsaasti.

Riittävän näytemäärän suuruus riippuu siitä, mitä kenttätutkimuksia ja laboratorioanalyysijä otetuille maanäytteille ollaan tekemässä. Mikäli maa-aineksesta halutaan tehdä myös esimerkiksi tarkempia maalajimääryksiä (esim. raekokoanalyysi ja ravistelutesti), on näytettä hyvä varata runsaammin laboratorioanalyysijä varten, vähintään noin 1 l. Mikäli näytteestä halutaan analysoida sulfidipitoisuus (esim. TRS), on näytteiden hapettuminen maastossa ja laboratoriossa ehkäistävä. Hapettumisen ehkäisemiseen on erilaisia menetelmiä, joista näytteiden jäädyttämistä kuivajäällä maastossa on käytetty GTK:ssa onnistuneesti. Näytteet kannattaa myös pakata muoviasiaan melkein ihan täyteen (vähän tilaa paisumiselle täytyy jättää). Näytteet tulee säilyttää pakastimessa, tai esim. astiassa, josta happi on poistettu (esim. "glove chamber", jossa on argon- / typpikaasua).

Näytteenottajalla tulee olla riittävä perehtyneisyys happamien sulfaattimaiden ominaisuuksista ja tunnistamisesta. Otetut maanäytteet tulee dokumentoida valokuvaamalla ja kirjaamalla muistiin tehdyt maastohavainnot esimerkiksi näytteen maalajista ja sen väristä sekä mahdollisista rakenteista ja hajusta. Mikäli maanäytteet on otettu kairalla, tulee näytepinnat tarvittaessa puhdistaa huolellisesti ennen näytteen pakkaamista näyteastiaan. Otetut maanäytteet tulee pakata kentällä mahdollisimman nopeasti ilmatiiviisiin näyteastioihin (esim. Rilsan- tai Minigrip-pussi taikka tiivis lasi- tai muoviasia) ja säilyttää viileässä (jääkaappilämpötila, noin +4...5 astetta). Mikäli näytteitä on tarkoitus analysoida laboratoriossa, voi soveltuvat näyteastiat usein tilata ennakkoon suoraan laboratoriossa. Tarvittaessa näytteet voidaan myös pakastaa hapettumisen estämiseksi, mutta tällöin näytteiden sulatukseen tulee kiinnittää erityistä huomiota näytteiden hapettumisen estämiseksi. Näytteiden toimitus laboratorioon tulee tehdä viimeistään 24 tunnin aikana näytteenotosta.

Näytteiden kiireellistä toimitusaikaa sanelee lähinnä mahdolliset nopeat pH-muutokset näytteissä. Mikäli pH-tasot on mitattu maastossa, ei näytteiden kiireisellä lähettämällä tai pakastamisella (ellei tehdä myös TRS-analyysijä) ole niin suurta merkitystä. Seuraavassa taulukossa (Taulukko 2 1) on esitetty kooste eri näytteenottomenetelmien soveltuvuudesta happamien sulfaattimaiden tutkimiseen.

Taulukko 2.1. Vertailu eri näytteenottomenetelmien soveltuvuudesta happamien sulfaattimaiden tutkimiseen.

Näytteenotto- menetelmä	Edut	Haasteet
Mäntäkaira	Näytteet saadaan melko häiriintymättöminä Näytteet saadaan pakattua melko ilmatiiviisti	Näytteenotto melko työlästä Näytteenotin puhdistettava hyvin Näytteet pakataan lyhyisiin 17 cm pätkiin, jolloin esim. kerrosrajojen tunnistaminen voi olla haastavaa Jatkuva näytteenotto vaatii kaksi rinnakkaista kairareikää Visuaalinen tarkastelu ei ole mahdollista, ennen näytteiden avaamista Näytteet melko työläitä käsitellä laboratoriossa
Suokaira (laippakaira)	Visuaalinen tarkastelu ja pH mittaus syvyysprofilista mahdollista tehdä kentällä Valokuvattuna syvyysprofiilia ja kerrostuneisuutta voidaan tarkastella vielä jälkikäteen Jatkuva näytteenotto mahdollista	Näytemäärä on melko pieni, useampi rinnakkainen kairaus usein tarpeen Käsiteltävällä suokairalla ei pystytä ottamaan näytteitä kovin syvältä, ellei muodostuma ole turvetta tai liejua.
Käsiteltävä porakonekaira	Visuaalinen tarkastelu ja pH mittaus syvyysprofilista mahdollista tehdä kentällä Häiriintymätön näyteprofiili Jatkuva näytteenotto mahdollinen	Rajallinen näytteenottosyvyys tiiviissä maaperässä Rajallinen näytemäärä Vaikea läpäistä kovin tiiviitä kerroksia
Kierrekaira	Visuaalinen tarkastelu ja pH mittaus syvyysprofilista mahdollista tehdä kentällä Soveltuu lähes kaikentyyppisille maalajeille Nopea näytteenotto Näytteenotto voidaan ulottaa syvälle	Näyte häiriintyy ja voi sekoittua näytteenotossa, kerroksien tunnistaminen ja muu visuaalinen tarkastelu ei ole aina mahdollista

Näytteenotto- menetelmä	Edut	Haasteet
ST2-näytteenotin	Saadaan häiriintymättömiä näytteitä	Näytteenotto on hidasta Vetisiä savinäytteitä voi olla haastava saada nousemaan ylös näytteenottimella Näytteet pakataan lyhyisiin 17 cm pätkiin vrt. mäntäkaira valokuvaus ja visuaalinen tarkastelu ei ole mahdollista kentällä
Dual-tube	Jatkuva näytteenotto mahdollista Maalajien kerrosrajojen visuaalinen tarkastelu mahdollista labrassa Saadaan pakattua melko ilmatiiviisti Kokonaiskuvan hahmottaminen helpompaa kuin esim. mäntäkairalla koska näytteet otetaan 1 m välein	Näytemäärä on rajallinen putken halkaisijasta riippuen, voi vaatia rinnakkaisnäytteet Näytteiden avaus ja käsittely vaativat ylimääräistä aikaa laboratoriossa
Näytteenotto kaivinkoneella (tai lapiolla)	Visuaalinen tarkastelu ja pH mittaus syvyysprofilista mahdollista tehdä kentällä Soveltuu kaikäntyyppisille maalajeille Saa tarvittaessa suuriakin näytemääriä helposti Koeuopan reunasta on mahdollista tarkastella myös kerrostuneisuutta ja mitata pH:ta	Rajallinen syvyyssulottuvuus ja työturvallisuushaasteet

2.1 Maastohavainnot

Maastossa tehdyt aistinhavainnot maaperän ominaisuuksista ovat tärkeä osa hapan sulfaattimaatutkimuksia. Havaintoja voidaan hyödyntää happaman sulfaattimaan tunnistamisessa ja alueellisen esiintymisen kartoituksessa. Etenkin rakennustöiden aikana maastohavaintojen ja kenttätestien merkittävyys korostuu, kun tietoa ja päätöksentekoa tarvitaan usein nopealla aikataululla. Varsinainen happaman sulfaattimaan tunnistaminen edellyttää kuitenkin aina tarkempia kokeita maanäytteistä. Erytisen tärkeä osa maastotutkimuksia on tehdä havainto maaperän mahdollisesta hapettumissyvyydestä. Huomioimalla hapettumissyvyys, saadaan näytteille valittua oikeat tunnistus- ja tutkimusmenetelmät.

Lisäksi hapettumissyvyys on tärkeä tieto arvioitaessa maankäytön riskiä, eli milloin kuivaus- ja/tai kaivuutyöt ovat ulottumassa hapettumattomaan sulfidipitoiseen kerrokseen (eli hypersulfidimateriaali).

Maastossa on tärkeää kuvata maaperän eri maalajien kerrosjärjestys, maalajit sekä niiden värit ja rakenteet. Myös maalajin liejupitoisuuden ja orgaanisen aineksen määrän arviointi on tärkeää, sillä sulfidipitoiset hienorakeiset maalajit sisältävät tyypillisesti runsaasti orgaanista ainesta. Myös maaperän kuivatustasoa ja pohjaveden pinnankorkeutta on hyvä arvioida, sillä nämä tasot antavat viitteitä maaperän hapettumisrajapinnasta. Happamat sulfaattimaat koostuvat tyypillisesti hienorakeisista ($\leq 0,06$ mm) maalajeista (savi, siltti, lieju), mutta myös karkeammissa ($> 0,06$ mm) maalajeissa (hieno hiekka ja hiekka) voi esiintyä happamuutta ja korkeita rikkipitoisuuksia. Karkearakeisilla maalajeilla tarkoitetaan tässä GEO-luokituksen mukaista hienoa hiekkaa ja sitä karkeampia maalajeja. Hienorakeisilla taas karkeaa silttiä ja sitä hienompia maalajeja (Taulukko 2.2).

Taulukko 2.2. Maalajien ryhmittely GEO-luokituksessa.

GEO-luokitus	Ryhmittely / humuspitoisuus paino-%
Sora	
Karkea- ja keskihiekka	Karkearakeiset maalajit
Hieno hiekka	
Karkea siltti	
Keski- ja hieno siltti	Hienorakeiset maalajit
Savi	
Liejuinen siltti	2–6
Liejuinen savi	
Silttinen lieju	6–20
Savinen lieju	
Lieju	> 20

Hapettuneessa maaperässä lähinnä erilaiset saostumat ja maan rakenne voivat olla merkkinä happamuudesta tai korkeasta rikkipitoisuudesta. Hapettuneen sedimentin yleisväri vaihtelee harmaasta ruskeaan, riippumatta sen sisältämästä rikkipitoisuudesta. Tyypillisiä saostumia happaman sulfaattimaan hapettuneessa kerroksessa (hapan sulfaattimateriaali) voivat olla jarosiitti ja schwertmanniitti, joiden muodostuminen edellyttää alle

4 pH-olosuhteita (Ahern ym., 2004 ja Burton ym., 2007). Jarosiitti on väriltään keltaista ja usein helposti tunnistettavissa (Kuva 2.1). Schwertmanniitti taas on väriltään ruskeaa, eikä välttämättä erotettavissa muista raudan ja hapen yhdisteistä. Erilaiset saostumat ja väri ovat myös hyviä indikaattoreita määritettäessä maaperän hapettumissyvyyttä, sekä kairanäytteistä että maaleikkauksesta. Paras arvio hapettumissyvyydestä saadaan kuitenkin yhdistämällä aistinvaraiset havainnot pH-mittauksiin.

Yleisimmin sulfideja tavataan hienorakeisissa, lajittuneissa ja liejuisissa sedimenteissä ja hapettumattomina niihin liittyy usein tumma tai musta väri (Kuva 2.2). Musta tai tumman väri sedimentissä johtuu usein rauta-monosulfideista (FeS), kun taas pyriitti (FeS₂) antaa sedimentille vain hieman tumman harmaan sävyisen värin. Usein hapettumaton liejuinen sulfidipitoinen sedimentti on väriltään vihertävän (tumman-) harmaata (Kuva 2.3). Toisaalta sulfidipitoisuus voi olla tunnistettavissa sedimentissä olevien mustien raitojen tai laikkujen perusteella (Kuva 2.4). Mustat raidat ja laikut sedimentissä eivät aina ole varma merkki happamasta sulfaattimaamateriaalista, vaan rikkipitoisuus ja hapontuottopotentiaali kyseisissä materiaaleissa saattaa olla joskus varsin pieni. Täysin mustat sedimentit sen sijaan ovat hyvin yleisesti hapanta sulfaattimaamateriaalia.

Maalaji pystytään tunnistamaan maastossa yleensä näytteenottajasta riippuen melko karkeasti, mutta tarkkuus on todettu usein riittäväksi hapanta sulfaattimaatutkimuksiin. Liejupitoisuuden määrittäminen on maastossa vaikeaa ja tunnistaminen voidaan tehdä usein vain karkeasti mineraalimaihien ja liejuisiin sedimentteihin. Hapanta sulfaattimaamateriaalin karkea tunnistaminen voidaan tehdä ilman tarkempaa tietoa orgaanisen aineksen määrästä, mutta tarkemmat analyysit, kuten hehkutushäviö (LOI), laboratoriossa edellyttävät yleensä liejupitoisuuden määrittämistä. Maanäytteen litologisten ominaisuuksien lisäksi kohteella on hyödyllistä kuvata maaperäkerrosten rakenne ja kerrosrajojen luonne. Kyseisiä tietoja voidaan hyödyntää erityisesti kohteellisten tietojen (kairaukset) korreloinnissa ja kerrosten alueellisen esiintymisen tulkinnassa.

Sulfidipitoinen sedimentti usein haisee rikkiltä, jonka vuoksi haju on myös hyvä indikaattori sulfidipitoisuudesta. Useimmiten rikki haisee näytteessä vain hyvin lievästi ja pyriittimuotoisissa sedimenteissä ei välttämättä lainkaan. Joskus taas sedimentistä, erityisesti liejuisista ruoppausmassoista, lähtee selkeä rikkivedyn (H₂S) aiheuttama mädäntyneen kananmunan haju. Rikkivetyä muodostuu rikkibakteerien hajottaessa rikinyhdisteitä ja orgaanista ainesta pelkistävässä olosuhteissa. Rikkivetyä muodostuu myös jos rauta-monosulfidipitoiseen näytteeseen lisätään suolahappoa.

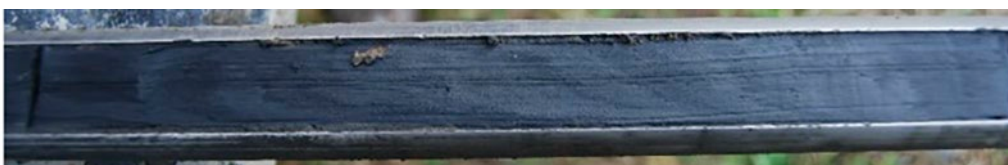
Vaikka hapanta sulfaattimaita ei voida varmasti tunnistaa pelkkien aistinvaraisten havaintojen perusteella, on maalajista havaittavien ominaisuuksien ylös kirjaaminen kuitenkin tärkeää. Tarkempien analyysien ja tunnistamisen jälkeen happaman sulfaattimaan ominaisuudet voidaan yhdistää kuvattuun maakerrokseen ja kuvausten perusteella kerros

voidaan kartoittaa ja tunnistaa alueellisesti usein hyvin. On kuitenkin huomattava, että joskus maan hapontuottopotentialissa saattaa olla selvää vaihtelua, vaikka kuvatut aistinvaraiset ominaisuudet pysyvät samoina. Tämä on myös syytä ottaa huomioon näytteenottosuunnitelmissa riittävällä näytteenottoitiheydellä.

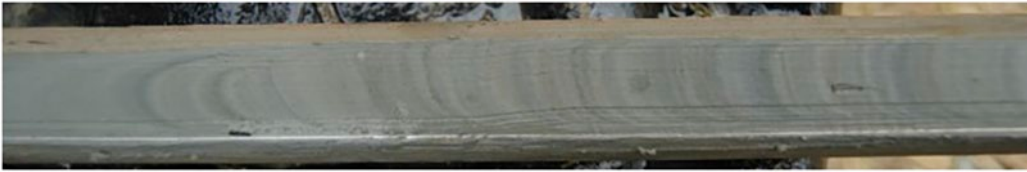
Kuva 2.1. Hapettumatonta mustaa sulfidisedimenttiä turvekerroksen alla. Sulfidisedimentin pinta on hapettunut ojaluiskassa ruskean harmaaksi (vasemmalla). Oikealla olevassa kuvassa näkyy sedimentin pinnalla kellertävää jarosiitti-saostumaa. GTK.



Kuva 2.2. Hapettumatonta, mustaa hienojakoista sulfidisedimenttiä, joka melkein aina happamoituu hapettuessaan. GTK.



Kuva 2.3. Vihertävän harmaata, sulfidipitoista liejuhiesua, joka melkein aina happamoituu hapettuessaan. GTK.



Kuva 2.4. Savea, jossa on mustia monosulfidiraitoja. Tämän näköinen materiaali voidaan usein luokitella pseudo happamaksi sulfaattimaamateriaaliksi. GTK.



Kuva 2.5. Punertavia rautasaostumia happaman sulfaattimaan hapettuneessa kerroksessa. Maiju Nylund Ramboll Finland Oy.



Kuva 2.6. Punertavia rautasaostumia happaman sulfaattimaan hapettuneessa kerroksessa.
Maiju Nylund Ramboll Finland Oy.



Kuva 2.7. Maanäytteen keskellä on mustaa, hapettumatonta maa-ainesta, joka viittaa siihen, että pyriitin lisäksi näytteessä on monosulfideja. Näytteen ympärillä maa-aines on jo hapettunut ja muuttunut väritään harmaaksi. Maanäytteen hapettuneesta kerroksesta on tunnistettavissa myös punertavia rautasaostumia.
Maiju Nylund Ramboll Finland Oy.



Kuva 2.8. Potentiaalista hapanta sulfaattimaata, jossa rikki on pääsoin pyriittimuodossa ja antaa maa-ainekselle vain hieman tumman sävyisen värin. Kasvien juuret ja maaperään syntyneet raot ovat hapettaneet potentiaaliseen happamaan sulfaattimaahan vaaleanharmaita reikiä ja koloja. Maiju Nylund Ramboll Finland Oy.

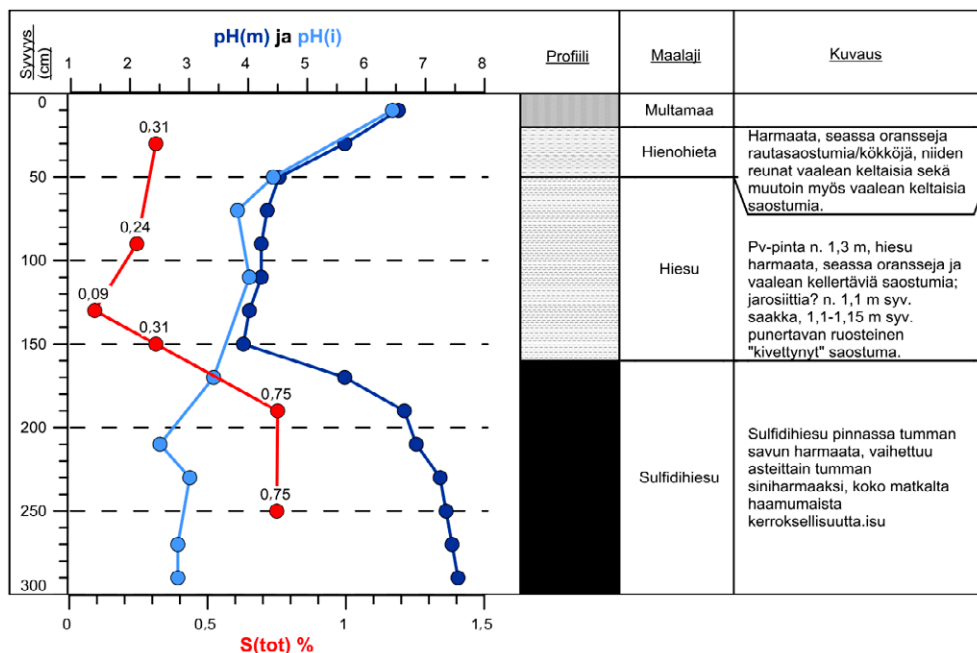


3 Havainnot ja tunnistaminen kentällä

3.1 Maasto-pH ja maaperän toteutuneen hapettumissyvyyden määrittäminen

Maasto-pH perusteella voidaan arvioida maaperän hapettumisen ja happamoitumisen astetta maastossa (Kuva 3.1), sekä tunnistaa aktiivinen hapan sulfaattimaa (hapan sulfaattimaamateriaali). Maaperä voidaan luokitella maasto-pH perusteella happamaksi sulfaattimaaksi, mikäli pH on mineraalimaanäytteessä alle 4 ja orgaanisessa materiaalissa (orgaanista ainesta yli 20 %; turve ja lieju) alle 3. Varsin usein aktiivisilla happamilla sulfaattimailla (mineraalimaat) maasto-pH minimi on kuitenkin hieman yli neljän (eli pseudo hapan sulfaattimaamateriaali). Tällöin hapan sulfaattimaa tunnistetaan hapettumattoman sulfidipitoisen kerroksen analyyseillä. Syynä yli neljän pH-arvoihin voivat olla maaperän epätäydellinen hapettuminen, luonnollinen puskurointi, tai jo syntyneen happamuuden poishuuhtoutuminen sekä viljelyalueilla kalkitseminen. Turpeessa orgaaniset hapot voivat yleisesti laskea pH-arvon alle neljään, kun taas alle kolmen pH-arvot usein viittaavat sulfidiperäiseen hapetukseen (Thomas, 2006).

Kuva 3.1. Kuva tyypillisestä happaman sulfaattimaan profiilista GTK:n karttapalvelussa <https://gtkdata.gtk.fi/hasu/index.html>. Profiilin hapettuneessa kerroksessa maasto-pH (pH(m)) ja kokonaisrikkipitoisuus on melko alhainen. Hapettumattomassa kerroksessa maasto-pH on korkea ja inkubaatio-pH-tasot alhaisia.



Maaperän hapettumissyvyys pystytään usein tunnistamaan maastossa joko jatkuvasta kairanäytesarjasta tai kaivuukuopassa näkyvästä maaleikkauksesta. Tunnistamisessa hyödynnetään aistinvaraisia havaintoja ja/tai maasto-pH -mittausta. Maanäytteistä mitataan maasto-pH mahdollisimman pian näytteenoton jälkeen. Mittaukset on hyvä tehdä hapettuneesta maaprofiilista (eli maaprofiilin yläosa) noin 10–20 cm välein, jolloin pH-mittausten avulla voidaan määrittää maaperän syvyysuuntainen happamuusprofiili. Pelkistyneestä kerroksesta mittaukset voidaan tarvittaessa tehdä 50 cm välein. Mikäli mittausta ei tehdä heti näytteenoton jälkeen, säilytetään näyte ilmatiiviisti esimerkiksi minigrip-pussissa ja pH mitataan 24 tunnin sisällä näytteenotosta. Mittaus voidaan tehdä suoraan näytteen pinnalta tarkoitukseen soveltuvalla pH-elektrodilla (Kuva 3.2). Menetelmässä maanäytettä kostutetaan deionisoidulla vedellä tai vaihtoehtoisesti sekoitetaan veden kanssa suhteessa 1:1 ennen mittausta (vertaa Ahern ym., 2004). pH voidaan myös mitata maanäytteen ja veden 1:5 seoksesta, mutta tällöin joissain näytteissä saattaa näkyä pH-tason lievä laimentuminen. Usein maanäytteiden rutiinimittauksissa on käytetty veden sijaan CaCl₂ liuosta (vertaa Schofield ja Wormald, 1955). Tämän on kuitenkin todettu jonkin verran alentavan pH tuloksia verrattuna vesi/maanäyteseoksiin.

Kuva 3.2. Maasto-pH-tason mittaus suoraan maanäytteen pinnalta. GTK.



Huomion arvoista maanäytteiden pH-mittauksessa on, että tulokset eivät yleensä ole kovin toistettavia desimaalin tarkkuudella, vaan esimerkiksi 0,2 yksikön poikkeama voi olla rinnakkaisnäytteissä varsin tyypillinen. Arvojen vaihteluun voi vaikuttaa muun muassa näytteen epähomogeenisyys ja mittauselektrodin ominaisuudet. Tuloksissa on siten syytä huomioida pH mittauksen virhe (esim. pH 3,8 voi olla 3,6 tai 4,0 ja pH 4,1 voi olla 3,9 tai 4,3).

Hapettumissyvyys on maaperässä tyypillisesti karkeasti samalla syvyydellä kuin pohjaveden pinnantasoo. Savessa ja muissa hienorakeisissa maalajeissa pohjavesi ei kuitenkaan muodosta selkeää pinnantasoa, ja hapettumisraja voi olla niissä hyvin vaihtuva. Kuitenkin myös hienorakeisissa maissa on tyypillisesti havaittavissa selkeä muutos maalajin värissä ja kosteudessa siirryttäessä pohjavedenpinnan tason alapuolisesta kerroksesta sen yläpuoliseen.

3.1.1 Suotovesien pH ja sähkönjohtavuus

Happamien sulfaattimaiden esiintymistä voidaan joskus arvioida karkeasti myös suoto-vesien pH-, sähkönjohtavuus- ja sulfaattianalyysien perusteella. Ojavesissä todettu alhainen pH (alle 4,5) yhdistettynä korkeaan sähkönjohtokykyyn (yli 200 $\mu\text{S}/\text{cm}$) on usein hyvä indikaattori sulfidiperäisestä maaperän happamoitumisesta (Österholm ja Åström, 2008). Veden pH ja sähkönjohtokyky voidaan mitata maastossa tarkoitukseen sopivalla elektrodilla. Vedestä voidaan analysoida maastossa myös sulfaattipitoisuus, jonka korkea pitoisuus heijastaa yleisesti hyvin sulfidiperäistä happamoitumista maaperässä. Poikkeuksena tähän on maaperä tai maamassat, jotka ovat kyllästyneet merivedellä. Tällöin sulfaattipitoisuudet, kuten myös sähkönjohtavuus voivat olla luonnostaan korkeita.

Ojavedestä tehtyjen kenttämittausten tulkinnaassa tulee tarvittaessa ottaa huomioon valitsevat sääolosuhteet. Rankkasateiden aikana ojavesissä korostuu pintavalunnan osuus, joka voi laimentaa maaperästä suotautuvia happamia vesiä. Kuivien jaksojen aikana seisovassa ojavedessä saattaa puolestaan näkyä veden konsentroituminen poikkeuksellisen alhaisena pH-tasona ja korkeana sähkönjohtokykyinä. Lisäksi ojavedestä tehtävien määrittelyjen tulkinnaassa tulee tarvittaessa huomioida mahdollinen meriveden vaikutus, joka voi osaltaan nostaa veden sähkönjohtokykyä.

Alhainen pH yhdistettynä korkeaan sähkönjohtavuuteen on usein hyvä indikaattori sulfidiperäisestä happamoitumisesta maaperässä. Mittaamalla ojavesien pH:ta ja sähkönjohtavuutta sekä arvioimalla alueen hydrologiaa (vesien virtaussuunnat), voidaan happamuu-den lähde joskus paikantaa melko tarkastikin.

3.1.2 Maaperän sähkönjohtavuus ja sulfaattipitoisuus

Sulfidien hapettumisen seurauksena maaperässä muodostuu rikkihappoa ja sulfaattia, mikä nostaa maaperän sähkönjohtavuutta. Korkea sähkönjohtavuus ei kuitenkaan suoraan kerro maaperän happamuudesta, vaan tietoa on tulkittava esimerkiksi yhdessä pH-mittausten kanssa. Maaperän sähkönjohtavuus voidaan mitata maastossa soveltuvalla elektrodilla. Myös maaperän sulfaattipitoisuus voidaan määrittää maastossa esimerkiksi fotometrisesti maasto-olosuhteisiin soveltuvalla analysaattorilla. Myös maaperän sähkönjohtavuutta ja sulfidipitoisuutta tarkasteltaessa tulee huomioida meriveden mahdollinen vaikutus. Analyysit voidaan tehdä ”luonnossa hapettuneista” näytteistä tai vetyperoksidilla hapetetuista näytteistä Sähkönjohtavuuden ja sulfaattipitoisuuden käyttöä HaSu-materiaalien tunnistamisessa käsitellään tarkemmin luvussa 5.7.

3.1.3 Maanäytteen vetyperoksidihapetus

Potentiaalisen happaman sulfaattimaan tunnistamisessa voidaan käyttää maastossa apuna maanäytteen vetyperoksidihapetusta. Maanäytteen vetyperoksidihapetusta käsitellään tarkemmin laboratoriomenetelmissä luvussa 5.4. Maanäytteessä oleva sulfidi voidaan hapettaa maastossa nopeasti vetyperoksidin (H_2O_2) avulla. Vetyperoksidihapetuksen jälkeen maanäytteestä mitataan uudelleen pH. Koska vetyperoksidi on voimakas hapetin, on happaman sulfaattimaan luokittelun pH-raja alhaisempi kuin luonnollisessa hapetusreaktiossa. Mikäli näytteen pH laskee alle 3,0 tai laskee alle neljän ja muutos on yli 2,5 yksikköä, on kyseessä potentiaalinen hapan sulfaattimateriaali. Koska vetyperoksidi reagoi myös orgaanisen aineksen kanssa, ei vetyperoksidihapetus sovellu maanäytteille, jotka sisältävät runsaasti (> 20 %) orgaanista ainesta.

Koska vetyperoksidihapetuksessa käytetään voimakkaita hapettimia ja reaktiossa muodostuu kaasuja, tulee kyseisen tutkimusmenetelmän työturvallisuuteen kiinnittää erityistä huomiota (esim. hapon kestävät käsineet ja suojalasit). Lisäksi analyysissä käytettävien välineiden tulee kestää kuumuutta, sillä hapetusreaktiossa vapautuu huomattavasti lämpöä. Tutkimusmenetelmän käyttäminen vaatii erityisosaamista myös vetyperoksidin pH-tason säätämisen osalta, mikä voidaan tehdä natriumhydroksidilla.

3.1.4 Haju ja maanäytteen suolahappokäsittely

Rikkivetyä muodostuu myös lisättäessä suolahappoa (HCl) monosulfidipitoiseen maa-ainekseen. Suolahappokäsittelyllä syntyneen hajun voimakkuus ei kuitenkaan kerro suoraan maa-aineksen sisältämän rikin määrästä. Suolahappo ei myöskään reagoi pyriittimuodossa olevan sulfidin kanssa. Suomessa esiintyvissä happamissa sulfaattimaissa pyriitti on tyypillisesti rikin yleisin muoto. Ihan mustissa sulfidisedimenteissä, pääosa rikistä voi

kuitenkin olla monosulfidimuodossa. Maanäytteen suolahappokäsittely soveltuu näin ollen pääasiassa monosulfidin tunnistamiseen, eikä menetelmää pidä käyttää ainoana tunnistuskeinona.

4 Toimenpiderajat

Toimenpiderajoilla/-kriteereillä tarkoitetaan maanäytteiden kokonaisrikkipitoisuudelle ja hapontuotolle asetettuja arvoja (vertaa Tunnistus-projekti, Visuri ym., 2021), joiden ylittyminen osoittaa happamuuden hallintatoimenpiteiden suunnittelutarpeen ja/tai lisätutkimustarpeen. Toimenpiderajat ovat maalajikohtaisia ja niitä voidaan soveltaa vain näytteille, jotka on ensin tunnistettu happamaksi sulfaattimaamateriaaliksi. Rajojen ylitys tarkoittaa, että maa-aineksen ominaisuudet poikkeavat tavanomaisesta maamateriaalista ja että ominaisuudet voivat johtaa happamoitumisriskiin, mikäli maaperä tai kaivetut massat altistuvat hapetukselle. Toimenpiderajojen ylityksen jälkeen voidaan suunnitella tarvittavat hallinta-/käsittelytoimenpiteet kokonaisvaltaisemman riskinarvion perusteella.

Australiassa on jo usean vuoden ajan käytetty riskinarviossa eri toimenpideraja-arvoja eri maalajiluokille (esim. Simpson ym. 2008). Suomessa vastaavia toimenpiderajoja ei ole vielä ollut käytössä. Tunnistus-projektissa on laadittu alustava esitys Suomessa sovellettavista rajoista. Toimenpiderajojen laatimisessa on tärkeä ottaa huomioon maalajien erilaiset kemialliset (pH, rikkipitoisuus ja asiditeetti) ja fysikaaliset (raekoko, irtotiheys, puskurointikyky) ominaisuudet. Erityisesti maalajien tekstuureilla (kuten raekolla ja humuspitoisuudella) on merkittävä vaikutus hapan sulfaattimaamateriaaleista potentiaalisesti lähtevään happo- ja metallimäärään sekä ennen kaikkea siihen, missä ajassa reaktiot tapahtuvat.

Taulukko 4.1. Maalajikohtaiset toimenpiderajat, joiden alapuolella hapontuoton voidaan olettaa olevan niin vähäistä, ettei sillä ole merkitystä.

Materiaali	S_{tot} (%)	mol H+/kg
Hienorakeiset materiaalit ($\leq 0,06$ mm)	0,08	20
Karkearakeiset materiaalit ($> 0,06$ mm)	0,03	6
Lieju (LOI > 20 %)	0,05	100
Turve	0,4	250

Happamien sulfaattimaiden toimenpiderajojen laatiminen perustuu kansallisen tutkimusaineiston tarkasteluun ja rajoina esitetään käytettäväksi ei-sulfaattimaamateriaalien

inkubaatio-asiditeettien mediaani-arvoa. Arvoja vastaavat kokonaisrikkipitoisuudet, jotka johtavat kyseisen arvon ylitykseen, on laskettu regressioanalyysien perusteella (Taulukko 4.1). Ei happamien sulfaattimaamateriaalien inkubaatio-asiditeettien mediaaniarvoja voidaan pitää rajana pienelle hapontuottopotentiaalille ja siten sopivana toimenpiderajana. On myös tärkeää, että toimenpiderajoja sovelletaan ainoastaan tunnistetuille happamille sulfaattimaamateriaalille. Eli ensin määritellään luokitellaanko materiaali happamiksi sulfaattimaamateriaaliksi vai ei, ja vasta tämän jälkeen arvioidaan hapontuottopotentiaali, tai analysoidaan kokonaisrikkipitoisuus, ja verrataan sitä toimenpiderajoihin.

5 Laborioriotutkimusmenetelmät

5.1 Maasto-pH laboratoriossa

Maaperän pH mittaus suositellaan tehtävän ensisijaisesti kentällä, jolloin voidaan tunnistaa aktiivisen sulfaattimaan ja potentiaalisen sulfaattimaan rajapinta. Jos pH-tason mittaaminen ei ole mahdollista kentällä, voidaan se tehdä laboratoriossa mahdollisimman pian (24 h) näytteenoton jälkeen. Tässä tapauksessa näytteet tulee pakata ilmatiiviisti ja kuljettaa kylmälaukussa laboratorioon näytteiden hapettumisen hidastamiseksi.

Maaperän pH mittaus laboratoriossa suositellaan tehtäväksi maaperä-vesi suspensiosta (1:1) tai standardin ISO 10390 mukaan. Vaihtoehtoisesti maasto-pH voidaan mitata myös suoraan kosteasta näytteestä tähän tarkoitukseen soveltuvalla ja kalibroidulla pH mittarilla. Näytteen voidaan lisätä tarvittaessa deionisoitua vettä, jotta elektrodi saa riittävän kontaktin näytteeseen.

5.2 Inkubaatio-pH

Inkubaatio-pH on yksinkertainen ja luotettava menetelmä happaman sulfaattimaamateriaalin tunnistamisessa (vrt. Creeper ym., 2012) ja on käytössä happamien sulfaattimaiden luokituksissa kansainvälisesti. Menetelmä jäljittelee maanäytteen luonnollista hapettumista ja haponmuodotusta, ottaen huomioon näytteen luonnollisen puskurikyvyn (karbonaatit, orgaaninen aines, savimineraalit). Koska menetelmässä näytteestä ei pääse huuhtoutumaan hapettumisen aikana (vettä) happamuutta pois, voi muodostunut happomäärä olla kuitenkin jonkin verran suurempi kuin vastaavassa asemassa maaperässä. Menetelmässä seurattavan pH-laskun perusteella ei myöskään voida suoraan arvioida näytteessä muodostuvaa happomäärää. Inkubaatio-pH soveltuu käytettäväksi erityisesti pelkistyneiden (hapettumattomien) näytteiden tunnistamiseen. Tosin joskus myös maaperän hapettuneessa kerroksessa, ja erityisesti hapettumattoman ja hapettuneen kerroksen välisessä vaihettumisvyöhykkeessä, saattaa olla vielä hapettumatonta sulfidia, jonka hapettuminen aiheuttaa happamoitumista.

Perinteisessä inkubaatio-pH:ssa maanäytteiden annetaan hapettua huoneilmassa 9–19 viikon ajan (Creeper ym., 2012). Hapetus voidaan tehdä löyhästi suljetuissa muovipusseissa tai muovirasioissa ja näytteet tulee pitää inkubaation ajan kosteana lisäämällä niihin tarvittaessa deionisoitua vettä. Vettä ei tule kuitenkaan lisätä niin paljon, että näyte "vettyy", jolloin näyte ei hapetu toivotulla tavalla. Myös näytemäärä vaikuttaa oleellisesti

hapettumisnopeuteen, ja inkubaatio-rasiaan (tai pussiin) ei tulisi laittaa näytettä yli 1 cm kerrospaksuutta. Hapettumisen tehostamiseksi näytettä tulisi myös sekoittaa joitakin kertoja kokeen aikana.

Inkubaatio-kokeessa pH mitataan alkutilanteessa ja hapetusjakson jälkeen. Mineraalimaanäytteitä inkuboidaan 9–19 viikkoa kunnes näytteen pH on alle 4 mineraalimaissa ja alle 3 orgaanisessa materiaalissa (LOI > 20%; turve ja lieju) ja maastossa mitattuun pH-arvoon verrattuna pH-tason muutos on ollut vähintään 0,5 yksikköä ja/tai pH-arvo on stabiloitunut (pH-arvo noin 0,1 sisällä kahden viikon aikana) (Auri ym., 2018; Boman ym., 2018). Mikäli näytteen pH on 9 viikon inkubaation jälkeen yli 6,5, voidaan todeta, että näytteessä ei esiinny merkittävästi sulfideja ja inkubaatio voidaan lopettaa. Mikäli näytteen pH on 9 viikon inkubaation jälkeen välillä 4,0 (3,0 orgaanisessa materiaalissa) ja 6,5, jatketaan inkubaatiota vielä 10 viikkoa. Mikäli tämän jälkeen mineraalimaanäytteen pH on < 4 ja < 3 orgaanisessa materiaalissa, voidaan näytteen todeta olevan hypersulfidimateriaalia ja maaperä luokitella happamaksi sulfaattimaaksi. Vastaavasti maaperä (tai materiaalit) voidaan luokitella pseudo happamaksi sulfaattimaaksi mikäli pH-arvo on inkubaatuiossa välillä 4,0–4,5 mineraalimaissa ja välillä 3,0–3,5 orgaanisessa materiaalissa.

5.3 Nopeutettu inkubaatio

Perinteistä inkubaatiota, jonka kesto on 9–19 viikkoa, voidaan nopeuttaa säätämällä inkuboinnin lämpötilaa, näytemäärää ja tehostamalla näytteen sekoitusta (Tunnistus-projekti). Inkubaation kannalta tehokkaimmaksi havaittiin Tunnistus-projektin kokeissa noin 30–40 °C asteen lämpötila, 2–3 mm näytepaksuus ja sekoitus noin 2 kertaa viikossa, jolla näytteiden hapettumisaika saatiin putoamaan alle 5 viikkoon. Nopeutettu inkubaatio voidaan katsoa päättyneeksi, kun pH on laskenut alle 4 arvoon mineraalimaissa ja alle 3 arvoon orgaanisessa materiaalissa tai pH on vakiintunut, eli pysynyt 0,1 yksikön välillä kahden viikon ajan.

5.4 Vetyperoksidihapetetun näytteen pH, pH_{FOX}

Happamat sulfaattimaat voidaan pääsääntöisesti tunnistaa jo näytteenottopäivänä vetyperoksidihapetuksen avulla (pH_{FOX}). Menetelmä soveltuu käytettäväksi niin maasto-olosuhteissa kuin laboratoriossa. Tässä esitellään menetelmä, joka on kehitetty Tunnistus-projektissa pohjautuen australialaiseen National Acid Sulfate Soils Guidance -ohjeeseen (Sullivan ym., 2018). Vetyperoksidihapetuksessa pH-tason lasku on huomattavasti nopeampaa ja voimakkaampaa kuin luonnollisessa hapetuksessa, minkä vuoksi tunnistamisen pH-rajana käytetään alhaisempaa arvoa kuin inkubaatio-pH:ssa. WRB:n luokituksen mukaan vetyperoksidilla hapetettu maanäyte luokitellaan happamaksi sulfaattimaamateriaaliksi, jos

sen pH laskee alle arvoon 2,5 (IUSS Working Group WRB, 2015). Tunnistus-projektin tulosten perusteella tultiin johtopäätökseen käyttää hieman korkeampaa pH-arvo 3,0. Alhaisen pH-arvon lisäksi tunnistamisessa voidaan myös hyödyntää pH-laskun suuruutta ja havaittavaa reaktion voimakkuutta. Sulfidien ja vetyperoksidin reagoidessa näyte alkaa tyypillisesti lämpenee, kuplii ja "savuaa" voimakkaasti, mikäli sulfidia on runsaasti.

Vetyperoksidihapetus ja pH-raja-arvot eivät sovellu maanäytteille, jotka sisältävät runsaasti orgaanista ainesta (LOI > 20 %), sillä voimakas hapetus irrottaa happamuutta sulfidien lisäksi myös orgaanisesta aineksestä. Orgaanisten happamien sulfaattimateriaalien tunnistamisessa voidaan kuitenkin käyttää vetyperoksidi hapetuksen jälkeen määritettävää sulfaattipitoisuutta ja sähkönjohtavuusarvoa (katso luku 5.7)

Vetyperoksidihapetuksessa käytetään 30 % vetyperoksidia, jonka pH on säädetty (NaOH) välille 4,5–5,5. Ennen vetyperoksidilisäystä mitataan näytteen maasto-pH, jota verrataan hapetuksen jälkeiseen pH-arvoon. Tunnistus-projektissa käytettiin analysoitavana näytemääränä 2 ml tilavuusmittaa, jolla tavoiteltiin noin 1 g näytemäärää kuiva-ainepitoisuutena. Tähän päädyttiin, koska kuiva-ainepitoisuuden määrittäminen maasto-olosuhteissa on vaikeaa. 2 ml näytemäärä voidaan mitata helposti esimerkiksi katkaistulla lääkeruiskulla. Vetyperoksidia lisätään näytteeseen 1 ml kerrallaan, odottaen lisäysten välillä mahdollisen reaktion tasaantumista. Mikäli reaktio uhkaa voimistua liikaa (kuohua näyteastian yli), voidaan seosta laimentaa deioinoidulla vedellä. Vetyperoksidia lisätään kokonaisuudessaan 5 ml. Näytteen tulee antaa jäähtyä vetyperoksidilisäyksen jälkeen 60 ± 5 min ajan, jonka jälkeen mitataan pH. Näyte ei saa seistä liian kauan (> 2 tuntia) koska pH alkaa silloin nousta.

Vetyperoksidihapetuksessa käytetään voimakkaita hapettimia ja reaktioissa muodostuu kaasuja, joten analyysijä suoritettaessa työturvallisuuteen on kiinnitettävä erityistä huomiota. Analyysit tulee suorittaa ulkona hyvin tuuletetussa tilassa tai sisätiloissa vetokaapissa. Työnsuorittajan tulee käyttää haponkestäviä nitrilihansikkaita ja suojalaseja sekä tarpeellisia suoja- tai työvaatteita. Analyyseissä käytettävien muovisten koeputkien ja muiden välineiden täytyy kestää kuumuutta. Hapetusreaktiossa vapautuu lämpöä, ja liuoksen lämpötila voi nousta jopa 90 °C:een. Vetyperoksidin roiskumista iholle on vältettävä. Paikan päälle on hyvä varata ensiapuvälineiksi silmähuuhtelupullo sekä runsaasti vettä mahdollisten roiskeiden huuhtelemiseen. Analyyseissä käytetään myös muita kemikaaleja, joiden käyttöturvallisuustiedotteisiin (MSDS) on syytä tutustua etukäteen.

5.5 NAG-pH

Vetyperoksidihapetukseen perustuvan pikamenetelmän lisäksi happamien sulfaattimaiden tunnistamisessa on käytetty NAG-pH määritystä. Menetelmää on yleisesti käytetty

kaivosteollisuudessa happoa tuottavan kiven kuten pyriitin hapontuottopotentialin arvioinnissa (GTK, 2015), ja siksi menetelmä sopii lähtökohtaisesti paremmin kiviainekselle kuin sulfidipitoisille maamateriaaleille. NAG-pH määritystä voidaan tehdä usealla tavalla, mutta Suomessa happamien sulfaattimaiden tunnistamisessa on yleensä käytetty ns. single addition menetelmää, jolloin kuivattuun ja jauhettuun 2,5 gramman näytteeseen lisätään 250 ml 15% vetyperoksidia ja näytteen annetaan reagoida yön yli. Seuraavana päivänä vetyperoksidi hajotetaan keittämällä, jonka jälkeen näytteen annetaan jäähtyä ja siitä mitataan NAG-pH. Suomessa happaman sulfaattimaan rajana on yleisesti käytetty pH-tasoa 4,5. Jos näytteen pH on laskenut alle raja-arvon, on näyte happoa tuottavaa (GTK, 2015; AMIRA international, 2002). Jotkut vetyperoksidin valmistajat käyttävät mm. fosforihappoa vetyperoksidin säilöntäaineena, joka voi vääristää testin tuloksia. Tästä syystä testissä käytettävän vetyperoksidin pH tulee olla säädettyä alueelle 4,5–5,5. NAG-pH-tason ja inkuboidun pH-tason vertailua on tehty mm. Ilosen (2021) opinnäytetyössä. Lisää tutkimusta aiheesta kuitenkin tarvitaan.

5.6 Rikkipitoisuus HaSu-materiaalien tunnistamisessa

Mineraalimaanäytteen kokonaisrikkipitoisuutta (Stot) voidaan käyttää potentiaalisen happaman sulfaattimaamateriaalin tunnistamiseen, sillä maanäytteen rikkipitoisuuden on todettu vastaavan yleisesti melko hyvin siinä olevaa sulfidipitoisuutta ja hapontuottopotentiaalia. Menetelmässä on kuitenkin huomioitava myös maalaji, koska eri maalajeilla on erilainen puskurikyky, ja haitalliseen happamoitumiseen johtava happomäärä voi vaihdella eri maalajeissa merkittävästi. Lisäksi erityisesti orgaanisissa maalajeissa rikkiä voi esiintyä runsaasti muussakin muodossa kuin sulfideina, mitkä eivät aiheuta vastaavaa happamoitumista. Menetelmä soveltuu erityisesti hapettumattoman materiaalin analysointiin. Hapettuneessa maassa rikki on yleensä sulfaattimuodossa ja se on saattanut pitkälti jo huuhtoutua pois, eikä kuvasta siten hapettumattoman kerroksen potentiaalia.

Rikkipitoisuusanalyysistä sulfidipitoisuuden (TRS) määrittäminen antaa luotettavimman kuvan happamuuspotentialista, mutta sen analysointi laboratorioissa (rikkispesiatio) vaatii erityisosaamista, eikä menetelmää ole yleisesti tarjolla kaupallisissa laboratorioissa. Sulfidipitoisuutta on analysoitu laboratorioissa myös polttomenetelmällä, mutta tämän on todettu todellisuudessa antavan virheellisiä tuloksia, ja mittavaan oikeasti lähinnä kokonaisrikkipitoisuutta. Hapettumattomissa mineraalimaissa rikin on kuitenkin todettu esiintyvän lähes yksinomaan sulfidimuodossa, ja kokonaisrikkipitoisuutta voidaan siten hyödyntää hapontuottopotentialin arvioinnissa ja tunnistamisessa (vertaa Boman, 2008 ja Tunnistus-projekti, Visuri ym., 2021). Orgaanisille materiaaleille käytetään korkeampia tunnistusrajoja rikille, niiden luontaisesti sisältämän orgaanisen rikin vuoksi.

Tunnistus-hankeen tulosten perusteella on vedetty johtopäätös, että mikäli kokonaisrikkipitoisuus on hienorakeisissa materiaalissa alle 0,03 %, niin todennäköisesti kyseessä ei ole hapan sulfaattimaamateriaali, ja jos rikkipitoisuus on yli 0,2 %, kyseessä on hyvin todennäköisesti hapan sulfaattimaamateriaali. Vastaavat arvot karkearakeisissa happamissa sulfaattimaissa ovat 0,01 ja 0,06 %. Liejut (LOI > 20 %) ovat hyvin todennäköisesti hapanta sulfaattimaamateriaali, jos rikkipitoisuus on yli 0,5 % ja ei hapan sulfaattimaamateriaalia, jos pitoisuus on tämän alle. Vastaava arvo turvemateriaalissa on 1 %.

Kokonaisrikkipitoisuus voidaan analysoida näytteistä kuningasvesiliuotuksen/typpihappoliuotuksen ja ICP-analyysin perusteella (ISO 11466) tai polttomenetelmällä (EN 14582, esim. Leco). Lisäksi kokonaisrikkipitoisuus voidaan laskea hapetetun näytteen sulfaattipitoisuuden perusteella. Laskennassa on oletuksena, että kaikki rikki on ollut näytteessä sulfidimuodossa ja se on hapetuksessa tuottanut sulfaattia.

5.7 Sulfaattipitoisuus ja sähkönjohtavuus hapettuneesta näytteestä

Sulfidien hapettumisen seurauksena maaperässä muodostuu sulfaattia (rikkihappoa), mikä taas nostaa maaperän sähkönjohtavuutta, ja siksi hapetetun näytteen sähkönjohtavuutta ja sulfaattipitoisuutta voidaan käyttää happamien sulfaattimaiden tunnistamiseen. Menetelmä soveltuu erityisesti potentiaalisen happaman sulfaattimaamateriaalin tunnistamiseen, mutta sillä voidaan arvioida myös aktiivisen happaman sulfaattimaan happamuuspotentiaalia.

Happaman sulfaattimaan tunnistaminen sulfaattipitoisuuden perusteella perustuu sulfaattin perusteella laskettuun kokonaisrikkipitoisuuteen, jonka on todettu vastaan hyvin kuningasvesiliuotuksella analysoituja pitoisuuksia (vertaa tunnistus Visuri ym., 2021). Kokonaisrikkipitoisuutta taas voidaan käyttää suoraan happaman sulfaattimaan. Hapetetun näytteen sulfaattipitoisuuden määrittäminen ja tunnistaminen soveltuu myös orgaanisille maalajeille (vertaa tunnistus Visuri ym., 2021).

Tulkittaessa mitattuja sulfaatti- ja sähkönjohtavuusarvoja tulee huomioida myös näytteen maalaji ja sen puskurikyky, ja erityisesti sähkönjohtavuuden osalta mahdollinen meriveden vaikutus. Meriveden vaikutus voi näkyä korkeana sulfaatti- ja kloridipitoisuutena erityisesti merestä ruopatuissa maamassoissa sekä aivan merenrannan maaperässä. Happamien sulfaattimaiden vaikutus voidaan tunnistaa kyseisissä massoissa merivedestä poikkeavalla kloridi/sulfaatti suhteella, joka on happamilla sulfaattimailla selvästi merivettä alhaisempi. Maalajien vaikutus pitoisuuksiin näkyy yleisesti siten, että karkeissa maalajeissa

alkuperäinen sulfidipitoisuus on tyypillisesti pienempi kuin hienojakoisissa maissa, ja siten hapetuksessa muodostuva sulfaattipitoisuus ja sähkönjohtavuus ovat pienempiä.

Sulfaattipitoisuuksiin (ilmaistuna mg/kg) perustuvat happaman sulfaattimaamateriaalien tunnistusrajat voidaan laskea kokonaisrikkipitoisuuksien (sulfaattipitoisuus mg/kg * 0,33) perusteella ja ne ovat maalajikohtaisia. Karkeille maalajeille voidaan pitää tunnistusrajana 0,06 %, hienorakeisille 0,2 %, liejuille 0,5 % ja turpeelle 1,0 % mg/kg kokonaisrikkipitoisuuksia. Tunnistaminen sulfaattipitoisuuden perusteella on kuitenkin pikamenetelmä ja siihen liittyy myös enemmän virhelähteitä kuin rikkipitoisuuden standardimenetelmiin (vertaa tunnistus Visuri ym., 2021).

Maaperän korroosiotutkimuksissa on asetettu maanäytteen sulfaattipitoisuudelle raja-arvoksi 500 mg/kg ja vesinäytteen raja-arvoksi 200 mg/l (Liikennevirasto, 2017), minkä jälkeen maapohja tulkitaan tavanomaisesta poikkeavaksi. Erityisesti hienorakeisissa happaman sulfaattimaamateriaaleissa nämä raja-arvot ylittyvät yleisesti. Tutkimuksissa on syytä huomioida, että jos sulfaattipitoisuus mitataan pelkistyneestä maamateriaalista, sitä sulfaattia, joka vapautuisi maamateriaalin päästessä hapettumaan, ei tule huomioida (Matbäck ym., 2021). Lähtökohtaisesti maanäyte kannattaa ensin inkuboida 19 viikkoa ja sen jälkeen määrittää maanäytteen sulfaattipitoisuus. Tällä periaatteella huomioidaan se mitä käytännössä tapahtuu, jos pohjaveden pinta laskee rakennusvaiheessa (kuivatuksen tai ilmastomuutoksen takia). Vaihtoehtoisesti näyte voidaan hapettaa vetyperoksidilla ja sen jälkeen mitata sulfaattipitoisuus. Tämä menetelmä antaa kuitenkin melkein saman tuloksen kun kokonaisrikki ja todennäköisesti yliarvioi sulfaatti- tai potentiaalista sulfaattipitoisuutta (jos maamateriaali hapettuu luonnossa), erityisesti jos näyte sisältää runsaasti orgaanista rikkiä. Jos ei ole tarvetta arvioida potentiaalista sulfaatin määrää, on sulfaattipitoisuus mahdollista analysoida suoraan pelkistyneestä maamateriaalista.

Sähkönjohtavuuden perusteella voidaan laskea johtoluku, jota on käytetty erityisesti peltomailla kuvaamaan maaperässä olevien vesiliukoisten suolojen pitoisuutta. Johtoluku lasketaan jakamalla mitattu sähkönjohtavuus ($\mu\text{S}/\text{cm}$) sadalla. Korkea johtoluku peltomailla viittaa liialliseen lannoitukseen tai happamiin sulfaattimaihiniin, jolloin tyypillisesti ravinnepitoisuudet ja pH ovat alhaisia. Tyypillinen johtoluku peltomaissa on alle 2,5, ja mikäli arvo on yli 10, tulisi syy siihen selvittää (Hyytiäinen ja Hiltunen, 1999; Viljavuuspalvelu, 2008). Tunnistus-projektin tulosten perusteella todettiin, että vetyperoksidihapetuksissa näytteissä johtolukua 30 voidaan hyödyntää sulfaattimaan karkeassa tunnistamisessa. Menetelmä ei kuitenkaan ole kovin luotettava eikä se sovi erityisen hyvin orgaanisille materiaaleille, joilla johtoluku voi olla hyvin korkea, vaikka ne eivät olisikaan hapanta sulfaattimaamateriaalia.

Maa- tai vesinäytteen sulfaattipitoisuus voidaan mitata maastossa fotometrisesti maasto-olosuhteisiin soveltuvalla analysaattorilla. Analyysi perustuu sulfaatin saostusreaktioon

vesiliuoksessa bariumkloridin kanssa. Maanäytteen sähkönjohtavuutta voidaan mitata maastossa vesiliuoksesta johtokykymittarilla. Maasto-olosuhteissa analysoitavan näytteen määrä mitataan tilavuuden perusteella, jolloin tulee samalla huomioiduksi näytteen irtotiheys. Tällä on merkitys erityisesti hyvin orgaanisissa maalajeissa, joiden irtotiheys on huomattavan pieni verrattuna mineraalimaihin.

Sulfaattianalyysi ja sähkönjohtavuusmittaus voidaan tehdä joko inkuboidusta näytteestä, vetyperoksidilla hapetetusta näytteestä (Johtoluku_{FOX} ja S_{FOX}) tai maastossa hapettuneesta näytteestä (maaperän hapettunut kerros). Mikäli analyysi tehdään maastossa hapettuneesta näytteestä, on tulosten tulkinnassa huomioitava, että sulfaatti on jo saattanut huuhtoutua maaperästä pois ja alapuolisessa sulfidikerroksessa voi olla potentiaalia huomattavasti suurempaan sulfaattituotantoon. Toisaalta myös visuaalisesti hapettuneessa kerroksessa saattaa olla vielä hapettumatonta sulfidia jäljellä. Myös sähkönjohtavuus voi olla maaperän hapettuneessa kerroksessa samoista syistä alhaisempi kuin vetyperoksidilla hapetetussa näytteessä.

5.8 Orgaanisen aineksen ja irtotiheyden vaikutus happamilla sulfaattimaila

Orgaanisen aineksen ja irtotiheyden vaikutusta happamien sulfaattimaiden analyysimenetelmiin ja tulosten tulkintaan on tutkittu muun muassa Tunnistus-projektissa. Tässä luvussa esitetään kootusti Tunnistus-loppuraportin johtopäätökset havainnoista (Visuri ym., 2021).

Maanäytteen orgaanisen aineksen määrä vaikuttaa usein oleellisesti happaman sulfaattimaan tunnistamiseen ja hapontuottopotentialin arvioimiseen ja siksi orgaanisen aineksen pitoisuuden määrittäminen (esim. LOI) näytteistä on tärkeää. Orgaanisen aineksen vaikutus näkyy näytteissä muun muassa puskurikyvyn (vertaa Pousette ym. 2008; Pousette 2007) ja hapontuottopotentialin vaihteluna. Runsaasti orgaanista ainesta sisältävässä aineksessa rikkiä saattaa olla sitoutuneena orgaaniseen muotoon, mikä ei aiheuta vastaavaa happamoitumista kuin sulfidimuotoinen rikki ja tällöin kokonairikkipitoisuudet ovat usein orgaanisissa HaSu-materiaaleissa selvästi korkeammat kuin mineraalimaissa (katso luku 5.6). Toisaalta orgaaniset maalajit saattavat sisältää luontaisia humushappoja, jotka nostavat niiden hapontuottopotentialia suhteessa mineraalimaihin (katso luku 5.9).

Orgaaninen aines myös pienentää maanäytteen irtotiheyttä, joka on tärkeää ottaa huomioon HaSu-materiaalien riskinarvioinnissa ja riskinhallintatoimenpiteiden suunnittelussa. Rikkipitoisuudet ja hapontuottopotentiali määritetään yleisesti massa-yksikköinä kuiva-aineessa (esim. S_{tot} mg/kg ka ja mmol H⁺/kg ka). Tällöin esimerkiksi runsaasti orgaanista sisältävät materiaalit, jotka menettävät merkittävän osan painostansa kuivatuksessa,

näyttävät usein sisältävän suuria pitoisuuksia rikkiä ja happamuutta. Mikäli arvot ilmoitetaan kuitenkin tilavuusperustaisesti (esim. S_{tot} mg/m³ tai mmol H⁺/m³), tasoittuu mineraalimaiden ja orgaanisten maalajien erot pitoisuuksissa huomattavasti. Tilavuusperusteinen arviointi on erityisen hyödyllistä käytännön työssä, jossa arvoidaan esimekisi läjitettyjen massojen hapontuottopotentiaalia ja vaadittavia neutralointianemääriä kuutioittain. (Visuri ym., 2021)

Maanäytteen sisältämän orgaanisen aineksen määrää arvioidaan määrittämällä hehkutushäviö (LOI). Menetelmässä kuivatettu maanäyte (105 °C uunissa) poltetaan 550 asteisessa uunissa (4 tuntia), jolloin maanäytteessä oleva orgaaninen aines palaa hiilidioksidina pois näytteestä (SFS 3008). Ennen ja jälkeen polttoa tehtyjen punnitusten ero kertoo hehkutushäviön, joka kuvastaa orgaanisen aineksen määrää melko tarkasti. Poikkeuksena tähän voivat olla näytteet joissa on runsaasti rikkiä, sillä samassa lämpötilassa palaa näytteestä pois myös osa rikistä ja minkä vuoksi tuloksissa on huomioitava rikin määrä (Boman, 2008).

5.9 Hapontuottopotentiaali

Hapontuottopotentiaalia voidaan kuvata luontevasti asiditeetilla, joka kuvaa näytteessä olevaa happojen ja muiden happamuutta lisäävien tekijöiden (esim. metalli-ionien hydrolysoituminen) happomäärää. Asiditeetin määritysmenetelmät voidaan jakaa happamien sulfaattimaiden tutkimuksissa karkeasti kahteen ryhmään; asiditeettimääritys titraamalla ja asiditeettimääritys teoreettisesti rikkipitoisuuden perusteella.

5.9.1 Asiditeettimääritys titraamalla

Maanäytteen hapontuottopotentiaalia voidaan arvioida asiditeetti-analyysin perusteella, jonka perusteella lasketaan maanäytteessä olevan hapon määrä yksikössä mmol H⁺/kg maanäytettä. Analyysi perustuu emäksen (NaOH) kulutukseen titratessa arvoon 6,5. Aiemmin titraus on tehty Suomessa pH-arvoon 5,5 mutta nykyään titrataan pH-arvoon 6,5, jotta tuloksia voidaan helpommin verrata Australiasta saatuihin tuloksiin. Asiditeetti voidaan määrittää maastossa hapettuneesta näytteestä (TAA, aktiivinen hapon sulfaattimaamateriaali), inkuboidusta näytteestä (TIA) tai vetyperoksidilla hapetetusta (TPA) näytteestä.

Potentiaalinen sulfidinen asiditeetti (TIA tai TPA) määritetään laboratoriossa hapetetusta näytteestä (inkubaatio tai vetyperoksidi), ja se kertoo näytteessä hapettumisen myötä syntyvän happamuuden määrän. Tyypillisesti potentiaalinen asiditeetti määritetään hapettamalla hapettumatonta näytemateriaalia, mutta se voidaan myös määrittää hapettamalla jo maastossa hapettunut näyte. Tällöin saadaan selville maaperän hapettuneessa kerroksessa jäljellä oleva kokonaishappomäärä.

Potentiaalisen asiditeetin määrittämiseksi maanäyte hapetetaan inkubaatiolla (TIA), 19 viikkoa, tai vetyperoksidilla (TPA). Inkubaation jälkeen määritetyn asiditeetin uskotaan antavan paremman ja luotettavamman arvion näytteen todellisesta potentiaalisesta asiditeetista, koska se huomioi maaperän luonnollisen puskurikyvyn, johon vaikuttavat m.m. maaperän sisältämä karbonaattimineraalien ja orgaanisen aineksen määrä sekä savipitoisuus. Inkubaatiomenetelmän etuna nähdään myös sen soveltuminen hyvin mineraalimaa- sekä turvenäytteille toisin kuin vetyperoksidimenetelmä. TIA-menetelmä on kehitetty Suomessa (Österholm ja Nystrand, 2016). Vetyperoksidi reagoi myös orgaanisen aineen kanssa, mikä nostaa asiditeetin arvoa, vaikka sulfidin tuottama happamoitumisriskiä ei olisikaan. Vetyperoksidihapetusta pidetään sopivana menetelmänä vain mineraalinäytteille eikä niinkään liejuisille (orgaanisen aineksen määrä yli 20 %) näytteille. Ajallisesti hapetus vetyperoksidilla (TPA) on nopea ja asiditeettitulos saadaan kahdessa päivässä.

Aktiivisen hapan sulfaattimaamateriaalin asiditeetti (TTA) määritetään maastossa hapetuneesta näytteestä. Tyypillisesti kyseinen näyte on otettu maaprofiilin pohjavesi-tason yläpuolisesta osasta. Tulos kuvaa luotettavasti maaperässä näytteenottoajankohtana olemassa olevaa toteutunutta happomäärää. Sen perusteella ei voida arvioida maaperästä jo vapautuneen happamuuden määrää, eikä mahdollista jäljellä olevaa potentiaalista happamuutta.

5.9.2 Teorettinen asiditeetti rikkipitoisuuden perusteella

Asiditeettimääritysten lisäksi hapontuottopotentialia voidaan arvioida myös näytteen rikkipitoisuuden perusteella (sulfidirikki, kokonaisrikki ja sulfaattipitoisuus). Arviossa oletetaan, että näytteen jokaista rikkimoolia kohti muodostuu kaksi moolia happamuutta (H^+). Todellisuudessa happamuutta kuitenkin muodostuu aina vähemmän, sillä kaikki rikki ei ole maanäytteessä välttämättä happoa tuottavassa sulfidimuodossa. Lisäksi luonnollisessa haponmuodostuksessa happamuutta sitoutuu saostusmineraaleihin (joista happamuus voi kuitenkin myöhemmin vapautua) ja happamuutta puskuroivat maa-aineksen savimineraalit, karbonaatit ja orgaaninen aines.

Parhaiten muodostuvaa happomäärää voidaan arvioida sulfidisen rikin pitoisuuden perusteella (esim. Backlund ja Boman ym., 2005 ja Dalhem ym., 2021). Sulfidipitoisuuden määrittäminen näytteistä vaatii kuitenkin erikoisosaamista, eikä analysointia ole yleisesti tarjolla kaupallisissa laboratorioissa. Kokonaisrikkipitoisuuden perusteella laskettu happomäärä usein liioittelee jonkin verran syntyvää happamuutta, sillä usein rikki ei ole näytteessä kokonaisuudessaan happamoituvassa sulfidimuodossa, tai sulfidien hapettuminen on luonnossa epätäydellistä. Vetyperoksidihapetetun näytteen sulfaattipitoisuuden perusteella laskettu happomäärä on myös yleisesti hieman luontaista suurempi (verrattuna TIAan), sillä voimakas hapetin hapettaa tehokkaasti näytteen kaikki sulfidit.

Teoreettisen asiditeetin määrittäminen perustuu hapontuottoprosessiin, missä yhdestä moolista rikkiä muodostuu kaksi moolia vetyä (happamuutta). Teoreettinen asiditeetti saadaan laskettua kertomalla rikkipitoisuus (%) arvolla 625. Em. arvon määrittäminen perustuu seuraavaan laskukaavaan:

$$a = \frac{c_1}{m_1} \times 2$$

, missä

a rikin perusteella laskettu teoreettinen asiditeetti (mmol H⁺/kg)
 c_1 rikki (g) = rikki (%) * 10 000
 m_1 rikin moolimassa (32 g/mol)

5.9.3 Nettohapontuotto, NAG

Maaperän nettohapontuotto määritetään vetyperoksidilla hapetetusta näytteestä NAG-pH määrittämisen yhteydessä titraamalla hapetettu näyte NaOH liuoksella pH arvoon 4,5. Nettohapontuotto menetelmäkuvaus on esitetty teoksessa "AMIRA International ARD test handbook 2002". Suomessa on yleensä käytetty "Single addition NAG"-testiä happamien sulfaattimaiden tutkimisessa.

Nettohapontuotto kertoo paljonko täysin hapettuneesta maaperänäytteestä voi hapettumisen seurauksena vapautua happoa. Tulokset ilmoitetaan yksikössä kg H₂SO₄ / tonni maa-ainesta. Nettohapontuoton määrittäminen on melko nopea menetelmä, jonka vuoksi sitä on käytetty monissa rakennushankkeissa. Se antaa kuitenkin monessa tapauksessa yliarvioitun arvion muodostuvasta happomäärästä. Vetyperoksidihapetus voi vääristää tulosta, jos näyte sisältää suuria määriä (> 5–7 %) orgaanista ainesta. Tässä tapauksessa orgaaninen aine voi vetyperoksidin avulla hapettua orgaanisiksi hapoiksi, jota luonnossa ei tapahdu, ja vääristää näin myös lopullista pH arvoa. Erityisesti näytteillä, joissa kokonaisrikkipitoisuus on alle 1 % orgaaninen aine voi antaa vääristyneen signaalin sulfidien aiheuttamasta hapontuotosta.

6 Tulosten toimitus kansalliseen pohjatutkimustietokantaan

Geologian tutkimuskeskuksessa on laadittu sulfidi- ja korroosiotutkimusten tietokanta, johon on tavoitteena koota kaikki sulfidi- ja korroosiotutkimuksissa keräätyvä havainto- ja analyysitieto. Tietokannan käyttö on avointa kaikille ja sen on tarkoitus edistää tutkimustietojen käyttöä ja saavutettavuutta, ja siten muun muassa tukea alueellista maankäytön suunnittelua. Tietokanta edistää myös yhtenäisten analyysimenetelmien käyttöä.

Tietokanta toimii periaatteella, missä suunnittelija täyttää sulfidi- ja korroosiotutkimuksen havainto- ja analyysitiedot Access-lomakkeelle, joka on ladattavissa GTK:n Pohjatutkimukset-palvelun yhteydestä. Tiedot lähetetään etteenpäin lomakkeessa olevan lähetystoiminnon avulla, jonka jälkeen tiedot julkaistaan GTK:n ylläpitämässä Pohjatutkimukset-palvelussa.

LÄHTEET

- Ahern C. R., McElnea A. E. & Sullivan L. A. 2004. Acid Sulfate Soils Laboratory Methods Guidelines. AMIRA international, 2002. ARD TEST HANDBOOK, Melbourne
- Auri, J., Boman, A., Hadzic, M. & Nystrand, M., 2018. Opas happamien sulfaattimaidenkartoitukseen turvetuotantoalueilla, versio 1.
- Backlund, K. ja Boman, A., Fröjdö, S., ja Åström, M. 2005. An analytical procedure for determination of sulphur species and isotopes in boreal acid sulphate soils and sediments. *Agricultural and food science*, 14(1), 70-82.
- Boman, A., Astrom, M. ja Fröjdö, S., 2008. Sulfur dynamics in boreal acid sulfate soils rich in metastable iron sulfide—The role of artificial drainage. *Chemical Geology* 255, 68–77.
[https:// doi:10.1016/j.chemgeo.2008.06.006](https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2008.06.006)
- Boman, A. Becher, M., Mattbäck, S., Sohlenius, G., Auri, J., Öhrling, C. ja Eden, P. 2018. Klassificering av sura sulfatjordar i Finland och Sverige, Espoo: Geologian tutkimuskeskus.
- Burton E.D., R.T. Bush, L.A. Sullivan ja D.R.G. Mitchell. 2007. Reductive transformation of iron and sulfur in schwertmannite-rich accumulations associated with acidified coastal lowlands. *Geochim. Cosmochim. Acta* 71: 4456 - 4473.
- Creep, N., Fitzpatrick, R. and Shand, P. 2012. A simplified incubation method using chip-trays as incubation vessels to identify sulphidic materials in acid sulphate soils. *Soil Use and Management*, September 2012, 28, 401–408.
- Dalhem, K., Mattbäck, S., Boman, A., & Österholm, P. (2021). A simplified distillation-based sulfur speciation method for sulfidic soil materials. *Bull. Geol. Soc. Finl.*, 93, 19-30.
- GTK, 2015. Mine closure wiki: net acid generation. [Online] Available at:
[http://wiki.gtk.fi/web/mine-closure/wiki/-/wiki/Wiki/Net+Acid+Generation+\(NAG\)/pop_up.jsessionid=07b2e0d46660978967b5e2c44347](http://wiki.gtk.fi/web/mine-closure/wiki/-/wiki/Wiki/Net+Acid+Generation+(NAG)/pop_up.jsessionid=07b2e0d46660978967b5e2c44347)
- Hyytiäinen, T. ja Hiltunen, S. 1999. Kasvintuotanto 1. Jyväskylä: Gummerus Kirjapaino Oy.
- Ilonen, E. 2021. Happamien sulfaattimaiden hapettuminen, Reaktioihin vaikuttavat tekijät, tutkimusmenetelmät ja ympäristöriskien hallinta. Opinnäytetyö. LAB-ammattikorkeakoulu.
- IUSS Working Group WRB, 2015. World Reference Base for Soil Resources 2014, update 2015, International soil classification system for naming soils and creating legends for soil maps, World soil resources reports No. 106, FAO, Rome
- Liikennevirasto. 2017. Eurokoodin soveltamisohje – Geotekninen suunnittelu - NCC17, Siltojen ja pohjarakenteiden suunnitteluohjeet.
- Mattbäck, S., Boman, A., Sandfält, A. ja Österholm, P. 2021. Leaching of acid generating materials and elements from coarse- and fine-grained acid sulfate soil materials. *Journal of Geochemical Exploration*. 232. 106880. 10.1016/j.gexplo.2021.106880.
- Pousette, K. 2007. Råd och rekommendationer för hantering av sulfidjordmassor. Teknisk rapport 2007:13, Luulaja: Luulajan teknillinen yliopisto.
- Pousette, K., Eriksson, L. G. ja Knutsson, S. 2008. Acidification properties of sulphide soil – a classification system based on leaching tests.
- Simpson S., R. Fitzpatrick, P. Shand, B. Angel, D. Spadaro, R. Merry ja M. Thomas. 2008. The acid, metal and nutrient mobilisation following rewetting of acid sulfate soils in the Lower Murray. Prepared for the South Australian Environmental Protection Agency. CSIRO Land and Water Bangor, NSW
- Sullivan, L, Ward, N, Toppler, N and Lancaster, G. 2018, National Acid Sulfate Soils Guidance: National acid sulfate soils identification and laboratory methods manual, Department of Agriculture and Water Resources, Canberra, ACT. CC BY 4.0.
- Schofield, R.K. ja Wormald, T. 1955. Measurements of the activities of bases in soils. *Journal of Soil Science*, Vol. 6, No. 1, 1955.
- Thomas, G. W., 2006. pH. *Encyclopedia of soil science*, 2nd edition, 2006, (Rattan Lal (editor)), Taylor & Francis Group, LLC, 270 Madison Avenue, New York, USA. ISBN 0-8493-5051-4 (electronic). DOI: 10.1081/E-ESS-120001571. p. 1270-1274
- Viljavuuspalvelu. 2008. Viljavuustutkimuksen tulkinta peltoviljelyssä. [Viitattu 28.9.2021]. Saatavissa: http://www.viljavuuspalvelu.fi/viljavuuspalvelu/user_files/files/oppaat/Viljavuustutkimuksen%20tulkinta%20peltoviljelyssa.pdf

- Visuri, M., Nystrand, M., Auri, J., Österholm, P., Nilivaara, R., Boman, A., Räisänen, J., Mattbäck, S., Korhonen, A. ja Ihme, R. 2021. Maastokäyttöisten tunnistusmenetelmien kehittäminen happamille sulfaattimaille. Tunnistus -hankkeen loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 43/2021. Helsinki.
- Österholm, P. & Åström, M. 2008. Meteorological impacts on the water quality in the Pajuluoma acid sulphate area, W. Finland. *Appl. Geochem.* 23: 1594–1606.
- Österholm, P. ja Nystrand, M., 2016. Titratable incubation acidity for acid sulfate soil materials. Abstract. In: 8th International Acid Sulfate Soil Conference, July 17-23 2016, Maryland.

Liite 2. Sanasto ja lyhenteet

Aktiivinen hapan sulfaattimaa

Maaperä, jossa maasto-pH on alle 4 hypersulfidimateriaalin hapettumisen seurauksena, ja josta happamuus ja metallit mobilisoituvat maaperään ja vesistöihin. Synonyymi todellinen hapan sulfaattimaa. Englanniksi Actual Acid Sulfate Soil (AASS).

APs-HaSu Aktiivinen pseudo hapan sulfaattimaa

Maaperä, jossa maasto-pH on sulfidimateriaalin hapettumisen seurauksena välillä 4,0–4,5 (mineraalimaa) tai 3,0–3,5 (orgaaninen materiaali). Englanniksi Actual Pseudo Acid Sulfate Soil.

AVS (Acid Volatile Sulfide)

Rautamonosulfidien yhdistelmä; mackinaviitti (FeS) ja greigiitti (Fe₃S₄), joka on osakomponentti kokonaissulfidin (TRS) laskennassa.

CRS (Chromium Reducible Sulfur)

Pyriitin ja alkuainerikin yhdistelmä, joka on osakomponentti kokonaissulfidin (TRS) laskennassa. Sisältää myös rautamonosulfideja, jos niitä ei ole poistettu aiemmin.

Hapontuottopotentialiaali

Synonyymi hapontuottokyky. Maanäytteessä oleva, tai siinä hapetuksen seurauksena muodostuva happomäärä mitattuna vetyioni-pitoisuutena (esim. mmol H⁺/kg).

Hapan sulfaattimaamateriaali

Happaman sulfaattimaan materiaali, joka voi olla hapettunutta ja hapanta maainesta (sulfaattimateriaali) tai hapettumatonta sulfidirikkipitoista maainesta (hypersulfidimateriaali), josta tulee hapettumisen myötä sulfaattimateriaalia

HaSu – Hapan sulfaattimaa

Maaperä, jossa on hapettunut hapan maakerros (sulfaattimateriaali) ja/tai hapettumaton sulfidirikkipitoinen kerros (hypersulfidimateriaali).

Hehkutushäviö (LOI)

Kuvaa orgaanisen aineksen määrää maanäytteessä. Määrittäminen tehdään polttamalla näytteen orgaaninen aine ja määrittämällä hehkutushäviö kuivatussa näytteessä. Englanniksi Loss On Ignition (LOI).

Hypersulfidimateriaali

Sulfidimateriaali, jonka pH laskee inkubaatiossa alle diagnostisten pH-rajojen (pH 4,0 mineraalimateriaalille ja 3,0 orgaaniselle materiaalille). Synonyymi potentiaalinen hapan sulfaattimaamateriaalia.

Hyposulfidimateriaali

Sulfidimateriaali, jossa ei muodostu inkubaatiossa niin paljon happamuutta, että pH laskisi alle diagnostisten pH-rajojen (pH 4,0 mineraalimateriaalille ja 3,0 orgaaniselle materiaalille). Ei hapanta sulfaattimaamateriaalia.

Inkubaatio	Maanäytteen hapetusmenetelmä laboratoriossa. Menetelmässä on tavoitteena hapettaa näytteessä olevat rautasulfidit huoneilmassa ilman kemikaaleja ja tunnistaa hapan sulfaattimaa pH-laskun avulla.
Inkubaatio-pH (pHINC)	Maanäytteen pH 9–19 viikon kosteassa ja huoneenlämpötilassa suoritetun hapetuksen jälkeen.
Jarosiitti	Sulfaattimineraali ($KFe^{3+}_3(OH)_6(SO_4)_2$), jota muodostuu sulfidien hapettumisen seurauksena. Mineraali indikoi voimakkaan hapanta muodostumisympäristöä ja on tunnistettavissa tunnusomaisesta keltaisesta väristä.
Johtoluku	Maanäytteen sähkönjohtavuusarvon perusteella laskettu luku, joka kuvaa maan vesiliukoisten suolojen pitoisuutta.
Kokonaisriikki	Orgaanisen ja epäorgaanisen rikin kokonaismäärä kuivatussa näytteessä.
Kuiva-ainepitoisuus	Maan kuiva-aineen massan osuus näytteen kokonaismassasta.
MMM	Maa- ja metsätalousministeriö
Maasto-pH	Maa- tai vesinäytteen in situ -pH-mittaus maastossa, tai maasto-olosuhteissa pidetyn näytteen pH-mittaus laboratoriossa 24 tunnin sisällä näytteenotosta.
Nettoasiditeetti	Maaperän happamuusmäärä, jossa huomioidaan maaperän potentiaalinen asiditeetti, olemassa oleva asiditeetti sekä neutralointikapasiteetti.
pH	pH on vetyionin pitoisuuden mittari; mitataan liuoksen happamuus tai emäksisyys. PH-asteikko on tavallisesti 0–14. Vesipitoiset liuokset 25 °C:ssa pH:n ollessa alle seitsemän ovat happamia, kun taas ne, joiden pH on yli seitsemän, ovat emäksisiä. PH-arvo on 7,0 25 °C:ssa määritellään "neutraaliksi".
pH_{Fox}	Vetyperoksidilla (H ₂ O ₂) hapetetun maanäytteen pH. Englanniksi field oxidised pH.
Potentiaalinen hapan sulfaattimaa	Maaperä, jossa pH voi laskea alle happamien sulfaattimaiden diagnostisten pH-rajojen, jota on alle 4 mineraalimateriaalille ja alle 3 orgaaniselle materiaalille. Englanniksi Potential Acid Sulfate Soil (PASS).
Potentiaalinen pseudo hapan sulfaattimaa	Maaperä, jossa pH voi laskea sulfidimateriaalin hapettumisen (inkubaatio) seurauksena välille 4,0–4,5 (mineraalimaa) tai 3,0–3,5 (orgaaninen materiaali). Englanniksi Potential Pseudo Acid Sulfate Soil (PPASS)
Puskurointikyky (ANCBT)	Maa-aineksen kyky vastustaa happamuuden muutoksia.
Pseudohypersulfidimateriaali	Pelkistynyt maaperämateriaali, jonka inkubaatio-pH on 4,0–4,5 mineraalimaassa ja 3,0–3,5 orgaanisessa materiaalissa.
Pseudosulfaattimateriaali	Hapettunut maaperämateriaali, jonka maasto-pH on 4,0–4,5 mineraalimaassa ja 3,0–3,5 orgaanisessa materiaalissa.
HaSu Pseudo hapan sulfaattimaa	Maaperä, jossa pH ei ole laskenut sulfidimateriaalin hapettumisen seurauksena riittävän paljon, jotta happamien sulfaattimaiden diagnostiset pH-rajat alitetaan. pH 4,0–4,5 mineraalimateriaalille ja 3,0–3,5 orgaaniselle materiaalille.

Rautasakkoihin kertynyt asiditeetti (SNAS)

Kuvaa mineraaleihin, kuten jarosiittiin ja schwertmanniittiin, sitoutunutta hitaammin vapautuvaa asiditeettiä. Kyseistä asiditeettiä vapautuu olosuhteissa, jotka mahdollistavat mineraalien hydrolyysin.

Sulfaattimateriaali

Maaperän materiaali, jonka pH on alle 4,0 mineraalimateriaalissa ja alle 3,0 orgaanisessa materiaalissa, ja joka sisältää sulfaattimineraaleja, kuten jarosiittia ja schwertmanniittia. Synonyymi aktiivinen hapan sulfaattimaamateriaali

Sulfidimateriaali

Maaperämateriaali, jonka sulfidirikkipitoisuus on yli 0,01 %.

TIA tai TPA - Potentiaalinen sulfidinen asiditeetti

Hapetetusta näytteestä titraamalla määritetty arvio happaman sulfaattimaamateriaalin potentiaalisesta happomäärästä. TIA määritetään inkubaation jälkeen ja TPA vetyperoksidihapetuksen jälkeen.

Toteutunut asiditeetti (TAA)

Happamasta sulfattimaamateriaalista titraamalla määritetty arvio happaman sulfaattimaan nykyisestä (olemassa olevasta) happomäärästä.

TRS (Total Reducible Sulfur)

Kokonaissulfidipitoisuus, joka käsittää rautamonosulfidit (AVS), pyriitin (CRS) ja alkuainerikin (S⁰).

TRS-asiditeetti Kokonaissulfidin täydellisessä hapettumisessa muodostuva teoreettinen asiditeetti.

Lähteet

- Aarnio B. 1922. Über salzböden (Alunaböden) des humiden Klimas in Finnland. *Comptes Rendus de la Conference Extraordinaire Agropedologique à Prague*, pp. 186-192.
- Aarnio B. 1937. Über Gytjåböden. *Bodenkunde und Pflanzenernährung* 2: 186-192.
- Ahokas J. ja Oksanen T. 2015. *Maamekaniikka*, 2. painos. Maataloustieteiden laitos julkaisu 40. Helsingin yliopisto, maatalous-metsätieteellinen tiedekunta.
- AMIRA International, 2002. *ARD TEST HANDBOOK*, Melbourne
- Aroviita J., Mitikka S. ja Vienonen S. (toim.) 2019. Pintavesien tilan luokittelu ja arviointiperusteet vesienhoidon kolmannella kaudella. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 37/2019.
- Auri J. 2015. Happamien sulfaattimaiden esiselvitys Oulussa. Geologian tutkimuskeskus.
- Boman A. 2008. Sulphur dynamics in boreal potential and actual acid sulphate soils rich in metastable iron sulphide. Department of geology and mineralogy, Åbo akademi university. Academic dissertation. Åbo 2008.
- Boman A., Astrom M. ja Frojdo S. 2008. Sulfur dynamics in boreal acid sulfate soils rich in metastable iron sulfide – The role of artificial drainage. *Chemical Geology* 255, 68-77.
- Bonde A. 2018. Happamien sulfaattimaiden huomioon ottaminen vesistöperkauksissa ja peruskuivatuksissa, Etelä-Pohjanmaan ELY-keskus.
- Carpen L ja Törnqvist J. 2014. Keski-Pasilan maaperäkorroosion arviointi. Asiakasraportti. VTT-CR-02879-14. 19 s.
- Dear S., Ahern C., O'Brien L., Dobos S., McElnea A., Moore N. ja Watling K. 2014. Queensland Acid Sulfate Soil Technical Manual: Soil Management Guidelines. Brisbane: Department of Science, Information Technology, Innovation and the Arts, Queensland Government.
- Dear S., Moore N., Dobos S., Watling K. ja Ahern C. 2002. Soil Management Guidelines. Julkaisusta: Queensland Acid Sulfate Soil Technical Manual. Department of Natural Resources and Mines, Indooroopilly, Queensland, Australia. Acid Sulfate Soil Technical Manual: Soil Management Guidelines. Brisbane: Department of Science, Information Technology, Innovation and the Arts, Queensland Government.
- Dent D. ja Pons L. 1995. A world perspective on acid sulphate soils. *Geoderma* 67, 263-276.
- Erviö R. 1975. Kyrönjoen vesistöalueen rikkipitoiset viljelysmaat. *Journal of the Scientific Agricultural Society of Finland. Maataloustieteellinen Aikakauskirja* vol. 47:550 – 561.
- Eurofins. 2021a. Betoni ja happamuus (pH). [viitattu 27.9.2021]. Saatavissa: <https://www.eurofins.fi/expertservices/palvelut/testaus-ja-tarkastus/rakennusmateriaalien-testaus/betoni/betoni-ja-happamuus-ph/>
- Eurofins. 2021b. Sulfaattikorrosio. [viitattu 27.9.2021]. Saatavissa: <https://www.eurofins.fi/expertservices/palvelut/testaus-ja-tarkastus/rakennusmateriaalien-testaus/betoni/sulfaattikorrosio/>
- Forsman J., Kreft-Burman K., Lindroos N., Hämäläinen H., Niutanen V., Lehtonen K. 2013. Experiences of Utilising Mass Stabilised Low-Quality Soils for Infrastructure Construction in the Capital Region of Finland – Case Absoils Project. 28th International Baltic Road Conference, Vilnius, Lithuania, 26-28 August, 2013
- Geologian tutkimuskeskus, 2009. Happamien sulfaattimaiden haitat hallintaan. *Geofoorumi* 2/2009 (Geologian tutkimuskeskuksen asiakaslehti).
- GTK, 2015. Mine closure wiki: net acid generation. [Online] Available at: [http://wiki.gtk.fi/web/mine-closure/wiki/-/wiki/Wiki/Net+Acid+Generation+\(NAG\)/pop_up;jsessionid=07b2e0d46660978967b5e2c44347](http://wiki.gtk.fi/web/mine-closure/wiki/-/wiki/Wiki/Net+Acid+Generation+(NAG)/pop_up;jsessionid=07b2e0d46660978967b5e2c44347)
- Hadzic M., Postila H., Österholm P., Nystrand M., Pahkakangas S., Karppinen A., Arola M., Nilivaara-Koskela R., Häkkinen K., Saukkoriipi J., Kunnas S. ja Ihme R. 2014. Sulfaattimailta syntyvän happaman kuormituksen ennakointi- ja hallintamenetelmät - SuHE-hankkeen loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 17/2014. Suomen Ympäristökeskuksen julkaisu 17/2014. 88 s.
- Herranen T. 2009. Turpeen rikkipitoisuus Suomessa. Geologian tutkimuskeskus, turvetutkimusraportti 398. 61 s.
- Ignatius H., Kukkonen E. ja Winterhalter B. 1968. Notes on a pyritic zone in upper Ancyclus sediments from the Bothnian Sea. - *Bull. Geol. Soc. Finland* vol. 40: 131-134.
- Ilonen E. 2021. Happamien sulfaattimaiden hapettuminen, Reaktioihin vaikuttavat tekijät, tutkimusmenetelmät ja ympäristöriskien hallinta. Opinnäytetyö. LAB-ammattikorkeakoulu.
- Kivinen E. 1938. Über die Eigenschaften der Gytjåböden. *Bodenkunde und Pflanzenernährung* 9/10:122-134.

- Kortelainen P. 1993. Contribution of organic acids to the acidity of Finnish lakes. Ph.D. Thesis, University of Helsinki, Publications of the Water and Environment Research Institute, no. 13, National Board of Waters and the Environment, Helsinki, Finland.
- Lavergren U., Åström M.E., Falk H. ja Bergbäck B. 2009. Metal dispersion in groundwater in an area with natural and processed black shale – Nationwide perspective and comparison with acid sulfate soils. *Applied Geochemistry* 24. 359-369.
- Liikennevirasto. 2017. Eurokoodin soveltamisohje. Geotekninen suunnittelu – NCCI 7. Liikenneviraston ohjeita 13/2017. Liikennevirasto. Helsinki.
- Maa- ja metsätalousministeriö (MMM) ja ympäristöministeriö (YM), 2011. Happamien sulfaattimaiden aiheuttamien haittojen vähentämisen suuntaviivat vuoteen 2020.
- Mattbäck S., Boman A. ja Österholm P. 2017. Hydrogeochemical impact of coarse-grained postglacial acid sulfate soil materials. *Geoderma* 308: 291-301.
- Napari M. 2016. Pääkaupunkiseudun energiantuotannon tuhkien korroosiovaikutus. Corrosion by ashes from the energy production in Helsinki metropolitan area. Aalto Yliopisto. Diplomityö. 2016.
- Nieminen T.M., Silver T., Boman A., Ilvesniemi H., Joensuu S. ja Härkönen L. 2020. Happamien sulfaattimaiden yleiskartoituksen hyödyntäminen metsätaloudessa. Luonnonvara- ja biotalouden tutkimus 21/2019. Luonnonvarakeskus. Helsinki. 26 s.
- Nystrand M., Hadzic M., Postila H., Wichmann A., Karppinen A., Ihme R. ja Österholm P. 2021. Characteristics of sulfide bearing soil materials in peat extraction areas in N-Finland. *Journal of Geochemical Exploration*. 220. 106640. 10.1016/j.gexplo.2020.106640.
- Ojala A. E. K., Ikävalko O., Palmu J.-P., Vanhala H., Valjus T., Suppala I., Salminen R., Lintinen P. ja Huotari T., 2007. Espoon Suurpellon alueen maaperän ominaispiirteet. Avoin raportti P22.4/2007/39, Geologian tutkimuskeskus, Espoo, 51 p.
- Ojala A. E. K., Palmu J.-P., Åberg A., Åberg S. ja Virkki H., 2013. Development of an ancient shoreline database to reconstruct the Litorina Sea maximum extension and the highest shoreline of the Baltic Sea basin in Finland. *Bulletin of the Geological Society of Finland* 85, 127–144.
- Oravainen R. 1999. Vesistötulosten tulkinta, opasvihkonen. KVVY Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys Ry.
- Oulun kaupunki, 2021. Työmaavesiohje. Oulun kaupunki, Yhdyskunta- ja ympäristöpalvelut. 1.3.2021. Saatavissa: <https://www.ouka.fi/documents/486338/18471647/Ty%C3%B6maavesiohje+Oulun+kaupunki+01032021.pdf/2550b066-4d08-4dd1-ae22-7a7da3e5c55c>
- Palko J. 1994. Acid sulphate soils and their agricultural and environmental problems in Finland. Väitöskirja. University of Oulu. 58 s.
- Palko J., Merilä E. ja Heino S. 1988. Maankuivatukseen suunnittelu happamilla sulfaattimailla. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 21. Vesi- ja ympäristöhallitus. 60 s.
- Palko J. ja Myllymaa U. 1987. Happamien sulfaattimaiden vesistövaikutuksista, esimerkkinä Limingan Tupoksen täydennyskuivatusalue. Vesi- ja ympäristöhallinnon julkaisuja 11, Helsinki. 100 s.
- Palko J., Räsänen M. ja E. Alasaarela 1985. Happamien sulfaattimaiden esiintyminen ja vaikutus veden laatuun Sirppujoen vesistöalueella. Vesihallitus. Tiedotus 260. 95 s
- Papunen H. 1968. On the sulphides in the sediments of the Bothnian Sea, *Bull. Geol. Soc. Finland* 40 (1968), pp. 51-57.
- Perolainen J. 2016. Helsingin kaupungin pitkäaikaistutkimus teräsputkipaalujen korroosiosta Kyläsaaren maaperässä – Lähtötilanteen kartoitus. Tampereen teknillinen yliopisto. Diplomityö. 2016.
- Pihlaja J. 2001. Sedimenttien fysikaalisista ja kemiallisista ominaisuuksista 31 Suomen järvessä. Geologian tutkimuskeskus, Maaperätutkimukset P34.4.034
- Pousette K., 2007. Råd och rekommendationer för hantering av sulfidjordsmassor, Luleå tekniska universitet.
- Purokoski P. 1959. Rannikkoseudun rikkipitoisista maista. Referat: Über die schwefelhaltigen Böden an der Küste Finnlands. *Agrogeologisia julkaisuja* 74. 27 p.
- Puustinen M., Merilä E., Palko J. ja Seuna P. 1994. Kuivatustila, viljelykäytäntö ja vesistökuormitukseen vaikuttavat ominaisuudet Suomen pelloilla. National Board of Waters and Environment. Summary: Drainage level, cultivation practices and factors affecting load on waterways in Finnish farmland. Research Report A 198. 319 p.
- Pyy H. 2020. Betonirakenteiden kemialliset vauriot. Betonirakenteiden korjaaminen 2020. Koulutusmateriaalit 3.5.2020. Suomen Betoniyhdistys ry. [viitattu 27.9.2021]. Saatavissa: <http://www.betoniyhdistys.fi/media/kurssimateriaalia/bkr-2020/1.-jakso/hannu-pyy-betonin-korjauskurssi-2020.pdf>
- Ramboll Finland Oy, 2013. Final Report on the Pilot Applications and Quality Control of the Absoils project. https://projektit.ramboll.fi/life/absoils/matsku/absoils_final_report_on_pilots_and_quality_control.pdf
- Ramboll Finland Oy, 2014. Sulfidisavien läjitys Espoon Kulmakorven maankaatopaikalle, sulfidisaviselvitys. Suunnitelmaraportti 21.5.2014. Tilaaja Espoon kaupunki.
- Ramboll Finland Oy, 2018. Esiselvitys happamien sulfaattimaiden kartoitusmenetelmistä ja suosituksia toimenpiteiksi infrahankkeissa pääkaupunkiseudulla. Helsingin kaupunki, Espoon kaupunki, Vantaan kaupunki, Liikennevirasto, Uudenmaan ELY-keskus, HSY.

- Ronkainen N. 2012. Suomen maalajien ominaisuuksia. Suomen ympäristökeskuksen julkaisuja 2/2012. Helsinki.
- Saarinen T., Vuori K.-M., Alasaarela E. ja Kløve B. 2010. Long-term trends and variation of acidity, CODMn and colour in coastal rivers of Western Finland in relation to climate and hydrology. *Science of the Total Environment* 408: 5019-5027.
- Saresma M., Kosonen E., Kähkölä N., Ojala A., Auri J. ja Huusko A. 2020. Espoon sulfidisavien todennäköiset esiintymisalueet. Geologian tutkimuskeskus. Tutkimustyöraportti 14/2020. Espoo.
- Saresma M., Kosonen E., Ojala A., Kaskela A. ja Korkiala-Tanttu L. 2021a. Characterization of sedimentary depositional environments for land use and urban planning in Espoo, Finland. *Bulletin of the Geological Society of Finland*, Vol. 93, 2021, pp 31–51.
- Saresma M., Kosonen E., Hornborg N., Auri J. ja Ojala A. 2021b. Helsingin sulfi-disavien todennäköiset esiintymisalueet. Geologian tutkimuskeskus. Tutkimustyöraportti 10/2021. Espoo.
- Spiridonov M., Ryabchuk D., Kotilainen A., Vallius H., Nesterova E. ja Zhamoida V. 2007. The Quaternary deposits of the Eastern Gulf of Finland. *Geological Survey of Finland, Special Paper* 45, 7-19.
- Spry D. ja Wiener J. 1991. Metal bioavailability and toxicity to fish in low-alkalinity lakes: A critical review. *Environmental Pollution* 71: 243-304.
- Sundström R., Åström M. ja Österholm P. 2002. Comparison of the metal content in acid sulfate soil runoff and industrial effluents in Finland. *Environmental Science and Technology* 36: 4269-4272.
- Suomen ympäristökeskus, 2019. Pohjaveden esiintyminen ja muodostuminen. Ympäristöhallinnon yhteinen verkkopalvelu Ympäristö.fi. https://www.ymparisto.fi/fi-fi/vesi/Pohjavesien_tila/Pohjaveden_esiintyminen. Sivulla vierailtu 9.11.2021.
- Suomen ympäristökeskus, 2020. Maastokäyttöisten tunnistusmenetelmien kehittäminen happamille sulfaattimaille – Tunnistus. Hankkeen www-sivu: https://www.syke.fi/fi-FI/Tutkimus_kehittaminen/Tutkimus_ja_kehittamishankkeet/Hankkeet/Maastokayttoisten_tunnistusmenetelmien_kehittaminen_happamille_sulfaattimaille_Tunnistus
- 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. ja Österholm P. 2012. Happamien sulfaattimaiden aiheuttamat vesistövaikutukset ja kalakuolemat Suomessa. *Suomen Ympäristö* 14. 50 s.
- Tampereen Vesi, 2011. Pirkanmaan keskuspuhdistamo, Sulkavuoren vaihtoehto. Ympäristövaikutusten arviointiohjelma. Tampere.
- Visuri M., Nystrand M., Auri J., Österholm P., Nilivaara R., Boman A., Räisänen J., Mattbäck S., Korhonen A. ja Ihme R. 2021. Maastokäyttöisten tunnistusmenetelmien kehittäminen happamille sulfaattimaille. Tunnistus -hankkeen loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 43/2021. Helsinki.
- Vertanen E. 2016. Sulfaattimaiden tunnistaminen, riskienhallinta ja käsittely väylähankkeissa. Opinnäytetyö 7/2016. Liikennevirasto. Helsinki 2016.
- Vuorenmaa A. 2015. Korroosio kaukojäähdytysjärjestelmässä. *Corrosion in District Cooling System*. Metropolia Ammattikorkeakoulu. Insinöörityö. 2015.
- Vuori K.-M. ja Saarinen T. 2010. Happamien sulfaattimaiden ympäristöriskien vähentäminen: vesistövaikutukset ja sopeutumiskeinoja ilmastomuutokseen CATERMASS Life+ -hankkeessa vuosina 2010–2012. Teoksessa: Maataloustieteen Päivät 2010 [verkkójulkaisu]. Suomen Maataloustieteellisen Seuran julkaisuja no 26. Toim. Anneli Hopponen. Julkaistu 11.1.2010. Saatavissa: <http://www.smts.fi> ISBN 978-951-9041-54-4.
- Yli-Halla M., Puustinen M. & Koskiaho J. 1999. Area of cultivated acid sulfate soils in Finland. *Soil Use and Management* 15: 62-67.
- Yli-Halla M., Virtanen S., Regina K., Österholm P., Ehnvall B., Uusi-Kamppä J. 2020. Nitrogen stocks and flows in an acid sulfate soil. *Environmental Monitoring and Assessment* 192 Article number:751.
- Suomen ympäristökeskus, 2021. Ympäristöhallinnon yhteinen verkkopalvelu, https://www.ymparisto.fi/fi-fi/vesi/pintavesien_tila/pintavesien_luokittelu. Sivulla vierailtu 13.9.2021.
- Ympäristöministeriö, Ympäristönsuojeluosasto, 2015. Kaivetut maa-ainekset – jäteluonne ja käsittely. Muistio 3.7.2015
- Åberg S. 2013. Litorinameren ylin ranta Suomessa. Helsingin yliopisto, Matemaattis-luonnontieteellinen tiedekunta, Geotieteiden ja maantieteen laitos. Pro gradu –tutkielma. 79 s.
- Åström M. ja Corin N. 2000. Abundance, sources and speciation of trace elements in humus-rich streams affected by acid sulphate soils. *Aquatic Geochemistry* 6: 367-383.
- Österholm P., Åström M. 2004. Quantification of current and future leaching of sulfur and metals from Boreal acid sulfate soils, western Finland. *Aust. J. Soil Res.* 42, 547—551.



Ympäristöministeriö
Miljöministeriet

ISBN: 978-952-361-222-8 PDF
ISSN: 2490-1024 PDF

Aleksanterinkatu 7, Helsinki | PL 35, FI-00023 Valtioneuvosto | ym.fi