



# **Lotskerin kosteikon metallien poistotehokkuus ja kosteikolta kulkeutuvien metallien määrät eri vuodenaikoina**

Ammattikorkeakoulututkinnon opinnäytetyö

Insinööri (AMK), bio- ja elintarviketekniikka

Syksy 2025

Veera Seikkula

Koulutus	Insinööri (AMK), bio- ja elintarviketekniikka	
Tekijä	Veera Seikkula	Vuosi 2025
Työn nimi	Lotskerin kosteikon metallien poistotehokkuus ja kosteikolta kulkeutuvien metallien määrät eri vuodenaikoina	
Ohjaaja	Marja Allén	

---

Tämän opinnäytetyön toimeksiantajana toimi Porin kaupunki ja tutkimuksen kohteena oli Porin Lotskerin alueella sijaitseva kosteikko. Kosteikon valuma-alue sijaitsee happamilla sulfaattimailla, joiden altistuessa hapelle muodostuu kemiallisten ja biologisten reaktioiden myötä maaperään happamuutta, joka liuottaa maaperässä esiintyviä metalleja. Valuma-alueelta kosteikkoon huuhtoutuvat metallit sekä happamuus kulkeutuivat kosteikon veden mukana muihin vesistöihin. Kosteikkoon rakennettiin Porin kaupungin toimesta biohiili-, kalkkikivi- ja kivipatoja, joiden avulla pyrittiin ehkäisemään metallien sekä happamuuden kulkeutumista kosteikolta alapuolisiin vesistöihin. Tämän työn tavoitteena oli tutkia kosteikolta kulkeutuvien metallien määriä eri vuodenaikoina ja arvioida kosteikon metallien poistotehokkuutta eri näytteenotokertojen välillä.

Työn tietopohjassa esiteltiin happamien sulfaattimaiden ominaisuuksia, kemiallisia prosesseja ja ympäristöhaittoja sekä kosteikkojen metallien poiston mekanismeja, kuten adsorptiota ja saostumista. Tutkimuksessa hyödynnettiin valmista dataa, joka oli peräisin KVVY:n metallipitoisuuksien tuloksista sekä avoimen lähdekoodin ohjelmistosta, Grafanasta. Grafanaan data kertyi kosteikolle asetetuista jatkuvatoimisista mittalaitteista, jotka keräsivät tietoa virtaamasta, pH:sta ja sadannasta. Kaikki data editoitiin sekä visualisoitiin Excelin avulla. Tulosten tulkinnessa hyödynnettiin vertailuarvoina valtakunnallisesti mitattuja purojen metallipitoisuuksia, jotta voitiin arvioida kosteikolta mitattujen metallipitoisuuksien suuruusluokkaa.

Tulosten pohjalta oli mahdollista todeta, että kulkeutuvien metallien määrät sekä kosteikon metallien poistotehokkuus vaihtelivat merkittävästi vuodenaikojen sekä näytteenotokertojen välillä. Kulkeutuvien metallimäärien muutoksiin vaikutti ensisijaisesti kosteikolta mitattu virtaama sekä liukoisen raudan pitoisuus. Korkein rautapitoisuus mitattiin kosteikon loppupäästä keväällä, mikä johti siihen, että kyseisenä vuodenaikana mitattiin suurimmat kulkeutuvien metallien määrät. Syksyn ja kesän aikana mitatut rautapitoisuudet olivat kosteikon loppupäässä samalla tasolla, mutta syksyllä metalleja kulkeutui eniten johtuen suuremmasta virtaamasta.

Sadanta sekä pH vaikuttivat merkittävästi kosteikon metallien poistotehokkuuden muutoksiin. Kosteikon loppupäähän sijoitettu asuinalueen hulevesien salaojaputki lisäsi huomattavasti kosteikkoon kohdistuvaa metallikuormitusta, mikä vaikeutti poistotehokkuuden arviointia sekä heikensi useimpia tuloksia. Kosteikon voitiin todeta olevan liian pieni käsittelemään valuma-alueelta sekä erityisesti salaojaputkesta tulevaa kuormitusta.

Ratkaisuehdotuksina metallien sitomisen parantamiseksi esitettiin kosteikon rakenteellisia muutoksia sekä hulevesien käsittelyä niiden syntypaikoilla. Tarkempi tutkimus kosteikon olosuhteiden optimoinnista erityisesti Suomen kylmässä ilmastossa on tarpeen, mikäli tavoitteena on hyödyntää kosteikkoja laajemmassa mittakaavassa happamien sulfaattimaiden haittojen hallinnassa.

Avainsanat Happamat sulfaattimaat, metallit, rakennetut kosteikot, vesistöjen suojele  
Sivut 34 sivua ja liitteitä 6 sivua

Degree Programme in Biotechnology and Food Engineering

Author Veera Seikkula

Year 2025

Subject Metal Removal Efficiency of the Lotskeri Wetland and Amounts of Metals Transported from the Wetland during Different Seasons

Supervisor Marja Allén

---

The municipality of Pori commissioned this thesis, and the subject of the study was a wetland located in the Lotskeri area of Pori. The wetland's catchment area is located on acidic sulphate soils, where, when exposed to oxygen, chemical and biological reactions lead to acidity, releasing metals present in the soil. The metals and acidity leached from the catchment area are carried along with the water into the wetland, weakening the ecological and chemical status of downstream water bodies. To prevent this, the municipality has built biochar, limestone, and stone dams in the wetland. This study aimed to investigate the amounts of metals transported from the wetland during different seasons and to assess the efficiency of metal removal in the wetland.

The knowledge base introduced the properties, chemical processes, and environmental hazards of acidic sulphate soils, as well as metal removal mechanisms in wetlands, such as adsorption and precipitation. The study utilized pre-existing data from KVVY's metal concentration measurements and open-source software called Grafana. Grafana collected data from continuous monitoring devices placed in the wetland, such as water flow and pH. All data was processed and visualized using Excel. Nationally measured metal concentrations in streams were used as reference values in interpreting the results to estimate the significance of the metal concentrations measured in the wetland.

Based on the results, the amounts of transported metals and the efficiency of metal removal in the wetland varied significantly between seasons and sampling times. Water flow and soluble iron levels were the main factors contributing to differences in transported metals across seasons. The highest iron concentration was measured in spring, which led to the greatest amount of transported metals for that season. In contrast, although iron concentrations in autumn and summer were similar, a higher water flow in autumn led to a larger amount of transported metals than in summer.

The changes in metal removal efficiency of the wetland were highly affected by the precipitation and pH. The residential area's stormwater well's drainage pipe, located at the end of the wetland, weakened most of the results and made it difficult to assess the metal removal efficiency of the wetland. The wetland was found to be too small to handle the metal load from the catchment area, and particularly from the drainage pipe.

The proposed solutions to enhance the metal removal efficiency included structural changes to the wetland and the treatment of the stormwater at its sources rather than discharging it to the wetland. More detailed research on optimizing wetland conditions, particularly in Finland's cold climate, is needed if the aim is to utilize wetlands on a larger scale to mitigate the harmful effects of acidic sulphate soils.

Keywords Acidic sulphate soils, metals, constructed wetlands, water protection

Pages 34 pages and appendices 6 pages

## Sisällys

1	Johdanto .....	1
2	Happamat sulfaattimaat .....	2
2.1	Happamien sulfaattimaiden ongelmat Suomessa.....	2
2.2	Happamien sulfaattimaiden kemialliset prosessit .....	3
2.2.1	Pyriitin hapettumisesta aiheutuva maaperän pH:n lasku .....	4
2.2.2	Pyriitin hapettumistuotteiden hydrolyysireaktiot.....	5
2.2.3	Happamoitumisesta aiheutuva maaperän metallien liukeneminen .....	6
2.3	Metalli- ja happamuushuhtoumien vesistö- ja eliöstövaikutukset .....	7
2.4	Sääolosuhteiden vaikutus happamien sulfaattimaiden ympäristöhaittoihin.....	8
3	Rakennetut kosteikot metallikuormituksen vähentämisessä .....	9
3.1	Adsorptio.....	9
3.2	Saostuminen ja yhteissaostuminen .....	10
3.3	Hapetus- ja pelkistysreaktiot .....	10
3.4	Kasvien ravinteiden otto .....	11
3.5	Metallien poistoon vaikuttavat olosuhteet sekä tekijät kosteikoissa .....	12
4	Aineisto ja menetelmät .....	13
4.1	Kosteikon toimintamekanismit.....	16
4.2	Tutkittavat metallit sekä tulosten analysoinnissa hyödynnetty aineisto .....	18
4.3	Kosteikolta kulkeutuvien metallien määrittely .....	20
4.4	Kosteikon metallien poistotehokkuuden määrittely .....	22
5	Kosteikolta kulkeutuvien metallien määrät eri vuodenaikoina .....	22
6	Kosteikon metallien poistotehokkuus eri näytteenotokertojen välillä .....	24
7	Johtopäätökset.....	26
8	Pohdinta.....	28
8.1	Tulosten luotettavuus .....	29
8.2	Kehitysehdotukset.....	30
	Lähteet.....	32

## Kuvat

Kuva 1. Lotskerin kosteikon valuma-alue (Porin kaupunki, 2024.).....	14
Kuva 2. Asuinalueen hulevesikartta (Porin kaupunki, 2024).....	15

Kuva 3. Veden kulkeutumisreitti kosteikolta alapuolisiin vesistöihin (mukaillen Porin kaupunki, 2024).	16
Kuva 4. Pohjakartta Lotskerin kosteikosta (mukaillen Porin kaupunki, 2024).	16
Kuva 5. Pohjakartta Lotskerin kosteikosta (mukaillen Porin kaupunki, 2024).	17
Kuva 6. Pohjakartta Lotskerin kosteikosta (mukaillen Porin kaupunki, 2024).	18

## Taulukot

Taulukko 1. Kosteikolta mitatut pH-arvot (KVVY, 2025).	19
Taulukko 2. Kuukausien sademäärät (mukaillen Grafana, 2025).	19
Taulukko 3. Tutkimuksessa hyödynnettyjen virtaamien arvot (mukaillen Grafana, 2025).	20
Taulukko 4. Kulkeutuvien metallien määrittelyssä hyödynnetyt liukoisten metallien pitoisuudet ja taustarvot (Lahermo ym., 1996, s. 113 & KVVY, 2025).	21
Taulukko 5. Kulkeutuneiden metallien määrät vuodenaikojen mukaan (mukaillen Grafana, 2025 & KVVY, 2025).	22
Taulukko 6. Metallien pitoisuudet sekä poistotehokkuus 18.9.2024 (mukaillen KVVY, 2025).	24
Taulukko 7. Metallien pitoisuudet sekä poistotehokkuus 10.3.2025 (mukaillen KVVY, 2025).	25
Taulukko 8. Metallien pitoisuudet sekä poistotehokkuus 28.8.2025 (mukaillen KVVY, 2025).	26

## Kaavat

Kaava 1. Reaktioyhtälö, joka kuvaa rautasulfidin muodostumista. $\text{CH}_2\text{O}$ kuvastaa orgaanista materiaalia. (Yli-Halla, 2022, s. 128).	4
Kaava 2. Reaktioyhtälö, joka kuvaa pyriitin muodostumista (Boman ym., 2008, s. 74).	4
Kaava 3. Pyriitin hapettumista kuvaava reaktioyhtälö (Boman ym., 2008, s. 74).	4
Kaava 4. Reaktioyhtälö, joka kuvaa pyriitin sisältämän rikin lopullista hapettumista (Yli-Halla, 2022, s. 128).	4
Kaava 5. Reaktioyhtälö, joka kuvaa $\text{Fe}^{2+}$ -ionien hapettumista $\text{Fe}^{3+}$ muotoon (Boman ym., 2008, s. 74).	5
Kaava 6. Pyriitin sekä rikin hapettumista $\text{Fe}^{3+}$ -ionien toimesta kuvaava reaktioyhtälö (Boman ym., 2008, s. 74).	5
Kaava 7. $\text{Fe}^{3+}$ -ionien saostumista kuvaava reaktioyhtälö (Mayes ym., 2009, s. 3945).	6
Kaava 8. Laskukaava, jonka avulla laskettiin kulkeutuvien metallien määrät vuorokauden aikana.	21
Kaava 9. Metallien poistotehokkuuden laskennassa hyödynnetty kaava.	22

## Liitteet

Liite 1.	Syyskuun, lokakuun ja marraskuun virtaamien päiväkohtaiset keskiarvot.
----------	--

- Liite 2. Maaliskuun, huhtikuun ja toukokuun virtaamien päiväkohtaiset keskiarvot.
- Liite 3. Kesäkuun, heinäkuun ja elokuun virtaamien päiväkohtaiset keskiarvot.
- Liite 4. Vuodenaikojen aikana kulkeutuneiden metallien tarkat arvot.
- Liite 5. Aineistonhallintasuunnitelma.

# 1 Johdanto

Tämän työn tutkimuksen kohteena oli Porin Lotskerissa sijaitseva kosteikko. Kosteikon valuma-alue sekä asuinalue, jolta kosteikkoon johdetaan hulevesiä, sijaitsevat happamilla sulfaattimailla. Happamien sulfaattimaiden altistuessa hapelle maankäytön tai maankohoamisen myötä, alkaa maaperään muodostua happamuutta, joka liuottaa maaperässä esiintyviä metalleja (Autiola ym., 2022). 1990-luvulla rakennettu Lotskerissa sijaitseva kosteikko kunnostettiin vuonna 2024. Kunnostuksen tavoitteena oli tehostaa kosteikon metallien sidontaa sekä ehkäistä metallien kulkeutumista muihin vesistöihin.

Tutkimuksen tavoitteena oli analysoida Lotskerin kosteikon metallien poiston tehokkuutta, arvioida kosteikolta kulkeutuvien metallien määriä sekä esittää mahdollisia kehitysehdotuksia metallien sidonnan parantamiseksi. Tulosten pohjalta pyrittiin tekemään johtopäätöksiä siitä, mille vuodenojoille suurin kulkeutuvien metallien määrä sijoittui ja mitkä tekijät vaikuttivat poistotehokkuuden muutoksiin. Tutkimusta taustoitettiin esittelemällä happamien sulfaattimaiden ominaisuuksia, kemiallisia prosesseja ja ympäristövaikutuksia. Lisäksi käytiin läpi kosteikkojen metallien poiston mekanismeja sekä olosuhteiden optimointia metallien poiston tehostamiseksi.

Tutkimuksessa hyödynnettiin kosteikolle asennettujen jatkuvatoimisten mittalaitteiden keräämää dataa virtaamasta, sadannasta ja pH:sta sekä KVVY:n (Kokemäenjoen vesistön vesiensuojeluyhdistys Oy) suorittamien metallipitoisuusanalyysien tuloksia. KVVY:n tulokset ovat peräisin kolmelta näytteenotokerralta: 18.9.2024, 10.3.2025 ja 28.8.2025. Kosteikolla sijaitsevien mittalaitteiden keräämää dataa oli mahdollista seurata reaaliaikaisesti avoimen lähdekoodin ohjelmiston, Grafanan, avulla. Grafanaan kertynyt data siirrettiin Exceliin, jossa aineistoa muokattiin hyödynnettävämpään muotoon.

Tämä työ tuki erityisesti ekologisen kestävyuden periaatteita, joiden tavoitteena on biologisen monimuotoisuuden ja ekosysteemien toimivuuden säilyttäminen sekä ihmisten toiminnan sopeuttaminen luonnon kestokykyyn. Keskeistä on noudattaa varovaisuusperiaatetta, jonka mukaan ympäristöhaittoja pyritään ennaltaehkäisemään toimenpiteiden riski-, haitta- ja kustannusarvioinneilla. (Ympäristöministeriö, 2023) Työ tarjosi konkreettista tietoa happamilta sulfaattimailta kulkeutuvien metallien määrästä, arvioi luontopohjaisen kosteikkoratkaisun hyödyntämistä ympäristöhaittojen lieventämisessä sekä korosti ennaltaehkäisevien toimenpiteiden tärkeyttä haittojen hallinnassa.

Tässä työssä pyrittiin vastaamaan seuraaviin tutkimuskysymyksiin:

- Miten kulkeutuvien metallien määrät muuttuivat eri vuodenaikoina?
- Miten kosteikon metallien poistotehokkuus muuttui näytteenottokertojen välillä?

## 2 Happamat sulfaattimaat

Happamat sulfaattimaat ovat pääsääntöisesti rannikkoalueilla esiintyviä rikkiptoisia maakerroksia, jotka ovat syntyneet meren pohjassa hapettomissa olosuhteissa erilaisten kemiallisten- ja biologisten prosessien myötä (Nieminen ym., 2020, s. 211). Rikkiptoisten kerrosten altistuessa hapelle, muodostuu maaperään happamuutta, joka liuottaa maaperässä luonnostaan esiintyviä metalleja. Metallien sekä maaperän happamuuden huuhtoutuessa vesistöihin, voivat ne heikentää vesistöjen ekologista ja kemiallista tilaa. (Autiola ym., 2022, s. 12) Yleinen arvio on, että happamilta sulfaattimailta huuhtoutuu vesistöihin suurempi määrä metalleja kuin kaikista Suomen teollisuusjätevesistä yhteensä (Sutela ym., 2012, s. 17).

Suomessa sijaitsee Euroopan suurimmat happamien sulfaattimaiden esiintymät ja niiden laajuudeksi on arvioitu noin 1600–3500 km<sup>2</sup> (Wallin ym., 2015, s. 452). Happamat sulfaattimaat syntyivät Suomen rannikkoalueille Litorinameren kaudella noin 8000 vuotta sitten, jolloin olosuhteet – kuten rikin suuri esiintyminen – olivat suotuisat rikkiptoisten kerrostumien muodostumiselle. Muinainen Litorinameri ulottui ylimmillään nykyisen Perämeren sekä Pohjanmaan alueilla noin 100 metriä ja Etelä-Suomessa noin 20–50 metriä nykyisen merenpinnan yläpuolelle. Happamia sulfaattimaita esiintyy koko Suomen rannikkoalueella, mutta laajimmat alueet sijaitsevat erityisesti muinaisen Litorinameren syvillä alueilla, kuten Pohjanmaalla ja Pohjois-Pohjanmaalla. (Autiola ym., 2022, ss. 12–13)

### 2.1 Happamien sulfaattimaiden ongelmat Suomessa

Happamat sulfaattimaat aiheuttavat ympäristöongelmia vasta niiden altistuessa hapelle. Hapelle altistuminen voi tapahtua maan kohoamisen tai maankäytön myötä, joista maankäytön, kuten ojituksen ja maansiirron, on todettu olevan merkittävämpi hapelle altistava tekijä. (Autiola ym., 2022, s. 27). Suomessa väestönkasvu sekä maa- ja metsätalouden kasvu ovat lisänneet painetta erityisesti rannikkoalueiden kuivatustoiminnalle, mikä on heikentänyt vesistöjen kemiallista sekä ekologista tilaa vuosisatojen ajan. (Lindgren ym., 2022; Wallin ym., 2015, s.453)

Happamuuden sekä metallien huuhtoutumista vesistöihin on edistänyt erityisesti maatalouden tehostuminen. Yhteiskunnan muutoksen myötä siirryttiin pienviljelyvaltaisesta maataloudesta viljelyn koneistumiseen sekä avo-ojituksesta salaojitukseen. Salaojitus on kasvattanut peltojen kuivatussyvyyttä sekä alentanut pohjaveden pintaa, jonka myötä entistä syvemmät maakerrokset ovat altistuneet hapelle. Hapettumista voi tapahtua salaojitetussa maassa kuivana kesänä jopa 2–3 metrin syvyydessä. (Nuotio ym., 2009, s. 8)

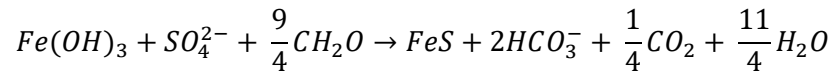
Happamat sulfaattimaat ovat aiemmin herättäneet huolta erityisesti maatalouden tuotannon osalta. Vasta myöhemmin on alettu tunnistaa happamuus- ja metallihuuhtoumien haitallisia vaikutuksia vesistöjen ekosysteemien monimuotoisuuteen, veden jakeluun sekä pohja- ja pintavesien laatuun (Maa- ja metsätalousministeriö, 2012, s. 7). Suomessa suoritettiin 1900-luvulla lukuisia happamien sulfaattimaiden kartoitus- ja tutkimushankkeita, mutta vasta vuonna 2009 Suomen Geologinen tutkimuskeskus aloitti valtakunnallisen happamien sulfaattimaiden yleisen esiintymiskartoituksen. Kartoitus saatettiin valmiiksi vuonna 2021 (Autiola ym., 2022, ss. 12, 16).

## 2.2 Happamien sulfaattimaiden kemialliset prosessit

Sulfidisedimenttien muodostuminen alkaa meren pohjassa hapettomien olosuhteiden syntymisellä. Meren pohjan sedimenteissä elävät mikrobit hajottavat laskeutuvaa orgaanista aineista hiilidioksidiksi, mikä kuluttaa happea sekä johtaa hapettomien olosuhteiden syntymiseen. Anaerobiset olosuhteet ovat edellytyksenä sulfaattia pelkistävien mikrobien toiminnalle, jotka pelkistävät meressä esiintyvää sulfaattia ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) rikkivedyksi ( $\text{H}_2\text{S}$ ). (Dent, 1986, ss. 74–75)

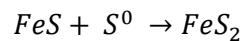
Maaperä sekä sedimentit sisältävät runsaasti rautaoksideja- ja hydroksideja, jotka anaerobisissa oloissa pelkistyvät  $\text{Fe}^{2+}$ -ioneiksi (Dent, 1986, s. 75). Sulfaattia pelkistävien bakteerien toiminnan myötä syntynyt rikkivety reagoi edelleen  $\text{Fe}^{2+}$ -ionien kanssa muodostaen erilaisia rautamonosulfideja sekä rautasulfideja, kuten mackinawiitti- ja greigiittimineraaleja (Boman ym., 2008, s. 72). Rautasulfidien muodostumista voidaan kuvata kaavan 1 avulla.

Kaava 1. Reaktioyhtälö, joka kuvaa rautasulfidin muodostumista.  $\text{CH}_2\text{O}$  kuvastaa orgaanista materiaalia. (Yli-Halla, 2022, s. 128)



Rautasulfidit voivat muuttua ajan kuluessa stabiilimmaksi pyriitiksi. Pyriitin muodostuminen on hidas prosessi – sadan vuoden aikana muodostuu vain noin 10 kg pyriittiä per kuutiometri sedimenttiä. (Dent, 1986, s. 96) Pyriitin muodostumista voidaan kuvata reaktioyhtälön 2 avulla.

Kaava 2. Reaktioyhtälö, joka kuvaa pyriitin muodostumista (Boman ym., 2008, s. 74).

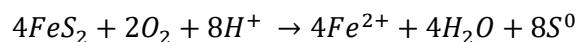


Pyriitti pysyy hapettomissa olosuhteissa vakaana, jolloin sulfidisen sedimentin tai maakerroksen pH vaihtelee neutraalista hieman emäksiseen. Sulfidisten materiaalien ongelmat tulevat esiin pyriitin altistuessa ilmakehän hapelle. Hapettuminen johtaa pH:n laskuun sekä lopulta metallien liukenemiseen maaperästä. (Yli-Halla, 2022, s. 128)

### 2.2.1 Pyriitin hapettumisesta aiheutuva maaperän pH:n lasku

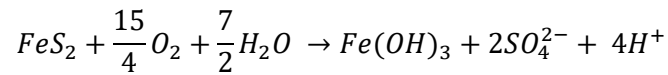
Pyriitin sekä muiden rautasulfidien hapettumisen kannalta on kaksi merkityksellistä hapetinta: happi ( $\text{O}_2$ ) sekä  $\text{Fe}^{3+}$  -ionit. Pyriitin altistuessa hapelle, muodostuu alussa  $\text{Fe}^{2+}$  -ioneja sekä rikkiä (S) (Boman ym., 2008, s. 74). Reaktiota kuvaa kaava 3.

Kaava 3. Pyriitin hapettumista kuvaava reaktioyhtälö (Boman ym., 2008, s. 74).



Hapettumisen jatkuessa pyriitin sisältämä rikki hapettuu täyteen hapetusasteeseen, jolloin muodostuu sulfaattia ( $\text{SO}_4^{2-}$ ), rautahydroksidia ( $\text{Fe}(\text{OH})_3$ ) sekä vetyioneja ( $\text{H}^+$ ). Reaktio johtaa maaperän pH:n laskuun (Yli-Halla, 2022, s. 128). Kaava 4 kuvaa pyriitin lopullista hapettumista.

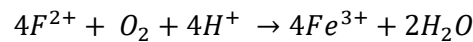
Kaava 4. Reaktioyhtälö, joka kuvaa pyriitin sisältämän rikin lopullista hapettumista (Yli-Halla, 2022, s. 128).



Pyriitin alkuvaiheen hapettumisen seurauksena muodostuneet  $Fe^{2+}$ -ionit reagoivat hapen kanssa ja hapettuvat  $Fe^{3+}$ -ioneiksi, jotka liukenevat veteen (Boman ym., 2008, s. 74).

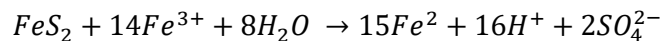
Kaava 5 kuvaa  $Fe^{2+}$ -ionien hapettumista.

Kaava 5. Reaktioyhtälö, joka kuvaa  $Fe^{2+}$  -ionien hapettumista  $Fe^{3+}$  muotoon (Boman ym., 2008, s. 74).



$Fe^{3+}$ -ionit kiihdyttävät pyriitin hapettumista merkittävästi. Pyriitin reagoiessa  $Fe^{3+}$ -ionien kanssa pelkistyy rauta takaisin  $Fe^{2+}$  -muotoon ja syntyy rikkiä (S). pH:n laskiessa alle 4,5 muuttuu  $Fe^{3+}$  entistä liukoisemmaksi ja alkaa toimia myös pyriitin alun hapettumisessa syntyneen rikin hapettajana. Reaktioiden seurauksena syntyy sulfaattia sekä  $Fe^{2+}$ - ja vetyioneja, jolloin maaperän happamuus lisääntyy entisestään. (Boman ym., 2008, s. 74) Sekä rikin, että pyriitin hapettumista voidaan kuvata kokonaisreaktion avulla, jota kuvaa kaava 6.

Kaava 6. Pyriitin sekä rikin hapettumista  $Fe^{3+}$  -ionien toimesta kuvaava reaktioyhtälö (Boman ym., 2008, s. 74).



Olosuhteiden ollessa riittävän happamat (pH < 4), aktivoituvat rikkipitoisissa ja happamissa sulfaattimaissa esiintyvät *Thiobacillus ferrooxidans* -bakteerit (Dent, 1986, s. 29, 37).

*Thiobacillus ferrooxidans* saa energiansa hapettamalla  $Fe^{2+}$ -ioneja sekä rikkiyhdisteitä (Rawlings & Kusano, 1994, 40). Bakteerit hapettavat  $Fe^{2+}$ -ioneja  $Fe^{3+}$ -ioneiksi nopeammin kuin mitä  $Fe^{3+}$ -ionit hapettavat pyriittiä. Näin ollen  $Fe^{3+}$ -ioneja muodostuu nopeammin kuin niitä kuluu, mikä tekee pyriitin hapettumisesta itseään ylläpitävän prosessin. (Boman ym., 2008, s. 74)

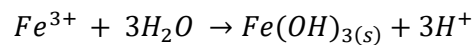
### 2.2.2 Pyriitin hapettumistuotteiden hydrolyysireaktiot

Sulfidisten materiaalien hapettuminen johtaa usein hydrolyysireaktioihin, joissa muodostuu uusia mineraaleja, kuten rautaoksihydroksideja. Muodostuneiden mineraalien

tunnistaminen on tärkeää, sillä niiden altistuessaan tietyille olosuhteille, voivat mineraalit vapauttaa varastoimaansa happamuutta sekä metalleja uudestaan. (Fitzpatrick ym., 2009, s. 66)

$Fe^{3+}$  -ionit pysyvät liukoisina vain hyvin happamissa olosuhteissa, jolloin pH on alle 3 (Lahermo ym., 1996, s. 79). pH:n noustessa, osa  $Fe^{3+}$  -ioneista hydrolysoituu ja saostuu rautahydroksideiksi (Boman ym., 2008, ss. 74–75). Yleisimmin havaittu raudan oksidi on goethiitti ( $FeOOH$ ), joka muodostaa vesistöihin ruskeaa ja punaista saostumaa (Dent, 1986, ss. 79–80).  $Fe^{3+}$  -ionien saostumista voidaan kuvata kaavalla 7.

Kaava 7.  $Fe^{3+}$  -ionien saostumista kuvaava reaktioyhtälö (Mayes ym., 2009, s. 3945).



Pyriitin hapettumisen myötä muodostunut sulfaatti huuhtoutuu pääosin pois maaperästä, mutta olosuhteiden ollessa hyvin happamat, osasta sulfaattia voi muodostua jarosiittia ( $KFe_3(SO_4)_2(OH)_6$ ) (Boman ym., 2008, s. 75). Jarosiitti on stabiili vain hyvin happamissa olosuhteissa ja ilmenee maaperässä vaaleankeltaisina täplinä (Yli-Halla, 2022, s. 131).

Toinen merkittävä happamilla sulfaattimailla muodostuva mineraali on schwertmanniitti. Sekä jarosiittia, että schwertmanniittia esiintyy Suomen happamissa sulfaattimaissa. Vähemmän happamissa olosuhteissa jarosiitti sekä schwertmanniitti voivat vapauttaa varastoimaansa happamuutta, rautaa sekä sulfaattia takaisin ympäristöön. (Yli-Halla, 2022, s. 131)

### 2.2.3 Happamoitumisesta aiheutuva maaperän metallien liukeneminen

Pyriitin hapettumisesta aiheutuva pH:n lasku johtaa metallien liukenemiseen maaperästä. Merkittävin maaperässä esiintyvä metalli on alumiini, joka muuttuu liukoiseen muotoon pH:n laskiessa alle 4. (Yli-Halla, 2022, s. 129)

Pyriitin sekä muiden rautasulfidien hapettuminen tuottaa runsaasti  $H^+$  -ioneja, joita maaperän omat puskurointisysteemit pyrkivät sitomaan. Huokosvesien sisältäessä vain vähän neutraloivia ainesosia, syrjäyttävät  $H^+$  -ionit maahiukkasten pinnalta heikosti sitoutuneita metalleja, kuten kalsiumia ja magnesiumia. Maaperän alumiini sekä rauta pystyvät myös sitomaan  $H^+$  -ioneja, mikä johtaa alumiinin ja raudan liukoistumiseen. Alumiini ( $Al^{3+}$ ) ja rauta ( $Fe^{3+}$ ) alkavat syrjäyttää muita heikosti sitoutuneita ja positiivisesti

varautuneita kationeja, kuten kalium ( $\text{Ca}^{2+}$ ) - ja mangaani ( $\text{Mg}^{2+}$ ) -ioneja. (Palko ym., 1985, s. 15) Happamoitumisen jatkuessa kationinvaihtoreaktiot lisääntyvät, jolloin  $\text{Ca}^{2+}$ - ja  $\text{Mg}^{2+}$  -ionien pitoisuudet laskevat ja  $\text{Al}^{3+}$  -ionien pitoisuus kasvaa (Yli-Halla, 2022, s. 129).

Hapettumisen ja huuhtoutumisen syklit kuluttavat loppuun sulfidisen aineksen. Sulfaatti sekä metallit, kuten kadmium, nikkeli, sinkki, mangaani sekä osin kupari huuhtoutuvat pois happamilta sulfaattimailta ja kromi sekä rauta saostuvat oksideiksi. (Sohlenius & Öborn, 2004, s. 174) Jäljelle jää hapan maaperä, joka on kyllästynyt  $\text{Al}^{3+}$  -ioneilla (Yli-Halla, 2022, s. 130).

## 2.3 Metall- ja happamuushuuhtoumien vesistö- ja eliöstövaikutukset

Happamilta sulfaattimailta huuhtoutuva happamuus voi vaikuttaa vesistöjen tilaan joko suorasti lisäämällä vesistön happamuutta tai epäsuorasti lisäämällä metallien liukoisuutta sekä toksisuutta. Pelkästään jo happamuus heikentää vesistön monimuotoisuutta, sillä hyvin harvat lajit pystyvät elämään sekä lisääntymään happamissa olosuhteissa. (Nuotio ym., 2009, s. 33) Happamuustilan voidaan arvioida olevan vesiekosysteemin kannalta kriittinen, mikäli pH laskee alle 5,5. Happamuudella voi olla kohtalokkaita seurauksia erityisesti uhanalaisten ja herkkien lajien kannalta, jotka saattavat korvautua kestävämmillä lajeilla kaventaen vesiekosysteemien monimuotoisuutta. (Sutela ym., 2022, s. 22)

Ympäristön kannalta haitallisin metalli, alumiini, saostuu kalojen kiduksiin, mikä johtaa kalan tukehtumiseen. Kalakuolemat ovatkin merkittävin sekä näkyvin happamien sulfaattimaiden aiheuttamista eliöstövaikutuksista. (Yli-Halla, 2022, s. 134) Happamien ja metallipitoisten huuhtoutumien on raportoitu aiheuttaneen Suomessa kalakuolemia jopa vuodesta 1843 asti (Lindgren ym., 2022). Viimeisimmät merkittävät kalakuolemat ovat tapahtuneet vuosina 2006–2007 (Yli-Halla, 2022, s. 135).

Muita tyypillisiä metalli- ja happamuushuuhtoumien vaikutuksia ovat yksilö- ja populaatiotasolla heikentynyt kasvu, ennenaikaiset kuolemat, lajiston köyhtyminen, ravinteiden ja energian vuoto systeemien ulkopuolelle sekä koko systeemin tuottavuuden aleneminen (Autiola ym., 2022, s. 31).

Vesistöjen kemiallisen tilan heikkenemistä indikoi vesistön kirkastuminen. Kirkastuminen on seurausta veden happamoitumisesta sekä raudan saostumisesta. Kirkastuminen johtaa myös pieneläimistön sekä vesikasvillisuuden häviämiseen vesistöistä. Näkyvimpiä

muutoksia vesistöissä ovat raudan muodostama punainen saostuma ja alumiinin muodostama valkoinen piimämäinen saostuma. (Autiola ym., 2022, s. 27)

## 2.4 Sääolosuhteiden vaikutus happamien sulfaattimaiden ympäristöhaittoihin

Metallien huuhtoutuminen ja siten myös ympäristövaikutukset vaihtelevat vuodenaikojen sekä vuodenajoille tyypillisten sääolosuhteiden mukaisesti. (Sutela ym., 2022, s. 14)

Metallien ja happamuuden huuhtoutuminen vesistöihin tapahtuu pääsääntöisesti kosteina jaksoina, kuten keväisin ja syksyisin, jolloin runsaat sateet ja lumien sulamisvedet aiheuttavat suuria määriä ylivirtaamia (Lindgren ym., 2022). Merkittävimmät ympäristövaikutukset aiheutuvat kuivien kausien ja rankkasateiden tai muiden suurien valuntojen vaihteluiden myötä, jolloin sivu-uomista huuhtoutuu suuria määriä metalleja sekä happamuutta pääuomiin aiheuttaen äkillisiä happamuuspiikkejä (Sutela ym., 2022, s. 14).

Kuivat kesät mahdollistavat pohjaveden laskun ja sulfidisten materiaalien hapettumisen, jonka jälkeen syksyn sateet huuhtovat happamuuden ja metallit vesistöihin. Suomen länsirannikolla onkin havaittu eniten kalakuolemia erityisesti syksyisin kuivien kesien jälkeen. (Yli-Halla, 2022, s. 134) Lisäksi syksyn ja sitä edeltäneen kesän kuivuus voivat siirtää happamuuspiikkiä seuraavaan kevääseen (Sutela ym., 2022, s. 14).

Monien jokien happamuustasot vaihtelevat vuodenaikojen ja sääolosuhteiden muutosten myötä merkittävästi, mutta erityisesti pienet purot ja joet saattavat kärsiä ympärivuotisesta happamuudesta. Tällaisten purojen ja jokien jatkuva happamuusaltistus saattaa johtaa vesistön pysyvään ekologisen ja kemiallisen tilan heikkenemiseen. (Sutela ym., 2022, s. 14)

Talvisin metallien huuhtoutumista ehkäisee alhaisten lämpötilojen synnyttämä maan routa, mutta ilmastonmuutoksen edetessä ja talvien keskilämpötilojen noustessa, syksyinen huuhtoutuminen voi pidentyä pitkälle talveen (Lindgren ym., 2022). Ilmastonmuutoksen myötä pidentyvät kuivuusjaksot sekä muut sään ääri-ilmiöt, kuten lisääntyvät rankkasateet voivat pahentaa merkittävästi happamien sulfaattimaiden ympäristöongelmia ja aiheuttaa laajoja vesistöihin kohdistuvia toksisuusvaikutuksia (Sutela ym., 2022, s. 15). Lisäksi ilmastonmuutoksen myötä lisääntyvä pohjavedenpinnan vaihtelu saattaa altistaa yhä suurempia määriä potentiaalisia happamia sulfaattimaita hapelle lisäten metallien mobilisoitumista ja huuhtoutumista (Lindgren ym., 2022).

### 3 Rakennetut kosteikot metallikuormituksen vähentämisessä

Rakennetut kosteikot jäljittelevät luonnon kosteikkojen hydrologisia prosesseja (The Nature Conservancy, n.d., s. 2). Kosteikkojärjestelmät koostuvat pääasiassa erilaisista substraateista, kasveista ja mikro-organismeista, jotka poistavat vedessä olevia metalleja fysikaalisten, kemiallisten ja biologisten prosessien sekä niiden välisten synergisten vaikutusten avulla. (Yu ym., 2021, s. 3)

Rakennetuilla kostekoilla voidaan korvata perinteisiä jätevesienkäsittelyratkaisuja ja niiden avulla voidaan käsitellä erilaisia virtoja, kuten maatalouden pintavaluntoja ja hulevesiä. Kosteikkojen veden puhdistuksen tehokkuutta parannetaan usein yhdistämällä kosteikkoihin muita luontopohjaisia ratkaisuja, kuten erilaisia patorakenteita tai tulvatasanteita. (The Nature Conservancy, n.d., s. 1) Kosteikot tarjoavat elinympäristöjä, tukevat monimuotoisuutta sekä tuottavat virkistys- ja maisema-arvoja. (Matagi ym., 1998, s. 1) Lisäksi kosteikot ovat potentiaalinen ratkaisu ilmastonmuutoksen lisäämien sään ääri-ilmiöiden, kuten rankkasateiden ja kuivuuden vaikutuksien hallintaan (The Nature Conservancy, n.d., s. 1).

Metallien poisto voi kosteikoissa tapahtua useiden erilaisten mekanismien, kuten adsorption, saostumisen, hapetus- ja pelkistysreaktioiden, mikrobiologisen toiminnan sekä kasvien ravinteidenoton avulla (Matagi ym., 1998, ss. 1–2). Näitä reaktioita ohjaavat kosteikoissa erityisesti pH, liuenneen hapen määrä, metallien pitoisuus sekä lämpötila (Yu ym., 2021, s. 1).

#### 3.1 Adsorptio

Adsorptiota voi tapahtua kationin vaihdon tai kemiallisen adsorption myötä. Kationin vaihdossa positiivisesti varautuneet metalli-ionit, kuten  $\text{Al}^{3+}$  ja  $\text{Fe}^{3+}$ , sitoutuvat negatiivisesti varautuneen savimineraalin ja orgaanisen aineksen pinnoille. Myös muut metallit, kuten rauta ja mangaani voivat toimia saostuneina hydroksideina adsorptiopaikkoina muille metalleille. Kationin vaihto ei ole optimaalisin ratkaisu pitkäaikaiseen metallien sitomiseen, sillä olosuhteiden muutokset saattavat vapauttaa metallit takaisin veteen. (Matagi ym., 1998, s. 3)

Kemiallisessa adsorptiossa metalli-ionit sekä adsorptiomateriaalin pinta muodostavat ionisia tai kovalenttisia sidoksia. Kemiallisessa adsorptiossa reaktiotuotteet muodostavat

pysyvämpiä ja lujempia sidoksia kuin kationin vaihdossa tapahtuva sitoutuminen. Ionisten ja kovalenttisten sidosten muodostumiseen vaikuttaa kilpailevien ionien määrä sekä ionien välinen sitoutumisaffiniteetti. (Yu ym., 2021, s. 6)

Metallien adsorptioon vaikuttaa monia tekijöitä, kuten metallin ominaisuudet, pH, adsorboivan materiaalin ominaisuudet sekä muiden metallien pitoisuudet ja ominaisuudet (Matagi ym., 1998, s. 3). Lisäksi adsorptioon vaikuttaa kosteikon saven ja orgaanisen aineksen määrä (Sheoran & Sheoran, 2006, s. 108).

### 3.2 Saostuminen ja yhteissaostuminen

Saostuminen on yksi keskeisimmistä mekanismeista, jonka avulla metallit poistuvat vedestä sekä kerrostuvat sedimentteihin (Matagi ym., 1998, ss. 3–4). Saostuminen on aerobisten kosteikkojen pääasiallinen metallien poistomekanismi, jossa erityisesti alumiini-, rauta- ja mangaani hydroksidit saostuvat sekä pidättyvät kosteikkoon (Skousen, 1994, ss. 622–623).

Metallien saostumista ohjaa ensisijaisesti veden pH. Useimmat metallit pysyvät liukoisina matalassa pH:ssa ja saostuvat korkeassa pH:ssa. (Matagi ym., 1998, s. 4) Esimerkiksi nikkeli ja sinkki saostuvat vasta hyvin emäksisissä olosuhteissa pH:n ollessa 8–9 (Kalin ym., 2006, s. 397). Sen sijaan alumiini saostuu pH:n ollessa yli 6, mutta alle 8. Alumiini pysyy näin ollen liukoisena sekä happamissa että emäksisissä olosuhteissa. (Government of Canada, n.d.) Kosteikoissa rauta saostuu usein ensimmäisenä, pH:n ollessa 3,5 (Boman ym., 2008, ss. 74–75).

Metallit voivat myös saostua muiden toissijaisten metallien kanssa, mitä kutsutaan yhteissaostumiseksi. Rautaoksidien kanssa saostuvat usein kupari, mangaani, nikkeli ja sinkki. Mangaanioksidien kanssa saostuvat puolestaan rauta, nikkeli ja sinkki. Yhteissaostuminen ei ole optimaalisin vaihtoehto metallien pitkäaikaisessa pidättämisessä, sillä rauta- ja mangaanioksidit ovat herkkiä pH:n muutoksille, jolloin oksidit voivat vapauttaa saostuneet metallit takaisin veteen. (Sheoran & Sheoran, 2006, s. 109)

### 3.3 Hapetus- ja pelkistysreaktiot

Metallein toksisuus ympäristölle ja eliöstölle on riippuvaista metallien hapetusasteesta (Yu ym., 2021, s. 7). Esimerkiksi alumiinin ollessa liukoisessa muodossa eli hapetusasteella

$\text{Al}^{3+}$ , pystyy se tunkeutumaan eliöiden soluihin (Sutela ym., 2022, s. 17). Näin ollen metallien hapetusasteen muuttaminen on tärkeää metallien toksisuuden vähentämisessä (Yu ym., 2021, s. 7).

Liunneen hapen määrä sekä pH vaikuttavat suoraan metallien hapettumiseen sekä liukenemattomien yhdisteiden, kuten oksidien, hydroksidien ja oksihydroksidien muodostumiseen (Yu ym., 2021, s. 7). Esimerkiksi rauta esiintyy vähähappisissa olosuhteissa hapetusasteella  $\text{Fe}^{2+}$  (Lahermo ym., 1996, s. 79). Raudan poistamiseksi vedestä, on raudan hapetuttava ensin muotoon  $\text{Fe}^{3+}$ , jolloin raudan on mahdollista saostua.  $\text{Fe}^{2+}$  on hyvin liukoinen neutraaleissa olosuhteissa ja hapettuu  $\text{Fe}^{3+}$  -muotoon pH:n ollessa 4–5. (Sheoran & Sheoran, 2006, s. 108)

Bakteereilla on merkittävä rooli metallien hapettumiselle. pH:n ollessa alle 4, rautaa hapettavat *Thiobacillus ferrooxidansin* -bakteerit toimivat katalyytteinä kiihdyttäen raudan hapettumista. (Boman ym., 2008, s. 74) Bakteereilla on myös tärkeä rooli mangaanin hapettumisen edistämässä, sillä mangaani hapettuu pH:n vaikutuksesta vasta hyvin emäksisissä olosuhteissa pH:n ollessa 8 (Sheoran & Sheoran, 2006, s. 108).

### 3.4 Kasvien ravinteiden otto

Metalli-ionien imeytyminen kasveihin tapahtuu pääsääntöisesti kationinvaihdon avulla. Useilla kasveilla kationinvaihtopaikkojen on havaittu sijaitsevan kasvin soluseinissä, joita on myöhemmin alettu kutsua fyttokelatiineiksi. Negatiivisesti varautuneet fyttokelatiinit ovat metalleja sitovia peptidejä, jotka koostuvat aminohapoista. Useissa tutkimuksissa on havaittu suurimmat metallipitoisuudet erityisesti kasvien juurissa, joilla on keskeinen rooli metallien poistamisessa vedestä. Sen sijaan kasvin lehdet sekä varsi eivät osallistu metallien poistoon samassa määrin. Metallipitoisissa vesissä elävien kasvien on havaittu kehittäneen hyvän metallinsietokyvyn, joka on määräytynyt geneettisesti luonnonvalinnan seurauksena. (Sheoran & Sheoran, 2006, s. 110)

Useilla tekijöillä, kuten pH:lla, kemiallisen hapenkulutuksen tasolla, liunneen hapen määrällä, metallien pitoisuudella, lämpötilalla sekä muiden ionien pitoisuudella voi on merkittävä vaikutus kasvin metallienottokykyyn. Kasvit voivat myös tehostaa muita metallien poistoprosesseja. Kasvien juurien hapenvuoto voi tarjota kosteikkoon aerobist olosuhteet, mikä edistää metallien saostumista sekä oksidien, hydroksidien ja

oksihydroksidien muodostumista. Lisäksi kasvien siirtämä happi voi edistää aerobisten mikro-organismien toimintaa. (Yu ym., 2021, s. 7)

Tyypillisimpiä kosteikkokasveja ovat ilmaversoiset kasvit, veden pinnalla kelluvat kasvit, juurtuneet kellulehtiset, upotetut makrofyytit sekä puut. Metallit imeytyvät ilmaversoisilla sekä pinnalla kelluvilla kasveilla juurien kautta. Veden alla sekä osittain veden alla olevilla kasveilla metallien imeytyminen tapahtuu sekä lehtien että juurien avulla. Uposkasvit voivat poistaa metalleja sekä vedestä, että sedimenteistä. Kasvien metallienotto-kyky sekä -nopeus riippuvat kasvin kasvunopeudesta ja metallipitoisuuksista kasvisoluissa. Kasvikohtaista pinta-alaa kohti laskettuna metallienotto on tehokkainta ruohovartisilla kasveilla, kuten järviruo'olla ja muilla makrofyyteillä. (Sheoran & Sheoran, 2006, s. 111)

### 3.5 Metallien poistoon vaikuttavat olosuhteet sekä tekijät kosteikoissa

Useilla tekijöillä on vaikutusta kosteikon metallien poistokykyyn, mikä tekee kosteikkojen prosessien hallinnasta sekä optimoinnista haasteellista. Merkittävimpiä tekijöitä kosteikon metallien poistotehokkuuteen ovat pH, kemiallinen hapenkulutus, liuenneen hapen määrä, metallien pitoisuus sekä lämpötila. (Yu ym., 2021, s. 1)

pH:lla on merkittävä vaikutus metallien adsorboitumiseen, saostumiseen, yhteissaostumiseen, mikrobiologiseen toimintaan ja monimuotoisuuteen sekä kasvien toimintaan ja kasvuun. Kosteikon tehokkuutta on mahdollista parantaa merkittävästi nostamalla pH:ta. Emäksisemmissä olosuhteissa adsorbenttien, kuten savi- ja orgaanisten aineiden hiukkasten tai rautaoksidien pintavaraus muuttuu entistä negatiivisemmaksi, mikä edesauttaa positiivisten metallikationien adsorboitumista. Lisäksi korkeampi pH helpottaa useimpien metallien saostumista. (Yu ym., 2021, s. 8)

Alhainen kemiallisen hapenkulutuksen taso voi heikentää kosteikon mikrobien toimintaa, sillä mikro-organismit tarvitsevat orgaanista hiiltä lisääntymiseen sekä kasvuun. Orgaanisen hiilen lisääminen kosteikkoon on todettu parantavan mikrobitoimintaa, mikä tukee epäsuorasti kasvien kasvua sekä niiden kykyä kerätä metalleja. (Yu ym., 2021, s. 8–9)

Liuenneen hapen pitoisuudella on suora yhteys siihen, kuinka metallit poistuvat vedestä. (Yu ym., 2021, s. 9). Kosteikot voidaan jakaa liuenneen hapen määrän perusteella anaerobisiin sekä aerobisiin kosteikkoihin. Aerobisissa kosteikoissa päätavoitteena on tehostaa metallien hapettumisreaktioita, joiden seurauksena metallit sedimentoituvat

oksideina, oksyhydrokseina ja hydrokseina kosteikkojen pohjalle. (Vestola & Mroueh, 2008, ss. 24–25) Aerobiset kosteikot soveltuvat tilanteisiin, joissa rauta on pääasiallinen poistettava metalli, ja joissa pH on lähellä neutraalia (Pat-Espadas ym., 2018, s. 6). Aerobiset olosuhteet johtavat useimpien mikrobien aktiivisuuden kasvuun sekä hiilidioksidin syntymiseen mikrobien metaboliatuotteena. Hiilidioksidi muodostaa veteen liuetessaan hiilihappoa, joka laskee kosteikon pH:ta. Aerobiset kosteikot soveltuvatkin erityisesti emäksisissä vesissä esiintyvien metallien poistamiseen. (Yu ym., 2021, s. 9)

Anaerobisten kosteikkojen päätavoitteena on tehostaa veden kemiallisia- ja mikrobiologisia pelkistysreaktioita, jotka nostavat veden pH:ta ja tuottavat alkaliniteettä (Vestola & Mroueh, 2008, s. 24–25). Anaerobiset olosuhteet soveltuvat erityisesti happamien vesien käsittelyyn, jolloin hapettomissa olosuhteissa toimivat sulfaattia pelkistävät mikrobit (sulphate reduction bacteria, SRB) estävät sulfidisten materiaalien hapettumisen sekä edistävät liukenemattomien metallisulfidien muodostumista (Yu ym., 2021, s. 9).

Metallien pitoisuudella saattaa olla merkittävä vaikutus kosteikon toimintaan, sillä korkeat metallipitoisuudet lisäävät sidottavien ionien määrää verrattuna tarjolla oleviin adsorptiopaikkoihin. Korkeat metallipitoisuudet voivat myös häiritä kasvien ja mikrobien toimintaa sekä kasvua ja näin ollen vaikeuttaa metallien poistoprosesseja. (Yu ym., 2021, s. 9) Ongelmia syntyy, kun happo- ja metallikuormitus on liian iso kosteikon kokoon nähden ja, kun metallisaostumat täyttävät kosteikon pohjan estäen veden ja pohjasedimentin välisen kosketuksen (Skousen ym., 1999, s. 621).

Myös lämpötilalla on vaikutusta kosteikon metallienpoistoprosesseihin lämpötilan säädelläessä kasvien ja mikro-organismien toimintaa. Alhaiset lämpötilat heikentävät kasvien normaalia kasvua sekä substraattien adsorptiotehokkuutta. Lisäksi sulfaattia pelkistävien bakteerien toiminta voi häiriintyä aerobisten mikro-organismien kilpaillessa SRB:n kanssa orgaanisesta hiilestä. (Yu ym., 2021, s. 9) Näin ollen sulfaatti ei pelkisty sulfidiksi, jolloin maaperästä huuhtoutuu sekä sulfaattia, että liukoisia  $Fe^{2+}$  -ioneja (Yli-Halla, 2022, s. 137).

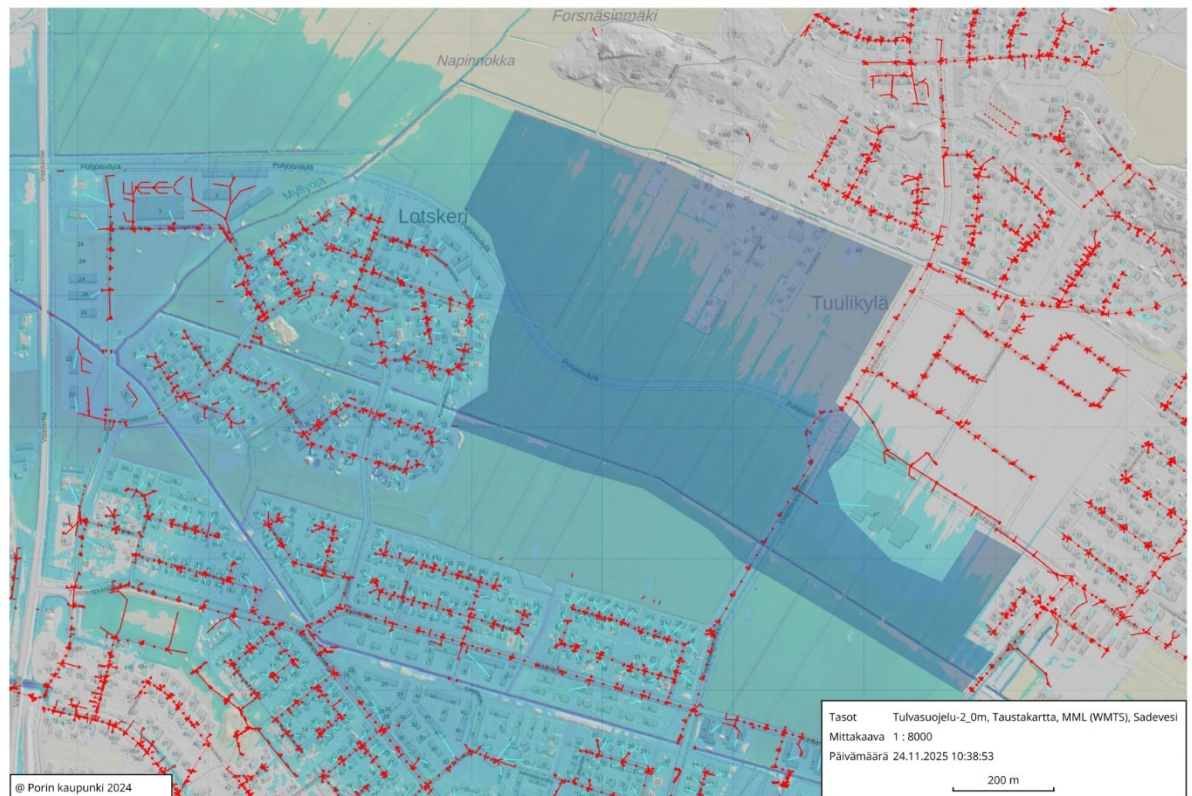
## 4 Aineisto ja menetelmät

Tämän työn tavoitteena oli aineiston pohjalta arvioida Porin Lotskerissa sijaitsevan kosteikon metallien poistotehokkuutta sekä tutkia kosteikolta muihin vesistöihin kulkeutuvia metallimääriä. Kosteikko rakennettiin 1990-luvulla ja se kunnostettiin keväällä 2024

luontopohjaisten hulevesiratkaisujen kehittämiseen keskittyvän hankkeen toimesta. Kosteikolle rakennettiin kivi-, biohiili- ja kalkkikivipatoja, joiden tarkoituksena oli viivyttää veden virtausta, sitoa metalleja sekä neutraloida hapanta vettä. Kosteikon tehokkuutta happamien sulfaattimaiden hallinnassa on seurattu syksystä 2024 asti.

Kuvassa 1 on esitelty Lotskerin kosteikon valuma-alue, joka on kooltaan 55,4 hehtaaria. Valuma-alue koostuu pääosin peltoalueista, jotka salaojitettiin 1960–1970-luvuilla. Valuma-alue sekä kosteikko sijaitsevat happamilla sulfaattimailla. Valuma-alueelle sijoittunut ojitus- ja rakennustoiminta on altistanut maaperässä esiintyvät happamat sulfaattimaat hapelle, jonka seurauksena valuma-alueelta huuhtoutuu kosteikkoon hapanta ja metallipitoista vettä.

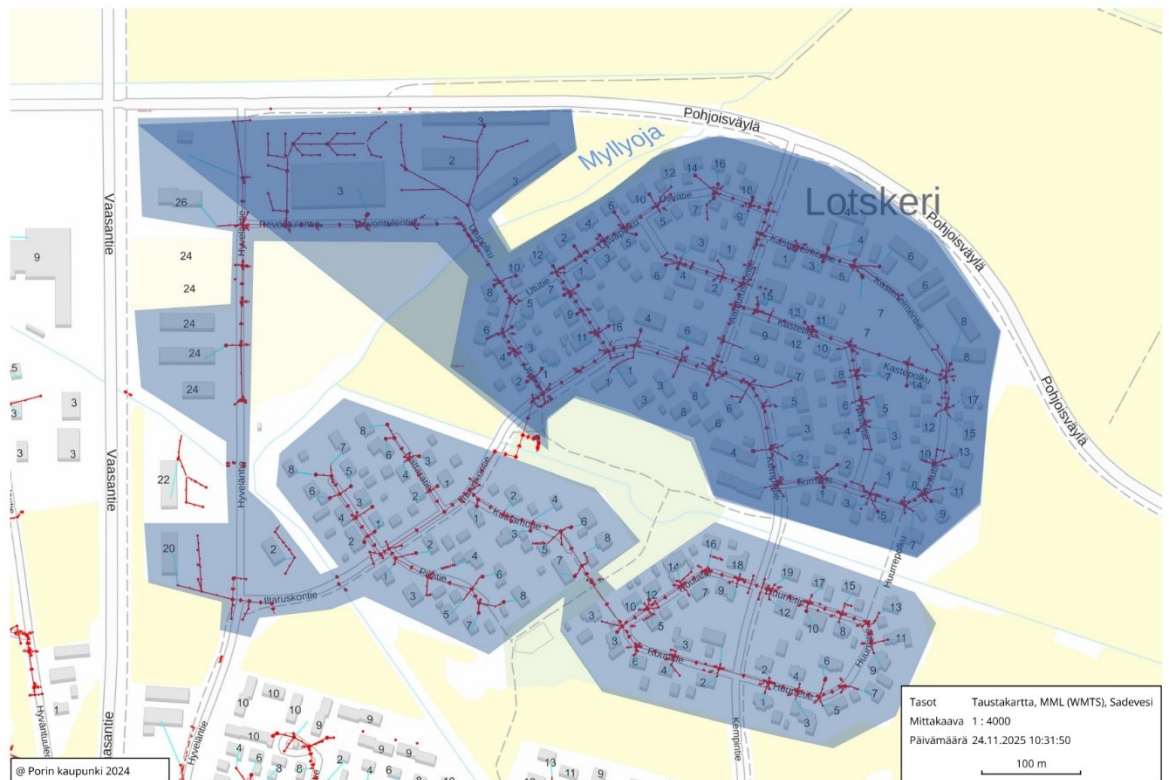
Kuva 1. Lotskerin kosteikon valuma-alue (Porin kaupunki, 2024.).



Kosteikolle kohdistuvaa metalli- ja happamuuskuormitusta lisää merkittävästi kosteikon loppupäähän sijoitettu hulevesikaivon salaojaputki, jonka kautta kosteikkoon ohjataan asutusalueen hulevesiä 33,3 hehtaarin alueelta. Alue, jolta salaojitus- ja kuivatusvesiä kerätään hulevesikaivon, on merkattu kuvaan 2 sinisellä pohjalla. Asuinalue rakennettiin 2000-luvun alkupuolella, jolloin ei ollut vielä tietoa happamien sulfaattimaiden ympäristövaikutuksista sekä sijainneista. Näin ollen rakennustoiminta on altistanut alueella

sijaitsevia sulfidikerroksia hapelle useiden vuosien ajan. Hulevesiä kosteikkoon johtava salaojaputki ei ollut tiedossa kosteikon kunnostusvaiheessa, jolloin kosteikolle sijoitetut patorakenteet sijaitsevat epäoptimaalisesti kosteikon metallien poiston ja happamuuden neutraloimisen kannalta.

Kuva 2. Asuinalueen hulevesikartta (Porin kaupunki, 2024).



Valuma-alueelta kulkeutuvat vedet sekä kosteikolle sijoitettu hulevesien salaojaputki tekevät kosteikosta potentiaalisen ympäristöhaitan kosteikon kuljettaessa hapanta sekä metallipitoista vettä laskeutuviin vesistöihin. Kosteikolta vedet kulkeutuvat kuvaan 3 merkattujen nuolien mukaisesti. Vesi kulkeutuu pienempien purojen kautta Koliujuopaan, joka on ensimmäinen kosteikkoa suurempi vesistö ennen Kokemäenjokea. Koliujuopaa pitkin kulkeutuva vesi ohjautuu pumppaamolle, joka on merkitty kuvaan 3 punaisella ympyrällä. Pumppaamo hidastaa veden virtaamista ja ehkäisee suoria happamuus- ja metallihuuhtoumia Kokemäenjokeen.

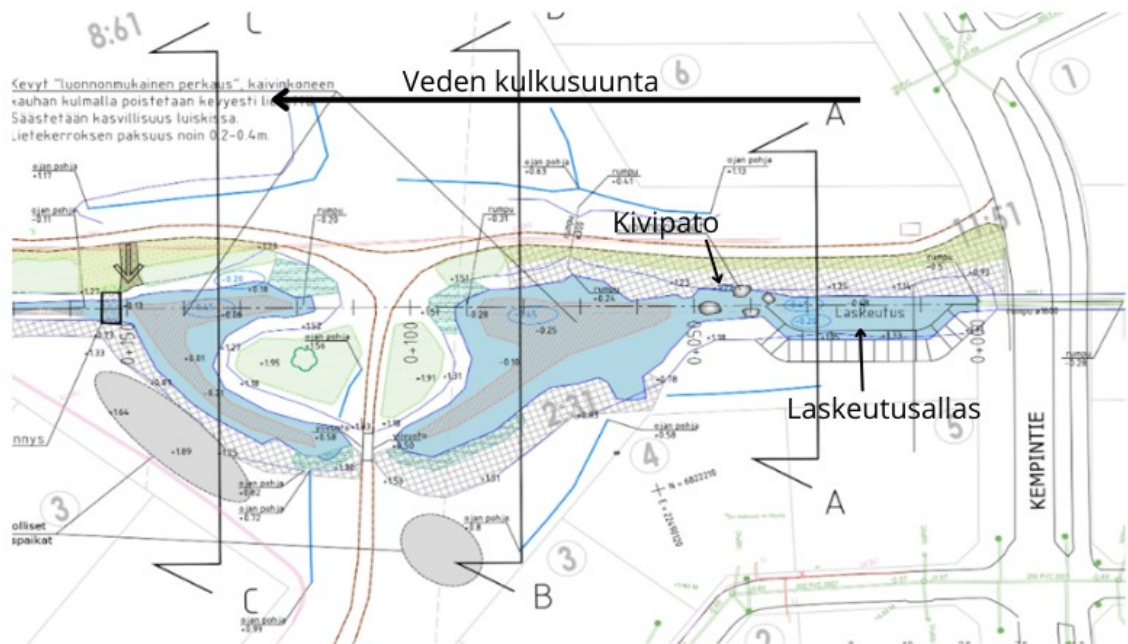
Kuva 3. Veden kulkeutumisreitti kosteikolta alapuolisiin vesistöihin (mukaiillen Porin kaupunki, 2024).



#### 4.1 Kosteikon toimintamekanismit

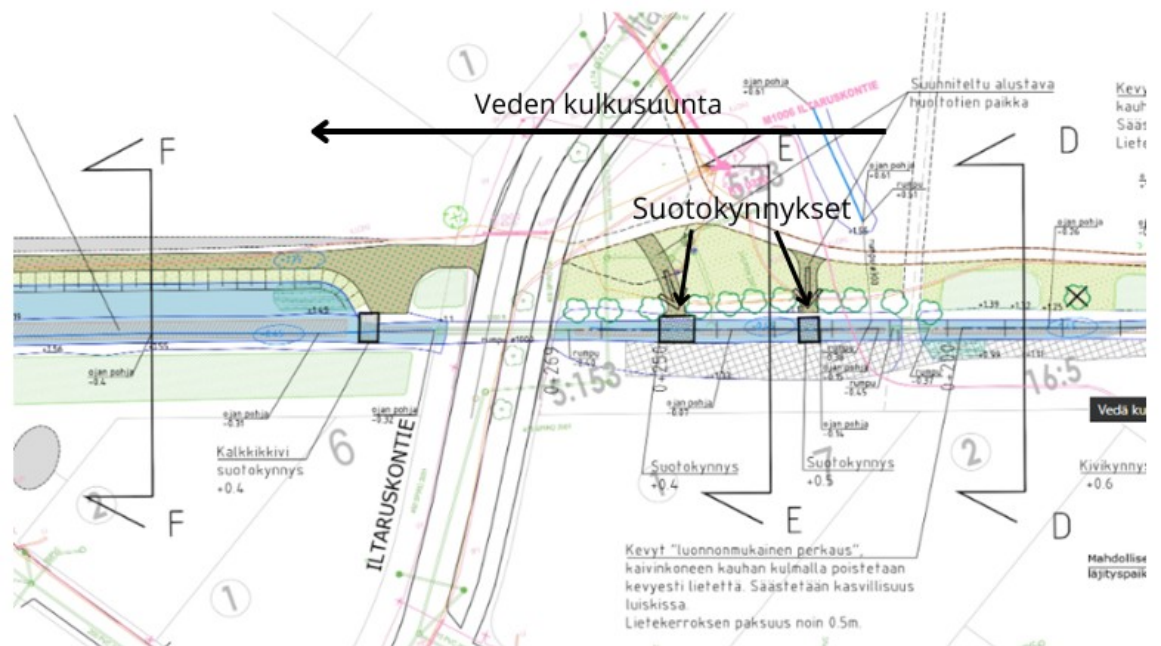
Kosteikon kunnostuksen myötä rakennettujen luontopohjaisten rakenteiden tarkoituksena oli käsitellä kosteikkoon kulkeutuvaa vettä vaiheittain ennen kuin vesi poistuu kosteikolta. Kosteikon alkupäähän rakennettiin kivipato, joka näkyy kuvassa 4. Kivipatoa edeltää laskeutusallas. Kivipadon tavoitteena on hidastaa kosteikolle saapuvan veden virtausta ja edistää kiintoaineen laskeutumista jo kosteikon alkupäähän.

Kuva 4. Pohjakartta Lotskerin kosteikosta (mukaiillen Porin kaupunki, 2024).



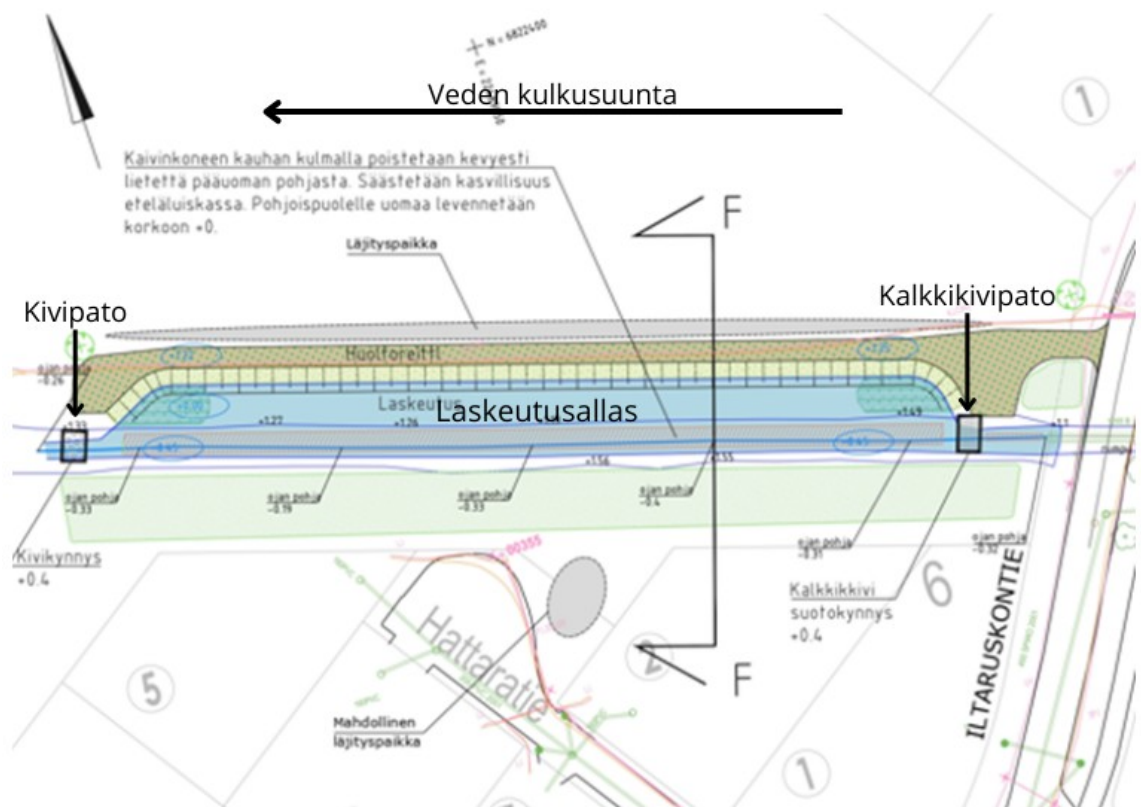
Kivipadon jälkeen kosteikolla sijaitsee kaksi suotokynnystä, jotka näkyvät kuvassa 5. Suotokynnykset koostuvat sepelistä sekä biohiilestä. Sepelin osuus patorakenteesta on 70 % ja biohiilen 30 %. Biohiilipatojen tavoitteena on adsorboida metalleja ja ravinteita sekä neutraloida hapanta vettä.

Kuva 5. Pohjakartta Lotskerin kosteikosta (mukailien Porin kaupunki, 2024).



Biohiilipatojen jälkeen on kalkkikivipato, joka on merkattu kuvaan 6. Pato rakennettiin isoista vaihtelevan kokoisista kalkkikivistä, joiden läpimitta oli noin 50–150 mm. Kalkkikivipadon tavoitteena on nostaa veden pH:ta sekä edistää metallien sakkautumista kuvassa 6 näkyvään laskeutusaltaaseen. Laskeutusaltaan loppupäähän sijoitettiin toinen kivipato, jonka tavoitteena on hidastaa veden virtausta sekä edistää lopunkin kiintoaineksen ja sakan laskeutumista.

Kuva 6. Pohjakartta Lotskerin kosteikosta (mukaiillen Porin kaupunki, 2024).



## 4.2 Tutkittavat metallit sekä tulosten analysoinnissa hyödynnetty aineisto

Tässä tutkimuksessa hyödynnettiin Porin kaupungin KVVY:llä teettämiä metallipitoisuustutkimusten tuloksia. Näytteitä otettiin kosteikolta kolmena ajankohtana: 18.9.2024, 10.3.2025 ja 28.8.2025. Jokaisen näytteenotokerran yhteydessä otettiin näytteet kosteikon alkupäästä ennen kivipatoa sekä kosteikon loppupäästä kivipadon jälkeen. KVVY:n tuottamista tuloksista valikoitiin tähän työhön analysoitavaksi 7 eri metallia: kadmium, kupari, nikkeli, sinkki, alumiini, mangaani sekä rauta. Kyseiset metallit valikoituivat tulosten välisen vertailtavuuden sekä yhdenmukaisuuden perusteella.

Tulosten analysoinnissa hyödynnettiin dataa pH:sta, sadannasta sekä virtaamasta. Virtaaman datan analysointia esitellään osiossa 4.3. pH-arvot ovat peräisin KVVY:n analyyseistä ja kosteikkoon sijoitetun jatkuvatoimisen pH-mittarin tuottamista arvoista. pH-arvot on esitelty taulukossa 1. Työssä pyrittiin hyödyntämään pääsääntöisesti KVVY:n tuottamia pH-arvoja, sillä ne arvioitiin luotettavimmiksi. 18.9.2024 otettujen näytteiden kohdalla hyödynnettiin kosteikkoon sijoitetun jatkuvatoimisen pH-mittarin tuottamia arvoja, sillä kyseiseltä päivältä ei ollut KVVY:n mittaamaa tulosta. Jatkuvatoinen pH-mittari oli sijoitettu kosteikon loppupäähän, joten kosteikon alkupäästä ei ollut saatavilla pH-arvoa.

Taulukko 1. Kosteikolta mitatut pH-arvot (KVVY, 2025 & Grafana, 2025).

Päivä	18.9.2024		10.3.2025		28.8.2025	
Sijainti	Kosteikon alkupää	Kosteikon loppupää	Kosteikon alkupää	Kosteikon loppupää	Kosteikon alkupää	Kosteikon loppupää
pH	-	5,3	5,2	5	7,1	4

Tutkimuksessa hyödynnetyt sadannan arvot ovat peräisin Grafanan datasta. Grafanaan sademäärän data päivittyy kymmenen minuutin välein. Analysoinnin helpottamiseksi, data muokattiin Excelin avulla laskemalla yhteen päiväkohtainen sadanta sekä päiväkohtaisen sadannan pohjalta kuukausikohtainen sademäärä. Sadannan arvoja päätettiin hyödyntää tutkimuksessa, jotta oli mahdollista arvioida kosteikolta mitattujen virtaaman arvojen todenmukaisuutta. Hyödynnetyt sademäärät on esitelty taulukossa 2.

Taulukko 2. Kuukausien sademäärät (mukaillen Grafana, 2025).

Kuukausi	Sadanta (mm)
<b>2024</b>	<b>287,31</b>
Syys	67,02
Loka	79,19
Marras	91,45
Joulu	49,65
<b>2025</b>	<b>380,98</b>
Tammi	40,64
Helmi	5,93
Maalis	26,48
Huhti	27,5
Touko	49,13
Kesä	76,88
Heinä	83,56
Elo	70,86
Syys	0
<b>Yhteensä</b>	<b>668,29</b>

### 4.3 Kosteikolta kulkeutuvien metallien määrittely

Työn tavoitteena oli arvioida kulkeutuvien metallien määriä eri vuodenaikoina. Kosteikolta kulkeutuvien metallien analysoinnissa hyödynnettiin Grafanan reaaliaikaista dataa virtaamasta sekä KVVY:n tuottamia metallipitoisuuksien tuloksia. Virtaaman data analysoitiin sekä muokattiin hyödynnettävään muotoon Excelin avulla. Jatkuvat toimiset mittalaitteet rekisteröivät virtaaman arvon 30 minuutin välein, joten tulosten analysoinnin helpottamiseksi, datasta laskettiin päiväkohtaiset keskiarvot, joiden pohjalta laskettiin kuukausikohtaiset keskiarvot.

Kosteikolta kulkeutuvien metallien määriä päätettiin tarkastella suhteuttamalla metallipitoisuudet vuodenaajoille taulukon 3 mukaisesti. 18.9.2024 mitatut metallipitoisuudet suhteutettiin vuoden 2024 syyskuun, lokakuun ja marraskuun aikana mitattujen virtaamien arvojen keskiarvoon. 10.3.2025 otettujen näytteiden metallipitoisuudet suhteutettiin maaliskuun, huhtikuun ja toukokuun virtaamista mitattuun keskiarvoon ja 28.8.2025 otettujen näytteiden metallipitoisuudet kesäkuun, heinäkuun ja elokuun virtaamista mitattuun keskiarvoon. Suhteuttamalla metallit vuodenaikakohtaisiin virtaamiin, voitiin arvioida vuodenaikojen sekä vuodenaajoille tyypillisten sääolosuhteiden vaikutusta kulkeutuvien metallien määriin. Taulukon 3 pohjana hyödynnettiin liitteiden 1,2 ja 3 arvoja.

Taulukko 3. Tutkimuksessa hyödynnetyjen virtaamien arvot (mukaillen Grafana, 2025).

	Kuukausi	Virtaama (l/s)	Keskiarvo (l/s)
2024	Syys	51,74	<b>63,91</b>
	Loka	65,97	
	Marras	74,03	
	Joulu	57,32	
2025	Tammi	56,08	<b>53,8</b>
	Helmi	55,95	
	Maalis	55,19	
	Huhti	53,68	<b>35,8</b>
	Touko	52,53	
	Kesä	46,14	
	Heinä	33,24	
Elo	28,03		

Tulosten luotettavuuden parantamiseksi, hyödynnettiin syyskuun 2024 virtaaman keskiarvojen laskennassa arvoja liitteen 1 mukaisesti. Punaisella merkityt arvot voitiin arvioida epäluotettaviksi, joten keskiarvon laadinnassa hyödynnettiin arvoja vihreällä

merkatuilta päiviltä 20.9.2024 ja 28.-30.9.2024. 18.9.2024 otettujen näytteiden analysoinnissa hyödynnettiin näin ollen virtaaman keskiarvoa 51,74 l/s.

Metallipitoisuuksien määrittelyssä käytettiin kosteikon loppupäästä mitattuja metallien liukoisia arvoja. Metallien kokonaispitoisuuksien sijaan liukoiset pitoisuudet kuvastivat paremmin metallien liikkuvuutta sekä mahdollista kulkeutumista kosteikolta. Kulkeutuvien metallien määrittelyssä hyödynnetyt metallipitoisuudet on esitelty taulukossa 4.

Kosteikolta kulkeutuvien metallien määrät laskettiin kaavan 8 mukaisesti. Kulkeutuvien metallien määrät laskettiin ensin vuorokautta kohden, jonka jälkeen arvo kerrottiin kolmen tutkittavan kuukauden päivien summalla.

Kaava 8. Laskukaava, jonka avulla laskettiin kulkeutuvien metallien määrät vuorokauden aikana.

$$\text{Kulkeutuvat metallit vuorokauden aikana} = \left( \text{Virtaama} \frac{\text{m}^3}{\text{s}} \times 86400 \text{ s} \right) \times \text{metallit} \frac{\text{g}}{\text{m}^3}$$

Kulkeutuvien metallimäärien suuruuden ja kuormitustason arvioimiseksi verrattiin kulkeutuvia metallipitoisuuksia tausta-arvoihin, jotka on esitelty taulukossa 4. Tausta-arvoina käytettiin Suomen Geokemian Atlaksessa mainittuja purovesistä mitattuja metallien pitoisuuksia. Kirjassa esitellyt tulokset ovat peräisin valtakunnallisesti kerätyistä yli 1100 purovesinäytteestä ja ne kuvastavat Suomen puroissa yleisesti esiintyviä liukoisten metallien pitoisuuksia. (Lahermo ym., 1996, s. 113)

Taulukko 4. Kulkeutuvien metallien määrittelyssä hyödynnetyt liukoisten metallien pitoisuudet ja tausta-arvot (Lahermo ym., 1996, s. 113 & KVVY, 2025).

	Al (µg)	Cd (µg)	Cu (µg)	Fe (µg)	Mn (µg)	Ni (µg)	Zn (µg)
<b>Tausta-arvo</b>	134	0,04	0,36	91	43	1,17	4,6
<b>18.9.2024</b>	1800	0,52	7,9	95	1800	66	170
<b>10.3.2025</b>	2000	0,6	5,7	2100	1500	60	150
<b>28.8.2025</b>	1800	0,36	7,5	610	1100	40	110

Taulukossa 4 punaisella pohjalla merkityt kosteikolta mitatut metallipitoisuudet ylittävät merkittävästi tausta-arvojen pitoisuuden. Oranssilla pohjalla merkityt metallipitoisuudet ylittävät tausta-arvot vain hieman. Kulkeutuvien metallien määrät laskettiin myös tausta-arvoille, jotta voitiin arvioida Lotskerin kosteikolta kulkeutuvien metallien suuruusluokkaa ja merkittävyyttä.

#### 4.4 Kosteikon metallien poistotehokkuuden määrittely

Työn tavoitteena oli arvioida kosteikon metallien poistotehokkuuden muutoksia eri näytteenottokerojen välillä. Analysoinnissa hyödynnettiin ainoastaan KVVY:n analysoimia metallipitoisuuksien tuloksia. Prosentuaalinen poistotehokkuus laskettiin kadmiumille, kuparille, nikkelille, sinkille, alumiinille, mangaanille sekä raudalle. Poistotehokkuus laskettiin kaavan 9 mukaisesti.

Kaava 9. Metallien poistotehokkuuden laskennassa hyödynnetty kaava.

$$\text{Poistotehokkuus (\%)} = \left( \frac{\text{Kosteikon alkupään arvo} - \text{Kosteikon loppupään arvo}}{\text{Kosteikon alkupään arvo}} \right) \times 100$$

Kosteikon metallien poistotehokkuudessa otettiin huomioon metallien olomuodot, joiden muutoksia analysoidaan poistotehokkuuden ohella. Metallien kiinteiden ja liukoisten pitoisuuksien huomioiminen koettiin tärkeäksi, sillä tiedon avulla voitiin arvioida kosteikolla vallitsevien olosuhteiden vaikutuksia metallien käyttäytymiseen.

### 5 Kosteikolta kulkeutuvien metallien määrät eri vuodenaikoina

Taulukossa 5 on esitelty kosteikolta kulkeutuneiden yksittäisten metallien määrät sekä samoihin virtaamamääriin suhteutettujen tausta-arvojen pohjalta lasketut metallimäärät. Kosteikolta kulkeutuvien metallien määrät poikkesivat merkittävästi tausta-arvoista kaikkina vuodenaikoina. Ainoastaan syksyllä mitattu raudan pitoisuus oli samalla tasolla tausta-arvojen kanssa. Taulukon 5 tarkat arvot löytyvät liitteestä 4.

Taulukko 5. Kulkeutuneiden metallien määrät vuodenaikojen mukaan (mukaillen Grafana, 2025 & KVVY, 2025).

	Virtaama	Al (g)	Cd (g)	Cu (g)	Fe (g)	Mn (g)	Ni (g)	Zn (g)	Yhteensä (g)
Kulkeutuneet metallit välillä syys-marras 2024	502 486 m <sup>3</sup>	9044,7	2,6	39,7	477,4	9044,7	331,6	854,2	19795,0
Tausta-arvo		673,3	0,2	1,8	457,3	216,1	5,9	23,1	1377,7
Kulkeutuneet metallit välillä maaliskouko 2025	427 645 m <sup>3</sup>	8552,9	2,6	24,4	8980,6	6414,7	256,6	641,5	24873,1
Tausta-arvo		573,0	0,2	1,5	389,2	183,9	5,0	19,7	1172,5
Kulkeutuneet metallit välillä kesä-elo 2025	284 567 m <sup>3</sup>	5122,2	1,0	21,3	1735,9	3130,2	113,8	313,0	10437,5
Tausta-arvo		381,3	0,1	1,0	259,0	122,4	3,3	13,1	780,2

Kulkeutuvien metallien määrissä havaittiin selkeä vaihtelu vuodenaikojen välillä. Syksyllä 2024 mitatut virtaamat olivat suurimmat, mikä johtui syyskuun, lokakuun ja marraskuun aikana mitatuista suurista sademääristä. Sademäärät on esitelty taulukossa 2. Syksyllä kosteikolta kulkeutui taulukon 5 mukaisesti erityisen paljon mangaania ja alumiinia, mutta vain vähän rautaa. Liukoisen raudan vähäinen määrä syksyllä oli seurausta sille, että syksynä kulkeutuvien metallien määrät jäivät pienemmiksi kuin seuraavan kevään.

Keväällä kulkeutuvien metallien kokonaismäärät olivat selvästi suurimmat. Kulkeutuvien metallien määrää nosti erityisesti suuri liukoisen raudan pitoisuus. Myös liukoista alumiinia esiintyi kosteikon loppupäässä enemmän kuin muina vuodenaikoina. Tämä käy ilmi taulukosta 4.

Kesän aikaiset vähäiset kulkeutuvien metallien määrät olivat seurausta pienemmästä virtaamamäärästä. Kesällä mitatut metallimäärät olivat samalla tasolla kuin syksyllä, mikä nähdään taulukosta 4. Suhteuttamalla kesällä mitatut metallipitoisuudet syksyllä mitattuun virtaamaan, olisi kesällä kulkeutunut yhtä paljon metalleja kuin syksyllä. Näin ollen pienempi virtaama ehkäisi metallien kulkeutumista.

## 6 Kosteikon metallien poistotehokkuus eri näytteenottokertojen välillä

Poistotehokkuustuloksien eroihin vaikuttivat erityisesti alumiinin sekä raudan pitoisuudet. Pienin määrä alumiinia esiintyi kosteikon alku- ja loppupäässä 28.8.2025 ja suurin määrä 10.3.2025. Kosteikko ei onnistunut vähentämään minkään näytteenottokerran yhteydessä kadmiumia, kuparia, nikkeliä tai sinkkiä ja kyseiset metallit esiintyivät korkeina pitoisuuksina sekä pääosin liukoisessa muodossa kosteikon alku- ja loppupäässä. Kosteikon loppupäähän sijoitettu hulevesien salaojaputki nosti merkittävästi metallien pitoisuuksia kosteikon loppupäässä kaikkina näytteenottokertoina.

18.9.2024 näytteiden pohjalta lasketut poistotehokkuudet on esitelty taulukossa 6. Taulukon 1 mukaisesti, kosteikon loppupään pH:ksi mitattiin 5,3 ja kosteikon alkupäästä ei ollut saatavilla pH-arvoa. Matala pH näkyi kosteikon loppupäässä erityisesti korkeina liukoisen alumiinin- ja mangaanipitoisuuksina. pH oli kuitenkin riittävän korkea raudan saostumista varten, jolloin rauta esiintyi pääosin saostuneena. Alumiinin poistotehokkuus oli -900 %, joka oli seurausta salaojaputkesta tulevan veden korkeasta alumiinipitoisuudesta. Mangaanin pitoisuuksissa tai liukoisen osuudessa kokonaispitoisuudesta ei tapahtunut merkittävää muutosta kosteikon alku- ja loppupään välillä. Raudan vähäinen liukoisuus sekä positiivinen poistotehokkuus viittasivat raudan esiintyvän kosteikossa pääsääntöisesti kiinteässä muodossa sekä siihen, että salaojaputkesta peräisin oleva rautakuormitus oli alhaisella tasolla. Kadmiumin, kuparin, sinkin ja nikkelin kuormitus lisääntyi kosteikon loppupäässä.

Taulukko 6. Metallien pitoisuudet sekä poistotehokkuus 18.9.2024 (mukaillen KVVY, 2025).

	18.9.2024						Poisto- tehokkuus (%)
	Kosteikon alkupää			Kosteikon loppupää			
	Kok. (µg)	Liu. (µg)	%	Kok. (µg)	Liu. (µg)	%	
<b>Kd</b>	0,38	0,34	<b>89</b>	0,61	0,52	<b>85</b>	-61
<b>Cu</b>	4,3	3,5	<b>81</b>	8,2	7,9	<b>96</b>	-91
<b>Ni</b>	49	48	<b>98</b>	64	66	<b>103</b>	-31
<b>Zn</b>	95	92	<b>97</b>	170	170	<b>100</b>	-79
<b>Al</b>	250	53	<b>21</b>	2500	1800	<b>72</b>	-900
<b>Mn</b>	1900	1700	<b>89</b>	2100	1800	<b>86</b>	-11
<b>Fe</b>	670	30	<b>4</b>	650	95	<b>15</b>	3

Taulukossa 7 on esitelty 10.3.2025 otettujen näytteiden pohjalta lasketut poistotehokkuudet. Kosteikon alkupään pH:ksi mitattiin taulukon 1 mukaisesti 5,2 ja loppupään 5. Matala pH näkyi korkeina alumiini- ja mangaanipitoisuuksina sekä kosteikon

alku- että loppupäässä. Alumiinin poistotehokkuus oli 22 % ja noin puolet alumiinista esiintyi liukoisessa muodossa. Raudan poistotehokkuus oli -183 %, mikä oli seurausta salaojaputken lisäämästä metallikuormituksesta. Kuparin, nikkelin ja sinkin poistotehokkuudet olivat välillä -2 % ja -11 %, mikä viittasi vain pieneen metallipitoisuuksien nousuun kosteikon loppupäässä. Kadmiumin, kuparin, nikkelin ja sinkin liukoisten pitoisuuksien osuudet kokonaispitoisuuksista olivat yli 70 %, mikä viittasi kyseisten metallien esiintyvän kosteikossa pääsääntöisesti liukoisessa muodossa. Kadmiumin pitoisuudet kosteikon alku- ja loppupäässä pysyivät muuttumattomina.

Taulukko 7. Metallien pitoisuudet sekä poistotehokkuus 10.3.2025 (mukaiillen KVVY, 2025).

	10.3.2025						Poisto- tehokkuus (%)
	Kosteikon alkupää			Kosteikon loppupää			
	Kok. (µg)	Liu. (µg)	%	Kok. (µg)	Liu. (µg)	%	
<b>Kd</b>	0,76	0,62	<b>82</b>	0,76	0,6	<b>79</b>	0
<b>Cu</b>	6,3	4,4	<b>70</b>	7	5,7	<b>81</b>	-11
<b>Ni</b>	62	58	<b>94</b>	63	60	<b>95</b>	-2
<b>Zn</b>	150	130	<b>87</b>	160	150	<b>94</b>	-7
<b>Al</b>	5000	2400	<b>48</b>	3900	2000	<b>51</b>	22
<b>Mn</b>	1900	1600	<b>84</b>	1900	1500	<b>79</b>	0
<b>Fe</b>	1200	260	<b>22</b>	3400	2100	<b>62</b>	-183

Taulukossa 8 on esitelty 28.8.2025 otettujen näytteiden pohjalta lasketut poistotehokkuudet. pH:ksi mitattiin taulukon 1 mukaisesti kosteikon alkupäässä 7 ja loppupäässä 4. Korkeampi pH edisti metallien poistumista kosteikon alkupäässä, mutta salaojaputki lisäsi merkittävästi metallikuormitusta kosteikon loppupäässä. Kadmiumin ja kuparin pitoisuudet olivat kosteikon alkupäässä analysoinnin mittarajojen alapuolella, minkä vuoksi kyseisille metalleille ei ollut mahdollista laskea poistotehokkuutta. Kadmiumin ja kuparin pitoisuuksissa oli kuitenkin havaittavissa pientä nousua kosteikon loppupäässä.

Nikkelin poistotehokkuus oli -179 % ja liukoisen nikkelin osuus kokonaispitoisuudesta kosteikon loppupäässä 100 %. Sinkin kosteikon alkupäässä mitattu pitoisuus alitti analysoinnin mittarajat, joten poistotehokkuutta ei ollut mahdollista laskea. Sinkin pitoisuus kuitenkin kasvoi merkittävästi kosteikon loppupäässä ja liukoisen sinkin osuus kokonaispitoisuudesta oli yli 90 %. Mangaanin liukoisen pitoisuuden osuus ei muuttunut merkittävästi kosteikon alku- ja loppupään arvojen välillä, mutta -56 % poistotehokkuus viittasi pitoisuuksien nousuun kosteikon loppupäässä. Raudan pitoisuus sekä liukoisuus lisääntyivät kosteikon loppupäässä, mutta suurin osa raudasta esiintyi kiinteässä muodossa sekä kosteikon alku- että loppupäässä.

Taulukko 8. Metallien pitoisuudet sekä poistotehokkuus 28.8.2025 (mukaiillen KVVY, 2025).

	28.8.2025						Poisto- tehokkuus%
	Kosteikon alkupää			Kosteikon loppupää			
	Kok. (µg)	Liu. (µg)	%	Kok. (µg)	Liu. (µg)	%	
<b>Kd</b>	<0,1	<0,08	-	0,3	0,36	<b>100</b>	-
<b>Cu</b>	<10	<5	-	<10	7,5	-	-
<b>Ni</b>	14	11	<b>79</b>	39	40	<b>100</b>	-179
<b>Zn</b>	<20	10	-	120	110	<b>92</b>	-
<b>Al</b>	64	10	<b>16</b>	2400	1800	<b>75</b>	-3650
<b>Mn</b>	900	670	<b>74</b>	1400	1100	<b>79</b>	-56
<b>Fe</b>	950	69	<b>7</b>	1600	610	<b>38</b>	-68

## 7 Johtopäätökset

Tämän työn tavoitteena oli selvittää, miten Lotskerissa sijaitsevan kosteikon kautta kulkeutuvien metallien määrät muuttuivat eri vuodenaikoina ja miten kosteikon metallien poistotehokkuus vaihteli eri näytteenottokertojen välillä. Tutkimuskysymyksiin vastattiin hyödyntämällä KVVY:n tuottamia metallipitoisuustuloksia sekä jatkuvatoimisten mittalaitteiden tuottamaa dataa. Tulosten perusteella arvioitiin mille vuodenaajoille suurimmat kulkeutuvien metallien määrät sijoittuivat ja mitkä tekijät selittivät metallien poistotehokkuuden muutoksia. Lisäksi tavoitteena oli esittää kehitysehdotuksia siitä, kuinka metallien sidontaa voitaisiin tehostaa kosteikolla.

Porin Lotskerissa sijaitsevan kosteikon kulkeutuvien metallien määrät vaihtelivat merkittävästi eri vuodenaikojen välillä. Muutokset olivat pääsääntöisesti seurausta virtaamamäärien sekä liukoisen raudan pitoisuuksien muutoksista. Rautaa kulkeutui eniten keväällä, mikä oli todennäköisimmin seurausta alhaisten lämpötilojen heikentämästä raudan saostumisesta. Syksyllä sekä kesällä kosteikon olosuhteet olivat optimaalisemmat raudan saostumiselle. Johtopäätöksenä voitiin todeta, että sadannalla, sekä sadannan lisäämällä virtaamalla oli merkittävä vaikutus metallien kulkeutumiseen ja suurin määrä metalleja kulkeutui erityisesti ylivirtaamakausina, eli syksyisin ja keväisin.

Hulevesien salaojaputki nosti kosteikon loppupäästä mitattuja metallipitoisuuksia jokaisen näytteenottokerran yhteydessä. Salaojaputki vaikeutti kosteikon metallien poistotehokkuuden arviointia sekä heikensi useimpia tuloksia. Alumiinin ja raudan pitoisuudet muuttuivat eniten eri näytteenottokertojen välillä, sillä kyseiset metallit olivat herkimpiä olosuhteiden muutoksille. Kosteikolta mitattu pH oli liian alhainen nikkelin,

kuparin, kadmiumin tai sinkin saostumiseksi ja kosteikko ei onnistunut vähentämään näitä metalleja minkään näytteenottokerran yhteydessä.

Vähiten salaojaputken kuormitus näkyi keväällä, jolloin metallipitoisuudet olivat jo kosteikon alkupäässä merkittävällä tasolla. Tähän todennäköisinä syinä olivat matala pH kosteikon alku- ja loppupäässä sekä sadannan vaihtelut. Helmikuun sademääräksi mitattiin taulukon 2 mukaisesti vain 5,93 mm ja maaliskuussa 26,48 mm. Talven jälkeen kevään ensimmäiset rankemmat sateet sekä lumien sulamisvedet todennäköisesti huuhtoivat roudan pidättämiä metalleja maaperästä, mikä johti metallipitoisuuksien nousuun erityisesti kosteikon alkupäässä. Talven ja kevään aikana mitatut sademäärät olivat kuitenkin pienempiä kuin syksyllä ja kesällä. Pienempi sademäärä oletettavasti vähensi asuinalueelta kerättävien hulevesien määriä ja niiden ohjaamista kosteikkoon. Näin ollen 10.3.2025 otetun näytteen tulosten voitiin arvioida kuvastavan kosteikon metallien poistotehokkuutta parhaiten, sillä metallikuormitus koostui pääsääntöisesti kosteikkoon luonnollisesti kulkeutuvasta metallikuormituksesta. Tulos antoi todisteita siitä, että salaojaputkesta tulevan metallikuormituksen ollessa pienempi, onnistui kosteikko ainakin osittain pidättämään metalleja paremmin.

Eniten salaojaputken tuoma kuormitus näkyi kesällä, jolloin kosteikon alkupäässä metallipitoisuudet olivat hyvin alhaiset. Taulukossa 2 esitellyt kesäkuun, heinäkuun ja elokuun aikana mitatut korkeat sademäärät lisäsivät todennäköisesti hulevesien ohjaamista kosteikkoon, mikä nosti metallipitoisuuksia kosteikon loppupäässä. Kosteikon alkupään korkea pH edisti valuma-alueelta kulkeutuvien metallien pidättymistä, mutta salaojaputkesta peräisin olevan huleveden happamuus lisäsi metallien liukoisuutta kosteikon loppupäässä. Kesällä kosteikon loppupään pH oli muihin vuodenaikoihin verrattuna alhaisimmalla tasolla. Tämän perusteella oli mahdollista päätellä sulfidisten materiaalien hapettuvan sekä lisäävän maaperän happamuutta erityisesti kesällä, jolloin sadannan ja kuivuuden syklit ovat yleisempiä ja pidempiä.

Johtopäätöksinä voitiin todeta liukoisen raudan pitoisuudella sekä virtaaman suuruudella olevan merkittävin vaikutus kosteikolta kulkeutuvien metallien määriin. Lisäksi voitiin todeta pH:lla sekä sadannalla olevan suurin vaikutus kosteikon metallien poistotehokkuuteen. Erityisesti salaojaputken lisäämä happamuus lisäsi metallien pitoisuuksia sekä liukoisuutta kosteikon loppupäässä. Oli myös todennäköistä, että lämpötiloilla oli huomattava vaikutus kosteikon metallien poistotehokkuuteen sekä metallien käyttäytymiseen. Tätä tuki 10.3.2025 näytteiden tulokset, jolloin alkukevään alhaiset lämpötilat todennäköisesti

heikensivät useimpia metallienpoistomekanismeja, mikä näkyi merkittävinä metallipitoisuuksina sekä kosteikon alku-, että loppupäässä.

Kokonaisuutena voitiin todeta salaojaputkesta sekä valuma-alueelta kosteikkoon kohdistuvan metalli- ja happamuuskuormituksen olleen liian suurta kosteikon kokoon nähden, jolloin kosteikko ei onnistunut pidättämään metalleja vaan pikemminkin edisti niiden kulkeutumista alapuolisiin vesistöihin. Kosteikolta mitatut arvot olivat merkittävästi suurempia kuin tausta-arvot, minkä perusteella kosteikolta kulkeutuvien metallien voitiin arvioida aiheuttavan merkittäviä ympäristöriskejä. Tarkempi tutkimus on kuitenkin tarpeen todellisten ympäristövaikutusten tunnistamiseksi. Kosteikon loppupäästä mitatut matalat pH-arvot ja lisääntynyt metallien liukoisuus viittasivat siihen, että rakenteelliset muutokset tai kosteikkoon kohdistuvan kuormituksen vähentäminen ovat välttämättömiä, jos kosteikon halutaan toimivan metallien kulkeutumista ehkäisevänä rakenteena.

Tämä tutkimus tarjosi konkreettisen kuvan happamien sulfaattimaiden aiheuttamasta metallikuormituksesta sekä painottaa kaikenlaisen happamilla sulfaattimailla tapahtuvan maankäytön riskien analysoinnin tärkeyttä. Tutkimus korosti vesistöjen valuma-aluelähtöistä suojelemista sekä luontopohjaisten ratkaisujen hyödyntämistä metallikuormituksen hallintaan, mikä tuki erityisesti ekologisen kestävyuden periaatteita.

## 8 Pohdinta

Työn tavoitteena oli tutkia, miten kosteikolta kulkeutuvien metallien määrät muuttuivat eri vuodenaikoina ja miten kosteikon metallien poistotehokkuus muuttui eri näytteenottokertojen välillä. Tulokset olivat odotusten mukaisia, sillä kosteikon metallien sidonnan haasteet oli tunnistettu jo ennen tätä tutkimusta. Tutkimuksen myötä oli kuitenkin mahdollista tuottaa konkreettista tietoa happamien sulfaattimaiden aiheuttamasta metallikuormituksesta.

Valuma-alueen ja asuinalueen ominaisuuksien sekä tutkimuksessa saatujen tulosten väliltä voitiin löytää selkeä yhteys. Asuinalueen hulevesien voitiin arvioida olevan merkittävämpi kuormittaja kuin valuma-alueen vesien, mikä näkyi salaojaputken lisäämästä metallikuormituksesta kosteikon loppupäässä. Kosteikon alkupään metallikuormitus aiheutui pääosin peltoalueilta huuhtoutuneista valumavesistä. Valuma-alueella sijainneet pellot salaojitettiin 1960–1970-luvuilla, joten alueella sijainneet sulfidiset materiaalit ovat todennäköisesti kuluneet melkein loppuun 55–65 vuoden aikana. Sen sijaan asuinalue

rakennettiin 2000-luvun alkupuolella, jolloin alueella sijaitsevien sulfidisten materiaalien hapettumista tapahtuu edelleen. Happamia sulfaattimaita esiintyy pitkin Suomen rannikkoaluetta, joten on hyvin todennäköistä, että sulfaattimaille sijoittuvaa kuivatus- ja rakennustoimintaa tapahtuu jatkuvasti. Tutkimuksen pohjalta löydetty yhteys alueellisten ominaisuuksien ja tulosten välillä korostaa sitä, kuinka hapettuneiden sulfaattimaiden ympäristöhaittoja voi syntyä useiden vuosikymmenien ajan. Näin ollen haittojen tunnistaminen, ennaltaehkäisy ja tietoisuuden jakaminen ovat avainasemassa, jotta potentiaalisten happamien sulfaattimaiden aiheuttamia ympäristöongelmia on mahdollista ennaltaehkäistä.

Kulkeutuvien metallien määrien ja poistotehokkuuden tutkimuksia on mahdollista hyödyntää kosteikon tehokkuuden jokapäiväisessä arvioinnissa. Tuloksia voidaan myös käyttää tulevien tutkimustulosten vertailuarvoina, joiden avulla voidaan arvioida kosteikon tehokkuuden muutoksia. Työssä käytetyt menetelmät ovat helposti toistettavissa ja niitä voidaan hyödyntää tulevaisuudessa vastaavissa tutkimuksissa. Lisäksi tulokset voivat toimia pohjana syvällisemmälle tutkimukselle kosteikkojen hyödyntämisestä metallipitoisten ja happamien vesien käsittelyyn.

## 8.1 Tulosten luotettavuus

Kulkeutuvien metallien määrien tulosten luotettavuutta heikensi erityisesti kosteikolta mitatun virtaaman totuudenmukaisuus. Kesäkautena metalleja arvioitiin kulkeutuvan vähemmän kuin muina näytteenottokertoina, mikä oli seurausta pienestä virtaamasta. Kesä-, heinä- ja elokuulle mitattiin kuitenkin suuret sademäärät, joiden pitäisi oletettavasti lisätä myös kosteikolla virtaavan veden määrää. Näin ollen kesäkautena kulkeutuvien metallien määrää ei voida pitää totuudenmukaisena ja määrät ovat todennäköisesti suuremmat, kuin tutkimuksessa saadut tulokset.

Hulevesien salaojaputki heikensi kosteikon metallien poistotehokkuuden arviointia sekä tulosten luotettavuutta, sillä se lisäsi kuormitusta vain kosteikon loppupäässä. Näin ollen tuloksia kosteikon todellisesta metallien poistotehokkuudesta ei ollut mahdollista esittää. Estämällä salaojaputkesta tulevan kuormituksen pääsyä kosteikkoon, voitaisiin arvioida paremmin kosteikon metallien poistotehokkuutta.

Tulosten luotettavuutta arvioitaessa oli myös otettava huomioon kosteikon metallien monimutkaiset poistomekanismit. Metallien poistuminen tapahtui kosteikolla useissa eri

kohdissa ja erilaisten kohtien välisten synergioiden avulla, jolloin oli vaikea arvioida onnistuneen tai epäonnistuneen metallien poiston taustalla vaikuttaneita tekijöitä. Lisäksi näytteenottopäivinä mitatut metallien arvot antoivat vain päiväkohtaisen arvion ja tarkempi tutkimus vaatisi vähintään päivittäistä dataa metallipitoisuuksista.

Tässä työssä saavutetut tulokset olivat siis vain arvioita eivätkä anna täysin todellista kuvaa kosteikon tehokkuudesta tai happamien sulfaattimaiden aiheuttamista ympäristöhaasteista. Tulokset antoivat kuitenkin osiittain kulkeutuvien metallien suuruusluokasta. Koska metallipitoisuudet olivat merkittävät tausta-arvoihin verrattuna, voitiin lisätutkimuksia pitää aiheellisina todellisten haittojen sekä vaikutusten arvioimiseksi.

## 8.2 Kehitysehdotukset

Tässä työssä saavutettujen tulosten pohjalta oli mahdollista arvioida jatkotutkimuksen olevan tarpeellista, mikäli tavoitteena on hyödyntää kosteikkoja laajemmassa mittakaavassa metallipitoisten ja happamien vesien hallinnassa. Tulevissa kosteikkoratkaisuissa on otettava huomioon erityisesti Suomen vuodenaikavaihtelut, jotka luovat haasteita kosteikkojen mekanismien sekä erityisesti biologisten prosessien optimoimiselle ja ylläpidolle. Metallien kulkeutumisen ollessa yhteydessä sääolosuhteisiin sekä vuodenaikoihin, on kosteikoista luotava vesimäärien ja lämpötilojen vaihteluihin mukautuvia.

Kosteikon toiminnan parantaminen edellyttäisi sekä rakenteellisia muutoksia että valuma-alueelta tulevan kuormituksen hallintaa. Kosteikon happamat olosuhteet heikensivät useiden metallien adsorboitumista, hapetus- ja pelkistysreaktioita sekä saostumista, jolloin pidempiaikaisena metallien poistamisen ratkaisuna voitiin esittää kosteikon muuttamista ainakin osittain hapettomaksi. Happamien vesien hallinnassa anaerobiset olosuhteet ovat optimaalisemmat metallien vähentämiseksi, sillä hapettomissa olosuhteissa sulfidiset materiaalit eivät pääse hapettumaan ja pH:ta voidaan nostaa biologisten prosessien myötä (Yu ym., 2021, s. 9). Anaerobisilla olosuhteilla voisi olla mahdollista myös vähentää vaikeasti saostuvien ja adsorboituvien metallien, kuten nikkelin, sinkin, kadmiumin ja kuparin pitoisuuksia. Lisäksi anaerobisilla olosuhteilla on mahdollista estää aerobisten mikrobien toimintaa ja näin ollen ehkäistä happamuutta lisäävän hiilihapon muodostumista (Yu ym., 2021, s. 9).

Anaerobisten olosuhteiden luominen vaatisi todennäköisesti ylimääräisen orgaanisen aineksen lisäämistä kosteikkoon. Tällaisena materiaalina voisi olla mahdollista hyödyntää muiden prosessien sivuvirtoja, mikä edistäisi kiertotalouden periaatteiden toteutumista. Orgaanisen materiaalin valinta sekä lisääminen kosteikkoon edellyttäisi kuitenkin tarkempaa tutkimusta kosteikon mikro-organismien esiintymisestä sekä käyttäytymisestä.

Kosteikon metallien poistotehokkuuteen sekä kulkeutuvien metallien määriin on mahdollista vaikuttaa myös keskittämällä kehitystoimenpiteet kosteikkoon johdettavaan asuinalueen hulevesiin. Vähentämällä hulevesien metallipitoisuutta sekä happamuutta syntypaikoilla, voidaan vähentää hulevesien aiheuttamaa kuormitusta kosteikkoon ja edelleen muihin vesistöihin. Asuinalueen vettä läpäisemättömiä pintoja, kuten asfalttia, tulisi vähentää, jolloin hulevesiä pääsisi imeytymään maaperään. Lisäksi alueelle sekä talojen tonteille voisi rakentaa hulevesiä pidättäviä ja suodattavia rakenteita kuten kasvipainanteita, uomia tai niittyjä. Ratkaisut tuottaisivat todennäköisesti lisäkustannuksia asukkaille ja kaupungille ja niiden toteuttaminen edellyttäisi erilaisten sidosryhmien osallistamista.

Toisena vaihtoehtona on kehittää kosteikon ratkaisua niin, että kosteikko pystyisi käsittelemään suurempia metallikuormituksia. Kosteikolle voisi olla mahdollista sijoittaa lisää suotokynnyksiä sekä kasvillisuutta, kuten erilaisia makrofyyttejä, jolloin kosteikolla olisi enemmän adsorptiopaikkoja metalli-ioneille.

Ratkaisusta riippumatta, kosteikon metallien poistotehokkuuden optimointi edellyttää lisätutkimusta sekä mahdollisesti lisäkustannuksia. Mikäli minkäänlaisia kehitystoimenpiteitä ei toteuteta, pysyy kosteikko metalleja eteenpäin kuljettavana rakenteena pidättämisen sijaan. Pitkällä aikavälillä kosteikon kuljettamat metallit sekä happamuus saattavat aiheuttaa merkittäviä haittoja laskeutuvien vesistöjen kemialliseen sekä ekologiseen tilaan.

## Lähteet

- Autiola, M., Suonperä, E., Suvanto, S., Napari, M., Nylund, M., Kupiainen, V., Vienonen, S., Forsman, J., Suikkanen, T., Auri, J., Boman, A. & Mattbäck, S. (2022). *Happamien sulfaattimaiden kansallinen opas rakennushankkeisiin*. Ympäristöministeriö. <https://tinyurl.com/2p44kkey>
- Boman, A., Åström, M. & Fröjdö, S. (2008). Sulfur dynamics in boreal acid sulfate soils rich in metastable iron sulfide—The role of artificial drainage. *Chemical Geology*, 255(1–2), 68–77. <https://doi.org/10.1016/j.chemgeo.2008.06.006>
- Dent, D. (1986). *Acid Sulphate Soils: A Baseline for Research and Development*. International Institute of Land Reclamation and Improvement. <https://edepot.wur.nl/61984>
- Fitzpatrick, R. W., Shand, P. & Merry, R. H. (2009) Chapter 3. Acid sulphate soils. *Natural History of the Riverland and Murraylands*, 65-111. <https://tinyurl.com/bdcmj2b6>
- Government of Canada. (n.d.). *Aluminum salts final content: chapter 2.3*. Government of Canada. <https://tinyurl.com/5528nruv>
- Grafana Labs. (2025). *Grafana* (Version 11.5.2) [tietokoneohjelmisto, ei-julkinen tutkimusaineisto]
- Kalin, M., Fyson, A. & Wheeler, W. (2006). The chemistry of conventional and alternative treatment systems for the neutralization of acid mine drainage. *Science of The Total Environment*, 366(2-3), 395–408. <https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0048969705008089>
- KVVY. (2025). *Metallipitoisuusanalyysit Porin Lotkserin kosteikolta 18.9.2024, 10.3.2025 ja 28.8.2025*. [ei-julkinen tutkimusaineisto]
- Lahermo, P., Väänänen, P., Tarvainen, T. & Salminen, R. (1996). *Suomen Geokemian Atlas, osa 3: Ympäristökemia – purovedet ja sedimentit*. Geologian tutkimuskeskus. [https://tupa.gtk.fi/julkaisu/erikoisjulkaisu/ej\\_020.pdf](https://tupa.gtk.fi/julkaisu/erikoisjulkaisu/ej_020.pdf)
- Lindgren, A., Jonasson, I. K., Öhrling, C. & Giese, M. (2022). Acid sulfate soils and their impact on surface water quality on the Swedish west coast. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 40, 101019. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101019>
- Maa- ja metsätalousministeriö. (2012). *Guidelines for mitigating the adverse effects of acid soils in Finland until 2020*. Maa- ja metsätalousministeriö. <https://tinyurl.com/525h38je>
- Matagi, S., Swai, D. & Mugabe, R. (1998). A review of Heavy Metal Removal Mechanisms in wetlands. *African Journal of Tropical Hydrobiology and Fisheries*, 8(1), 13–25. <https://doi.org/10.4314/ajthf.v8i1.1386>
- Mayes, W. M., Batty, L. C., Younger, P. L., Jarvis, A. P., Köiv, M., Vohla, C. & Mander, U. (2009). Wetland treatment at extremes of pH: A review. *Science of The Total Environment*, 407(13), 3944–3957. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2008.06.045>
- Nieminen, T., Ihalainen, A. & Uusi-Kämpä, J. (2020). Happamat sulfaattimaat ja ojitus. *Suo*, 71(2), 211-218. <http://86.50.170.180/pdf/article10584.pdf>

- Nuotio, E., Rautio, L.M. & Zित्रa-Bärsund, S. (2009) *Kohti happamien sulfaattimaiden hallintaa*. Maa- ja metsätalousministeriö. <https://tinyurl.com/4hdt99pa>
- Palko, J., Räsänen, M., & Alasaarela, E. (1985). *Happamien sulfaattimaiden esiintyminen ja vaikutus veden laatuun Sirppujoen vesistöalueella*. Vesihallitus. <https://files.core.ac.uk/download/pdf/33734028.pdf>
- Pat-Espadas, A. M., Portales, R. L., Amabilis-Sosa, L. E., Gómez, G. & Vidal, G. (2018). Review of Constructed Wetlands for Acid Mine Drainage Treatment. *Water*, 10(11), 1685. <https://doi.org/10.3390/w10111685>
- Porin kaupunki. (2024). Lotskerin kosteikon valuma-alue [kuva].
- Porin kaupunki. (2024). Asuinalueen hulevesikartta [kuva].
- Porin kaupunki. (2024). Veden kulkeutumisreitti kosteikolta alapuolisiin vesistöihin [kuva].
- Porin kaupunki. (2024). Pohjakartta Lotskerin kosteikosta [kuva].
- Rawlings, D. E. & Kusano, T. (1994). Molecular genetics of *Thiobacillus ferrooxidans*. *Microbiological Reviews*, 58(1), 39–55. <https://doi.org/10.1128/mr.58.1.39-55.1994>
- Sheoran, A. S. & Sheoran, V. Heavy metal removal mechanism of acid mine drainage in wetlands: A critical review. *Minerals Engineering*, 19(2), 105-116. <https://doi.org/10.1016/j.mineng.2005.08.006>
- Skousen, J. (1994). *Overview of passive systems for treating acid mine drainage*. <https://tinyurl.com/2s36a639>
- Skousen, J., Sexstone, A., Cliff, J., Sterner, P., Calabrese, J. & Ziemkiewicz, P. (1999). Acid mine drainage treatment with a combined wetland/anoxic limestone drain: greenhouse and field systems. *Reclamation Sciences*, 1999(1), 621–633. <https://doi.org/10.21000/JASMR99010621>
- Sohlenius, G. & Öborn, I. (2004). Geochemistry and partitioning of trace metals in acid sulphate soils in Sweden and Finland before and after sulphide oxidation. *Geoderma*, 122(2–4), 167–175. <https://doi.org/10.1016/j.geoderma.2004.01.006>
- Sutela, T., Vuori, K.-M., Louhi, P., Hovila, K., Jokela, S., Karjalainen, S. M., Keinänen, M., Rask, M., Teppo, A., Urho, L., Vehanen, T., Vuorinen, P. J. & Österholm, P. (2012). Happamien sulfaattimaiden aiheuttamat vesistövaikutukset ja kalakuolemat Suomessa. *Suomen Ympäristö*, (14). <https://tinyurl.com/mrysuzr>
- The Nature Conservancy. (n.d.). *Artificial Wetlands*. <https://tinyurl.com/upzkkpc3>
- Vestola, E. & Mroueh, U.-M. (2008). *Sulfaatinpelkistyksen hyödyntäminen happamien kaivosvesien käsittelyssä: Opas louhoskäsittelyn hallintaan*. VTT. <https://sarjaweb.vtt.fi/pdf/tiedotteet/2008/T2422.pdf>
- Wallin, J., Karjalainen, A. K., Schultz, E., Järvisistö, J., Leppänen, M. & Vuori, K.-M. (2015). Weight-of-evidence approach in assessment of ecotoxicological risks of acid sulphate soils in the Baltic Sea river estuaries. *Science of The Total Environment*, 508, 452–461. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2014.11.073>

- Yli-Halla, M. (2022). Acid sulfate soils: A challenge for environmental sustainability. *Annales Academiae Scientiarum Fennicae*, 1(1), 124–141. <https://doi.org/10.57048/aasf.122859>
- Ympäristöministeriö. (15.3.2023). *Mitä on kestävä kehitys?* <https://ym.fi/mita-on-kestava-kehitys>
- Yu, G., Li, P., Wang, G., Wang, J., Zhang, Y., Wang, S., Yang, K., Du, C. & Chen, H. (2021). A review on the removal of heavy metals and metalloids by constructed wetlands: bibliometric, removal pathways, and key factors. *World Journal of Microbiology and Biotechnology*, 37 (157). <https://doi.org/10.1007/s11274-021-03123-1>

## Liite 1. Syyskuun, lokakuun ja marraskuun virtaamien päiväkohtaiset keskiarvot.

Syyskuu		Lokakuu		Marraskuu	
01/09/2024	84	01/10/2024	49,1	01/11/2024	62,75
02/09/2024	84	02/10/2024	46,625	02/11/2024	63,3
03/09/2024	84	03/10/2024	44,7	04/11/2024	60,22
04/09/2024	84	04/10/2024	43,0625	07/11/2024	56,15
05/09/2024	84	05/10/2024	41,928571	11/11/2024	54,5
06/09/2024	84	06/10/2024	41,5	14/11/2024	54,5
07/09/2024	84	08/10/2024	43,4625	16/11/2024	54,5
08/09/2024	84	09/10/2024	71,45	17/11/2024	55,1
09/09/2024	84	10/10/2024	76,806383	19/11/2024	54
10/09/2024	84	11/10/2024	80,520833	20/11/2024	53,7
11/09/2024	84	12/10/2024	67,6	22/11/2024	54,5
12/09/2024	84	13/10/2024	58,9	24/11/2024	53,57273
13/09/2024	84	14/10/2024	58,533333	25/11/2024	78,87826
14/09/2024	84	15/10/2024	57,433333	26/11/2024	84
15/09/2024	84	16/10/2024	55,625	27/11/2024	77,59375
16/09/2024	84	17/10/2024	56,7	28/11/2024	70,9
17/09/2024	84	20/10/2024	55,6	29/11/2024	60
18/09/2024	84	21/10/2024	56,7	30/11/2024	58,53333
19/09/2024	84	22/10/2024	57,8	ka.	<b>74,02545</b>
20/09/2024	53,412609	23/10/2024	55,6		
21/09/2024	4,6325	24/10/2024	55,6		
22/09/2024	4,578	25/10/2024	55,6		
23/09/2024	4,291875	27/10/2024	61,833333		
24/09/2024	3,9571739	28/10/2024	61,1		
25/09/2024	4,3115556	29/10/2024	58,533333		
26/09/2024	4,3854545	30/10/2024	56,822222		
27/09/2024	19,957	31/10/2024	57,8		
28/09/2024	44,333333	ka.	<b>65,965922</b>		
29/09/2024	56,7				
30/09/2024	52,51				
ka.	<b>51,738986</b>				

## Liite 2. Maaliskuun, huhtikuun ja toukokuun virtaamien päiväkohtaiset keskiarvot.

Maaliskuu		Huhtikuu		Toukokuu	
01/03/2025	53,729167	01/04/2025	55,370833	01/05/2025	52,44375
02/03/2025	53,5625	02/04/2025	54,797917	02/05/2025	53,02708
03/03/2025	55,147917	03/04/2025	54,75625	03/05/2025	52,89167
04/03/2025	55,94375	04/04/2025	54,0625	04/05/2025	52,71458
05/03/2025	56,952083	05/04/2025	53,708333	05/05/2025	52,25625
06/03/2025	57,891667	06/04/2025	53,316667	06/05/2025	53,20208
07/03/2025	57,1125	07/04/2025	52,835417	07/05/2025	52,00833
08/03/2025	58,166667	08/04/2025	52,583333	08/05/2025	51,85
09/03/2025	57,135417	09/04/2025	52,2625	09/05/2025	51,4375
10/03/2025	58,712766	10/04/2025	52,354167	10/05/2025	50,91042
11/03/2025	58,923404	11/04/2025	54,616667	11/05/2025	50,86458
12/03/2025	56,379167	12/04/2025	54,691489	12/05/2025	50,65833
13/03/2025	55,141667	13/04/2025	54,66875	13/05/2025	51,32292
14/03/2025	55,252083	14/04/2025	54,29375	14/05/2025	52,4
15/03/2025	54,204255	15/04/2025	53,747917	15/05/2025	52,4
16/03/2025	53,604167	16/04/2025	53,175	16/05/2025	52,4
17/03/2025	53,47234	17/04/2025	52,897917	17/05/2025	52,4
18/03/2025	53,245833	18/04/2025	52,758333	18/05/2025	52,4
19/03/2025	53,541667	19/04/2025	53,495833	19/05/2025	52,4
20/03/2025	53,5625	20/04/2025	54,570833	20/05/2025	52,4
21/03/2025	53,666667	21/04/2025	55,554167	21/05/2025	52,4
22/03/2025	53,489583	22/04/2025	54,98125	22/05/2025	61,31034
23/03/2025	53,4	23/04/2025	54,58125	28/05/2025	51,17857
24/03/2025	53,664583	24/04/2025	53,839583	29/05/2025	53,775
25/03/2025	53,8125	25/04/2025	52,9625	30/05/2025	53,975
26/03/2025	54,064583	26/04/2025	52,572917	31/05/2025	53,54792
27/03/2025	54,189583	27/04/2025	52,097917	ka.	<b>52,52541</b>
28/03/2025	54,889583	28/04/2025	52,95625		
29/03/2025	55,989583	29/04/2025	52,810417		
30/03/2025	56,341304	30/04/2025	53,010417		
31/03/2025	55,787234	ka.	<b>53,676998</b>		
ka.	<b>55,187779</b>				

## Liite 3. Kesäkuun, heinäkuun ja elokuun virtaamien päiväkohtaiset keskiarvot.

Kesäkuu		Heinäkuu		Elokuu	
01/06/2025	52,86875	01/07/2025	38,383333	01/08/2025	26,93125
02/06/2025	55,489583	02/07/2025	37,833333	02/08/2025	30,81042
03/06/2025	54,66875	03/07/2025	57,608333	03/08/2025	26,77083
04/06/2025	54,2125	04/07/2025	53,416667	04/08/2025	26,6125
05/06/2025	53,145833	05/07/2025	47,702083	05/08/2025	28,44792
06/06/2025	52,4875	06/07/2025	46,4875	06/08/2025	27,61667
07/06/2025	52,4	07/07/2025	45,089583	07/08/2025	26,31458
08/06/2025	52,4	08/07/2025	43,702083	08/08/2025	25,74167
09/06/2025	52,4	09/07/2025	42,258333	09/08/2025	26,2
10/06/2025	52,4	10/07/2025	41,35625	10/08/2025	26,2
11/06/2025	52,4	11/07/2025	37,09375	11/08/2025	25,42083
12/06/2025	51,410417	12/07/2025	29,147917	12/08/2025	32,11458
13/06/2025	48,275	13/07/2025	28,239583	13/08/2025	28,39583
14/06/2025	45,777083	14/07/2025	28,660417	14/08/2025	27,50625
15/06/2025	44,745833	15/07/2025	28,352083	15/08/2025	27,38958
16/06/2025	44,035417	16/07/2025	27,575	16/08/2025	31,86042
17/06/2025	42,16875	17/07/2025	26,979167	17/08/2025	28,7125
18/06/2025	39,433333	18/07/2025	26,245833	18/08/2025	27,50625
19/06/2025	38,635417	19/07/2025	25,7875	19/08/2025	26,81875
20/06/2025	37,7875	20/07/2025	25,925	20/08/2025	26,56667
21/06/2025	40,722917	21/07/2025	26,360417	21/08/2025	26,40625
22/06/2025	38,383333	22/07/2025	26,0625	22/08/2025	32,01667
23/06/2025	39,5125	23/07/2025	26,222917	23/08/2025	28,12083
24/06/2025	42,772917	24/07/2025	26,016667	24/08/2025	30,9125
25/06/2025	43,254167	25/07/2025	26,085417	25/08/2025	29,31458
26/06/2025	40,53125	26/07/2025	25,879167	26/08/2025	28,43958
27/06/2025	40,041667	27/07/2025	26,2625	27/08/2025	27,80417
28/06/2025	41,333333	28/07/2025	27,047917	28/08/2025	27,25417
29/06/2025	41,091667	29/07/2025	26,795833	29/08/2025	27,04792
30/06/2025	39,322917	30/07/2025	27,745833	30/08/2025	29,9875
ka.	<b>46,136944</b>	31/07/2025	28,133333	31/08/2025	27,82708
		ka.	<b>33,240524</b>	ka.	<b>28,03448</b>

## Liite 4. Vuodenaikojen aikana kulkeutuneiden metallien tarkat arvot.

	Virtaa ma	Al (g)	Cd (g)	Cu (g)	Fe (g)	Mn (g)	Ni (g)	Zn (g)	Yhteensä (g)
Kulkeutuneet metallit välillä syys-marras 2024	502 485,98 m	9044,7477 12	2,6129 27	39,6963 93	477,36168 5	9044,7477 12	331,6407 49	854,2261 73	19795,033 351
Taustaarvo		673,33121 9	0,2009 94	1,80895 0	457,26224 5	216,06897 3	5,879086	23,11435 5	1377,7
Kulkeutuneet metallit välillä maaliskouko 2025	427 645,44 m	8552,9088 00	2,5658 73	24,3757 90	8980,5542 40	6414,6816 00	256,5872 64	641,4681 60	24873,141 727
Taustaarvo		573,04489 0	0,1710 58	1,53952 4	389,15735 0	183,88753 9	5,003452	19,67169 0	1172,5
Kulkeutuneet metallit välillä kesä-elo 2025	284 567,04 m	5122,2067 20	1,0244 41	21,3425 28	1735,8589 44	3130,2374 40	113,8268 16	313,0237 44	10437,520 633
Taustaarvo		381,31983 4	0,1138 27	1,02444 1	258,95600 6	122,36382 7	3,329434	13,09008 4	780,2

**Liite 5. Aineistohallintasuunnitelma**



# **Opinnäytetyön aineistohallintasuunnitelma**

**Opinnäytetyön nimi: Lotskerin kosteikon metallien poistotehokkuus ja kosteikolta kulkeutuvien metallien määrät eri vuodenaikoina**

**Opinnäytetyön tekijä: Veera Seikkula**

## 1 Opinnäytetyön aineiston kuvaus

Opinnäytetyön aineistona käytetään Porin kaupungin KVVY Tutkimus Oy:llä teettämiä metallipitoisuustutkimuksien tuloksia sekä avoimen lähdekoodin ohjelmiston, Grafanan, kosteikolta keräämää dataa virtaamasta, pH:sta ja sadannasta. KVVY:n tutkimukset sisältävät tuloksia kosteikon pH:sta sekä metallien kokonais- ja liukoisista pitoisuuksista.

KVVY:n tulokset ovat PDF tai Excel tiedostoina, joista data tuotiin muokattavaksi Excelliin. Grafanasta datan saa CSV-tiedostoina, jotka siirretään Excelliin muokkaamista varten. Kaikki aineisto muokataan sekä visualisoidaan lopulta Excelissä.

## 2 Aineiston tallennus ja säilytys

Tutkimusaineistoa käsitellään työkoneella sekä henkilökohtaisella tietokoneella. Aineisto muokataan ainoastaan Excelissä, johon vain opinnäytetyön tekijällä on pääsy. Alkuperäistä aineistoa pääsee käsittelemään opinnäytetyöprosessin aikana samat henkilöt, joilla on muutoinkin oikeudet aineistoon. Näitä ovat Porin kaupungin työntekijät, jotka työskentelevät hankkeessa, kollegat sekä hankepartnerit. Aineisto on jaettuna Porin kaupungin Teams -tiedostoihin sekä Porin kaupungin työntekijöiden omiin sijainteihin.

## 3 Henkilötietojen ja arkaluonteisten tietojen käsittely

En kerää opinnäytetyössäni henkilötietoja.

## 4 Aineiston omistajuus

Aineiston omistaa Porin kaupunki.

## 5 Aineiston jatkokäyttö työn valmistumisen jälkeen

Tutkimusaineistoani ei anneta jatkokäyttöön. Aineisto säilytetään tietoturvallisesti vuoden ajan opinnäytetyön hyväksymispäivästä, jotta opinnäytetyön tulokset voidaan tarvittaessa varmistaa ja hävittää tämän jälkeen aineisto tietoturvallisesti.