



TEKNILLINEN TIEDEKUNTA

# **KAIVOSVEDET JA NIIDEN PUHDISTAMINEN MIKROBIOLOGISESTI**

Fanni Alaraappana

PROSESSI- JA YMPÄRISTÖTEKNIikka

Kandidaatintyö

Maaliskuu 2023

# TIIVISTELMÄ

Kaivosvedet ja niiden puhdistaminen mikrobiologisesti

Fanni Alaraappana

Oulun yliopisto, Prosessi- ja ympäristötekniikan tutkinto-ohjelma

Kandidaatintyö 2023, 25 s.

Työn ohjaaja(t) yliopistolla: Tiina Laamanen

Happamia kaivosvesiä syntyy, kun louhoskivessä esiintyvä pyriitti hapettuu veden ja hapen läsnä ollessa muodostaen sulfaattia ja edelleen rikkihappoa. Happamat kaivosvedet happamoittavat luonnonvesiä ja sisältävät metallijäämiä, jotka aiheuttavat lukuisia negatiivisia ympäristövaikutuksia. Happamia kaivosvesiä voidaan hallita kemiallisilla ja biologisilla menetelmillä, jotka voidaan molemmat jakaa aktiivisiin ja passiivisiin menetelmiin. Sulfaatinpelkistäjäbakteerien käyttö on biologinen passiivinen menetelmä pelkistää sulfaattia kaivosvesistä ja pelkistää metalleja stabiiliin muotoon. Tässä työssä käsitellään happamien kaivosvesien syntymistä, niiden ympäristövaikutuksia sekä sulfaatinpelkistykseen hyödyntämistä kaivosvesien käsittelyssä. Sulfaatinpelkistystä hyödyntävistä vesienhallintamenetelmistä esitellään tarkemmin louhosbioreaktori. Työn tavoitteena on ymmärtää happamien kaivosvesien syntymistä ja tutkia louhosbioreaktorimenetelmän toimintaa oikean suljetun kaivoksen vesiin konttikokeella.

Työssä todettiin, että sulfaatinpelkistäjäbakteerit pelkistävät tehokkaasti sulfaattia ja metalleja kaivosvesistä. Sianlannan käyttö substraattina antaa hyviä tuloksia jo pienessä mittakaavassa. Louhosbioreaktorissa kiertotalouden materiaalien käyttö bakteerin- ja hiilenlähteenä voidaan nähdä potentiaalisena vaihtoehtona. Louhoskäsittelyn tavoitteena on, että louhokseen muodostuu itseään ruokkiva aktiivinen sulfaatinpelkistäjäkanta, mutta sen syntymiseen kuluu aikaa vähintään vuosi.

*Asiasanat: happamat kaivosvedet, sulfaattipelkistys, sulfaatinpelkistäjäbakteerit, louhosbioreaktori, louhoskäsittely*

# ABSTRACT

Mine waters and their microbiological treatment

Fanni Alaraappana

University of Oulu, Degree Programme of Process and Environmental Engineering

Bachelor's thesis 2023, p. 25

Supervisor(s) at the university: Tiina Laamanen

Acid mine drainage forms when pyrite that occurs in mine rock is oxidized by the presence of water and oxygen, forming sulfate, and further sulfuric acid. Acid mine drainage contains metal residues, and it acidifies natural waters which causes numerous negative environmental effects. Acid mine drainage can be controlled with chemical and biological methods, which can be divided into active and passive methods. The use of sulfate-reducing bacteria is a biological passive method of reducing sulfate from mine waters and to reduce metal into stable form. This study discusses the formation of acid mine drainage, its environmental impacts, and the use of sulfate reduction in mine water treatment. Sulfate reducing bioreactor that utilizes sulfate reducing bacteria as water treatment method is discussed in more detail. The aim of this study is to understand the formation of acid mine drainage and examine sulfate-reducing bioreactor with real mine water from a closed mine.

The study concluded that sulfate-reducing bacteria effectively reduced sulfate and metals from mine waters. The use of pig manure as a substrate indicates positive results even on a small scale. The use of circular economy materials as a source of bacteria and carbon in sulfate-reducing bioreactors can be seen as a potential alternative. The aim of the bioreactor treatment is to form an active, self-feeding sulfate-reducing bacteria population into the mine pit, but it takes at least a year for that to occur.

*Keywords: acid mine drainage, sulfate reduction, sulfate reducing bacteria, sulfate-reducing bioreactor, anaerobic bioreactor*

# SISÄLLYSLUETTELO

TIIVISTELMÄ

ABSTRACT

1 Kirjallisuuskatsaus .....	6
1.1 Johdanto .....	6
1.2 Yleistä kaivosvesistä .....	7
1.3 Happamien kaivosvesien syntyminen .....	8
1.4 Ympäristövaikutukset .....	10
1.5 Vesienhallinta.....	11
1.6 Louhosbioreaktorin toiminta.....	14
2 Nivalan Hituran kaivoksen louhosbioreaktorikokeet.....	17
2.1 Aineiston kokoaminen .....	17
2.2 Kokeen suoritus.....	18
2.3 Kokeen tulokset.....	19
3 Johtopäätökset .....	20
LÄHDELUETTELO .....	22

## **MERKINNÄT JA LYHENTEET**

AMD happamat kaivosvedet (acid mine drainage)

SRB sulfaatinpelkistäjäbakteeri, SR-bakteeri (sulfate reducing bacteria)

PRB reaktiivinen seinämä (permeable reactive barrier)

# 1 KIRJALLISUUSKATSAUS

## 1.1 Johdanto

Kaivosteollisuuden raaka-aineita tarvitaan yhä enenevässä määrin teollistuvassa maailmassa, mutta kaivosten aiheuttamat haitat ympäristölle ovat myös hyvin tiedossa. Kun kaivoksia perustetaan, on myös kaivoksen sulkemisen aikaisten jälkihoitosuunnitelmien oltava yhä yksityiskohtaisempia ja tutkittuun tietoon perustuvia. Kaivostoiminnan päätyttyä ja louhosten täytyessä vedellä luontoon kohdistuu edelleen mittavia vaikutuksia useiden vuosien ajan. Vaikka kaivosvesien käsittelyä tehdään maailmalla koko ajan ja eri käsittelymenetelmiä on tutkittu laajasti, korkeilla leveysasteilla tapahtuvat muutokset vesissä ja niiden vaikutukset ekosysteemeille ovat edelleen jokseenkin tuntemattomia. Saasteet voivat säilyä pitempään kylmässä ilmastossa ja siksi ympäristöön kohdistuvia vaikutuksia on minimoitava parhaalla mahdollisella tavalla (Nevatalo 2010).

Tässä kandidaatintyössä tarkastellaan kirjallisuuskatsauksessa kaivoksen sulkemisen jälkeen muodostuvia happamia kaivosvesiä (AMD = acid mine drainage), niiden ympäristövaikutuksia ja hallintamenetelmiä. Hallintamenetelmistä keskitytään sulfaatinpelkistäjäbakteereilla (SRB = sulfate reducing bacteria) tapahtuviin menetelmiin, joista erityisesti louhosbioreaktorikäsittelyyn. Maailmalla on tehty lukuisia tutkimuksia AMD:n hallinnasta sulfaatinpelkistäjäbakteereita käyttäen jo ennen 2000-lukua. SRB:n avulla tapahtuvaa käsittelyä on jo aiemmin tehty ulkoisissa reaktoreissa, mutta tiettävästi vasta 90-luvulla itse louhoksissa (Mustikkamäki 2000). Työn tutkimusosuudessa käsitellään käytännön louhosbioreaktorikokeita, joita on tehty kokeellisessa mittakaavassa Pohjois-Pohjanmaalla sijaitsevan suljetun Nivalan Hituran kaivoksen vesinäytteistä kesällä 2020. Kokeista tulkitaan erilaisten hiilensitojien toimivuutta ja mahdollista laajempaa käyttöä. Tutkimusaineisto on saatu Kaivoksen sulkeminen – vaikutukset ja uudet mahdollisuudet (KAIVASU) projektin keräämästä datasta (Laukkanen ym. valmisteilla).

Aihe on valittu kirjoittajan mielenkiinnosta kaivosteollisuutta kohtaan ja se sopiikin hyvin prosessi- ja ympäristötekniikan opintoihin. Monet tässä työssä käsitellyt ilmiöt ovat tulleet tavalla tai toisella allekirjoittaneen eteen joko opinnoissa tai työelämässä.

## 1.2 Yleistä kaivosvesistä

Kaivosvesiä on kaivoksen aktiivisessa toimintavaiheessa sekä kaivoksen sulkemisen jälkeen syntyvät vedet. Toimintavaiheessa kaivoksista syntyy pesuvesiä rikastusprosessista, louhosten kuivatusvesiä, suotovesiä sekä luonnon valumisvesiä sivukivi- ja rikastushiekkaläjäistä (Peppas ym. 2000; Haanpää 2013). Eri lähteistä tulevat vedet voivat olla koostumukseltaan hyvin erilaisia. Kaivostoiminnan päätyttyä avolouhokset ja maanalaiset kaivokset alkavat pikkuhiljaa täyttyä vedellä, jonka jälkeen niitä purkautuu luontoon esimerkiksi ylivuotojen seurauksena. Louhimisen ja metallinjalostuksen seurauksena sulfaattimineraaleja paljastuu maaperästä ja altistuu hapelle ja vedelle, mikä kemiallisten reaktioiden kautta happamoittaa vesiä (Johnson & Hallberg 2005). Happamien vesien muodostuminen johtaa luonnonvesien happamoitumiseen, mutta lisäksi liuottaa maaperästä raskasmetalleja ja rikkiyhdisteitä (Nordstrom 1999). Vesiin vaikuttavat lisäksi luonnon oma sulfaatinkierto sekä vuodenajat, sillä erityisesti talvikuukausina pohjoisessa virtaa vain vähän vettä, mutta keväällä lumen sulaessa muodostuu taas suuria vesimassoja (Nevatalo 2010; Juholin 2019). Kaivostoiminnan aikana kaivosvedet ja jätevedet lasketaan luontoon, jolloin niiden puhdistaminen on erityisen tarkastelun alla. Vastaanottavien vesistöjen laatu määrää sen, millaisilla raja-arvoilla puhdistettuja vesiä on mahdollista päästää luontoon (Juholin 2019).

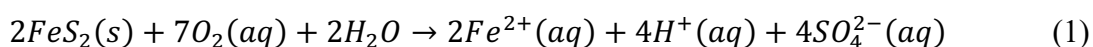
AMD:n syntymisen kemialliset reaktiot tunnetaan hyvin, mutta kaivosvesien pitoisuudet voivat vaihdella hyvin suuresti, sillä ne riippuvat lähdekaivoksesta, sen paikallisesta geologiasta, mikroilmastosta ja veden lähteestä (Rambabu ym. 2020).

Kaivosvesien yleisimmät saasteet ovat sulfaattit ja metallit (Virpiranta ym. 2019) ja erityispiirteensä ovatkin korkea suolapitoisuus eli sulfaatin määrä, reaktiivisuus ja eliöihin kertyvät aineet. Kaivosvesissä on lisäksi räjähdysaineista peräisin olevaa tyypeä, mutta toisaalta tyypillisesti vähän orgaanista ainetta ja esimerkiksi fosforia (Juholin 2019).

Luonnostaan syntyvät vedet, eli suotovedet ja valumavedet voidaan puhdistaa aktiivisilla tai passiivisilla käsittelymenetelmillä, joista monet ovat murroksessa. Perinteisesti kalkkisaostuksella on saatu hyvin poistettua sekä metalleja että sulfaattia, mutta se ei poista kaikkia haitta-aineita. Ne on poistettu passiivisilla menetelmillä, kuten pintavalutus kenttien, rakennettujen kosteikkojen, reaktiivisten seinien ja suotopatjojen avulla sekä kalkkikivivalutuksella (Juholin 2019; Haanpää 2013). Uusien tekniikoiden, kuten ettringiittisaostuksen, adsorption ja kalvotekniikoiden avulla voidaan entistä tehokkaammin poistaa haitta-aineita. Nämä menetelmät ovat kuitenkin vielä kalliita ja kehitysasteella, joten ne eivät ole vielä täysin yleisessä käytössä (Juholin, 2019; Haanpää 2013). Menetelmät toimivat kaivoksen toimintavaiheessa, mutta sulkemisen jälkeen tarvitaan helppohoitoisia, itsestään toimivia menetelmiä. Tässä työssä kaivosvesillä ja AMD:llä tarkoitetaan kaivoksen sulkemisen jälkeen muodostuvia vesiä, joita tulee hallita (Veistola & Mroueh 2008).

### 1.3 Happamien kaivosvesien syntyminen

AMD:tä syntyy kemiallisten reaktioiden seurauksena, kun rikkihappoa muodostuu sulfidimineraalien hapettuessa (Peppas ym. 2000). Sulfidimineraalit ovat yleisiä perusmetallikaivoksilla, joissa louhitaan kuparia, nikkeliä, lyijyä ja sinkkiä sekä kulta- ja hopeakaivoksilla (Borden 2011). Sulfidimineraalien hapettuminen tapahtuu monimutkaisten reaktioiden kautta, jotka sisältävät suoria, epäsuoria ja mikrobiologisesti avustettuja mekanismeja. Sulfidimalmi sisältää pyriittiä  $FeS_2$ , joka hapettuu seuraavan reaktion kautta (Peppas ym. 2000; Veistola & Mroueh 2008):



Reaktion (1) lähtöaineena on pyriitti, happi ja vesi. Reaktiossa muodostuu ferrorautaa  $Fe^{2+}$ , protonihappamuutta  $H^+$  ja sulfaattia  $SO_4^{2-}$ . Ferrorauta aiheuttaa mineraalihappamuutta, protonihappamuus laskee liuoksen pH:ta, ja sulfaatti voi reagoida edelleen muodostaen rikkihappoa. Sulfaatit itsessään ovat myrkyttömiä, stabiileja ympäristössä ja kemiallisesti inertejä. Rikkihapon muodostuminen tapahtuu seuraavasti (Peppas ym. 2000; Veistola & Mroueh 2008; Nevatalo 2010):

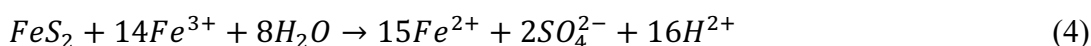




Mineraalihappamuus muodostuu, kun ferrorauta  $Fe^{2+}$ , hapettuu ferriraudaksi  $Fe^{3+}$ , kuluttaen osan syntyneestä protonihappamuudesta. Ferriraudan muodostuminen on kuvattu seuraavassa reaktiossa (Peppas ym. 2000, Veistola & Mroueh 2008):

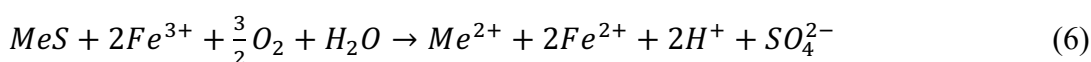


Muodostunut ferrirauta  $Fe^{3+}$  hapettaa myös reaktiossa (1) ollutta pyriittiä  $FeS_2$  veden kanssa, jolloin muodostuu jälleen sulfaattia  $SO_4^{2-}$ . Pyriitin hapettumisreaktio ferriraudan kanssa tapahtuu seuraavasti:



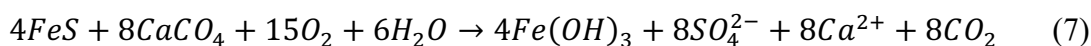
Hapettumisreaktiot (1), (3) ja (4) voivat tapahtua pyriitin lisäksi muissa sulfaattimineraaleissa, kuten kuparikiisussa  $CuFeS_2$ , kuparihohteessa  $Cu_2S$  ja magneetikiisussa  $Fe_{1-x}S$ , jotka kaikki sisältävät disulfidi-ionin  $S_2^{2-}$ . Pyriitti on kuitenkin vallitseva mineraali sulfidimalmeissa ja rikastushiekassa (Peppas ym. 2000).

Reaktiossa (3) muodostunut ferrirauta  $Fe^{3+}$  lisäksi hapettaa kahdenarvoisia metallisulfideja  $MeS$ , jossa  $Me = Fe, Zn, Cd, Pb, Cu$  ja  $Ni$  suoraan tai epäsuorasti hapen läsnä ollessa seuraavasti (Peppas ym. 2000):



Tällöin aiheutuu edelleen happamuutta aiheuttavaa sulfaattia  $SO_4^{2-}$  sekä raskasmetallien liukenemistä. Hapontuotannon voimakkuus riippuu pH:sta, lämpötilasta, happikonsentraatiosta vedessä ja kaasussa, ferriraudan  $Fe^{3+}$  kemiallisesta aktiivisuudesta, metallisulfidien pinta-alasta ja bakteerien lukumäärästä (Salomons 1995; Peppas ym. 2000).

Happamiin kaivosvesiin edellä mainittujen reaktioiden lisäksi vaikuttaa metallisulfidien karbonaattimineraalit. Ne pystyvät neutraloimaan happamia vesiä seuraavalla reaktiolla:



Karbonaattimineraalit, kuten kalsiitti, dolomiitti tai Sr-, Fe- ja Mg-karbonaatit neutraloivat hapetusreaktion protonihappamuuden  $H^+$ , kun reaktion (1) vedet kulkeutuvat karbonaattimineraaleja sisältävien kivikerrosten läpi. Karbonaattien kautta tapahtunut neutralointi on suhteellisen nopea prosessi, ja se voi saada aikaan lyhytaikaisen puskurin happamoitumista vastaan. Luonnon mekanismit kykenevät siis itsestään neutraloimaan happamia vesiä, mutta ihmisen vaikutuksesta sulfidimalmeja paljastuu hapelle ja vedelle niin paljon, että luonnon puskurit eivät enää ole riittäviä. (Salomons 1995; Peppas ym. 2000).

## 1.4 Ympäristövaikutukset

Happamat kaivosvedet aiheuttavat lukuisia haitallisia ympäristövaikutuksia, mikäli niitä ei hallita. Happamat vedet on määritelty jopa suurimmaksi kaivostoiminnasta aiheutuvaksi ympäristöongelmaksi, sillä happamat vesilähteet säilyvät aktiivisena vuosien ajan kaivoksen sulkemisen jälkeen (Peppas ym. 2000). AMD:n vaikutuksia on hyvin vaikea ennustaa, sillä sen vesiin kohdistamat haitat vaihtelevat hyvin paljon virtauksista ja vuodenaikojen muutoksista johtuen (Gray 1997). Kaivosvedet sisältävät kaivosalueen ominaisuuksien mukaan kohonneita metallipitoisuuksia, kuten rautaa, alumiinia, mangaania, tai mahdollisesti muita raskasmetalleja tai metalloideja, kuten arsenikkia (Johnson & Hallberg 2005). AMD:n koostumus riippuu myös louhoksen kivilaadusta, jolloin se on ominainen jokaiselle kaivokselle (Iakovleva & Sillanpää 2013).

Vaikka AMD valumat epätasapainottavat luonnollista sulfaattikiertoa, eivät kaivosvedet ole ainoita happamuutta aiheuttava tekijä ympäristölle. Sulfaatinpelkistyminen reaktio, jota tapahtuu ympäristössä luonnostaan (Nevatalo 2010). Happamia vesiä purkautuu luontoon myös, kun happamia sulfaattimaita paljastuu ojituksen, ruoppauksen tai maan kaivamisen seurauksena. Happamien sulfaattimaiden vedet muodostuvat samalla tavalla kuin kaivosvesienkin, eli sulfaatti hapettuu veden ja hapen läsnä ollessa ja muodostaa lopulta rikkihappoa vesiin. Happamia sulfaattimaita on Suomessa erityisesti Pohjois-Pohjanmaan alueella (Auri ym. 2020).

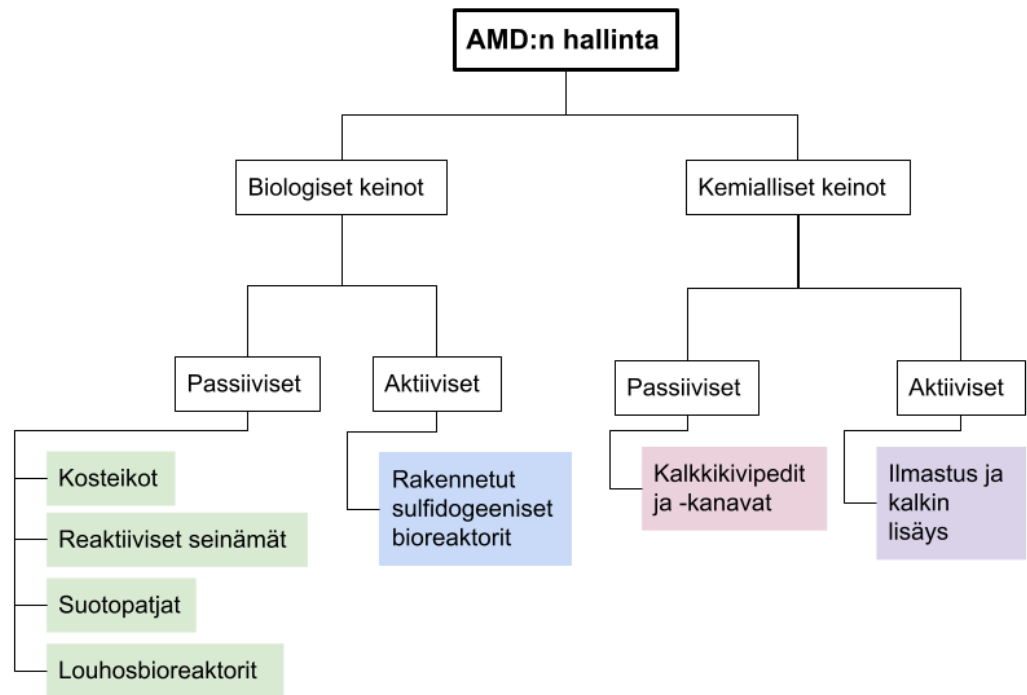
Happamuuden pääsy luonnontilaisiin vesiin vaikeuttaa esimerkiksi kalojen lisääntymistä, sillä happamuus nostaa veden pH:ta. Monet kalalajit sekä äyriäiset, simpukat, kotilot ja ravut ovat herkkiä pH:n muutoksille. Kalalajille epäsuotuisessa happamuudessa lajien kutu voi joko epäonnistua, poikasten kuoriutumisen vaikeutua ja ne kuolevat. Metalleista

esimerkiksi alumiini saostuu kalojen kiduksiin, joka estää kalojen hapen saantia (Ruokatietoyhdistys 2023). Haittoja aiheutuu kalojen lisäksi pohjaeläimille, vesikasveille ja pohjaleville (Syke 2020). AMD:n pääsy luonnonvesiin alentaa siis vesien laatua ja happamuus yleisesti aiheuttaa lajien häviämistä, ruokaketjun yksinkertaistumista ja ekologisen stabiilisuuden vähenemistä (Gray 1997).

Metallijäämät vesissä voivat rikastua kasveihin ja ihmisiin ja muodostaa terveys- ja ympäristöriskejä. Jotkut aineet, kuten kadmium, seleeni ja koboltti voivat kerääntyä kasviin jopa ihmisille haitallisten määrien verran. Monet potentiaalisesti haitalliset aineet, kuten lyijy, kromi, arsenikki tai barium eivät kuitenkaan siirry helposti maasta kasvien syötäviin osiin (Peppas ym. 2000).

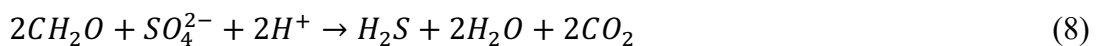
## 1.5 Vesienhallinta

AMD:n muodostumisen estäminen on vaikeaa, mutta hallinta ja ennustaminen kaivostoiminnan aikana ja sen lopettamisen jälkeen ovat avaintekijöitä ympäristön hyvinvoinnin turvaamiseksi (Nevatalo 2010; Salomons 1995). AMD:n hallintaan on useita keinoja, jossa happamia vesiä ja metallijäämiä neutraloidaan joko kemikaalien avulla tai biologisin menetelmin. Nämä voidaan jakaa edelleen vielä aktiivisiin ja passiivisiin menetelmiin (Johnson & Hallberg 2005). Vesienhallinnan keinojen tulee suljetulla kaivoksella olla sellaisia, jotka eivät vaadi paljon työtä, ja siksi passiiviset menetelmät ovat suosituimpia (Virpiranta ym. 2019). Biologisia menetelmiä puoltavat niiden edullisuus verrattuna kemiallisiin menetelmiin, suhteellisen helppo prosessin suunnittelu ja prosessin hallinta (Rambabu ym. 2020).

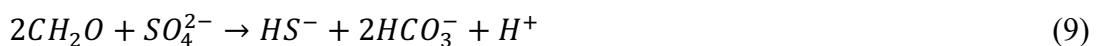


Kuva 1. AMD:n hallintakeinoja (Mukaiillen Johnson & Hallberg 2005; Veistola & Mroueh 2008; Sanchez-Andrea ym. 2013; RoyChowdhury 2015; Rambabu 2020).

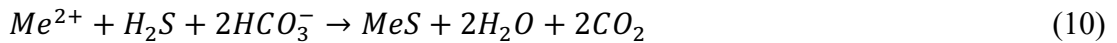
Biologiset AMD:n hallintamenetelmät perustuvat sulfaatinpelkistäjäbakteereiden (SRB, SR-bakteerit) toimintaan. SRB:tä käytetään anaerobisissa kosteikoissa, reaktiivisissa seinämäratkaisuissa, suotopatioissa ja in situ -louhoskäsittelyssä eli louhosbioreaktoreissa (Peppas ym. 2000). SRB:t ovat anaerobisia mikrobeja, jotka käyttävät sulfaatteja  $SO_4^{2-}$  elektronien vastaanottajana orgaanisten yhdisteiden hapetuksessa (Virpiranta ym. 2019). Elektronien luovuttajana toimii orgaaninen hiili (Sanchez-Andrea ym. 2013). SRB:t toimivat siis katalyyttinä nimensä mukaisesti reaktioille, jotka pelkistävät sulfaattia vesistä (Nordstrom & Alpers 1999). Kun pH alle 7, pelkistysreaktio tapahtuu seuraavalla tavalla:



Reaktioissa sulfaatti  $SO_4^{2-}$  kuluu ja muodostuu rikkivetyä  $H_2S$ , jotka johtavat alkalisuuden ja pH:n nousuun. pH:n nousu taas lisää metallien saostumista. Kun pH nousee yli 7, tapahtuu seuraava reaktio:



Vetyksulfidin  $HS^-$  pitoisuuden nousu nopeuttaa metallien saostumista metallisulfideina seuraavan reaktion mukaan (jossa  $Me^{2+}$  = metalleja kuten Cd, Fe, Ni, Cu, Co ja Zn):



Reaktioiden (8), (9) ja (10) tapahtuessa metallit palaavat reaktiivisesta muodosta stabiiliin muotoon ja metallien konsentraatio vedessä vähenee (Peppas ym. 2000).

SRB:tä esiintyy vaihtelevissa ympäristöissä niin vesistöjen pohjasedimenteissä, kuumissa lähteissä, kosteikoissa kuin soilla ja jätevesissä. SRB:llä on merkittävä rooli monessa anaerobisissa oloissa tapahtuvissa luonnonprosessissa, kuten rikin kiertokulussa, kloorattujen aromaattisten yhdisteiden hajottamisessa ja orgaanisen aineksen kierrossa (Virpiranta ym. 2019). SRB:n kasvuun vaikuttaa lämpötila, pH, Redox-potentiaali, elektronin ja hiilenlähde, ravinteet, inhibiittorit ja kilpailu ja yhteistyö (Veistola & Mroueh). Biologinen sulfaatinpoisto on haastavaa kylmissä ilmastoissa, sillä kylmempi ilma hidastaa mesofiilisten, eli keskilämpötilassa (37°C) viihtyvien bakteerien bakteerien aineenvaihduntaa (Virpiranta ym. 2019; Tieteen Termipankki 2023). Tutkimukset ovat osoittaneet, että lämpötilan lasku johtaa suoraan SRB:n aktiivisuuden alenemiseen (Veistola & Mroueh 2008). Nevatalo onkin vuonna 2010 todennut, että ”Kylmässä lämpötilassa tapahtuva biologinen kaivosjätevesien käsittelyprosessi on aina kompromissi mikrobien aktiivisuuden, lämpötilan ja bioreaktorin koon välillä” (Nevatalo 2010). Sulfaatinpoiston tehokkuus riippuu myös vesien sulfaattikonsentraatiosta. Tehokkain sulfaatinpoisto SRB:llä saavutetaan, kun sulfaattikonsteraatio vedessä on 2500 mg/l. Bakteerien kasvu hidastuu merkittävästi, kun sulfaattikonsteraatio lähestyy 4000 mg/l. Menetelmää voidaan käyttää korkeammassakin sulfaattipitoisuuksissa, mutta menetelmän taloudellisuus kärsii (Virpiranta ym. 2019).

Parhaiten toimivan passiivisen puhdistusmenetelmän valinta ja suunnittelu riippuu veden kemiasta, virtaamista, paikallisesta topografiasta ja kyseisen kaivoksen ominaisuuksista (Ziemkiewicz ym. 2003).

Aerobiset ja anaerobiset kosteikot pyrkivät muuttamaan kemiallisin, fysikaalisin ja biologisin prosessein veden kemiallista koostumusta (Rambabu 2020). Anaerobisissa kosteikoissa happipitoisuus on mahdollisimman alhainen, jolloin mikrobiologiset ja kemialliset pelkistysreaktiot nostavat veden pH:ta (Veistola & Mroueh 2008). Tällöin

metallit saostuvat nopeammin. Vedessä tapahtuvat hapettumisreaktiot taas pyritään maksimoimaan aerobisissa kosteikoissa, jolloin metallit saostuvat ja sedimentoituvat kosteikon pohjalle, mutta ne voivat haitata kosteikon toimivuutta pitkällä aikavälillä (Ziemkiewicz ym. 2003; Rambabu 2020).

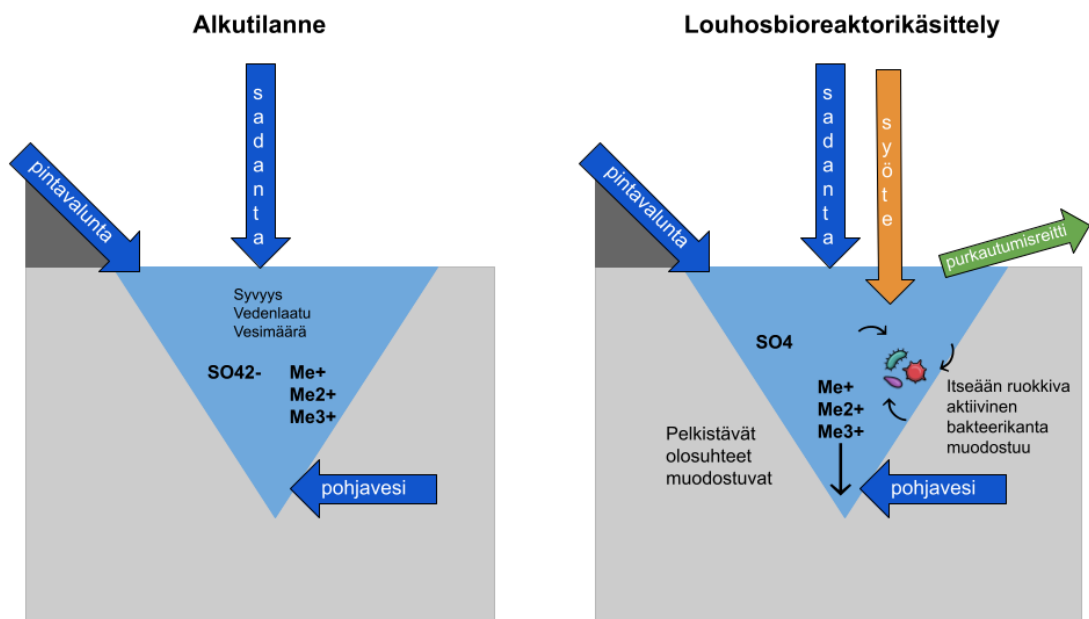
Reaktiivisissa seinämissä (PRB = permable reactive barrier) haitta-aineet imeytyvät seinämään ja ne hajotetaan siinä SRB:n avulla. PRB:ssä haitta-aineiden poistomenetelmiä on adsorptio, saostuminen, hapettuminen, kemialliset tai mikrobiologiset muodonmuutokset tai niiden yhdistelmät (Veistola & Mroueh 2008). PRB:ssä prosessiaika on heikosti jäljitettävissä ja seinämän tukkeutuminen voi vaikuttaa menetelmän tehokkuuteen (Rambabu 2020).

Suotopatjat soveltuvat parhaiten suhteellisten pienten vesimäärien käsittelyyn ja niitä voidaan asentaa kaivosalueiden ympärysojiin. Suotopatjat ja reaktiiviset seinämät vastaavat toimintaperiaatteeltaan toisiaan (Rambabu 2020). Suotopatjat koostuvat perättäin laitetuista reaktiivisesta materiaalista, joissa on hyvät olosuhteet SRB:lle. Patjan kautta virtaavan veden sulfaatti pelkistyy ja metallit saostuvat suotopatjan materiaaliin. Suotopatjan toimintaperiaatteena on, että se on osittain vesiuoman alapuolella ja osittain materiaalin yläpinta on veden pinnan yläpuolella, mutta ojan ulkoreunaa alempana. Patjan yläpuoli täytetään eristekerroksella, joka estää hapen kulkeutumisen suotopatjaan. Eriste voi olla kasvillisuuskerros esimerkiksi rahkasammaleesta tai järviruo'osta. Eristeenä voidaan käyttää myös tiiviin savikerroksen ja geotekstiilin eli suodatinkankaan yhdistelmää (Veistola & Mroueh 2008; Tieteen Termipankki 2023).

## 1.6 Louhosbioreaktorin toiminta

Louhosbioreaktoritekniikassa (eng. sulfate reducing bioreactor/anaerobic bioreactor) vedellä täyttyneen suljetun kaivoksen avolouhos tai kaivoskuilu toimii nimensä mukaisesti bioreaktorina. Louhosbioreaktorista voidaan puhua myös nimellä kaivosbioreaktori tai menetelmästä voidaan käyttää nimeä louhoskäsittely (Veistola & Mroueh 2008; Ziemkiewicz 2003). Vedet siis käsitellään louhoksessa in situ, eli paikan päällä, eikä rakennetussa ulkoisessa reaktorissa, jota tekniikkaa esiintyy useimmiten englanninkielisessä kirjallisuudessa (Mustikkamäki 2000; Tieteen Termipankki 2023).

Louhosbioreaktorin toimintaperiaatteena on, että louhokseen lisätään bakteerilähdettä ja sopivaa substraattia. Bakteerilähde on SR-bakteereita, joissa on runsaasti eri SRB kantoja. Substraatti on hiilen- ja ravinteiden lähde, joka sisältää orgaanista ainetta. SR-bakteereiden on kyettävä hyödyntämään substraattissa olevaa orgaanista hiiltä, joka on käytännössä bakteereiden 'ruokaa'. Hyvä substraatti sisältää vähintään 30 % orgaanista ainetta (Veistola & Mroueh 2008). Hyviä substraatteja ovat anaerobiset lietteet, kuten kompostit ja jätevedenpuhdistamoiden mädättämöliete sekä eläinten lanta, kuten sian-, naudan- tai siipikarjanlanta (McCullough & Lund 2011; Veistola & Mroueh 2008). Niissä on luonnostaan sulfaatinpelkistäjäbakteereita ja orgaanista hiiltä sekä typpeä ja fosforia. Koska esimerkiksi eläinten lannassa on suoraan runsaasti SRB:tä, se voi toimia sekä bakteerilähteenä että substraattina hiilenlähteenä. Mikäli komposteja, mädättämölietteitä tai eläinten lantaa käytetään tarkoituksena niiden olla bakteerilähde, käsittelyä voidaan tehostaa lisäämällä jotain muuta tuotetta orgaanisen hiilen lähteeksi varmistamaan, että hiiltä on riittävästi bakteereita varten. Lisähiilenlähteenä on käytetty esimerkiksi AIV-puristenestettä, etanolia ja asetaattiyhdisteitä (Veistola & Mroueh 2008). AIV-puristeneste on nurmirehun säilönnässä syntyvä laktaattia sisältävä sivutuote, joka on todettu hyväksi orgaanisen hiilen lähteeksi ja hapen kuluttajaksi (Mustikkamäki 2000). Etanoli on suhteellisen kallis kemikaali, joten se ei ole optimaalisin hiilenlähde (Nevatalo 2010).



Kuva 2. Louhosbioreaktorin toimintaperiaate (Mukaiillen Laukkanen ym. valmisteilla).

Louhosbioreaktoritekniikassa veden on oltava louhoksen pohjalla hapetonta. Käsittely edellyttää, että louhoksessa ei tapahdu pohjaan saakka ulottuvaa veden täyskiertoa, sillä muuten veteen liuennut happi pääsee pohjaan, jossa se tuhoaa anaerobiset bakteerit (Mustikkamäki 2000).

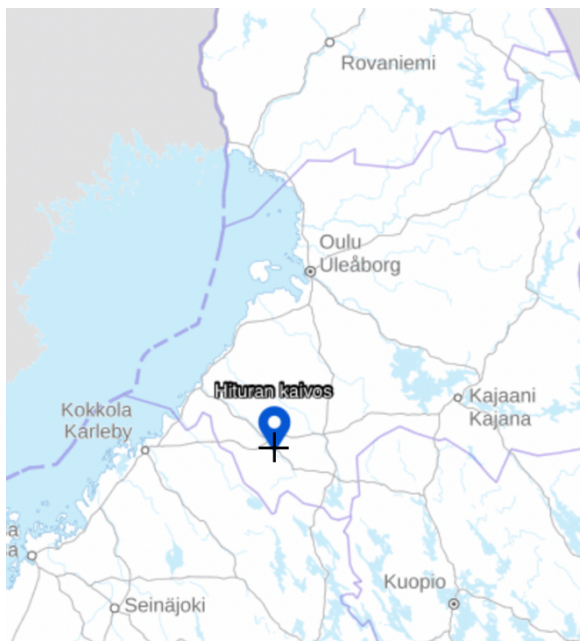


## 2 NIVALAN HITURAN LOUHOSBIOREAKTORIKOKEET

## KAIVOKSEN

### 2.1 Aineiston kokoaminen

Tutkimusaineistoa eli kaivosvettä kerättiin suljetusta Hituran kaivoksesta Nivalasta, Pohjois-Pohjanmaalta. Kaivos perustettiin vuonna 1970 ja se ehti toimia 45 vuotta, jonka aikana avolouhoksesta ja maanalaisesta louhoksesta louhittiin ja rikastettiin nikkelpitoista sulfidimalmia. Avolouhos oli halkaisijaltaan 500–600 metriä ja syvyydeltään maksimissaan 170 metriä, laajuudeltaan noin 30 hehtaaria. Kaivoksen toiminta keskeytettiin kesällä 2013 ja sen viimeisimpänä omistanut kanadalaisyhtiö Belvedere Mining Oy asetettiin konkurssiin vuonna 2015, jonka jälkeen kaivoksen sulkemisen otti vastuulleen Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus. Alueella muodostui toiminnan lopettamisen jälkeen vuonna 2016 edelleen hyvin metallipitoisia vesiä. Alueen läheisyydessä sijaitsee kaksi ympäristöhallinnon luokittelemaa pohjavesialuetta sekä vaikutusalueen suurin virtavesi Kalajoki, joka laskee Perämereen (ELY-keskus 2016; Hietala ym. 2013). Louhoksen on annettu täyttyä sinne ohjattavilla pintavesillä sekä suotautuvilla pohjavesillä (Laukkanen ym. valmisteilla).



Kuva 3. Hituran kaivos kartalla (Maanmittauslaitos 2023).

Aineisto kerättiin Suomen ympäristökeskuksen (Syke), Geologian tutkimuskeskuksen (GTK) ja Oulun yliopiston Kerttu Saalasti instituutin yhdessä toteuttaman Kaivoksen sulkeminen – vaikutukset ja uudet mahdollisuudet projektin toimesta. Projektissa suoritettiin ensin laboratoriomittakaavan pullokokeet sopivan substraatin selvittämiseksi ja sen jälkeen avolouhoksen olosuhteita jäljittelemään pyrkivät konttikokeet (Laukkanen ym. valmisteilla).

## 2.2 Kokeen suoritus

Pullokokeita varten otettiin louhoksesta vesinäytteet metrin, 40 metrin ja 88 metrin syvyydeltä, yhteensä 60 litraa. Näytteet säilöttiin +4 asteiseen kylmiöön kokeen perustamiseen saakka. Jokaiselta syvyydeltä otetut vesinäytteet analysoitiin. Kustakin syvyydestä otettuja vesinäytteitä laitettiin 900 ml kolmeen pulloon. Jokaiseen pulloon lisättiin eri hiilen lähdettä eli substraattia 100 ml. Pulloja inkuboitiin eli annettiin kasvaa valvotuissa olosuhteissa kahdeksan viikkoa +6 asteessa pimeässä. Kokeessa substraatteina oli sian lietelantaa, puuhaketta sekä biokaasulaitoksen rejektiä eli poistojaetta. Substraattien koostumus tutkittiin laboratoriossa ja ne säilytettiin kylmiössä kokeen perustamiseen saakka. Tutkimuksista huomattiin, että biokaasulaitoksen rejekti sisälsi huomattavan määrän rautaa, sinkkiä, alumiinia ja muutamia muita raskasmetalleja. Metallipitoisuudet olivat alhaisempia puuhakkeessa ja sianlannassa. Pullokokeen perusteella valittiin substraatti konttikokeeseen, jossa päädyttiin sianlantaan. Sianlanta sisältää luontaisesti SRB:tä, jolloin se on hyvä valinta substraatiksi ja sitä onkin käytetty Suomessa louhoskäsittelyyn jo 1990-luvulla (Mustikkamäki 2000; Tieteen Termipankki 2023; Laukkanen ym. valmisteilla).

Konttikoe suoritettiin pumppaamalla louhoksesta 40 metrin syvyydestä 700 litraa vettä IBC-konttiin. Vesi pumpattiin keskikerroksesta käytännön syistä. Kontti säilytettiin Sykeen tiloissa sisällä, jotta auringonvalo ei päässyt vaikuttamaan kontin lämpötilaan. Vedestä otettiin vesinäytteet. Koe aloitettiin lisäämällä sian lietelantaa yhteensä 59,3 litraa (58,9 kg). Konttiin asennettiin jatkuvatoiminen EXO2 mittalaite, joka mittasi sähkönjohtavuutta ionien määrän selvittämiseksi, liuennan orgaanisen aineen määrää, happipitoisuutta, redox-potentiaalia, kiintoaineen määrää, sameutta, pH:ta ja lämpötilaa 30 minuutin välein. Kun koe purettiin, koevedestä otettiin näytteet vesitilavuuden keskeltä ja pinnasta, sekä keskeltä ja pohjakerroksesta mikrobinäytteet. Mikrobisyhteisöjen molekyylibiologisia analysointeja varten pakastetut mikrobinäytteet

pakastekylmäkuivattiin, näytteiden DNA eristettiin ja lähetettiin kaupalliselle toimijalle sekvensointiin DNA:n ja RNA:n nukleotidien selvittämiseksi (Tieteen Termipankki 2023; Laukkanen ym. valmisteilla).

### 2.3 Kokeen tulokset

Konttiin pumpatun kaivosveden pH oli alun perin 6,5 ja sianlannan lisäyksen jälkeen pH oli kokeen alussa 7,0. Seurantajakson päätyttyä pH oli 7,1. Itse Hituran kaivoksen louhoksen vesi on vaihdellut seurannan mukaan 6,4–7,6 välillä, jossa se on ollut alemmissa kerroksissa hieman alhaisempi verrattuna pintakerrokseen. SRB:n optimi pH alue on 7,0–8,3 (Veistola & Mroueh 2008). Koska sianlannan lisäys aiheutti odotetun kaltaisen pH:n nousun, kokeessa todettiin, että louhoksessa ei ole tarvetta erilliselle pH:n säädölle. Kontissa lämpötila vaihteli 8,5–19,1 asteen välillä, ollen kokeen lopussa noin 10 astetta. Hituran kaivoksen louhosveden lämpötila vesinäytteseurannan perusteella on ympäri vuoden 4–8 asteen välillä 10–88 metrin syvyydellä. Lämpötila koekontissa oli keskimäärin 14,9 astetta (Laukkanen ym. valmisteilla).

Sian lietelannan lisäys aiheutti nopeasti bakteeritoimintaa kontissa ja se kulutti vedessä olleen liunneen hapen nopeasti loppuun. Jo muutaman päivän kuluttua kontissa saavutettiin pelkistävät olosuhteet. Tällöin redox-potentiaali oli -350, ja kolmen viikon aikana se laski tasolle -450, jossa se oli kokeen loppuun saakka (Laukkanen ym. valmisteilla).

Sulfaattia oli vedessä kokeen alkaessa 1200 mg/l ja kokeen lopussa 590 mg/l. Sulfaatin määrä siis puolittui kokeen loppuun mennessä ja vähentyi kokonaisuudessaan 50,8 % alkuperäiseen verrattuna. Nikkelin määrä väheni 68,5 %, sinkin 68,5 %, alumiinin 70,0 % ja koboltin 83,8 %. Lisäksi vedessä oli pieniä määriä (< 1,5 µg/l) kadmiumia, molybdeeniä, talliumia ja urania, joiden kaikkien pitoisuus väheni yli 70 % alkuperäiseen verrattuna (Laukkanen ym. valmisteilla).

### 3 JOHTOPÄÄTÖKSET

Konttikokeen tuloksista nähdään selkeästi, että sulfaatinpelkistäjäbakteeria sisältävän hiilenlähteen lisääminen pelkistää sulfaattia ja metalleja vedestä. Menetelmä oli siis toimiva konttimittakaavassa Hituran kaivoksen vesille.

Louhosbioreaktoreita on käytetty vesienhoidossa suljetuilla kaivoksilla Suomessa jo yli 20 vuotta, muun muassa Ruostesuon avolouhoksessa, Kangasjärven avolouhoksella, Hammaslahden kaivoksella sekä Kotalahden kaivoksella (Veistola & Mroueh 2008). Vuosina 1996–1997 Leppävirralla sijaitsevan Kotalahden kaivoksen kaivoskuiluun lisättiin sianlantaliettä SRB:n lähteeksi ja AIV-puristonestettä hiilen lähteeksi neljä kertaa (Räisänen ym. 2015). SRB:n ja hiilenlähteen lisäämisen jälkeen pystyttiin vuonna 1999 toteamaan, että sulfaatti- ja metallipitoisuuden olivat jo hyvin alhaiset. Vesiä seurattiin vuoteen 2007 asti, jolloin vesien laadussa ei ollut tapahtunut suuria muutoksia alun voimakkaan pelkistymisen jälkeen. Voitiin siis todeta, että kaivoskuiluun oli muodostunut itseään elättävä sulfaatinpelkistäjäkanta (Veistola & Mroueh 2008). Veistola & Mroueh ovatkin vuonna 2008 Kotalahden kaivoksen vesien tutkimustulosten perusteella todenneet, että louhoskäsittelyssä tulee varautua siihen, että oikean mittakaavan sulfaatinpelkistysprosessin käynnistyminen vie ainakin 1–3 vuotta aikaa (Veistola & Mroueh 2008).

Vaikka sianlannan lisäys Hituran kaivoksen veteen antoi lupaavia tuloksia sulfaatin- ja metallien pelkistymisestä, ei voida täysin tietää, tapahtuisiko sama, jos sianlantaa lisättäisiin suoraan avolouhokseen. Louhosbioreaktorikokeet suoritettiin kontissa stabiilissa tilassa tietyllä määrällä vettä, johon ei vaikuttanut esimerkiksi sekoittuminen tai Auringon valo. Käytännössä luonnossa vaikuttaa useampi tekijä kuin kokeellisessa tilanteessa. Hituran kaivoksen tapauksessa on hyvin mahdollista, että louhokseen suotautuu lisää vesiä. Ei voida myöskään täysin tietää, miten vedessä ja louhoksessa jo valmiiksi oleva mikrobikanta reagoi sulfaatinpelkistäjäbakteereihin ja montako kertaa substraattia tulisi lisätä, jotta itseään ruokkiva bakteerikanta pääsee syntymään. Vaikka louhosbioreaktoritekniikan sanotaan olevan helppo ja edullinen, isomman mittakaavan toiminnan käynnistäminen vaatii veden tilan seuraamista vielä useiden vuosien ajan bakteeritoiminnan käynnistämistä. Se ei onneksi vaadi päivittäistä valvontaa, mutta vesinäytteitä on otettava, tutkittava ja niiden pohjalta on tehtävä tarvittavia toimia. Vain

ajan kuluessa saadaan selvyys, onnistuuko käsittely. Hituran kaivoksen vesien tilasta tarvitaankin lisätutkimuksia, jotta oikean mittakaavan käsittely voitaisiin laittaa alulle.

Passiivisista biologisista vedenhallintajärjestelmistä on todettu, että niiden suorituskyky on heikommin ennustettavissa kuin kemiallisilla järjestelmillä ja niihin kerääntyvien kerrostumien pitkäaikainen vaikutus ja stabiilisuus ovat epävarmat (Johnson & Hallberg 2005). Vaikka AMD:n ympäristövaikutukset ovatkin tiedossa, tulee huomioida myös substraattimateriaalien ympäristövaikutukset. Ne sisältävät ravinteita ja muita mahdollisesti haitallisia yhdisteitä, joten niiden hallintaan kiinnitettävä huomiota. Esimerkiksi eläinten lanta sisältää patogeenisiä mikrobeja (Veistola & Mroueh 2008).

Tulevaisuudessa louhosbioreaktorikäsittely voidaan nähdä potentiaalisena keinona hallita happamia kaivosvesiä varsinkin, jos hiilenlähteenä käytetään kiertotalouden materiaaleja (Rambabu 2020). Anaerobisten lietteiden ja eläintenlannan ohella hyviä orgaanisia sivutotteita hiilenlähteeksi ovat puutuotteet, kuten puuhake ja -lastut (McCullough & Lund 2011; Sato ym. 2017). Japanissa on käytetty muun muassa riisileseitä (rice bran) ja riisin kuoria (rice husks) hiilenlähteenä SRB:lle tutkittaessa AMD:n puhdistusta. Voidaan siis todeta, että ainakin hiilenlähteille on olemassa paljon erilaisia vaihtoehtoja, mutta ne voivat vaihdella suuresti riippuen maantieteellisestä sijainnista ja alueelle tyypillisistä elinkeinoista. Orgaanisten sivutuotteiden käyttö vähentää louhosbioreaktorikäsittelyn kustannuksia, kun prosessia varten ei tarvitse erikseen tuottaa neitseellistä raaka-ainetta (Sato ym. 2017).

Ennen louhosbioreaktorin luomista on selvitettävä kaivosveden kemiallinen laatu ja muut vaikuttavat tekijät, jotta käsittelyssä voidaan onnistua parhaalla mahdollisella tavalla. Veden laatu on tunnettava jo siksi, että voidaan laskea tarvittavien bakteerien ja hiilenlähteiden sekä ravinteiden määrä oikeelliseksi. Parasta olisi, että AMD:tä ei pääsisi syntymään, sillä ehkäisy on parempi keino, kuin tilanteen paikkaaminen sitten, kun vaikutukset ovat jo tapahtuneet (Veistola & Mroueh 2008).



# LÄHDELUETTELO

Auri J., Tarvainen T., Lehtonen M., Räisänen J., Mattbäck S. & Jarva J., 2020. Happamat sulfaattimaat kiertotaloushankkeissa: Case välimaa ja Matalahti [verkkodokumentti]. Geologian tutkimuskeskus. GTK:n työraportti 49/2020. Saatavissa: [https://tupa.gtk.fi/raportti/arkisto/49\\_2020.pdf](https://tupa.gtk.fi/raportti/arkisto/49_2020.pdf) [viitattu 5.1.2023]. s. 47.

Borden R., 2011. Waste disposal and contamination management. SME Mining Engineering Handbook Vol. 3. s. 1733–1751.

ELY-keskus, 2016. Tiedotteet 2016. Pohjois-Pohjanmaan ELY-keskus valmistelee Hituran kaivoksen sulkemista Nivalassa (Pohjois-Pohjanmaa) [verkkodokumentti]. Saatavissa: <https://www.ely-keskus.fi/-/pohjois-pohjanmaan-ely-keskus-valmistelee-hituran-kaivoksen-sulkemista-nivalassa-pohjois-pohjanmaa-> [viitattu 3.3.2023].

Gray N., 1997. Environmental impact and remediation of acid mine drainage: a management problem. Environmental geology. Vol 30. s. 62–71.

Hietala J., Härmä T., Kempainen L., Keskitalo K., Lappalainen N., Nurkkala A., Ojala S., Vaaamaa-Hiltunen M. & Vieltojärvi O-P., 2013. Hituran avolouhoksen laajennuksen ympäristövaikutusten arviointiohjelma [verkkodokumentti]. Ympäristöhallinto. Saatavissa: <https://www.ymparisto.fi/download/hituranavolouhoksenlaajennusYVAohjelmapdf/%7BDAE387A8-7FA2-4DDF-884E-CF4CE25381C0%7D/57438> [viitattu 3.3.2023]. 66 s.

Haanpää K., 2013. Kaivosvesien hallinta ja käsittelymenetelmät [verkkodokumentti]. Pöyry Finland Oy. Saatavissa: [https://asiakas.kotisivukone.com/files/mutku.kotisivukone.com/Kaivosseminaari/kirsi\\_haanpaa\\_kaivosvesien\\_hallinta\\_ja\\_kasittelymenetelmat\\_2013-11-21.pdf](https://asiakas.kotisivukone.com/files/mutku.kotisivukone.com/Kaivosseminaari/kirsi_haanpaa_kaivosvesien_hallinta_ja_kasittelymenetelmat_2013-11-21.pdf) [viitattu 22.1.2023].

Iakovleva E. & Sillanpää M., 2013. The use of low-cost absorbents for wastewater purification in mining industries. Environ Sci Pollut Res. Vol. 20. s. 7878–7899.

Johnson D. & Hallberg K., 2005. Acid mine drainage remediation options: a review. *Science of the Total Environment*. Vol. 338. s. 3–14.

Juholin P., 2019. Kylmä ilmasto haastaa kaivosvesien hallintaa ja käsittelyä [verkkodokumentti]. Afry AB. Saatavissa: <https://afry.com/fi-fi/artikkeli/kylma-ilmasto-haastaa-kaivosvesien-hallintaa-ja-kasittelya> [viitattu 20.1.2023].

Karttapaikka, 2023 [verkkodokumentti]. Maanmittauslaitos. Saatavissa: <https://asiointi.maanmittauslaitos.fi/karttapaikka/> [viitattu 16.3.2023].

Laukkanen J., Hellsten S., Joutsenvaara J., Karlsson T., Kauppila T., Laamanen T., Lukkarinen V., Nilivaara R., Miradije R., Runtti H., 2023. Kaivoksen sulkeminen – Vaikutukset ja uudet mahdollisuudet ”KAIVASU” – hankkeen loppuraportti. *Acta Univ. Oulu*. Ei julkaistu.

McCullough C. & Lund M., 2011. Bioremediation of Acidic and Metalliferous Drainage (AMD) through organic carbon amendment by municipal sewage and green waste. *Journal of Environmental Management*. Vol. 92. s. 2419–2426.

Mustikkamäki U-P., 2000. Metallipitoisten vesien biologisesta käsittelystä Outokummun kaivoksessa [verkkodokumentti]. Vuoriteollisuus. Saatavissa: [https://vuorimiesyhdistys.fi/wp-content/uploads/2019/08/Vuoriteollisuus\\_2000-1.pdf](https://vuorimiesyhdistys.fi/wp-content/uploads/2019/08/Vuoriteollisuus_2000-1.pdf) [viitattu 22.2.2023]. 68 s.

Nevatalo L., 2010. Bioreactor Applications Utilizing Mesophilic Sulfate-Reducing Bacteria for Treatment of Mine Wastewater at 9–35°C. Tampere University of Technology. Publication 910. s. 92.

Nordstrom K. & Alpers C., 1999. Negative pH, efflorescent mineralogy, and consequences for environmental restoration at the Iron Mountain Superfund site, California. *Proc. Natl. Acad. Sci.* Vol 96. s. 3455–3462.

Peppas A., Komnitsas K. & Halikia I., 2000. Use of organic covers for acid mine drainage control. *Minerals Engineering*, Vol. 13, No. 5, s. 563–574.



Rambabu K., Banat F., Minh Pham Q., Ho S-H., Ren N-Q., & Loke Show P., 2020. Biological remediation of acid mine drainage: Review of past trends and current outlook. *Environmental Science and Ecotechnology*. Vol. 2. s. 1–14.

RoyChowdhury A., Sarkar D. & Datta R., 2015. Remediation of Acid Mine Drainage-Impacted Water. *Curr. Pollution Rep.* s. 131–141.

Ruokatieto, 2023. Elinympäristön ongelmia [verkkodokumentti]. Saatavissa: <https://www.ruokatieto.fi/ruokakasvatus/ruokaketju-ruuan-matka-pelloilta-poytaan/luonto/kalat/elinympariston-ongelmia> [viitattu 12.1.2023].

Räisänen M-L., Beucher A., Tornivaara A. & Kauppila P., 2015. Suljettujen ja hylättyjen metallikaivosalueiden nykytila ja arvio jätealueiden ympäristöriskipotentialista [verkkodokumentti]. Kuopio: Geologian tutkimuskeskus. 46/2015. Saatavissa: <https://docplayer.fi/32783675-Suljettujen-ja-hylattyjen-metallikaivosalueiden-nykytila-ja-arvio-jatealueiden-ymparistoriskipotentialista.html> [viitattu 6.3.2023]. 131 s.

Salomons W., 1995. Environmental impact of metals derived from mining activities: Processes, prediction, prevention. *Journal of Geochemical Exploration* Vol. 52. s. 5–23.

Sanchez-Andrea I., Sanz J., Bijmans M., Stams A., 2013. Sulfate reduction at low pH to remediate acid mine drainage. *Journal of Hazardous Materials*. Vol. 269. s. 98–109.

Sato Y., Hamai T., Hori T., Habe H., Kobayashi M. & Sakata T., 2017. Year-Round Performance of a Passive Sulfate-Reducing Bioreactor that Uses Rice Bran as an Organic Carbon Source to Treat Acid Mine Drainage. *Mine Water Environ.* Vol. 37. s. 586–594.

Suomen ympäristökeskus (Syke), 2020. Happamoituminen [verkkodokumentti]. Saatavissa: [https://www.ymparisto.fi/fi-fi/vesi/vesistöjen\\_kunnostus/virtavesien\\_kunnostus/Kunnostustarvetta\\_aiheuttavia\\_ijoita/Happamoituminen](https://www.ymparisto.fi/fi-fi/vesi/vesistöjen_kunnostus/virtavesien_kunnostus/Kunnostustarvetta_aiheuttavia_ijoita/Happamoituminen) [viitattu 12.1.2023].

Vestola E. & Mroueh U-M., 2008. Sulfaatinpelkistyksen hyödyntäminen happamien kaivosvesien käsittelyssä. Opas louhoskäsittelyn hallintaan. Espoo: VTT Tiedotteita – Research notes. 2422. 58 s.

Virpiranta H., Taskila S., Leiviskä T., Rämö J. & Tanskanen J., 2019. Development of a process for microbial sulfate reduction in cold mining waters – Cold acclimation of bacterial consortia from an Arctic mining district. *Environmental Pollution*. Vol. 252. s. 281–288.

Ziemkiewicz P., Skousen J. & Simmons J., 2003. Long-term performance of passive acid mine drainage treatment systems. *Mine Water and the Environment*. Vol 22. s. 118–129.